

Федеральный исследовательский центр  
«Карельский научный центр  
Российской академии наук»



# **ТРУДЫ**

## **КАРЕЛЬСКОГО НАУЧНОГО ЦЕНТРА РОССИЙСКОЙ АКАДЕМИИ НАУК**

№ 9, 2021

Серия ЛИМНОЛОГИЯ И ОКЕАНОЛОГИЯ

Петрозаводск  
2021

Главный редактор  
А. Ф. ТИТОВ, член-корр. РАН, д. б. н., проф.

Редакционный совет

А. М. АСХАБОВ, академик РАН, д. г.-м. н., проф.; О. Н. БАХМЕТ (зам. главного редактора), член-корр. РАН, д. б. н.; А. В. ВОРОНИН, д. т. н., проф.; И. В. ДРОБЫШЕВ, доктор биологии (Швеция – Канада); Э. В. ИВАНТЕР, член-корр. РАН, д. б. н., проф.; Х. ЙООСТЕН, доктор биологии, проф. (Германия); А. М. КРЫШЕНЬ, д. б. н.; Е. В. КУДРЯШОВА, д. флс. н., проф.; О. Л. КУЗНЕЦОВ, д. б. н.; Н. В. ЛУКИНА, член-корр. РАН, д. б. н., проф.; В. В. МАЗАЛОВ, д. ф.-м. н., проф.; Н. Н. НЕМОВА, член-корр. РАН, д. б. н., проф.; О. ОВАСКАЙНЕН, доктор математики, проф. (Финляндия); О. Н. ПУГАЧЕВ, академик РАН, д. б. н.; С. А. СУББОТИН, доктор биологии (США); Д. А. СУБЕТТО, д. г. н.; Н. Н. ФИЛАТОВ, член-корр. РАН, д. г. н., проф.; Т. Э. ХАНГ, доктор географии (Эстония); П. ХЁЛЬТТЯ, доктор геологии, проф. (Финляндия); К. ШАЕВСКИЙ, доктор математики, проф. (Польша); В. В. ЩИПЦОВ, д. г.-м. н., проф.

Редакционная коллегия серии «ЛИМНОЛОГИЯ И ОКЕАНОЛОГИЯ»

Н. Л. БОЛОТОВА, д. б. н., проф.; А. В. ЗИМИН, д. г. н.; В. Н. ЗЫРЯНОВ, д. ф.-м. н., проф.; Н. В. ИЛЬМАСТ, д. б. н.; С. Д. ГОЛОСОВ, к. ф.-м. н.; С. Ф. КОМУЛАЙНЕН, д. б. н.; А. В. КУРАЕВ, к. г. н.; Е. А. КУРАШОВ, д. б. н.; М. ЛЕППЯРАНТА, доктор; Л. Е. НАЗАРОВА (зам. ответственного редактора), к. г. н.; И. Ш. НОРМАТОВ, д. х. н., проф.; Л. А. ПЕСТРЯКОВА, д. г. н.; Т. И. РЕГЕРАНД (ответственный секретарь), к. б. н.; А. В. РЫЖАКОВ, к. х. н.; А. Ю. ТЕРЖЕВИК, к. т. н.; А. П. ФЕДОТОВ, д. г.-м. н.; Н. Н. ФИЛАТОВ (ответственный редактор), чл.-корр. РАН, д. г. н., проф.; Г. Т. ФРУМИН, д. х. н.

*Издается с января 2009 г.*

Адрес редакции: 185910, Петрозаводск, ул. Пушкинская, 11  
Тел. (8142)762018; факс (8142)769600  
E-mail: [trudy@krc.karelia.ru](mailto:trudy@krc.karelia.ru)

Электронная полнотекстовая версия: <http://transactions.krc.karelia.ru>; <http://journals.krc.karelia.ru>

Karelian Research Centre of the Russian Academy of Sciences

# **TRANSACTIONS**

**of the KARELIAN RESEARCH CENTRE  
of the RUSSIAN ACADEMY of SCIENCES**

No. 9, 2021

LIMNOLOGY AND OCEANOLOGY Series

Petrozavodsk  
2021

Editor-in-Chief

A. F. TITOV, RAS Corr. Fellow, DSc (Biol.), Prof.

Editorial Council

A. M. ASKHABOV, RAS Academician, DSc (Geol.-Miner.), Prof.; O. N. BAKHMET (Deputy Editor-in-Chief), RAS Corr. Fellow, DSc (Biol.); I. V. DROBYSHEV, PhD (Biol.) (Sweden – Canada); N. N. FILATOV, RAS Corr. Fellow, DSc (Geog.), Prof.; T. E. HANG, PhD (Geog.) (Estonia); P. HÖLTTÄ, PhD (Geol.), Prof. (Finland); E. V. IVANTER, RAS Corr. Fellow, DSc (Biol.), Prof.; H. JOOSTEN, Dr. (Biol.), Prof. (Germany); A. M. KRYSHEN', DSc (Biol.); E. V. KUDRYASHOVA, DSc (Phil.), Prof.; O. L. KUZNETSOV, DSc (Biol.); N. V. LUKINA, RAS Corr. Fellow, DSc (Biol.), Prof.; V. V. MAZALOV, DSc (Phys.-Math.), Prof.; N. N. NEMOVA, RAS Corr. Fellow, DSc (Biol.), Prof.; O. OVASKAINEN, PhD (Math.), Prof. (Finland); O. N. PUGACHYOV, RAS Academician, DSc (Biol.); V. V. SHCHIPTSOV, DSc (Geol.-Miner.), Prof.; S. A. SUBBOTIN, PhD (Biol.) (USA); D. A. SUBETTO, DSc (Geog.); K. SZAJEWSKI, PhD (Math.), Prof. (Poland); A. V. VORONIN, DSc (Tech.), Prof.

Editorial Board of the LIMNOLOGY AND OCEANOLOGY Series

N. L. BOLOTOVA, DSc (Biol.), Prof.; A. P. FEDOTOV, DSc (Geol.-Miner.); N. N. FILATOV (Editor-in-Charge), RAS Corr. Fellow, DSc (Geog.), Prof.; G. T. FRUMIN, DSc (Chem.); N. V. IL'MAST, DSc (Biol.); S. D. GOLOSOV, PhD (Phys.-Math.); S. F. KOMULAINEN, DSc. (Biol.); A. V. KURAEV, PhD (Geog.); E. A. KURASHOV, DSc (Biol.); M. LEPPYARANTA, PhD; L. E. NAZAROVA (Deputy Editor-in-Charge), PhD (Geog.); I. Sh. NORMATOV, DSc (Chem.), Prof.; L. A. PESTRYAKOVA, DSc (Geog.); T. I. REGERAND (Executive Secretary), PhD (Biol.); A. V. RYZHAKOV, PhD (Chem.); A. Yu. TERZHEVIK, PhD (Tech.); A. V. ZIMIN, DSc (Geog.); V. N. ZYRYANOV, DSc (Phys.-Math.).

*Published since January 2009*

*Monthly*

Editorial Office address: 11 Pushkinskaya St., 185910 Petrozavodsk, Karelia, Russia

Tel. (8142)762018; fax (8142)769600

E-mail: [trudy@krc.karelia.ru](mailto:trudy@krc.karelia.ru)

Full-text electronic version: <http://transactions.krc.karelia.ru>; <http://journals.krc.karelia.ru>

© Karelian Research Centre, Russian Academy of  
Sciences (KarRC RAS), 2021

© Northern Water Problems Institute of KarRC RAS, 2021



## ГИДРОФИЗИКА. ГИДРОЛОГИЯ

УДК 556.555.5:551.521.31 (470.22)

### СОЛНЕЧНАЯ РАДИАЦИЯ В ВОДНОЙ ТОЛЩЕ МАЛЫХ ОЗЕР КАРЕЛИИ

**Н. И. Пальшин, Г. Э. Здорovenнова, Р. Э. Здорovenнов,  
С. Р. Богданов, Т. В. Ефремова, С. Ю. Волков, Г. Г. Гавриленко,  
А. Ю. Тержевик**

*Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН, ФИЦ «Карельский научный центр РАН»,  
Петрозаводск, Россия*

Изучено распределение солнечной радиации в водной толще трех малых озер Южной Карелии в период ледостава и открытой воды. Измерения проведены в режиме автономных станций в период весенней подледной конвекции (с 27 марта по 6 апреля 2020 г.) на озерах Вендюрское и Голубая ламба. В период открытой воды 2020 г. на этапе раннего лета (июнь) и осенью (октябрь) выполнено зондирование водной толщи озер с использованием зонда RBR-Concerto. Установлено, что поток солнечной радиации быстро убывает с увеличением глубины в озерах Вендюрское и Риндозеро и практически равен нулю глубже 3–4 м в период открытой воды и 2–3 м в период ледостава. В прозрачной Голубой ламбе глубина фотической зоны может достигать дна в солнечные дни ( $> 6-7$  м). По данным измерений оценены значения коэффициентов экстинкции, которые составили для периода открытой воды  $0,99-1,97 \text{ м}^{-1}$  в озере Вендюрском,  $1,60-1,88 \text{ м}^{-1}$  в озере Риндозеро,  $0,12-0,14 \text{ м}^{-1}$  в Голубой ламбе. В период весенней подледной конвекции в Голубой ламбе значения коэффициентов экстинкции, осредненные для слоя 0–2,9 м, составили  $0,47-0,57 \text{ м}^{-1}$ . Сравнение полученных нами показателей ослабления солнечной радиации с оцененными ранее позволяет заключить, что оптические свойства водной толщи озер не претерпели заметных изменений в течение последних 30–40 лет на фоне меняющегося регионального климата и антропогенного воздействия (форелевое хозяйство на озере Вендюрском).

**К л ю ч е в ы е с л о в а:** малое озеро; солнечная радиация; фотосинтетическая активная радиация; период открытой воды; период ледостава; коэффициент экстинкции.

**N. I. Pal'shin, G. E. Zdorovennova, R. E. Zdorovennov, S. R. Bogdanov,  
T. V. Efremova, S. Yu. Volkov, G. G. Gavrilenko, A. Yu. Terzhevnik. SOLAR  
RADIATION WITHIN THE WATER COLUMN OF SMALL KARELIAN LAKES**

Measurements of solar radiation fluxes were taken with minute discreteness from March 27 to April 6, 2020 in the subglacial layer of Lake Vendyurskoe and in the water column of Lake Golubaya Lamba at 0–2.9 m depths. Seasonal surveys using the RBR-

Concerto probe in the vertical sounding mode were carried out in these lakes and in Lake Rindozero in early summer (June) and in autumn (October). When the ice was 40 cm thick and the snow was 1–2 cm thick, the solar radiation flux in the under-ice layer of Lake Vendyurskoe reached 90–100 W/m<sup>2</sup>, and when snow covered the surface, it sharply decreased to almost zero. With the same ice and snow thickness, the flux of photosynthetic active solar radiation (PAR) reached 360–410 μmol/(m<sup>2</sup>·s) in the under-ice layer of Golubaya Lamba. For Golubaya Lamba, the values of the extinction coefficients averaged for 0–2.9 m depths were 0.47–0.57 m<sup>-1</sup> during the spring under-ice period; the depth of 1 % irradiation (photic zone) calculated from these values was 3.2–6.7 m, meaning it can reach the bottom on some sunny days. In June 2020, PAR fluxes in the surface layer of Lake Vendyurskoe (depth 0.5 m) reached 1000 μmol/(m<sup>2</sup>·s), decreasing to zero below 4 m depth. In Golubaya Lamba, the PAR flux reached 150 μmol/(m<sup>2</sup>·s) at a depth of 4 m in summer, and 50 μmol/(m<sup>2</sup>·s) during the ice-covered period and in autumn. In Lake Rindozero, the PAR flux rapidly decreased with depth and was practically zero below 2 m in June and October 2020. The values of the extinction coefficients for the open water period varied within 0.99–1.97 m<sup>-1</sup> in Lake Vendyurskoe, 1.60–1.88 m<sup>-1</sup> in Lake Rindozero, 0.12–0.14 m<sup>-1</sup> in Golubaya Lamba.

**Key words:** small lake; solar radiation; photosynthetic active radiation; open water period; ice-covered period, extinction coefficient.

## Введение

В течение последних десятилетий происходят глобальные климатические изменения [IPCC..., 2019]: для умеренной зоны отмечается увеличение температуры воздуха, испарения, сумм жидких и смешанных атмосферных осадков, уменьшение доли твердых осадков [Назарова, 2010]. На водоемах фиксируется увеличение поверхностной температуры и сокращение периода ледостава [O'Reilly et al., 2015]. Эти и другие факторы, в том числе растущее антропогенное воздействие, способствуют широкомасштабному повышению концентрации растворенного органического углерода в озерах, что приводит к изменению их цветности – так называемой «браунификации» [Graneli, 2012]. Изменение прозрачности озер также происходит при увеличении поступления взвешенных веществ в периоды половодий и паводков, что может способствовать усилению термической стратификации и отрицательно сказывается на их газовом режиме [Mazumder, Taylor, 1994; Golosov et al., 2012]. Цветность и прозрачность воды играют важную роль в функционировании планктонного сообщества, определяя глубину фотической зоны, в которой наиболее продуктивно проходит фотосинтез органического вещества [Reynolds, 2006]. Современные модели климата и численного прогноза погоды включают параметризацию альбедо поверхности и прозрачности воды озер для учета их влияния на формирование термической стратификации и обменные процессы с атмосферой [Mironov et al., 2010]. Таким образом, очевидна актуальность изучения оптических свойств озер при современных климатических условиях.

Изучение потоков солнечной радиации проводилось в трех небольших озерах Южной Карелии на разных этапах годового термического цикла – в периоды весенней подледной конвекции (март-апрель), формирования летней термической стратификации (июнь) и осеннего охлаждения (октябрь). Цель работы заключалась в выявлении характерных черт освещенности водной толщи малых озер Карелии в годовом цикле.

## Материалы и методы. Описание модели

Объекты исследования – озера Вендюрское, Риндозеро и Голубая ламба, расположенные в южной части Карелии (62°10'–62°20' с. ш. 33°10'–33°20' в. д.), характеризуются заметно отличающейся прозрачностью: в оз. Вендюрском глубина диска Секки достигает 3–4 м, в оз. Риндозеро – 1,5–2 м, в Голубой ламбе – больше 7 м [Чехин, 1987; Озера..., 2013; Отчет..., 2013]. Озера расположены в относительной удаленности от крупных промышленных центров (около 100 км от г. Петрозаводска и 50 км от г. Кондопоги). На северном берегу оз. Вендюрского располагается деревня Вендеры, в юго-западной части акватории более 10 лет функционирует форелевое хозяйство. Все указанные водоемы используются местными жителями в целях рыболовства и рекреации. Озера Вендюрское и Риндозеро – мезотрофные, Голубая ламба – олиготрофный водоем. Период ледостава на озерах начинается в ноябре, заканчивается в мае.

Оптические свойства озера Вендюрского достаточно хорошо изучены [Петров и др., 2005; Гавриленко и др., 2015; Zdorovenkov et al., 2016], в отличие от озер Риндозеро и Голубая ламба, на которых проводились лишь эпизо-

дические измерения прозрачности и освещенности водного столба [Чехин, 1987; Озера..., 2013; Отчет..., 2013].

Сезонные полевые измерения потоков солнечной радиации в озерах Вендюрском, Риндозеро и Голубой ламбе в марте-апреле, июне и октябре 2020 г. включали зондирования и установку автономных станций.

Зондирования водной толщи проводились с применением мультипараметрического зонда RBR-Concerto, на котором использовался датчик ФАР Licor (диапазон измерений от 0 до 10000 мкмоль/(м<sup>2</sup>·с), точность ±2 %, спектральный диапазон 400–700 нм).

Коса, оснащенная 8 датчиками фотосинтетически активной солнечной радиации (ФАР, Alec Electronics, Япония), была установлена со льда на Голубой ламбе в период с 27 марта по 6 апреля 2020 г., дискретность измерений составляла одну минуту.

На льду озера Вендюрского на расстоянии 300 м от северного берега, в районе с глубиной около 7 м в период с 27 марта по 6 апреля была установлена радиационная станция. Поток приходящей суммарной ( $Q_d$ ), отраженной ( $Q_r$ ) и подледной ( $Q_u$ ) радиации измерялись с дискретностью в одну минуту с помощью пиранометров «Star-shaped pyranometer» немецкой фирмы Theodor Friderich & Co, Meteorologische Geräte und Systeme (спектральный диапазон коротковолновой солнечной радиации 300–3000 нм).

На северном берегу озера Вендюрского 29 марта 2020 г. была установлена метеостанция для измерения метеопараметров и потоков ФАР (мкмоль/(м<sup>2</sup>·с) в спектральном диапазоне 400–700 нм с дискретностью пять минут. Измерения на метеостанции проводились в период до 23 октября 2020 г.

При проведении полевых работ весной 2020 г. выполнены измерения толщины и описания текстуры снежно-ледяного покрова озер.

Значение альбедо поверхности вычислялось как отношение потока отраженной ( $Q_r$ ) к коротковолновой солнечной радиации, поступающей на поверхность озера ( $Q_d$ ) в спектральном диапазоне 300–3000 нм:

$$\alpha = \frac{Q_r(0)}{Q_d(0)}.$$

Коэффициент экстинкции солнечной радиации в толще воды (м<sup>-1</sup>) оценивался по формуле:

$$k_w(z, z_1) = -\frac{1}{z_1 - z} \ln \left( \frac{Q_d(z_1)}{Q_d(z)} \right),$$

где  $z$  и  $z_1$  – горизонты измерений, м,  $Q_d(z_1)$  и  $Q_d(z)$  – потоки фотосинтетически активной радиации на разных глубинах, мкмоль/(м<sup>2</sup>·с).

Глубина фотической зоны была рассчитана в соответствии с подходом, изложенным в работе [Zdorovenov et al., 2016].

## Результаты и обсуждение

### *Погодные условия, снежно-ледяной покров и оптические свойства озер весной 2020 г.*

Согласно измерениям 27 марта 2020 г., толщина льда изменялась по площади озера Вендюрского от 35 до 49 см, со средним значением 41 см. Средняя толщина снежного льда составляла 15 см (минимум 9 см, максимум 20 см), а кристаллического – 27 см (минимум 21 см, максимум 32 см). Снег на льду практически отсутствовал. При проведении измерений на озере Риндозеро 27 марта толщина льда достигала 45 см, снега – 5 см. На Голубой ламбе толщина льда достигала 48 см, при этом слой кристаллического льда составлял 25 см, слой снега не превышал 1–2 см.

В период измерений на радиационной станции на берегу озера Вендюрского 27 марта – 6 апреля 2020 г. погодные условия характеризовались выраженной изменчивостью: 27–28 марта температура воздуха в дневные часы превышала +10 °С, в ночные опускалась до +3 °С, затем наступило похолодание, и в период с 29 марта по 6 апреля температура воздуха днем повышалась до –1...+3 °С, в ночные часы опускалась до –1...–8 °С. Ясная солнечная погода наблюдалась только 6 апреля, в остальные дни погода была облачной. Снег выпадал 1, 2 и 4 апреля (рис. 1, а).

В период измерений дневные максимумы падающей радиации на поверхности озера Вендюрского достигали 600–800 Вт/м<sup>2</sup> (рис. 1, б). В первые дни измерений 28–31 марта поверхность льда была практически свободна от снега и дневные максимумы потоков отраженной радиации составляли 200–230 Вт/м<sup>2</sup>, подледной – 90–100 Вт/м<sup>2</sup>. После выпадения свежего снега 1–2 апреля 2020 г. дневные максимумы потоков отраженной радиации резко увеличились до 500–700 Вт/м<sup>2</sup>, подледной – уменьшились практически до нуля. Затем по мере стаивания снега потоки отраженной радиации достигали 300–500 Вт/м<sup>2</sup>, подледной – увеличивались до 50–60 Вт/м<sup>2</sup>.

Поскольку погодные условия весны 2020 г. были весьма неустойчивы, отмечалась выраженная изменчивость оптических характеристик снежно-ледяного покрова озера Вендюрского. С 29 марта по 1 апреля температура воздуха в районе исследований была ниже 0 °С. Альбедо снежного льда на оз. Вендюрском

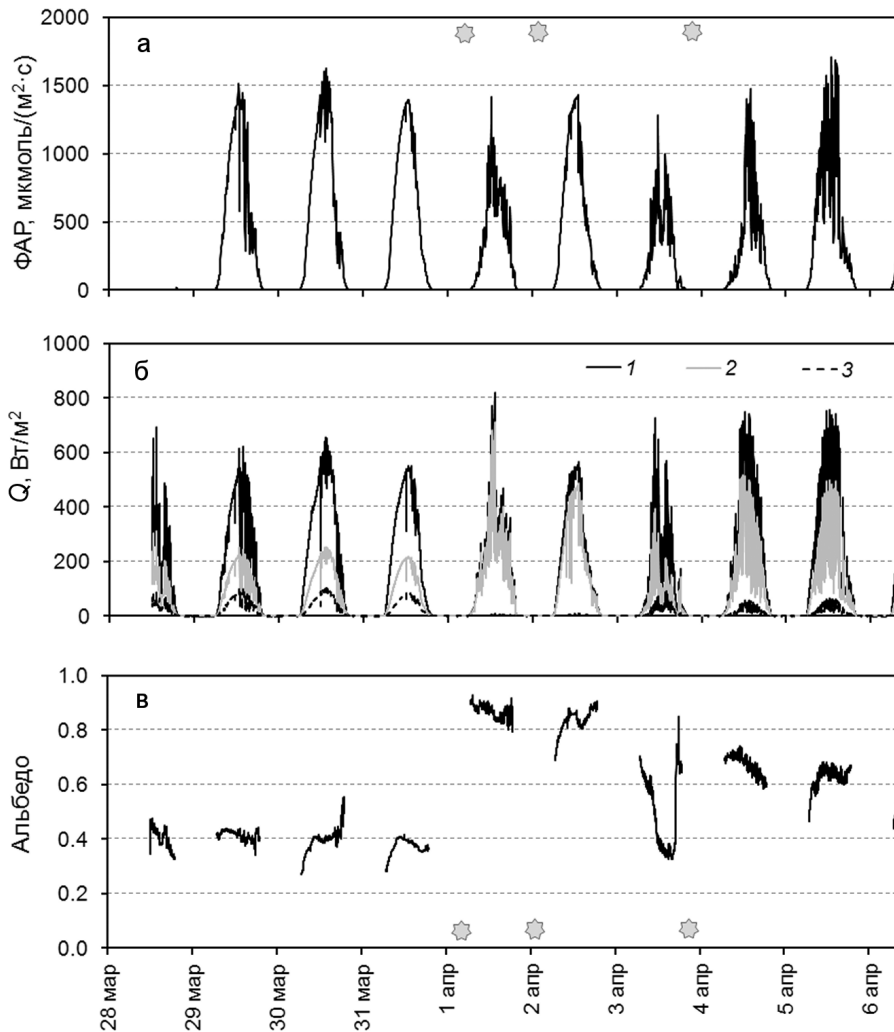


Рис. 1. Поток фотосинтетически активной солнечной радиации по данным метеостанции на северном берегу озера Вендюрского (а), потоки падающей, отраженной и подледной (1–3 соответственно) солнечной радиации по данным радиационной станции на льду озера Вендюрского (б) и альbedo снежно-ледяного покрова оз. Вендюрского (в) в период 28 марта – 6 апреля 2020 г. Символами на панелях (а) и (в) показаны периоды выпадения свежего снега

Fig. 1. Fluxes of photosynthetically active solar radiation according to the meteorological station on the northern shore of Lake Vendyurskoe (a), fluxes of incident, reflected and subglacial (1–3, respectively) solar radiation according to data from the radiation station on the ice of Lake Vendyurskoe (b) and albedo of the snow-ice cover of Lake Vendyurskoe (c) from March 28 to April 6, 2020. Symbols in panels (a) and (c) show the periods of fresh snowfall

составляло  $\sim 0,4$  (рис. 1, в). В первой половине дня 1 апреля выпал мокрый снег, что привело к увеличению альbedo до  $0,8–0,9$ . В ночные часы 3 апреля при положительной температуре воздуха выпали обильные атмосферные осадки (дождь и мокрый снег). В результате при положительной температуре воздуха и большой насыщенности поверхности снежного покрова водой альbedo поверхности озера в дневные часы уменьшилось до  $0,3–0,4$ , но к вечеру вновь увеличилось до  $0,6–0,8$ .

При выпадении мокрого снега 4 апреля альbedo в течение дня изменялось от  $0,7$  до  $0,6$ . В результате ночных заморозков 5 и 6 апреля на поверхности снежного покрова, вероятно, появилась корочка льда, что приводило к уменьшению альbedo в утренние часы до  $0,45–0,55$ , но ее трансформация при положительной температуре воздуха в дневное время способствовала увеличению альbedo до  $0,6–0,7$ .

Полученные нами данные для весны 2020 г. хорошо согласуются с данными многолет-

них измерений потоков солнечной радиации и оценками диапазона изменчивости альbedo поверхности озера Вендюрского в весенний период [Петров и др., 2005; Zdrovennova et al., 2018].

Между потоком ФАР (мкмоль/(м<sup>2</sup>·с), спектральный диапазон 400–700 нм, данные метеостанции; рис. 1, а) и суммарной радиацией  $Q_d$  (Вт/м<sup>2</sup>, спектральный диапазон 300–3000 нм, данные радиационной станции; рис. 1, б) за период с 29 марта по 6 апреля 2020 г. установлена линейная зависимость:

$$Q_d = 0,4074 \text{ ФАР} + 15,427 \quad (R^2 = 0,9124).$$

Полученная зависимость позволяет вычислять величину всего диапазона коротковолновой солнечной радиации (Вт/м<sup>2</sup>), приходящей на поверхность озера, для периодов, когда прямые наблюдения  $Q_d$  не проводились, по данным ФАР-датчика метеостанции (мкмоль/(м<sup>2</sup>·с), в диапазоне 400–700 нм), с учетом влияния ослабления радиации облаками разных ярусов. Предложенный подход повышает точность расчетов по сравнению с оценками по эмпирическим формулам, учитывающим высоту солнца и общую облачность. Поскольку метеостанция проработала до октября 2020 г., с использованием полученной зависимости могут быть проведены расчеты энергетической облученности поверхности озера и потоков тепла до конца подледного периода, когда измерения на льду озера не проводились.

Измерения солнечной радиации ФАР-датчиками в водной толще Голубой ламбы показали достаточно высокую освещенность подледного слоя (измерения проведены до глубины 2,9 м). При отсутствии снега на льду 27–31 марта в дневные часы максимальная освещенность подо льдом достигала 360–410 мкмоль/(м<sup>2</sup>·с), а на глубине 2,9 м – 80–110 мкмоль/(м<sup>2</sup>·с) (рис. 2). При выпадении снега 1–2 апреля максимальные величины освещенности подо льдом уменьшились до 75–85 мкмоль/(м<sup>2</sup>·с), а на глубине 2,9 м составляли всего 10–20 мкмоль/(м<sup>2</sup>·с). По мере таяния снега подледная освещенность увеличивалась и 3 апреля в подледном слое достигла 150–200 мкмоль/(м<sup>2</sup>·с), на глубине 2,9 м – 20–30 мкмоль/(м<sup>2</sup>·с). Очередное выпадение осадков 4 апреля привело к уменьшению освещенности подо льдом до 100–150 мкмоль/(м<sup>2</sup>·с), на глубине 2,9 м – до 15–25 мкмоль/(м<sup>2</sup>·с).

По данным ФАР-датчика метеостанции, установленной на берегу озера Вендюрского, и данным ФАР-датчиков, закрепленных на косе в Голубой ламбе, получены регрессионные зависимости, которые позволили оценить долю освещенности ( $a$ , %) на разных глубинах озера от величины потока ФАР, падающего на поверхность льда. Осредненные за дневные часы значения  $a_z$  для всего периода весенних измерений в 2020 г. для каждой из глубин измерений в водной толще Голубой ламбы приведены в таблице 1. С целью оценки коэффициентов

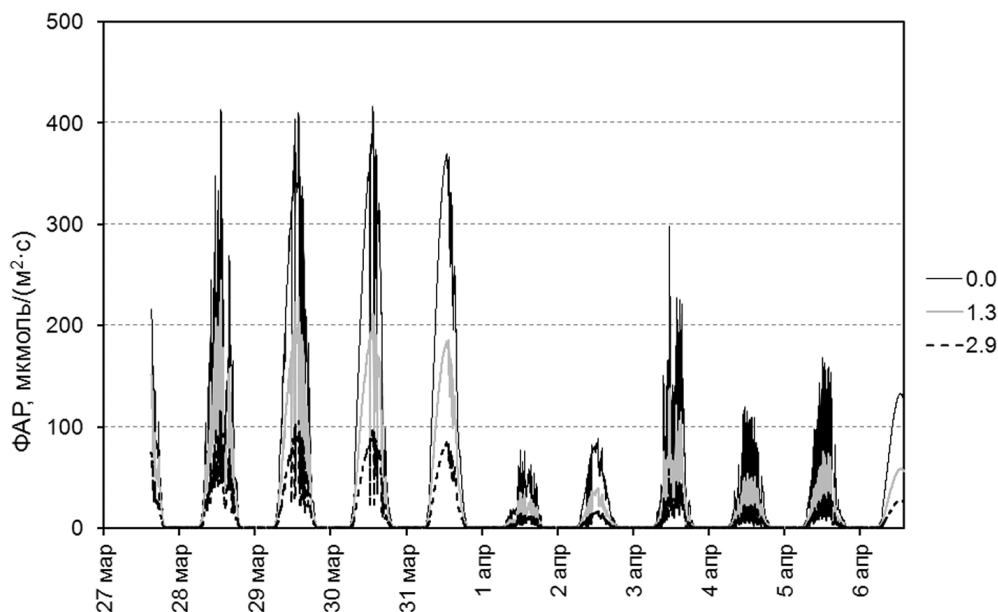


Рис. 2. Потоки ФАР на разных глубинах водного столба Голубой ламбы в период с 27 марта по 6 апреля 2020 г.

Fig. 2. PAR fluxes at different depths of Golubaya Lamba water column from March 27 to April 6, 2020



Таблица 1. Доля ( $a_z$ , %) потока ФАР на разных глубинах водной толщи Голубой ламбы от потока ФАР, падающего на поверхность снежно-ледяного покрова

Table 1. Fraction ( $a_z$ , %) of the PAR flux at different depths of the water column of Golubaya Lamba from the PAR flux falling on the surface of the snow-ice cover

Дата Date	Глубина, м Depth, m							
	0,0	0,5	0,9	1,3	1,7	2,1	2,5	2,9
29.03.2020	24,64	19,65	16,41	13,55	11,06	8,95	7,60	6,24
30.03.2020	24,94	18,67	15,36	12,76	10,34	8,34	7,11	5,82
31.03.2020	26,28	19,09	15,66	13,03	10,59	8,51	7,21	5,92
01.04.2020	5,02	3,40	2,71	2,18	1,82	1,37	1,08	0,93
02.04.2020	5,64	3,87	3,06	2,45	2,00	1,53	1,25	1,06
03.04.2020	19,83	14,07	11,23	9,18	7,36	5,75	4,84	3,94
04.04.2020	7,52	5,04	4,11	3,37	2,80	2,16	1,83	1,53
05.04.2020	7,71	5,13	4,23	3,53	2,87	2,27	1,88	1,59
06.04.2020	8,93	5,69	4,71	3,92	3,22	2,56	2,17	1,81

экстинкции ( $k_w$ ,  $m^{-1}$ ) и толщины фотической зоны, что при отсутствии ледяного покрова близко соответствует глубине 1%-й облученности ( $z_{1\%}$ ), измеренные данные  $a_z$  (табл. 1) были аппроксимированы экспоненциальной зависимостью  $a_z = a_0 \exp(-k_w z)$  (табл. 2). Высокие коэффициенты детерминации ( $R^2$ ) свидетельствуют о достоверности оценок. При расчетах глубины фотической зоны значения  $a_z$  на нижней границе льда ( $z = 0$ ), выраженные в процентах от ФАР на поверхности льда, учитывают ослабление света снежно-ледяным покровом. Данные таблицы 2 показывают, что в весенний подледный период фотическая зона в Голубой ламбе в некоторые дни может достигать дна.

*Измерения потоков ФАР в водной толще озер в период открытой воды 2020 г.*

По данным измерений потоков ФАР в водной толще озер Вендюрское, Риндозеро и Голубая ламба в июне и октябре 2020 г. с помощью зонда RBR-Concerto был установлен характер распределения солнечной радиации в водной толще этих водоемов в безледный период.

В июне 2020 г. потоки ФАР в поверхностном слое озера Вендюрского (глубина 0,5 м) достигали 1000 мкмоль/( $m^2 \cdot c$ ), быстро убывая с увеличением глубины (рис. 3). На глубине 2 м поток ФАР не превышал 200 мкмоль/( $m^2 \cdot c$ ), а глубже 4 м практически равнялся нулю. В октябре 2020 г. освещенность ниже метрового поверхностного слоя была крайне низкой, поток ФАР не превышал 10 мкмоль/( $m^2 \cdot c$ ) (рис. 3). Коэффициенты экстинкции, рассчитанные по данным зондирований для слоя 0–2 м, оказались близки для центральной части озера и для района вблизи форелевого хозяйства и составили

Таблица 2. Аппроксимации ежедневных данных  $a_z$  (%), измеренных на разных горизонтах (табл. 1), экспоненциальной зависимостью. Изменения коэффициентов экстинкции ( $k_w$ ) и глубины фотической зоны ( $z_{1\%}$ ) Голубой ламбы в период с 29 марта по 6 апреля 2020 г.

Table 2. Approximation of daily data  $a_z$  (%), measured at different horizons (Table 1), by exponential dependence. Changes in the extinction coefficients ( $k_w$ ) and the photic zone depth ( $z_{1\%}$ ) of Golubaya Lamba during the period from March 29 to April 6, 2020.

	$a_0$ , %	$R^2$	$k_w$ , $m^{-1}$	$z_{1\%}$ , м
29.03.2020	24,91	0,999	0,478	6,70
30.03.2020	24,30	0,999	0,498	6,46
31.03.2020	25,20	0,998	0,506	6,46
01.04.2020	4,71	0,995	0,577	2,80
02.04.2020	5,29	0,995	0,573	3,02
03.04.2020	18,91	0,997	0,551	5,42
04.04.2020	6,91	0,993	0,536	3,76
05.04.2020	7,08	0,993	0,530	3,85
06.04.2020	7,96	0,987	0,527	4,15

в июне 1,06 и 0,99  $m^{-1}$ , в октябре 1,96 и 1,97  $m^{-1}$  соответственно. Большое отличие коэффициентов экстинкции между этапами раннего лета и осени может быть связано с сезонным развитием фитопланктона.

Зондирование в Голубой ламбе показало, что поток ФАР распространяется до дна водоема, достигая 150–200 мкмоль/( $m^2 \cdot c$ ) на глубине 4 м летом и 50 мкмоль/( $m^2 \cdot c$ ) осенью. Коэффициенты экстинкции для этого водоема менялись мало в течение открытой воды и составляли в июне 0,14  $m^{-1}$ , в октябре – 0,12  $m^{-1}$ .

В Риндозеро поток ФАР быстро убывал с увеличением глубины и глубже 1,5 м был практически равен нулю и в июне и в октябре

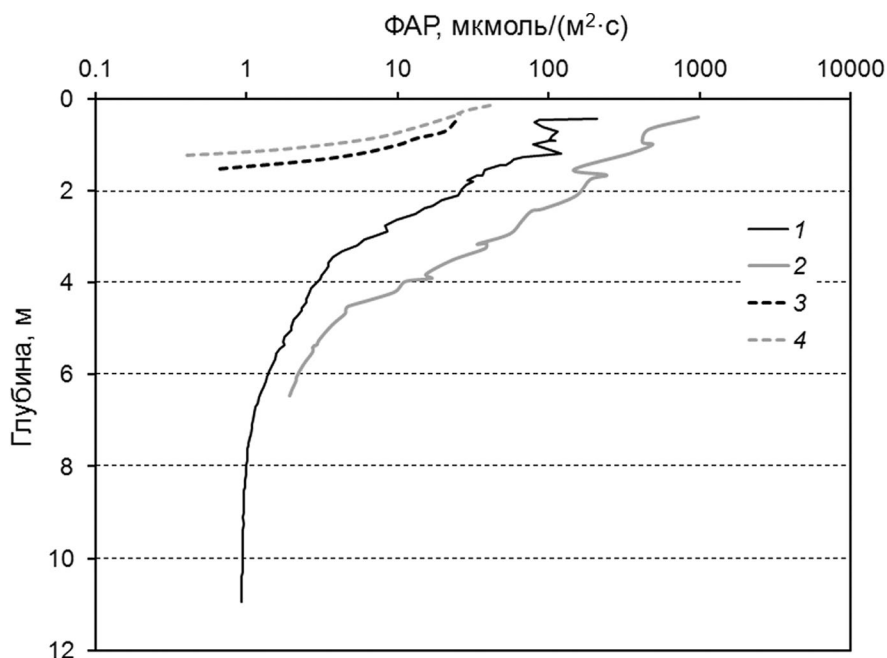


Рис. 3. Потоки ФАР в водной толще озера Вендюрского 26 июня (1 и 2) и 22 октября (3 и 4) 2020 г.:

1 и 3 – центр озера, 2 и 4 – вблизи форелевого хозяйства

Fig. 3. PAR fluxes in the water column of Lake Vendyurskoe on June 26 (1 and 2) and October 22, 2020 (3 and 4):

1 and 3 – the center of the lake, 2 и 4 – near the trout farm

2020 г. Коэффициенты экстинкции, оцененные для слоя 0–2 м в июне и слоя 0–1 м в октябре, составили 1,88 и 1,6 м<sup>-1</sup> соответственно.

Измерения подводной облученности на озерах Вендюрской группы в начале 1980-х гг. показали, что осредненные по глубине фотической зоны значения коэффициентов экстинкции в летний период составляют для центральной части озера Вендюрского 0,82 м<sup>-1</sup>, для озера Риндозеро – 2,07 м<sup>-1</sup>, для Голубой ламбы – 0,3 м<sup>-1</sup> [Чехин, 1987]. По данным измерений потоков солнечной радиации в водной толще озера Вендюрского в период открытой воды в 2013 и 2014 гг., то есть в первые годы работы форелевого хозяйства, установлено, что максимальные значения коэффициента экстинкции наблюдались в поверхностном слое озера в мае и составляли 1,9–2,1 м<sup>-1</sup>, в июне были незначительно меньше и изменялись в пределах 1,5–1,75 м<sup>-1</sup> [Гавриленко и др., 2015]. По вертикали отмечалось уменьшение величины коэффициента экстинкции: глубже 1,5 м его значения составляли 0,9–1,25 м<sup>-1</sup>. По данным измерений в апреле 2013 г. и в марте 2014 г. получены значения коэффициента экстинкции 2,1–2,8 м<sup>-1</sup> в метровом подледном слое озера Вендюрского и от 0,5 до 1,8 м<sup>-1</sup> в слое 1–4 м [Zdorovenov et al., 2016].

## Заключение

По данным полевых измерений потоков солнечной радиации на поверхности и в водной толще трех малых озер Южной Карелии изучены оптические свойства их водной толщи в течение года. Измерения потоков падающей и отраженной солнечной радиации позволили установить диапазон изменчивости альbedo поверхности озера Вендюрского в весенний период, составивший 0,3–0,9, при меняющихся погодных условиях и различных состояниях поверхности озера (снежный лед, выпадение свежего снега, тающий снег, периоды положительных и отрицательных температур воздуха).

По данным синхронных измерений потоков фотосинтетической активной радиации на метеостанции (мкмоль/(м<sup>2</sup>·с), спектральный диапазон 400–700 нм), расположенной на берегу озера, и радиационной станции, установленной на льду озера Вендюрского (Вт/м<sup>2</sup>, спектральный диапазон 300–3000 нм), получена эмпирическая зависимость, которая позволяет определять величину потока солнечной радиации ( $Q_d$ ) у поверхности озера по данным ФАР-датчика метеостанции и выполнять расчет энергетической облученности поверхности озера с более высокой точностью,

по сравнению с оценками по эмпирическим формулам, за счет учета непосредственного влияния разных видов облаков. Поскольку метеостанция проработала до октября 2020 г., с использованием полученной зависимости проведены расчеты энергетической облученности поверхности озера и потоков тепла для периода, когда измерения на озере отсутствовали, но продолжали проводиться на береговой метеостанции.

Полученные нами значения коэффициентов экстинкции по данным измерений потоков солнечной радиации в водной толще озер Вендюрское, Риндозеро и Голубая ламба весной, летом и осенью 2020 г. достаточно хорошо согласуются с данными измерений, выполненных ранее [Чехин, 1987; Гавриленко и др., 2015; Zdorovenov et al., 2016]. Это позволяет сделать заключение, что оптические свойства водной толщи озер не претерпели заметных изменений в течение последних 30–40 лет на фоне меняющегося регионального климата. Более чем 10-летняя деятельность форелевого хозяйства практически не отразилась на оптических свойствах водной толщи озера Вендюрского.

Полученные оценки коэффициентов экстинкции озер могут использоваться в численных моделях при изучении их термического режима [Mironov et al., 2010].

*Исследование выполнено в рамках государственного задания КарНЦ РАН (Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН). Экспедиционные исследования осуществлялись при финансовой поддержке гранта РФФИ № 18-05-60291 «Адаптация арктических лимносистем к быстрому изменению климата».*

## Литература

Гавриленко Г. Г., Здоровеннова Г. Э., Здоровеннов Р. Э., Пальшин Н. И., Ефремова Т. В., Тержевик А. Ю. Пространственно-временная изменчивость потока фотосинтетически активной солнечной радиации в мелководном озере в период открытой воды // Общество. Среда. Развитие. 2015. № 3. С. 186–192.

## References

Chekhin L. P. Svetovoi rezhim vodoemov [Light regime of reservoirs]. Petrozavodsk: Karel. fil. AN SSSR, 1987. 130 p.

Gavrilenko G. G., Zdorovenнова G. E., Zdorovennov R. E., Pal'shin N. I., Efremova T. V., Terzhevik A. Yu. Prostranstvenno-vremennaya izmenchivost' potoka fotosinteticheski aktivnoi solnechnoi radiatsii v melkovod-

Nazarova L. E. Vliyaniye kolebaniy klimata na stok s vodosbora Onezhskogo ozera // География и природные ресурсы. 2010. № 1. С. 171–174.

Озера Карелии. Справочник. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2013. 464 с.

Отчет о НИР «Закономерности измерения озерных экосистем в различных ландшафтах Восточной Фенноскандии». № гос. регистрации 01201155831. Петрозаводск, 2013. 358 с.

Петров М. П., Тержевик А. Ю., Пальшин Н. И., Здоровеннов Р. Э., Здоровеннова Г. Э. Поглощение солнечной радиации снежно-ледовым покровом озер // Водные ресурсы. 2005. Т. 32, № 5. С. 546–554.

Чехин Л. П. Световой режим водоемов. Петрозаводск: Карел. фил. АН СССР, 1987. 130 с.

Golosov S., Terzhevik A., Zverev I., Kirillin G., Engelhardt C. Climate change impact on thermal and oxygen regime of shallow lakes // Tellus A. 2012. Vol. 64. Art. 17264. doi: 10.3402/tellusa.v64i0.17264

Graneli W. Brownification of lakes // Bengtsson L., Herschy R. W., Fairbridge R. W. (eds.). Encyclopedia of Lakes and Reservoirs. Dordrecht: Springer Netherlands, 2012. P. 117–119.

IPCC – The Intergovernmental Panel on Climate Change. Reports. 2019. URL: <https://www.ipcc.ch/reports/> (дата обращения: 09.02.2021).

Mazumder A., Taylor W. D. Thermal structure of lakes varying in size and water clarity // Limnol. Oceanogr. 1994. Vol. 39(4). P. 968–976.

Mironov D. V., Heise E., Kourzeneva E., Ritter B., Schneider N., Terzhevik A. Implementation of the lake parameterization scheme FLake into the numerical weather prediction model COSMO // Boreal Env. Res. 2010. Vol. 15. P. 218–230.

O'Reilly C. M., Sharma S., Gray D. et al. Rapid and highly variable warming of lake surface waters around the globe // Geophys. Res. Lett. 2015. Vol. 42, iss. 24. P. 10773–10781. doi: 10.1002/2015GL066235

Reynolds C. Ecology of phytoplankton. Cambridge Univ. Press, 2006.

Zdorovennov R., Gavrilenko G., Zdorovennova G., Palshin N., Efremova T., Golosov S., Terzhevik A. Optical properties of lake Vendyurskoe // Geography, Environ., Sustainability. 2016. No. 3. P. 74–87. doi: 10.15356/2071-9388\_03v09\_2016\_05

Zdorovennova G., Palshin N., Efremova T., Zdorovennov R., Gavrilenko G., Volkov S., Bogdanov S., Terzhevik A. Albedo of a small ice-covered boreal lake: Daily, meso-scale and interannual variability on the background of regional climate // Geosciences. 2018. Vol. 8(6). Art. 206. doi: 10.3390/geosciences8060206

Поступила в редакцию 10.02.2021

nom ozere v period otkrytoi vody [Spatio-temporal variability of the flux of photosynthetically active solar radiation in a shallow lake during the open water period]. Obshchestvo. Sreda. Razvitie [Society. Environ. Development]. 2015. No. 3. P. 186–192.

Nazarova L. E. Vliyaniye kolebaniy klimata na stok s vodosbora Onezhskogo ozera [Influence of climate fluctu-



ations on runoff from the drainage basin of Lake Onega]. *Geografiya i prirod. resursy* [Geography and Natural Resources]. 2010. No. 1. P. 171–174.

*Ozera Karelii. Spravochnik* [Lakes of Karelia. A reference book]. Petrozavodsk: KarRC RAS, 2013. 464 p.

*Otchet o NIR "Zakonomernosti izmereniya ozernykh ekosistem v razlichnykh landshaftakh Vostochnoi Fenoskandii"* [Research report *Regularities of measuring lake ecosystems in various landscapes of Eastern Fenoscandia*]. State registration No. 01201155831. Petrozavodsk, 2013. 358 p.

Petrov M. P., Terzhevik A. Yu., Palshin N. I., Zdorovenov R. E., Zdorovenova G. E. Absorption of solar radiation by snow-and-ice cover of lakes. *Water Resources*. 2005. Vol. 32. P. 546–554.

Golosov S., Terzhevik A., Zverev I., Kirillin G., Engelhardt C. Climate change impact on thermal and oxygen regime of shallow lakes. *Tellus A*. 2012. Vol. 64. Art. 17264. doi: 10.3402/tellusa.v64i0.17264

Graneli W. Brownification of lakes. Bengtsson L., Herschy R. W., Fairbridge R. W. (eds.). *Encyclopedia of Lakes and Reservoirs*. Dordrecht: Springer Netherlands, 2012. P. 117–119.

IPCC – The Intergovernmental Panel on Climate Change. Reports. 2019. URL: <https://www.ipcc.ch/reports/> (accessed: 09.02.2021).

Mazumder A., Taylor W. D. Thermal structure of lakes varying in size and water clarity. *Limnol. Oceanogr.* 1994. Vol. 39(4). P. 968–976.

Mironov D. V., Heise E., Kourzeneva E., Ritter B., Schneider N., Terzhevik A. Implementation of the lake parameterization scheme FLake into the numerical weather prediction model COSMO. *Boreal Env. Res.* 2010. Vol. 15. P. 218–230.

O'Reilly C. M., Sharma S., Gray D. et al. Rapid and highly variable warming of lake surface waters around the globe. *Geophys. Res. Lett.* 2015. Vol. 42, iss. 24. P. 10773–10781. doi: 10.1002/2015GL066235

Reynolds C. *Ecology of phytoplankton*. Cambridge Univ. Press, 2006.

Zdorovenov R., Gavrilenko G., Zdorovenova G., Pal'shin N., Efremova T., Golosov S., Terzhevik A. Optical properties of lake Vendyurskoe. *Geography, Environ., Sustainability*. 2016. No. 3. P. 74–87. doi: 10.15356/2071-9388\_03v09\_2016\_05

Zdorovenova G., Palshin N., Efremova T., Zdorovenov R., Gavrilenko G., Volkov S., Bogdanov S., Terzhevik A. Albedo of a small ice-covered boreal lake: Daily, meso-scale and interannual variability on the background of regional climate. *Geosciences*. 2018. Vol. 8(6). Art. 206. doi: 10.3390/geosciences8060206

Received February 10, 2021

## СВЕДЕНИЯ ОБ АВТОРАХ:

### **Пальшин Николай Иннокентьевич**

старший научный сотрудник, к. г. н.  
Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН,  
Федеральный исследовательский центр  
«Карельский научный центр РАН»  
пр. А. Невского, 50, Петрозаводск, Республика Карелия,  
Россия, 185030  
эл. почта: npalshin@mail.ru  
тел.: (8142) 576381

### **Здорovenнова Галина Эдуардовна**

руководитель лаб. гидрофизики, к. г. н.  
Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН,  
Федеральный исследовательский центр  
«Карельский научный центр РАН»  
пр. А. Невского, 50, Петрозаводск, Республика Карелия,  
Россия, 185030  
эл. почта: zdorovennova@gmail.com  
тел.: (8142) 576381

### **Здорovenнов Роман Эдуардович**

старший научный сотрудник, к. г. н.  
Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН,  
Федеральный исследовательский центр  
«Карельский научный центр РАН»  
пр. А. Невского, 50, Петрозаводск, Республика Карелия,  
Россия, 185030  
эл. почта: romga74@gmail.com  
тел.: (8142) 576381

## CONTRIBUTORS:

### **Palshin, Nikolai**

Northern Water Problems Institute, Karelian Research Centre,  
Russian Academy of Sciences  
50 Al. Nevsky Ave., 185030 Petrozavodsk, Karelia, Russia  
e-mail: npalshin@mail.ru  
tel.: (8142) 576381

### **Zdorovennova, Galina**

Northern Water Problems Institute, Karelian Research Centre,  
Russian Academy of Sciences  
50 Al. Nevsky Ave., 185030 Petrozavodsk, Karelia, Russia  
e-mail: zdorovennova@gmail.com  
tel.: (8142) 576381

### **Zdorovennov, Roman**

Northern Water Problems Institute, Karelian Research Centre,  
Russian Academy of Sciences  
50 Al. Nevsky Ave., 185030 Petrozavodsk, Karelia, Russia  
e-mail: romga74@gmail.com  
tel.: (8142) 576381

**Богданов Сергей Рэмович**

ведущий научный сотрудник, д. ф. -м. н., доцент  
Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН,  
Федеральный исследовательский центр  
«Карельский научный центр РАН»  
пр. А. Невского, 50, Петрозаводск, Республика Карелия,  
Россия, 185030  
эл. почта: Sergey.R.Bogdanov@mail.ru

**Ефремова Татьяна Владимировна**

старший научный сотрудник, к. г. н.  
Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН,  
Федеральный исследовательский центр  
«Карельский научный центр РАН»  
пр. А. Невского, 50, Петрозаводск, Республика Карелия,  
Россия, 185030  
эл. почта: efremova@nwpi.krc.karelia.ru

**Волков Сергей Юрьевич**

младший научный сотрудник  
Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН,  
Федеральный исследовательский центр  
«Карельский научный центр РАН»  
пр. А. Невского, 50, Петрозаводск, Республика Карелия,  
Россия, 185030  
эл. почта: taranarmo@gmail.com

**Гавриленко Галина Геннадиевна**

младший научный сотрудник  
Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН,  
Федеральный исследовательский центр  
«Карельский научный центр РАН»  
пр. А. Невского, 50, Петрозаводск, Республика Карелия,  
Россия, 185030  
эл. почта: gg.gavrylenko@gmail.com

**Терзевик Аркадий Юрьевич**

ведущий научный сотрудник, к. т. н.  
Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН,  
Федеральный исследовательский центр  
«Карельский научный центр РАН»  
пр. А. Невского, 50, Петрозаводск, Республика Карелия,  
Россия, 185030  
эл. почта: ark1948@list.ru  
тел.: (8142) 578464

**Bogdanov, Sergey**

Northern Water Problems Institute, Karelian Research Centre,  
Russian Academy of Sciences  
50 Al. Nevsky Ave., 185030 Petrozavodsk, Karelia, Russia  
e-mail: Sergey.R.Bogdanov@mail.ru

**Efremova, Tatyana**

Northern Water Problems Institute, Karelian Research Centre,  
Russian Academy of Sciences  
50 Al. Nevsky Ave., 185030 Petrozavodsk, Karelia, Russia  
e-mail: efremova@nwpi.krc.karelia.ru

**Volkov, Sergey**

Northern Water Problems Institute, Karelian Research Centre,  
Russian Academy of Sciences  
50 Al. Nevsky Ave., 185030 Petrozavodsk, Karelia, Russia  
e-mail: taranarmo@gmail.com

**Gavrilenko, Galina**

Northern Water Problems Institute, Karelian Research Centre,  
Russian Academy of Sciences  
50 Al. Nevsky Ave., 185030 Petrozavodsk, Karelia, Russia  
e-mail: gg.gavrylenko@gmail.com

**Terzhevik, Arkady**

Northern Water Problems Institute, Karelian Research Centre,  
Russian Academy of Sciences  
50 Al. Nevsky Ave., 185030 Petrozavodsk, Karelia, Russia  
e-mail: ark1948@list.ru  
tel.: (8142) 578464

УДК 551.583.1:556.535.4

## ДИНАМИКА ТЕПЛОВОГО СТОКА РЕКИ СЕВЕРНАЯ ДВИНА

**К. С. Двоеглазова, В. А. Шелутко**

*Российский государственный гидрометеорологический университет, Санкт-Петербург, Россия*

По результатам численных расчетов объема теплового стока реки Северная Двина были определены два временных периода его изменения. Выявлена неоднородность изменений теплового стока во времени, согласующаяся с полученными результатами по температуре воды за период открытого русла. Рассматриваемые временные периоды изменения термического режима стока бассейна реки Северная Двина установлены по изменениям в приповерхностной температуре воздуха, а именно по данным о слабом похолодании с 1950 по 1975 г. и интенсивном потеплении с 1976 года по настоящее время. Построен график интегральной кривой значений средних годовых расходов воды в период с 1950 по 2015 г. по замыкающему створу реки Северная Двина – с. Усть-Пинега, на котором выявлен период превышения средних значений начиная с 1976 года. Установлено повышение значений температуры воды за период открытого русла по всем рассматриваемым пунктам наблюдений после 1976 года. Вычислены среднемесячные объемы теплового стока в период открытого русла (май–октябрь) за два временных интервала и показано превышение значений с 1976 года по всем пунктам в мае и по большинству пунктов в июле–октябре; в июне обнаружено уменьшение теплового стока по всем пунктам. Выделены особенности изменчивости объема теплового стока для всех рассматриваемых пунктов наблюдения. Представлены линии тренда на понижение в первый период и на повышение во второй период. Получено, что термический режим стока реки Северная Двина в некоторой степени согласуется с изменением климата, а в частности, с его потеплением в арктической и приарктической зонах России.

Ключевые слова: климат; потепление; тепловой сток; температура воды; Северная Двина.

### **K. S. Dvoeglazova, V. A. Shelutko. HEAT FLOW DYNAMICS OF THE NORTHERN DVINA RIVER**

Based on the results of numerical calculations of the heat flow volume in the Northern Dvina River, two time periods of changes in the characteristic were identified. Changes in the thermal runoff over time proved to be heterogeneous, which is consistent with the results obtained for water temperature over the ice-free period. The two time periods in the heat flow regime of the Northern Dvina catchment were distinguished by changes in the near-surface air temperature, namely, a slight cooling from 1950 to 1975 and intense warming from 1976 to the present. The integral curve of average annual discharge through the Northern Dvina outlet gauging station at Ust-Pinega village was plotted for the period from 1950 to 2015, showing values exceeding the mean in the period starting 1976. An increase in the water temperature values over the ice-free period has been observed for all the observation sites since 1976. The average monthly volumes of heat flow during the ice-free period (May–October) were calculated for the two periods, showing

that since 1976 the values were elevated at all sites in May and at most sites in July–October, whereas June heat flow was lower at all sites. The features of heat flow volume variation at the Ust-Pinega outlet are highlighted. The trend lines were declining in the first period and rising in the second period. Hence, the thermal regime of the Northern Dvina River flow changes more or less in line with the climate change, in particular its warming in the north.

**Key words:** climate; warming; heat flow; water temperature; the Northern Dvina.

## Введение

Одной из основных климатических переменных является приповерхностная температура воздуха с метеорологических постов и станций [Климаты..., 2010; Груза, Ранькова, 2012].

Между тем следует отметить, что в приарктической зоне России метеорологические станции и посты расположены в черте населенных пунктов или на прилегающих к ним территориях. Это в большей или меньшей степени сказывается на показаниях температуры воздуха. Кроме того, с развитием обжитых территорий эти показания увеличиваются (положительные аномалии температуры воздуха в некоторых городах арктической зоны имеют среднюю зимнюю интенсивность от 0,7 до 1,4 °С) [Константинов, Варенцов, 2018].

Может ли повышение температуры воздуха в районе этих станций достаточно точно отражать общее повышение приповерхностной температуры воздуха в приарктической зоне России? Или повышение температуры по данным метеостанций отражает повышение за счет развития городов и промышленных зон и относится только к городским и примыкающим к ним территориям?

В этой связи нас заинтересовали другие возможные показатели изменения климата, в частности, характеристики речного стока (они в какой-то степени являются показателями изменения климатических условий по всей площади водосбора).

Исходя из этого, в качестве предмета исследований были выбраны характеристики речного стока р. Северная Двина: температура воды, расход воды и тепловой сток за имеющийся период наблюдений. При этом учитывалось, что антропогенные нарушения стока этой реки сравнительно незначительны: здесь нет водохранилищ и промышленность развита меньше, чем в бассейнах других крупных рек Северо-Запада [Душкова, Евсеев, 2011; Государственный..., 2018].

Еще одной причиной выбора бассейна реки Северная Двина как основного объекта данного научного исследования является его сравни-

тельно хорошая гидрологическая изученность [Ресурсы..., 1972; Государственный..., 2019].

Ранее [Двоеглазова и др., 2020] были исследованы ряды температуры воды за период открытого русла, продолжительность ледостава и максимальная толщина льда за период с 1950 по 2016 г. для 10 створов бассейна реки Северная Двина. В данной работе предметом исследования является объем теплового стока по длине реки Северная Двина.

В изменениях климата, судя по литературным источникам, выделяются два основных интервала: слабое похолодание с 1946 по 1975 г. и интенсивное потепление с 1976 года [Климаты..., 2010; Груза, Ранькова, 2012; Государственный..., 2018]. Так, за период 1976–2016 гг. повышение температуры приземного слоя воздуха в Северо-Западном федеральном округе составило 2,24 °С [Доклад..., 2019]. Учитывая это обстоятельство, для оценки изменений теплового стока по реке Северная Двина проводилось сравнение данных за два периода наблюдений: с 1950 по 1975 и с 1976 по 2016 год. Так как тепловой сток реки в период открытого русла определяется расходом и температурой воды, необходимо рассмотреть отдельно эти составляющие.

Таким образом, целью работы, с одной стороны, является исследование влияния изменения климата на тепловой сток бассейна реки Северная Двина, а с другой – проверка изменчивости климата по данным о тепловом стоке.

## Материалы и методы

При анализе использовались данные гидрологических ежегодников: ежедневные значения расхода на трех створах р. Северная Двина и створах двух ее притоков, а также температуры воды за период 1950–2015 гг., которые для статистической обработки были усреднены по месяцам (период открытого русла: май–октябрь) и годам (весь период наблюдений, до и после 1976 года).

В табл. 1 представлены основные используемые в анализе характеристики пунктов наблю-

Таблица 1. Характеристики пунктов наблюдений и расходов воды реки Северная Двина  
 Table 1. Description of the observation points and water flow rates of the Northern Dvina River

Река – створ River – target	Расстояние от устья, км Distance from the estuary, km	Площадь водосбора, км <sup>2</sup> Catchment area, km <sup>2</sup>	Период наблюдений Observation period	Средний расход, м <sup>3</sup> /с Average flow rate, m <sup>3</sup> /s	Объем стока, км <sup>3</sup> /год Flow volume, km <sup>3</sup> /year	Ср. квадр. отклонение, м <sup>3</sup> /с Mean square deviation, m <sup>3</sup> /s
р. Сухона – д. Каликино Sukhona r. – Kalikino v.	39	49200	1950–2015	436	13,7	106
р. Вычегда – д. Федяково Vychehda r. – Fedyakovo v.	73	112000	1962–2003	1080	34,1	188
р. Северная Двина – д. Абрамково Severnaya Dvina r. – Abramkovo v.	528	220000	1950–2015	1970	62,1	335
р. Северная Двина – д. Звоз Severnaya Dvina r. – Zvoz v.	276	285000	1950–2015	2580	81,2	440
р. Северная Двина – с. Усть-Пинега Severnaya Dvina r. – Ust-Pinega v.	137	348000	1950–2015	3280	103	570

дений и характеристики средних годовых расходов воды.

Месячная и годовая величины теплового стока рассчитывались по следующей формуле [Магрицкий, 2009]:

$$W_t = c_p \rho t W,$$

где  $c_p$  – удельная теплоемкость воды (изменяется от 4,174 до 4,212 кДж/(кг·°C) при  $t$  от 0 до 30 °C);  $\rho$  – плотность пресной воды (1000 кг/м<sup>3</sup>);  $t$  – средняя за месяц/год температура воды (°C);  $W$  – объем жидкого стока за месяц/год (м<sup>3</sup>).

Основным методом выявления изменения климата является статистический анализ рядов наблюдений за весь возможный период наблюдений [Груза, Ранькова, 2012].

Для выявления тесноты связи между показателями (ряды температуры воздуха и воды за весь временной ряд до и после 1976 года) был рассчитан коэффициент корреляции. Значимость связи проверялась с помощью произведения критерия Стьюдента на среднюю квадратическую погрешность коэффициента корреляции. Если полученное значение оказывалось в критической области, то связь – значима [Шелутко, 1991].

Для исходных рядов температуры воды, расхода воды и рассчитанных рядов объема теплового стока была проведена проверка однородности значений по математическому ожиданию (критерий Стьюдента) [Шелутко, 1991; Рождественский и др., 2010]. При расчете сопоставлялись значения исходных рядов до и после 1976 года. Гипотеза об однородности двух рядов считается опровергнутой при

значении критерия Стьюдента более 1,67 (для д. Федяково – 1,70).

Для рядов значений расхода воды была построена интегральная кривая, которая представляет собой нарастающую сумму среднегодовых расходов воды [Урусова, 2015].

### Температура воздуха

Средняя годовая температура воздуха изменяется от 1,7 °C на юге до 1,1 °C на севере бассейна реки Северная Двина. При анализе периодов до и после 1976 года прослеживается тенденция на повышение температуры воздуха (увеличение на 0,7 °C за второй период для всей территории бассейна).

На рис. 1 представлена временная изменчивость температуры воздуха, осредненная за май–октябрь, по метеостанции г. Архангельска и температуры воды за период открытого русла по створу с. Усть-Пинега, а также тренды рядов за два временных периода.

Как видно из рисунка, тренды за период с 1976 по 2015 г. идут на повышение (статистически значимы). За период до 1976 года у трендов наблюдается небольшое повышение, но статистически они незначимы.

Межгодовой ход температуры воды в основном повторяет изменения температуры воздуха. В табл. 2 представлены результаты расчета коэффициента корреляции для температуры воздуха и температуры воды в устьевой зоне реки Северная Двина.

Коэффициент корреляции показал тесную связь между значениями температуры воздуха



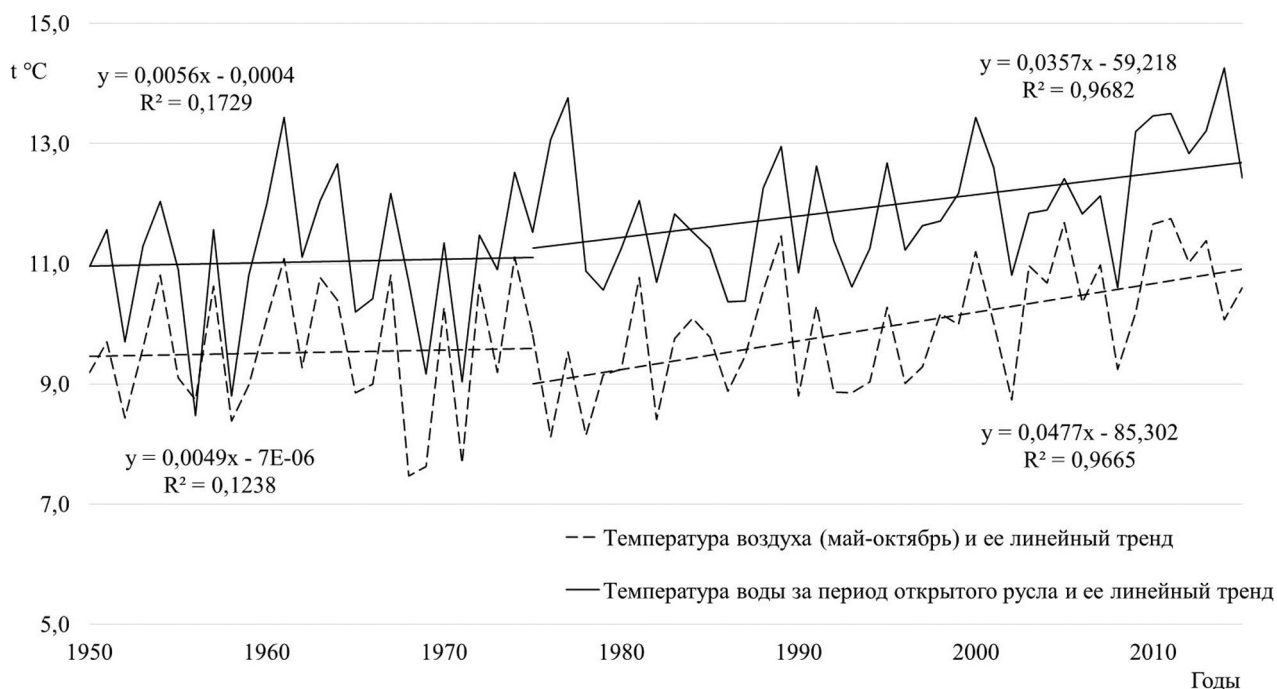


Рис. 1. Временная изменчивость температуры воздуха (г. Архангельск) и температуры воды (с. Усть-Пинега) за период открытого русла

Fig. 1. Temporal variability of air temperature (Arkhangelsk city) and water temperature (Ust-Pinega village) for the open channel period

Таблица 2. Коэффициент корреляции между температурой воздуха (г. Архангельск) и температурой воды (с. Усть-Пинега) за период открытого русла

Table 2. Correlation coefficient between air temperature (Arkhangelsk city) and water temperature (Ust-Pinega village) for the open channel period

Период Period	r	$t_a \cdot \sigma_r$	Значимость r Significance of r
1950–2015	0,74 ± 0,06	0,21	Значим Significant
1950–1975	0,85 ± 0,06	0,34	«
1976–2015	0,64 ± 0,1	0,27	«

Примечание. r – коэффициент корреляции,  $t_a$  – статистика Стьюдента,  $\sigma_r$  – средняя квадратическая погрешность коэффициента корреляции.

Note. r – correlation coefficient,  $t_a$  – Student's statistics,  $\sigma_r$  – mean square error of the correlation coefficient.

и воды в низовье реки Северная Двина. Расчеты для других пунктов наблюдений по бассейну реки показали схожий результат: за весь временной период коэффициент корреляции колебался от 0,69 (г. Великий Устюг) до 0,78 (г. Котлас).

Стоит отметить, что связь, близкая к функциональной (0,85), наблюдается для периода до интенсивного потепления, что может говорить о влиянии других метеорологических или антропогенных факторов на изменение температуры воды во второй период.

## Температура воды

Река Северная Двина имеет близкие значения температуры воды по всему протяжению реки, лишь немного снижающиеся к устьевой части на 0,5–1,0 °C [Ресурсы..., 1972]. Единственным притоком, вносящим более холодные воды, является река Вычегда, что связано с климатическими условиями территории (продолжительный период с ледовыми явлениями до 220 дней) [Агафонова, Фролова, 2007].

В табл. 3 представлены значения температуры воды за период открытого русла по всему периоду наблюдений и отдельно за периоды 1950–1975 и 1976–2015 гг.

Как следует из анализа данных, представленных в таблице 3, по всем пунктам наблюдений и во все месяцы открытого русла значения температуры воды за период 1976–2015 гг. превышают значения температуры воды в первый период (в среднем на 0,77 °C), а по данным пункта наблюдений с. Усть-Пинега среднемесячная температура воды в рассмотренные месяцы возросла от 0,8 до 1,7 °C.

В табл. 4 приведена оценка однородности температуры воды за два временных периода.

Проверка однородности температуры воды показала, что 80 % рядов значений являются неоднородными при сравнении двух времен-

Таблица 3. Температура воды (°C) за период открытого русла в различные периоды

Table 3. Water temperatures in °C for the open channel period in various periods

Река – створ River – target	V	VI	VII	VIII	IX	X
<b>1950–2015</b>						
р. Сухона – д. Каликино Sukhona r. – Kalikino v.	8,6	16,9	20,3	17,6	10,8	3,9
р. Вычегда – д. Федяково Vychegda r. – Fedyakovo v.	5,7	14,6	19,1	16,5	9,9	3,2
р. Северная Двина – д. Абрамково Severnaya Dvina r. – Abramkovo v.	8,2	16,1	19,8	17,3	10,7	3,7
р. Северная Двина – д. Звоз Severnaya Dvina r. – Zvoz v.	7,5	15,7	19,7	17,2	10,8	4,0
р. Северная Двина – с. Усть-Пинега Severnaya Dvina r. – Ust-Pinega v.	5,0	14,2	19,0	16,7	10,4	3,4
<b>1950–1975</b>						
р. Сухона – д. Каликино Sukhona r. – Kalikino v.	7,6	16,3	19,7	17,4	10,7	3,6
р. Вычегда – д. Федяково Vychegda r. – Fedyakovo v.	5,4	13,4	18,5	16,1	9,5	2,6
р. Северная Двина – д. Абрамково Severnaya Dvina r. – Abramkovo v.	7,5	15,5	19,3	17,0	10,3	3,6
р. Северная Двина – д. Звоз Severnaya Dvina r. – Zvoz v.	6,8	15,1	19,2	17,1	10,5	3,8
р. Северная Двина – с. Усть-Пинега Severnaya Dvina r. – Ust-Pinega v.	4,4	13,2	18,5	16,3	9,9	2,9
<b>1976–2015</b>						
р. Сухона – д. Каликино Sukhona r. – Kalikino v.	9,2	17,3	20,6	17,7	10,9	4,0
р. Вычегда – д. Федяково Vychegda r. – Fedyakovo v.	5,8	15,0	19,4	16,6	10,1	3,4
р. Северная Двина – д. Абрамково Severnaya Dvina r. – Abramkovo v.	8,6	16,4	20,2	17,5	10,9	3,9
р. Северная Двина – д. Звоз Severnaya Dvina r. – Zvoz v.	7,8	16,0	19,9	17,3	11,0	4,1
р. Северная Двина – с. Усть-Пинега Severnaya Dvina r. – Ust-Pinega v.	5,5	14,9	19,4	17,0	10,7	3,7

Таблица 4. Оценка однородности температуры воды по среднему значению (уровень значимости  $\alpha = 10\%$ )

Table 4. Assessment of the water temperature homogeneity by the average value (significance level  $\alpha = 10\%$ )

Река – створ River – target	1950–1975 гг. 1950–1975			1976–2015 гг. 1976–2015			t	Гипотеза однородности Homogeneity hypothesis
	$n_1$	$m_1$	$\sigma_1$	$n_2$	$m_2$	$\sigma_2$		
р. Сухона – д. Каликино Sukhona r. – Kalikino v.	26	12,6	0,91	40	13,3	1,30	2,71	Опровергается Refuted
р. Вычегда – д. Федяково Vychegda r. – Fedyakovo v.	14	10,9	1,22	28	11,5	1,27	1,96	«
р. Северная Двина – д. Абрамково Severnaya Dvina r. – Abramkovo v.	26	12,4	1,25	40	12,9	1,08	1,57	Не опровергается Not refuted
р. Северная Двина – д. Звоз Severnaya Dvina r. – Zvoz v.	26	12,2	1,04	40	12,7	0,97	1,72	Опровергается Refuted
р. Северная Двина – с. Усть-Пинега Severnaya Dvina r. – Ust-Pinega v.	26	10,9	1,19	40	11,8	0,97	3,38	«

Примечание. Здесь и далее:  $n_1$ ,  $m_1$ ,  $\sigma_1$  и  $n_2$ ,  $m_2$ ,  $\sigma_2$  – продолжительность периода наблюдений, среднее значение и среднее квадратическое отклонение соответственно за первый и второй период, t – критерий Стьюдента.

Note. Here and further:  $n_1$ ,  $m_1$ ,  $\sigma_1$  and  $n_2$ ,  $m_2$ ,  $\sigma_2$  – duration of the observation period, the mean value and the mean square deviation for the first and second period, respectively, t – Student's criterion.

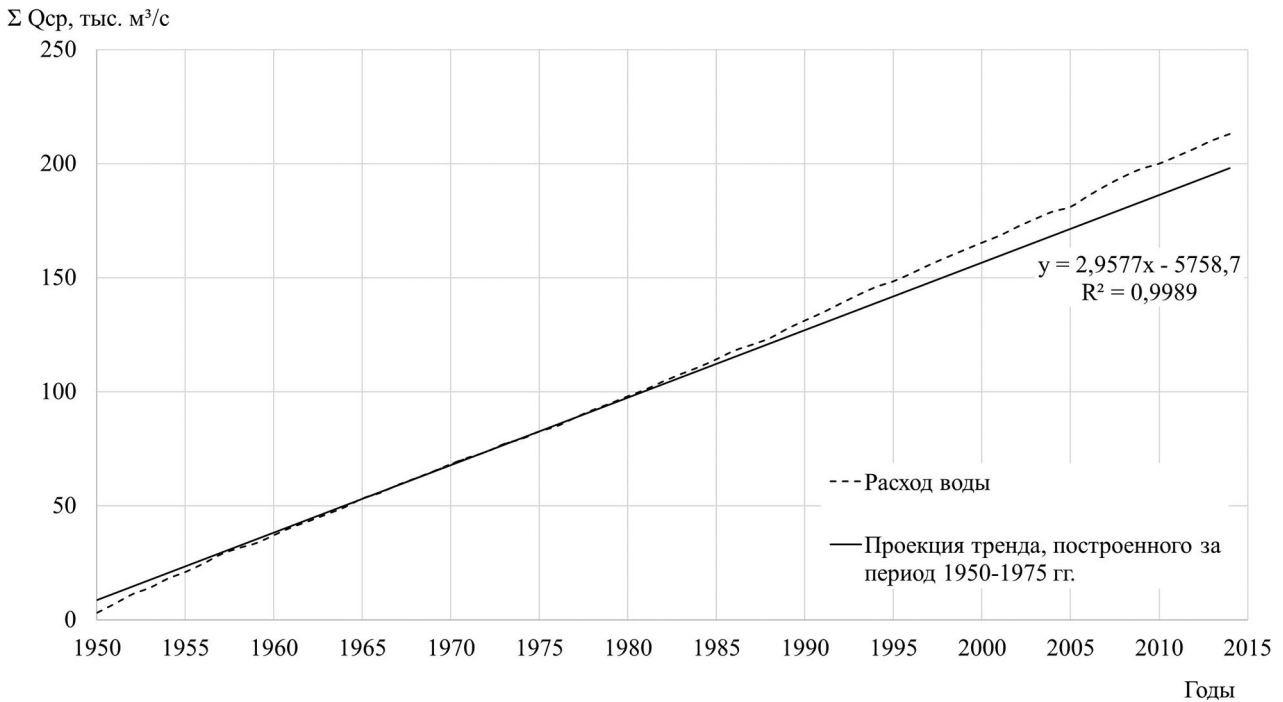


Рис. 2. Интегральная кривая ряда среднегодовых расходов воды: река Северная Двина – с. Усть-Пинега  
Fig. 2. Integral curve of a series of average annual water flow rates – the Northern Dvina River – Ust-Pinega village

ных периодов до и после 1976 года. Среднее значение температуры воды за период открытого русла за второй период увеличилось для всех створов.

### Расход воды и его внутригодовая динамика

Среднегодовое значение расходов воды увеличивается вниз по течению с 430 (д. Каликино) до 3280 (с. Усть-Пинега) м<sup>3</sup>/с. Объем стока в устье составляет 103 км<sup>3</sup>/год (табл. 1).

На рис. 2 в качестве примера представлен график интегральной кривой значений средних годовых расходов воды по створу Усть-Пинега. Для того чтобы увидеть переломы интегральной кривой, был дополнительно построен тренд по расходу воды с 1950 по 1975 г. и искусственно продлен на второй период наблюдений (тренд значим).

Очевидно, что резкие переломы интегральной кривой средних годовых расходов, обычно связанные с началом интенсивной хозяйственной деятельности в русле реки или на водосборе, здесь отсутствуют. С другой стороны, все-таки нельзя не отметить, что начиная примерно с конца семидесятых годов XX в. расход воды превышает значения, проецируемые по тренду.

В табл. 5 представлены результаты проверки однородности рядов средних годовых расходов бассейна реки Северная Двина.

Таким образом, проверка однородности средних годовых значений стока во всех створах за первый и второй период показала, что гипотеза об их однородности не опровергается. Однако за временной период с 1976 по 2015 г. (в этот период, как отмечалось ранее, происходит интенсивное потепление климата) значения расходов воды превышают значения расходов в прошлый период.

Поскольку вывод об однородности стока в названные выше периоды не опровергается, было проведено сопоставление внутригодового распределения месячных значений стока. В табл. 6 представлены значения среднего многолетнего месячного стока в процентах от годового стока.

Как следует из представленных данных, в период с 1950 по 1975 г. максимальный расход воды наблюдался в мае и июне при прохождении весеннего половодья (только для самого южного створа д. Каликино весеннее половодье начинается во 2 декаде апреля, и поэтому расход воды в апреле преобладает над значениями июня).

В период с 1976 по 2015 г. максимальный среднемесячный расход наблюдался также в мае и июне, но объем стока в апреле вырос, а в июне уменьшился, что связано с увеличением водности в весенний период [Шикломанов, Георгиевский, 2007].



Таблица 5. Оценка однородности речного стока по среднему значению (уровень значимости  $\alpha = 10\%$ )

Table 5. Assessment of the river flow homogeneity by the average value (significance level  $\alpha = 10\%$ )

Река – створ River – target	1950–1975 гг. 1950–1975			1976–2015 гг. 1976–2015			t	Гипотеза однородности Homogeneity hypothesis
	$n_1$	$m_1$	$\sigma_1$	$n_2$	$m_2$	$\sigma_2$		
р. Сухона – д. Каликино Sukhona r. – Kalikino v.	26	432	115	40	439	100	0,27	Не опровергается Not refuted
р. Вычегда – д. Федяково Vychehda r. – Fedyakovo v.	14	1030	179	28	1120	187	1,59	“
р. Северная Двина – д. Абрамково Severnaya Dvina r. – Abramkovo v.	26	1940	356	40	1990	323	0,68	“
р. Северная Двина – д. Звоз Severnaya Dvina r. – Zvoz v.	26	2590	494	40	2570	408	0,11	“
р. Северная Двина – с. Усть-Пинега Severnaya Dvina r. – Ust-Pinega v.	26	3180	567	40	3340	564	1,18	“

Таблица 6. Распределение объемов стока по месяцам в % от среднего годового объема стока

Table 6. Distribution of river flow volumes by month in % of the average annual flow volume

Река – створ River – target	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
<i>1950–2015</i>							
р. Сухона – д. Каликино Sukhona r. – Kalikino v.	17,6	29,1	11,6	7,3	5,4	5,4	6,8
р. Вычегда – д. Федяково Vychehda r. – Fedyakovo v.	5,9	36,2	17,9	7,6	5,2	5,1	6,5
р. Северная Двина – д. Абрамково Severnaya Dvina r. – Abramkovo v.	8,8	36,3	15,9	7,2	4,9	5,1	6,3
р. Северная Двина – д. Звоз Severnaya Dvina r. – Zvoz v.	8,4	36,1	16,1	7,3	4,8	5,0	6,4
р. Северная Двина – с. Усть-Пинега Severnaya Dvina r. – Ust-Pinega v.	7,6	35,8	16,2	7,2	4,9	5,3	6,9
<i>1950–1975</i>							
р. Сухона – д. Каликино Sukhona r. – Kalikino v.	15,2	31,2	12,6	7,5	5,4	5,6	7,1
р. Вычегда – д. Федяково Vychehda r. – Fedyakovo v.	5,5	35,2	19,8	7,1	5,0	4,9	6,8
р. Северная Двина – д. Абрамково Severnaya Dvina r. – Abramkovo v.	7,3	35,8	18,0	7,0	5,0	5,2	6,7
р. Северная Двина – д. Звоз Severnaya Dvina r. – Zvoz v.	6,7	36,2	18,2	7,2	4,9	5,1	6,8
р. Северная Двина – с. Усть-Пинега Severnaya Dvina r. – Ust-Pinega v.	6,1	35,6	18,4	7,1	4,9	5,3	7,2
<i>1976–2015</i>							
р. Сухона – д. Каликино Sukhona r. – Kalikino v.	19,7	27,1	10,7	7,1	5,3	5,2	6,5
р. Вычегда – д. Федяково Vychehda r. – Fedyakovo v.	6,2	37,1	16,8	8,0	5,3	5,3	6,3
р. Северная Двина – д. Абрамково Severnaya Dvina r. – Abramkovo v.	10,1	36,7	14,0	7,4	4,9	5,0	6,0
р. Северная Двина – д. Звоз Severnaya Dvina r. – Zvoz v.	9,9	36,1	14,1	7,4	4,7	5,0	6,1
р. Северная Двина – с. Усть-Пинега Severnaya Dvina r. – Ust-Pinega v.	9,0	35,9	14,2	7,2	4,9	5,3	6,6

### Тепловой сток и его объем

Анализ теплового стока осуществлялся за период открытого русла. В данном случае для бассейна реки Северная Двина

на это период с мая по октябрь, а с ноября по апрель его можно считать незначительным.

Объем теплового стока рассчитывался за три временных периода (весь ряд наблюдений

Таблица 7. Объем месячного теплового стока в кДж·10<sup>12</sup> в период открытого русла

Table 7. Volume of heat flow in kJ·10<sup>12</sup> for the open channel period

Река – створ River – target	V	VI	VII	VIII	IX	X
<i>1950–2015</i>						
р. Сухона – д. Каликино Sukhona r. – Kalikino v.	144	110	85,8	54,7	32,9	15,3
р. Вычегда – д. Федяково Vycheгда r. – Fedyakovo v.	278	357	203	119	67,6	25,8
р. Северная Двина – д. Абрамково Severnaya Dvina r. – Abramkovo v.	776	651	375	225	140	61,7
р. Северная Двина – д. Звоз Severnaya Dvina r. – Zvoz v.	930	847	493	287	183	87,5
р. Северная Двина – с. Усть-Пинега Severnaya Dvina r. – Ust-Pinega v.	777	957	588	353	231	102
<i>1950–1975</i>						
р. Сухона – д. Каликино Sukhona r. – Kalikino v.	140	116	85,9	55,1	34,1	14,2
р. Вычегда – д. Федяково Vycheгда r. – Fedyakovo v.	252	348	175	108	60,7	20,8
р. Северная Двина – д. Абрамково Severnaya Dvina r. – Abramkovo v.	696	698	350	220	135	62,0
р. Северная Двина – д. Звоз Severnaya Dvina r. – Zvoz v.	858	928	479	291	180	90,2
р. Северная Двина – с. Усть-Пинега Severnaya Dvina r. – Ust-Pinega v.	668	1000	560	340	218	88,8
<i>1976–2015</i>						
р. Сухона – д. Каликино Sukhona r. – Kalikino v.	145	105	85,6	54,4	31,8	16,2
р. Вычегда – д. Федяково Vycheгда r. – Fedyakovo v.	298	364	226	127	73,1	30,7
р. Северная Двина – д. Абрамково Severnaya Dvina r. – Abramkovo v.	847	596	400	229	143	62,7
р. Северная Двина – д. Звоз Severnaya Dvina r. – Zvoz v.	975	756	507	285	184	86,8
р. Северная Двина – с. Усть-Пинега Severnaya Dvina r. – Ust-Pinega v.	869	895	617	370	240	108

до и после 1976 года). Результаты расчетов представлены в табл. 7.

По большинству пунктов наблюдений значения объема теплового стока выше для периода с 1976 по 2015 г., за исключением июня, что связано с уменьшением объема стока в этом месяце во второй период. В среднем увеличение объема теплового стока за период открытого русла произошло на 40,9 кДж·10<sup>12</sup>.

Для д. Федяково картина более наглядная, за период с 1976 по 2003 г. для каждого месяца объем теплового стока превышает значения предыдущего периода (суммарно за май–октябрь увеличение на 16 %).

Отличающимся стал створ д. Каликино, где суммарный объем теплового стока уменьшился на 2 % за второй период (лишь в мае произошло его увеличение) за счет снижения водного стока в тот же период.

Для того чтобы увидеть временную изменчивость теплового стока реки Северная Двина, были рассчитаны объемы теплового стока за период открытого русла и построен рис. 3 для замыкающего створа с. Усть-Пинега.

Тренд объема теплового стока за период с 1976 по 2015 г. для створа с. Усть-Пинега идет на повышение, т. е. происходит увеличение стока тепла (тренд статистически значим). За период с 1950 по 1975 г. тренд идет на понижение, что согласуется с ранее приведенными данными [Климаты..., 2010; Груза, Ранькова, 2012], но тренд статистически незначим.

В табл. 8 представлены результаты проверки однородности теплового стока для всех створов.

Проверка однородности объема теплового стока за первый и второй период показала, что для 60 % рядов гипотеза об их однородности не опровергается, т. е. изменения статистиче-

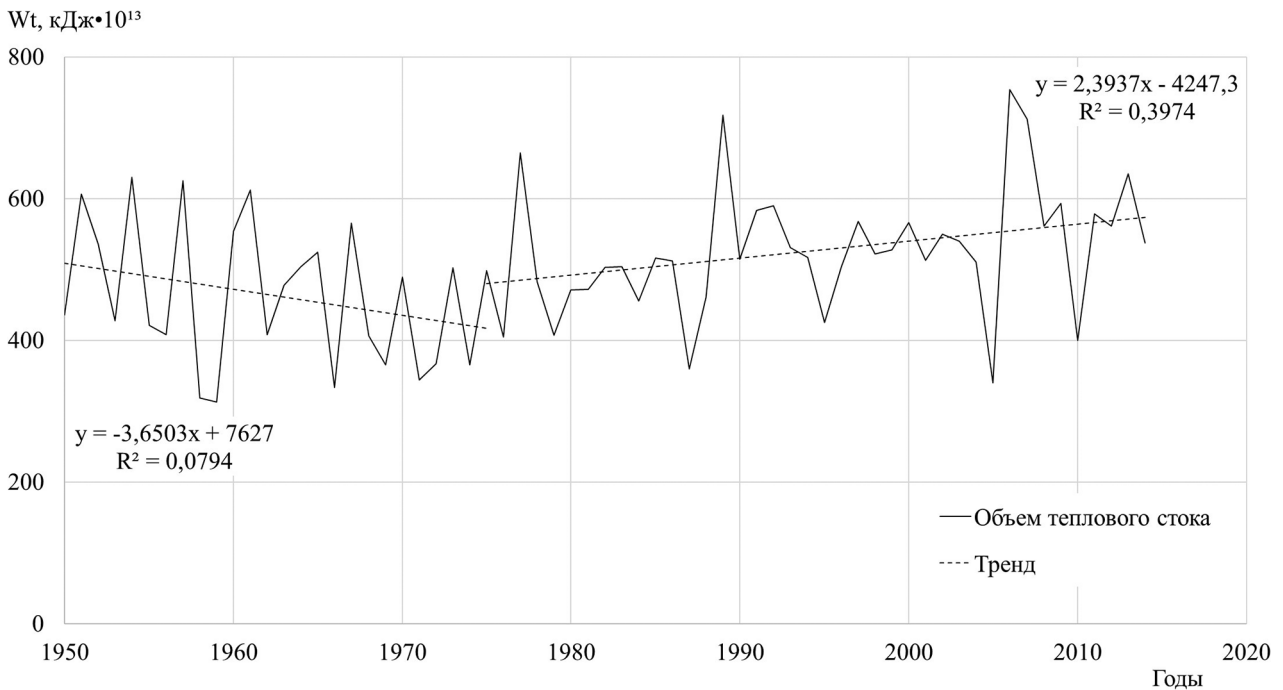


Рис. 3. Временная изменчивость объема теплового стока за период открытого русла: р. Северная Двина – с. Усть-Пинега

Fig. 3. Temporal variability of the volume of thermal runoff for the open channel period – the Northern Dvina River – Ust-Pinega village

Таблица 8. Оценка однородности объема теплового стока по среднему значению (уровень значимости  $\alpha = 10\%$ )

Table 8. Assessment of the homogeneity of the heat flow rate by the average value (significance level  $\alpha = 10\%$ )

Река – створ River – target	1950–1975 гг. 1950–1975			1976–2015 гг. 1976–2015			t	Гипотеза однородности Homogeneity hypothesis
	$n_1$	$m_1$	$\sigma_1$	$n_2$	$m_2$	$\sigma_2$		
р. Сухона – д. Каликино Sukhona r. – Kalikino v.	26	71,6	19,3	40	76,5	16,2	1,06	Не опровергается Not refuted
р. Вычегда – д. Федяково Vychegda r. – Fedyakovo v.	14	148	28,1	28	172	36,1	2,39	Опровергается Refuted
р. Северная Двина – д. Абрамково Severnaya Dvina r. – Abramkovo v.	26	317	67,3	40	338	57,4	1,28	Не опровергается Not refuted
р. Северная Двина – д. Звоз Severnaya Dvina r. – Zvoz v.	26	418	86,7	40	428	66,7	0,48	«
р. Северная Двина – с. Усть-Пинега Severnaya Dvina r. – Ust-Pinega v.	26	462	101	40	527	90	2,64	Опровергается Refuted

ски несущественны. Но стоит отметить, что для всех створов среднее значение объема теплового стока за период после 1976 года превышает значения первого периода.

### Заключение

В работе проведено исследование изменений средних годовых характеристик теплового стока и его составляющих за период открытого русла по реке Северная Двина. Неоднородное изменение климата в XX веке и, в частности, его

потепление с 1976 года, выявленное по данным приповерхностной температуры воздуха [Климаты..., 2010; Груза, Ранькова, 2012; Государственный..., 2018], также прослеживается в изменении термических характеристик стока реки Северная Двина.

Гипотеза об однородности значений рядов речного стока по реке Северная Двина не опровергается. Изменения среднего годового стока в период с 1976 по 2015 г. по сравнению с периодом с 1950 по 1975 г. статистически несущественны.

Анализ температуры воды показал превышение значений в среднем на 0,77 °С для всех месяцев и всех исследованных пунктов наблюдений за период 1976–2015 гг. по сравнению с предшествующим периодом (80 % рядов по среднему значению являются неоднородными).

Исследование теплового стока выявило превышение большинства значений его объема в среднем на 40,9 кДж·10<sup>12</sup> за период 1976–2015 гг. по сравнению с предшествующим периодом, хотя 60 % рядов по среднему значению являются однородными (что связано с незначительным увеличением речного стока в период с 1976 по 2016 г.).

Учитывая темпы потепления климата в северном регионе в XXI веке (увеличение среднегодовой температуры воздуха на 2 °С к концу столетия [Шикломанов, Георгиевский, 2007; Магрицкий, 2009]), стоит ожидать однозначно соответствующее увеличение температуры воды за период открытого русла в бассейне реки Северная Двина.

Авторы благодарят старшего научного сотрудника Федерального государственного бюджетного учреждения «Государственный гидрологический институт» (г. Санкт-Петербург) Наталию Ивановну Горошкову за помощь в сборе данных и проведении исследования.

## Литература

Агафонова С. А., Фролова Н. Л. Особенности ледового режима рек бассейна Северной Двины // *Водные ресурсы*. 2007. Т. 34, № 2. С. 141–149.

Государственный доклад «О состоянии и об охране окружающей среды Российской Федерации в 2017 году». М.: Минприроды России; НПП «Кадастр», 2018. 888 с.

Государственный доклад о состоянии и охране окружающей среды Архангельской области за 2018 год / Министерство природных ресурсов и ле-

сопромышленного комплекса Архангельской области. Архангельск, 2019. 454 с.

Груза Г. В., Ранькова Э. Я. Наблюдаемые и ожидаемые изменения климата России: температура воздуха. Обнинск: ВНИИГМИ-МЦД, 2012. 194 с.

Двоглазова К. С., Шелутко В. А., Горошкова Н. И. Оценка изменений термического режима рек бассейна Северной Двины // Четвертые Виноградовские чтения. Гидрология: от познания к мировоззрению. СПб., 2020. С. 606–610.

Доклад об особенностях климата территории Российской Федерации за 2018 год. М., 2019. 79 с.

Душкова Д. О., Евсеев А. В. Анализ техногенного воздействия на геосистемы Европейского Севера России // *Арктика и Север*. 2011. № 4. С. 162–195.

Константинов П. И., Варенцов М. И. Что мы знаем о микроклимате крупнейших городов Арктической зоны РФ? // *Арктические исследования: от экстенсивного освоения к комплексному развитию: Матер. II Междунар. науч.-практ. конф.* Архангельск, 2018. С. 25–28.

Климаты и ландшафты Северной Евразии в условиях глобального потепления // *Ретроспективный анализ и сценарии*. М.: ГЕОС, 2010. 220 с.

Магрицкий Д. В. Тепловой сток рек в моря Российской Арктики и его изменения // *Вестник Московского университета. Серия 5. География*. 2009. № 5. С. 69–77.

Ресурсы поверхностных вод СССР. Т. 3. Северный край. Л.: Гидрометеиздат, 1972. 663 с.

Рождественский А. В., Лобанова А. Г., Лобанова В. А., Сахарюк А. В. Методические рекомендации по оценке однородности гидрологических характеристик и определению их расчетных значений по неоднородным данным. СПб.: Нестор-История, 2010. 162 с.

Урсова Е. С. Оценка загрязненности реки Охта в пределах Санкт-Петербурга на основе применения интегральных кривых // *Общество. Среда. Развитие*. 2015. № 4. С. 171–175.

Шелутко В. А. Численные методы в гидрологии. Л.: Гидрометеиздат, 1991. 238 с.

Шикломанов И. А., Георгиевский В. Ю. Влияние изменений климата на гидрологический режим и водные ресурсы рек России // *Hydrological impact of climate change: Proceed. of British-Russian Conf.* Novosibirsk, 2007. P. 143–151.

Поступила в редакцию 17.02.2021

## References

Agafonova S. A., Frolova N. L. Osobennosti ledovogo rezhima rek basseina Severnoi Dviny [Features of the ice regime of the rivers of the Northern Dvina basin]. *Vodnye resursy* [Water Resources]. 2007. Vol. 34, no. 2. P. 141–149.

Gosudarstvennyi doklad "O sostoyanii i ob okhrane okruzhayushchei sredy Rossiiskoi Federatsii v 2017 godu" [State report On the state and protection of the environment of the Russian Federation in 2017]. Moscow: Minprirody Rossii [Ministry of Nat. Resources of Russia]; NPP Cadastre, 2018. 888 p.

Gosudarstvennyi doklad o sostoyanii i ob okhrane okruzhayushchei sredy Arhangel'skoi oblasti za 2018

god [State report On the state and protection of the environment of the Arkhangelsk Region in 2018]. Ministerstvo prirod. resursov i lesopromyshlennogo kompleksa Arhangel'skoi oblasti [Ministry of Nat. Resources and Timber Industry of the Arkhangelsk Region]. 2019. 454 p.

Gruza G. V., Rankova E. Ya. Nablyudaemye i ozhidaemye izmeneniya klimata Rossii: temperatura vozdukh [Observed and expected climate changes in Russia: air temperature]. Obninsk: VNIIGMI-MCD, 2012. 194 p.

Dvoeglazova K. S., Shelutko V. A., Goroshkova N. I. Otsenka izmenenii termicheskogo rezhima rek basseina

Severnoi Dviny [Assessment of changes in the thermal regime of the rivers of the Northern Dvina basin]. *Chetvertye Vinogradovskie chteniya. Gidrol. ot poznaniya k mirovozzreniyu* [The fourth Vinogradov readings. *Hydrology: from Learning to Worldview: Proceed. int. sci. conf.*]. 2020. P. 606–610.

*Doklad ob osobennostyakh klimata territorii Rossiiskoi Federatsii za 2018 god* [Report on the climate peculiarities of the territory of the Russian Federation in 2018]. Moscow, 2019. 79 p.

*Dushkova D. O., Evseev A. V.* Analiz tekhnogenogo vozdeistviya na geosistemy Evropeiskogo Severa Rossii [Analysis of technogenic impact on geosystems of the European North of Russia]. *Arktika i Sever* [The Arctic and the North]. 2011. No. 4. P. 162–195.

*Konstantinov P. I., Varentsov M. I.* Chto my znaem o mikroklimате krupneishikh gorodov Arkticheskoi zony RF? [What do we know about the microclimate of the largest cities in the Arctic zone of the Russian Federation?]. *Arkticheskie issled.: ot ekstensivnogo osvoeniya k kompleksnomu razvitiyu* [Arctic research: from extensive exploration to integrated development]. 2018. P. 25–28.

*Klimaty i landshafty Severnoi Evrazii v usloviyakh global'nogo potepleniya. Retrospektivnyi analiz i scenariy* [Climates and landscapes of Northern Eurasia in the context of global warming. Retrospective analysis and scenarios]. Moscow: GEOS, 2010. 220 p.

*Magritskii D. V.* Teplovoi stok rek v morya Rossii-skoi Arktiki i ego izmeneniya [Thermal runoff of rivers in the seas of the Russian Arctic and its changes]. *Vest-*

*nik Moskovskogo univ. [MSU Vestnik]*. 2009. No. 5(6). P. 69–77.

*Resursy poverkhnostnykh vod SSSR. Severnyi krai* [Surface water resources in the USSR. The Northern area]. Vol. 3. Leningrad: Gidrometeoizdat, 1972. 663 p.

*Rozhdestvenskii A. V., Lobanova A. G., Lobanova V. A., Sakharyuk A. V.* Metodicheskie rekomendatsii po otsenke odnorodnosti gidrologicheskikh kharakteristik i opredeleniyu ikh raschetnykh znachenii po neodnorodnym dannym [Methodological recommendations for assessing the homogeneity of hydrological characteristics and determining their calculated values from heterogeneous data]. St. Petersburg: Nestor-Istoriya, 2010. 162 p.

*Urusova E. S.* Otsenka zagryaznennosti reki Okhta v predelakh Sankt-Peterburga na osnove primeniya integral'nykh krivykh [Assessment of the pollution of the Okhta River within St. Petersburg based on the use of integral curves]. *Obshchestvo. Sreda. Razvitie* [Society. Environ. Development]. 2015. No. 4. P. 171–175.

*Shelutko V. A.* Chislennyye metody v gidrologii [Numerical methods in hydrology]. Leningrad: Gidrometeoizdat, 1991. 238 p.

*Shiklomanov I. A., Georgievskii V. Yu.* Vliyanie izmeneniya klimata na gidrologicheskii rezhim i vodnye resursy rek Rossii [Influence of climate changes on the hydrological regime and water resources of Russian rivers]. *Hydrological impact of climate change: Proceed. of British-Russian Conf.* Novosibirsk, 2007. P. 143–151.

Received February 17, 2021

## СВЕДЕНИЯ ОБ АВТОРАХ:

### **Двоглазова Ксения Сергеевна**

магистр кафедры прикладной и системной экологии  
Российский государственный гидрометеорологический университет  
Воронежская ул., 79, Санкт-Петербург, Россия, 192007  
эл. почта: Ksenia\_1197@list.ru  
тел.: +79522035314

### **Шелутко Владислав Аркадьевич**

профессор кафедры прикладной и системной экологии,  
д. г. н., к. т. н., проф.  
Российский государственный гидрометеорологический университет  
Воронежская ул., 79, Санкт-Петербург, Россия, 192007  
эл. почта: Shelutko@rshu.ru

## CONTRIBUTORS:

### **Dvoeglazova, Ksenia**

Russian State Hydrometeorological University  
79 Voronezhskaya St., 192007 St. Petersburg, Russia  
e-mail: Ksenia\_1197@list.ru  
tel.: +79522035314

### **Shelutko, Vladislav**

Russian State Hydrometeorological University  
79 Voronezhskaya St., 192007 St. Petersburg, Russia  
e-mail: Shelutko@rshu.ru



УДК 556.013

## НЕКОТОРЫЕ ВОПРОСЫ ОЦЕНКИ ТВЕРДОГО СТОКА ВОДОТОКОВ СЕВЕРО-ЗАПАДА РФ

**М. В. Шмакова, С. А. Кондратьев**

*Институт озераведения РАН, Санкт-Петербургский ФИЦ РАН, Россия*

В практике хозяйственного использования водных объектов актуальны расчеты твердого стока для различных масштабов времени – от секундного до годового. Оценка годового твердого стока, так же как и оценка статистических параметров мутности и степень ее достоверности, крайне затруднительна при нерегулярности и недостаточном освещении для разных фаз водного режима. Вместе с тем изученность процессов формирования качества природных вод и создание достаточного арсенала расчетных методов позволяют в настоящее время воспроизводить с приемлемой точностью основные показатели качества воды. Расширить возможности статистического анализа показателей качества воды позволяет комплексный подход к оценке последних посредством хорошо зарекомендовавших себя детерминированных и стохастических алгоритмов расчета с аргументами, наблюдаемыми регулярно и продолжительно. Для оценки параметров распределения расходов наносов или мутности воды в этом случае может быть использован композиционный метод, который позволяет найти параметры кривой распределения функции через параметры кривой распределения ее аргументов. В работе представлена детерминированно-стохастическая моделирующая система «погода – сток – наносы», основанная на стохастической модели погоды, модели формирования стока на водосборе и модели годового твердого стока. Система позволяет оценить параметры распределения суточных значений стока наносов и мутности воды при недостаточности данных наблюдений и в условиях изменения формирования стока на водосборе, произошедших в результате естественных причин или хозяйственной деятельности.

**Ключевые слова:** мутность воды; расход наносов; статистика; водосбор; водоток; модель.

### **M. V. Shmakova, S. A. Kondratyev. SOME QUESTIONS OF ESTIMATING SUSPENDED SEDIMENT IN WATERCOURSES OF NORTH-WEST RUSSIA**

In the practice of water management for economic purposes, calculations of suspended sediment for various time scales – from per-second to annual, are important. The estimation of annual suspended sediment transport, as well as of the statistical parameters of turbidity and the reliability of the estimates, is extremely difficult because of irregular and insufficient light conditions in different phases of the water regime. At the same time, owing to the knowledge of the processes that shape the quality of natural waters and a sufficient toolkit of calculation methods, the main indicators of water quality with can be reproduced with acceptable accuracy. The capabilities of statistical analysis of water quality indicators can be expanded by an integrated approach to estimating the indicators by means of well-proven deterministic and stochastic calculation algorithms with arguments observed regularly and for a long time. In this case, a composite method

can be used to estimate the parameters of the suspended sediment distribution or water turbidity, which permits finding the parameters of the distribution curve of the function from the parameters of the distribution curve of its arguments. The paper presents a deterministic-stochastic modeling system "weather-runoff-suspended sediments", based on a stochastic weather model, a model of runoff formation in a catchment area, and a model of annual suspended sediment transport. The system can estimate the distribution parameters of daily suspended sediment load and turbidity values in the situation of observed data shortage or changes in runoff formation in the catchment resulting from natural causes or economic activities.

**Key words:** water turbidity; sediment transport rate; statistics; catchment area; water-course; model.

## Общие положения

Одним из важных показателей переменного состояния двухфазной циркуляции водных масс в водном объекте является твердый сток. Твердый сток водного объекта – это находящееся в речном потоке или движущихся массах озерных вод твердое вещество различного генезиса – грунтового (твердые минеральные частицы) или органического. Твердый сток водных объектов может рассматриваться в различных приложениях – статическом (мутность воды), динамическом (расход взвешенных и влекомых наносов, общий расход наносов) и косвенно динамическом (изменение отметок дна и переформирование берегов).

Формирование стока наносов и мутности водного объекта, как и в любом природном процессе, зависит от целого комплекса причин. Однако в зависимости от типа водного объекта источники твердого вещества и вклад той или иной составляющей этого процесса могут быть различны. Одним из основных источников наносов для водотоков и водоемов является почвенная эрозия. Интенсивность почвенной эрозии определяется физико-механическими характеристиками почвогрунтов, слагающих водосборную площадь, типом растительности, климатическими характеристиками, а также интенсивностью антропогенной деятельности на водосборе. Изменение условий формирования твердого стока на водосборе меняет вклад эрозионно-руслевой деятельности речного потока в общие процессы формирования и транспорта стока наносов.

В условиях редких и неэквидистантных наблюдений невозможно полноценно выполнить статистическую оценку вариационных рядов разного масштаба обобщения. Проблемы начинаются уже на этапе идентификации закона распределения, которому подчиняется вариационный ряд [Gumbel, 1963; Nutrients..., 2000]. Часто при статистическом анализе рядов гидрхимических показателей останавливаются

лишь на оценке медианы и межквантильного размаха [Смыжова, 2010; Лепихин, Возняк, 2012; Возняк, Лепихин, 2018]. При этом вопрос оценки экстремальных значений показателей качества воды редкой обеспеченности остается открытым. Редкость и нерегулярность наблюдений не позволяют достоверно выявить выбросы, отличающиеся от естественного (природного) генезиса. Все это приводит к смещению в параметрических и непараметрических оценках вариационного ряда. Из сказанного следует актуальность создания расчетных методов и моделей оценки характеристик мутности водных объектов при недостаточности или отсутствии данных наблюдений. Особенную важность расчеты твердого стока различных прикладных направлений приобретают в неоднократно освещенных в научной литературе условиях хозяйственной деятельности на водосборе и в пределах самого водного объекта и климатических изменений [например, Moore et al., 1989; Naidu, 1997; Kondolf et al., 2014].

Вместе с этим изученность процессов формирования качества природных вод и создание достаточного арсенала расчетных методов позволяют в настоящее время воспроизводить с приемлемой точностью основные показатели качества воды. Расширить возможности статистического анализа показателей качества воды позволяет комплексный подход к оценке последних посредством хорошо зарекомендовавших себя детерминированных и стохастических алгоритмов расчета с аргументами, наблюдаемыми регулярно и продолжительно. Для оценки параметров распределения расходов наносов или мутности воды в этом случае может быть использован композиционный метод, который позволяет найти параметры кривой распределения функции через параметры кривой распределения ее аргументов. При этом для использования композиционного метода для оценки статистических параметров мутности воды или расхода наносов необходимо располагать формулой общего расхода на-

носов, адекватно описывающей взаимосвязь расхода наносов и гидравлических характеристик потока. Причем гидравлические характеристики потока должны относиться к стандартной гидрометрической информации, характер распределения которой хорошо изучен.

Таким образом, можно выделить три основных направления в оценке стока речных наносов и мутности воды – расчеты твердого стока рек при отсутствии данных наблюдений; оценка мутности воды и расхода наносов при изменении условий формирования жидкого и твердого стока на водосборе; анализ внутригодового распределения стока наносов и мутности воды в условиях недостаточности и неэквидистантности наблюдений.

Целью настоящей работы является обзор разработанных авторами подходов к решению поставленных выше задач.

### **Моделирование твердого стока рек при отсутствии данных наблюдений. Притоки Ладожского озера**

Литоральная зона глубоководных озер расположена на стыке двух природных комплексов – наземного и водного [Распопов, 1985] и характеризуется активными гидродинамическими процессами. Турбулентное и конвективное перемешивание водных масс исключает их устойчивость и длительную стратификацию, и это определяет физические, химические и биологические процессы литоральной зоны [Распопов, 1985]. При этом мелководная область литорали, интенсивное прогревание в вегетационный период, биогенный сток с водосборной площади формируют благоприятные условия развития процессов эвтрофирования. Для биоценозов литоральной зоны больших озер Северо-Запада определяющими факторами являются динамичность водной массы и характер донных отложений [Россолимо, 1971; Распопов, 1985]. Концентрация взвешенных веществ (или мутность воды) в литоральной зоне озера при инициации гидродинамических процессов взмучивания определяет прозрачность воды и, как следствие, проникновение света, интенсивность прогревания, а также сорбционные процессы и интенсивность фотосинтеза. Все это влияет на качество воды и жизнедеятельность водных организмов. Помимо отрицательного механического воздействия на экосистемы водных объектов взвешенные вещества выступают и в качестве источника вторичного загрязнения водоема, являясь адсорбентами высокотоксичных поллютантов [Лепихин, Головачева, 2015].

Сложно переоценить значение Ладожского озера как географического объекта и хозяйственную востребованность его водосборной площади ведущими отраслями промышленных предприятий Северо-Западного региона РФ и Финляндии. Хозяйственная освоенность водосбора Ладоги с 70-х годов прошлого столетия привела к интенсификации процессов эвтрофирования мелководных областей акватории Ладожского озера в местах впадения его основных притоков. Согласно исследованию [Ладога, 2013], большинство литоральных станций Ладожского озера имеют мезотрофный (11 станций) и эвтрофный (12 станций) трофический статус и только две станции относятся к олиготрофным. Наиболее эвтрофированная область расположена в южной части Ладожского озера, в месте впадения вод реки Волхов. Все это определяет актуальность оценки выноса твердого вещества со стоком рек в устьевые области притоков Ладожского озера.

Обширный водосбор Ладожского озера характеризуется многообразием типов подстилающей поверхности и сложной гидрографической сетью. Северная часть водосбора приходится на область распространения Балтийского кристаллического щита, сложенного гранитами и гнейсами [Ресурсы..., 1972]. Также эта часть водосбора характеризуется большим количеством озер и болот. Озера оказывают регулирующее влияние на сток наносов, осаждая последние в своей толще по причине замедленного водообмена. С юга к Балтийскому кристаллическому щиту примыкает Русская плита, сложенная глинами, известняками, песчаниками и доломитами [Ресурсы..., 1972]. Эта территория также характеризуется большим процентом заболоченных земель, но меньшей в сравнении с северной частью озерностью [Ресурсы..., 1972]. Всего на водосборе Ладожского озера выделяется четыре подбассейна – Ильмень-Волховский, Онежско-Свирский, Саймо-Вуоксинский и частный водосбор Ладожского озера [Алябина, Сорокин, 2010]. Каждый из этих водосборов имеет свои физико-географические особенности, определяющие интенсивность почвенной эрозии и условия формирования твердого стока на водосборе [Алябина, Сорокин, 2010].

Общая площадь водосбора основных притоков Ладожского озера составляет 248 232 км<sup>2</sup>, что соответствует 88 % всей площади водосбора Ладожского озера (282 700 км<sup>2</sup>). Таким образом, продукты почвенной эрозии водосбора и русловых переформирований поступают в акваторию водоема преимущественно со стоком притоков.



Наблюдения за стоком наносов на притоках Ладожского озера не проводились. Исключением составляют эпизодические непродолжительные наблюдения на гидрометрических створах р. Олонка – г. Олонец (1953 и 1956 гг.) и р. Свирь – с. Мятусово (1945 и 1948 гг.), которые за основу оценки твердого стока быть приняты не могут. В этой связи для каждого притока подобраны реки-аналоги, основными критериями соответствия при подборе которых послужили уклон, крупность донных отложений и площадь водосбора (водность).

В табл. 1 приведен список гидрометрических створов основных притоков и соответствующие им аналоги и их характеристики. Для гидрометрического створа р. Олонка – г. Олонец проводились редкие наблюдения за твердым стоком, которые в основном охватывают период межени и средней водности. Для периода

большой водности для этого водотока также назначен створ-аналог.

Расчеты твердого стока и мутности воды притоков проводились по методам и моделям, разработанным в ИНОЗ РАН (аналитическая формула общего расхода наносов и стохастическая модель годового твердого стока [Шмакова, 2018]).

Модель годового твердого стока рек разработана в Институте озероведения РАН [Шмакова, 2018]. Модель стохастическая, предназначена для решения задач, связанных с количественной оценкой годового твердого стока и основана на композиционном методе теории вероятности и аналитической формуле расхода наносов (формуле мутности воды). Композиционный метод теории вероятности позволяет оценить параметры распределения функции через параметры распределения аргументов.

Таблица 1. Основные притоки Ладожского озера и их аналоги  
Table 1. The main tributaries of Lake Ladoga and their analogues

Реки и гидрометрические створы River gauging sites		Площадь водосбора, км <sup>2</sup> Catchment area, km <sup>2</sup>		Уклон, б/р Slope		Донный грунт в створе Bottom soil	
притоки Ладожского озера tributaries	реки-аналоги rivers-analogues	приток Ладого tributaries	река-аналог rivers-analogues	приток Ладого tributaries	река-аналог rivers-analogues	приток Ладого tributaries	река-аналог rivers-analogues
Вуокса – ХГЭС Vuoksa – ХНПП	р. Мста – с. Березовский Рядок Msta – Berezovsky Ryadok	61 500	5180	0,000430	0,00066	песок, галька, валуны sand, pebbles, boulders	галька pebbles
Янисйоки – п. Хямекоски Janisjoki – Hamekoski	р. Мста – с. Березовский Рядок Msta – Berezovsky Ryadok	3650	5180	0,00065	0,00066	камни, галька stones, pebbles	галька pebbles
Видлица – с. Б. Горы Vidlitsa – B. Mountains	р. Паша – с. Часовенское Pasha – Chasovenskoje	977	5710	0,001087	0,0009	песок sand	песок sand
Олонка – г. Олонец Olonka – Olonets	р. Мга – д. Горы Mga – Mountain village	2120	709	0,00076	0,00061	песок, валуны sand, boulders	песок, галька sand, pebbles
Свирь – XII ГЭС Svir – XII НПП	р. Нева – г. Петрокрепость Neva – Petrokrepost'	67 100	–	0,000134	0,0005	песок, ил sand, silt	песок, камни sand, stones
Сясь – д. Яхново Syas – Yakhново	р. Оять – д. Шангиничи Oyat – Shanginichi	6230	4930	0,00093	0,00097	песок, валуны sand, boulders	песок sand
Волхов – VI ГЭС Volkhov – VI НПП	р. Нева – г. Петрокрепость Neva – Petrokrepost'	79 800	–	0,0000625	0,0005	песок, гравий, валуны sand, gravel, boulders	песок, камни sand, stones

Аргументами модели являются расход воды и средняя глубина потока, функцией – расход наносов.

Всего для каждого водотока были сгенерированы ряды значений суточного расхода воды продолжительностью 100 лет, которые пересчитывались в ряды значений расхода наносов и мутности воды. В качестве количественных ориентиров при расчетах мутности воды приняты данные наблюдений за мутностью воды на исследуемых водотоках, проводившихся сотрудниками Института озероведения РАН в период 2011–2019 гг. [Разработка..., 2018].

Согласно результатам вычислений годового твердого стока, с основными притоками (с 88 % водосборной площади Ладожского озера) в Ладогу поступает около 380 тыс. тонн речных наносов в год. Если привести рассчитанное значение к общей площади водосбора Ладоги, то получится, что за год в озеро поступает 432 тыс. т. При этом сток наносов может быть несколько завышенным ввиду того, что в его расчет включены продукты не только склоновой, но и русловой эрозии основных притоков Ладожского озера. Основной вклад в поступление наносов в акваторию Ладожского озера осуществляют водотоки с наибольшей водностью – Свирь, Вуокса и Волхов. Однако на эти же водотоки приходится и наименьший годовой модуль твердого стока, что объясняется удержанием наносов зонами подпора перед плотинами ГЭС на этих реках и, как следствие, уменьшением общего расхода наносов.

### **Моделирование мутности воды при численной реализации климатических прогнозов. Река Нарва**

В качестве примера практической реализации композиционного метода в приложении к оценке параметров распределения мутности воды может служить детерминированно-стохастическая система «погода – сток – наносы» [Кондратьев, Шмакова, 2019], разработанная в Институте озероведения РАН и представленная следующим комплексом моделей: стохастическая модель погоды, модель формирования стока на водосборе, стохастическая модель годового твердого стока. Сток наносов в гидрометрическом створе р. Нарва – д. Скамья зарегулирован Чудским озером, которое выступает в роли отстойника взвешенных минеральных частиц, поступающих с водосбора и со стоком притоков. Незначительная мутность воды реки Нарвы в исследуемом створе и ее внутригодовое распределение в основном обусловлены почвенно-эрозионными процес-

сами частного водосбора. Ниже по течению небольшая мутность воды реки Нарвы определяется влиянием Нарвского водохранилища, также выступающего в роли отстойника взвешенных веществ. Для последующего анализа в работе использовались данные наблюдений за расходом воды и мутностью, проведенных в период с 2004 по 2017 год [Bobrovitskaya, Kokorev, 2004].

Ввиду большой водохозяйственной востребованности реки Нарвы актуальность приобретает численный эксперимент по оценке параметров распределения мутности в условиях возможного изменения климата. В качестве примера климатического сценария был принят сценарий ЕСНАМ А2 [Карлин, 2010], разработанный для Балтийского региона. Региональные изменения климата в этом сценарии представлены как «вырезка» региона из глобального прогноза, полученного по моделям общей циркуляции атмосферы и океана. Прогностический период охватывает 2009–2099 гг. Вырезка осуществлена для расчетов по сценарию А2 (максимальная эмиссия CO<sub>2</sub> в атмосферу). Предполагается рост средней годовой температуры воздуха за 100 лет на 6 °С, а рост средних годовых атмосферных осадков за 100 лет на 0,39 мм/сут.

На первом этапе моделирования проведена оценка параметров распределения суточных значений температуры воздуха и слоев осадков для метеостанции г. Псков в период с 1980 по 2010 г. Далее параметры распределения этих рядов были откорректированы с учетом климатического прогноза и сгенерированы ряды с прогнозными значениями метеорологических элементов продолжительностью 100 лет. Эти ряды обеспечили вход в модель формирования стока согласно схеме детерминированно-стохастической моделирующей системы. Параметры распределения расходов воды легли в основу генерирования рядов мутности воды. В табл. 2 приведены параметры распределения суточных расходов воды и мутности, рассчитанных соответственно по модели формирования стока и модели годового твердого стока. Согласно полученным результатам, изменение климата приведет к уменьшению стока и увеличению мутности воды. Тенденция увеличения мутности с уменьшением расхода воды выражена для данных наблюдений в расчетном створе и обеспечивается обратной связью мутности воды и средней глубины потока. При численной реализации сценария ЕСНАМ А2 среднее значение мутности в расчетном створе увеличится на 79 %, а медианные значения – на 124 %.

Таблица 2. Параметры распределения наблюдаемых и сгенерированных рядов (прогноз ECHAM A2) расхода воды и мутности, р. Нарва

Table 2. Distribution parameters of the observed and simulated series (ECHAM A2 forecast) of water flow and turbidity, Narva River

	$X_{cp}$ $X_{av}$	$C_v$	$M$	$X_{25\%}$	$X_{75\%}$	$X_{25\%} - X_{75\%}$
Расход воды наблюдаемый, м <sup>3</sup> /с Observed water flow, m <sup>3</sup> /s	312	0,35	308	376	234	142
Расход воды смоделированный, м <sup>3</sup> /с (прогноз ECHAM A2) Simulated water flow, m <sup>3</sup> /s (ECHAM A2 forecast)	160	0,26	157	186	130	56
Мутность воды наблюдаемая, г/м <sup>3</sup> Observed water turbidity, g/m <sup>3</sup>	5,33	0,99	3,90	6,24	2,14	4,10
Мутность воды смоделированная, г/м <sup>3</sup> (прогноз ECHAM A2) Simulated water turbidity, g/m <sup>3</sup> (ECHAM A2 forecast)	9,53	0,64	8,73	13,6	4,68	8,92

Примечание.  $X_{cp}$  – среднее;  $C_v$  – коэффициент вариации;  $M$  – медиана;  $X_{25\%}$  и  $X_{75\%}$  – квантили вероятностью 25 и 75 %.

Note.  $X_{av}$  – mean;  $C_v$  – coefficient of variation;  $M$  – median;  $X_{25\%}$  and  $X_{75\%}$  – quantiles with probability of 25 and 75 %.

### Оценка внутригодового распределения расхода наносов. Реки Северо-Запада РФ

Наблюдения за расходом наносов и мутностью воды на реках Северо-Запада проводились относительно регулярно и продолжительно лишь на девяти водотоках, охватывая период со второй половины прошлого века по настоящее время. В табл. 3 приведен список гидрометрических створов с продолжительными данными наблюдений за твердым стоком и указанием бассейновой принадлежности представленных водотоков. Анализ внутригодового распределения твердого стока исследуемых водотоков, перечень которых представлен в табл. 3, проводился на основании данных изданий ОГХ и гидрологических ежегодников за разные годы.

В табл. 3 приведены средние значения годового модуля твердого стока  $M_{год}$ , т/(км<sup>2</sup>·год), рассчитанного за период с 1991 года по настоящее время для расчетных створов. Наибольшие значения этой величины (7,4–8,4 т/(км<sup>2</sup>·год)) приходится на водосборы рек Пскова, Мста и Оять. Сравнительно небольшая площадь водосбора р. Пскова (менее 1000 км<sup>2</sup>) предполагает преимущественный вклад в формирование стока наносов склоновой эрозии, что и определяет достаточно высокие значения годового модуля твердого стока [Ресурсы..., 1972]. На берегах рек Оять и Мста много обнажений песчаников и глин, которые со склоновым стоком в благоприятные для этого периоды формируют повышенные концентрации наносов. Наименьшее значение (ниже 0,5 т/(км<sup>2</sup>·год)) приходится на частично закарстованный водосбор реки Луги. Для остальных шести исследуемых водотоков

двух водотоков годовой модуль твердого стока находится в пределах 3,2–6,5 т/(км<sup>2</sup>·год), что в целом характерно для рек этого региона [Ресурсы..., 1972].

#### Внутригодовое распределение

Известную сложность при построении обобщенного внутригодового хода величин, характеризующих гидрологический режим (например, уровня и расхода воды, расхода наносов, мутности воды), является проблема осреднения таковых. В итоге подобные построения претерпевают многолетнее сглаживание, купируют характерные максимумы и, как следствие, не отражают истинного положения дел.

При этом основные методы математической статистики – оценка параметров распределения, проверка статистических гипотез, дисперсионный анализ – применяются в предположении, что распределение генеральной совокупности известно. Однако нередко встречаются величины (показатели качества воды, расход наносов, мутность воды), для которых эти предположения не выполняются. В таких случаях обращаются к непараметрическим методам, т. е. методам, не зависящим от распределения генеральной совокупности. Непараметрические методы применяются для качественных величин, представленных в номинальной шкале, величин, измеряемых в порядковой шкале (т. е. представленных в виде рангов), а также количественных величин в том случае, когда распределение генеральной совокупности нельзя определить, так как выборка мала, либо когда распределение не следует нормальному закону и параметрические методы неприменимы.

Таблица 3. Реки с продолжительными наблюдениями за стоком наносов

Table 3. Rivers with long-term observations of sediment runoff

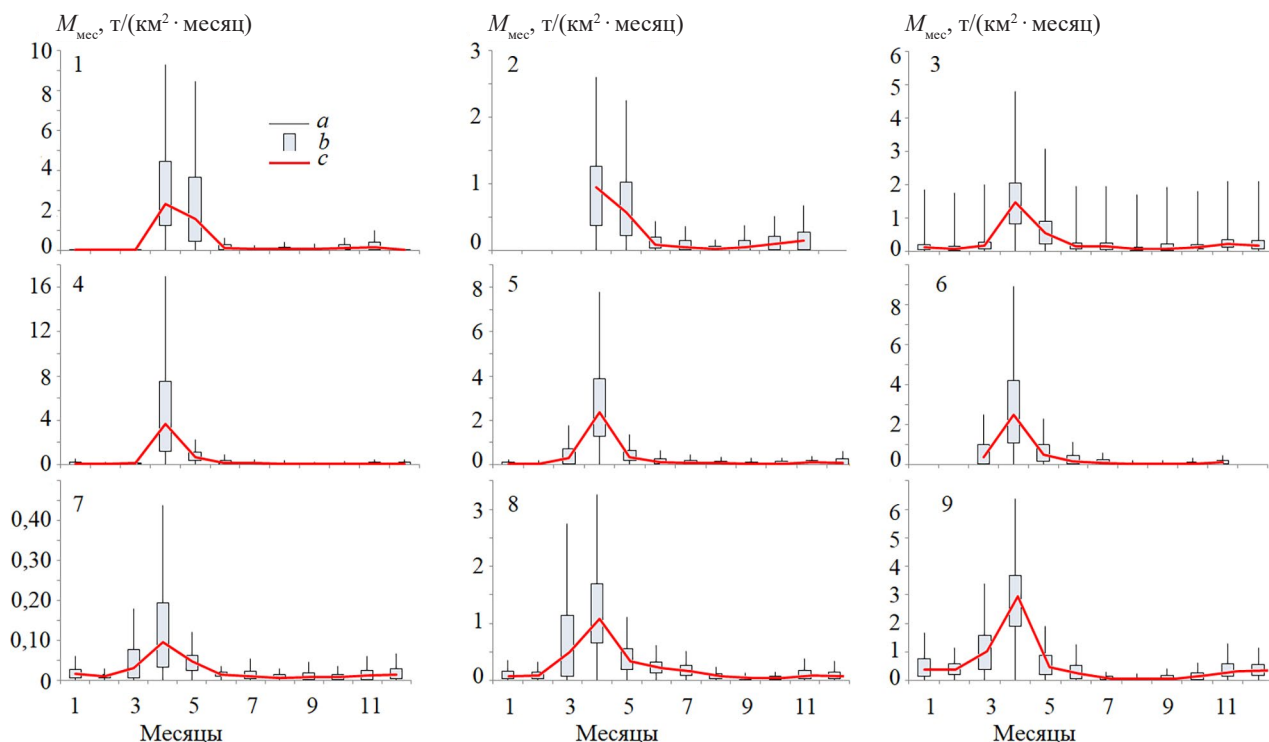
№ г/м створа N	Река River	Створ Target range	F, км <sup>2</sup> F, km <sup>2</sup>	Уклон, б/р Slope	Период наблюдений, принятый для расчета, годы Observation period used for calculation	$M_{год}$ т/(км <sup>2</sup> ·год) $M_{year}$ t/(km <sup>2</sup> ·year)
Частный бассейн Ладожского озера Private catchment area of Lake Ladoga						
Притоки р. Свирь Tributaries of the Svir River						
1	Паша Pasha	с. Часовенское Chasovensкое	5710	0,00090	1961–2010	2,1
2	Оять Oyat	д. Акулова Гора Aculova Gora	4830	0,00097	1961–2017	7,4
Приток р. Сясь Tributary of the Syas River						
3	Тихвинка Tihvinka	д. Горелуха Goreluha	2070	0,00113	1981–2017	3,9
Бассейн оз. Ильмень Catchment of Lake Ilmen						
Впадает в оз. Ильмень It flows into Lake Ilmen						
4	Пола Pola	д. Налючи Naluchi	6450	0,00122	1974–2017	5,2
5	Мста Msta	д. Девкино Devkino	22500	0,00049	1961–2017	7,3
6	Ловать Lovat	г. Холм Kholm	14700	0,00038	1976–2017	4,1
Приток р. Ловать Tributary of the Lovat River						
7	Полисть Polist	д. Утушкино Utushkino	1450	0,00059	1975–2017	4,5
Впадает в Финский залив It flows into the Gulf of Finland						
8	Луга Luga	г. Луга Luga	2330	0,00018	1978–2017	0,41
Впадает в Чудско-Псковское озеро It flows into Lake Peipus-Pskov						
9	Пскова Pskova	д. Черняковицы Chernyakovitsy	914	0,00142	1974–2009	8,4

Анализ литературных источников показывает, что для изучения состояния различных природных сред и гидрохимических показателей в качестве оценки центра распределения, в частности, рекомендуется использовать медиану и трехсреднее значение Тьюки (центральное среднее), а в качестве оценки масштаба распределения – интерквартильный размах и медиану абсолютных отклонений [Tukey, 1977; McGill et al., 1978]. Причем исследования показали, что при длине ряда  $n < 5$  лучше использовать медиану, а при  $n > 5$  – трехсреднее значение [Tukey, 1977; McGill et al., 1978].

Наиболее удобным инструментом анализа внутригодового распределения месячных модулей твердого стока представляется квартильная диаграмма, которая, с одной стороны,

помогает избежать сглаживания при осреднении среднемесячных значений, а с другой – наглядно показывает изменчивость исследуемой величины в пределах рассматриваемой выборки, степень асимметрии и форму ее распределения [ГОСТ..., 2017]. На рисунке приведены квартильные диаграммы внутригодового распределения месячных модулей твердого стока, совмещенные с линией трехсредних значений этой величины. В данном построении (рис.) рассматривается 1,5-интерквартильный размах IQR, за пределами которого данные наблюдений рассматривают как возможные выбросы [ГОСТ..., 2017].

Распределение стока наносов в течение года определяется режимом стока реки. Максимальные значения месячных модулей твердого



Квартильная диаграмма внутригодового распределения месячных модулей твердого стока исследуемых водотоков  $M_{\text{мес}}$ , т/(км<sup>2</sup>·месяц), построенная для периода с 1991 г. по настоящее время ( $a$  – ящики, построенные для диапазона  $[M_{\text{мес}25\%}; M_{\text{мес}75\%}]$ ;  $b$  – усы, построенные для диапазонов  $[M_{\text{мес}25\%}; M_{\text{мес}25\%} - 1,5 IQR]$  и  $[M_{\text{мес}75\%}; M_{\text{мес}75\%} + 1,5 IQR]$ ;  $c$  – трехсреднее значение):

1 – р. Оять – д. Акулова Гора; 2 – р. Паша – д. Часовенское; 3 – р. Тихвинка – д. Горелуха; 4 – р. Мста – д. Девкино; 5 – р. Пола – д. Налучи; 6 – р. Ловать – г. Холм; 7 – р. Луга – г. Луга; 8 – р. Полисть – с. Утушкино; 9 – р. Пскова – д. Черняковицы

Quartile diagram of the intra-annual distribution of monthly solid flow modules of the studied watercourses  $M_{\text{month}}$ , т/(км<sup>2</sup>·month), built for the period from 1991 up to the present ( $a$  – boxes built for the range  $[M_{\text{month}25\%}; M_{\text{month}75\%}]$ ;  $b$  – whiskers built for the ranges  $[M_{\text{month}25\%}; M_{\text{month}25\%} - 1.5 IQR]$  and  $[M_{\text{month}75\%}; M_{\text{month}75\%} + 1.5 IQR]$ ;  $c$  – three-average value):

1 – r. Oyat – Akulova Gora; 2 – r. Pasha – Chasovenskoe; 3 – r. Tikhvinka – Goreluha; 4 – r. Msta – Devkin; 5 – r. Pola – Naluchi; 6 – r. Lovat – Kholm; 7 – r. Luga – Luga; 8 – r. Polist – Utushkino; 9 – r. Pskov – Chernyakovitsy

стока всех исследуемых водотоков приходится на половодье в марте–мае, как правило, достигая пика в апреле, что характерно для Северо-Западного региона. Причем прохождение максимумов в северных реках (Паша, Оять и Тихвинка) в основном приходится на апрель–май; в реках, протекающих в южной части региона, – на март–апрель. Минимальные значения годового модуля стока в меженный период крайне невелики, особенно зимой, и для отдельных лет близки к нулю. Представленные на рисунке диаграммы хорошо иллюстрируют заметную асимметрию месячных значений модуля в сторону больших. Для всех расчетных гидрометрических створов, кроме р. Тихвинка – д. Горелуха, наиболее выраженная асимметрия приходится на месяцы с повышенным стоком наносов. Для створа р. Тихвинка – д. Горелуха большие диапазоны исследуемой величины наблюдаются

в течение всего года. Бассейн р. Тихвинка, расположенный в северной части Валдайской возвышенности, представлен сложноразмываемыми тяжелосуглинистыми разновидностями почв [Схема..., 2010], и основная доля наносов формируется в результате русловой эрозии. Это объясняет относительно равномерную интенсивность последней в течение года.

Таким образом, внутригодовое распределение твердого стока исследуемых водотоков характеризуется крайне небольшими значениями в меженный период и многократно превышающими их значениями твердого стока в период большой воды. Последнее вполне объяснимо существенным вкладом в формирование твердого стока водотоков почвенной эрозии, наиболее интенсивные процессы которой приходятся на период активного снеготаяния и паводков.



## Заключение

Многообразие водных объектов по их различной физико-географической принадлежности, морфометрическим и гидравлическим характеристикам, особенностям водосборных площадей и климатическим факторам предполагает и определенные особенности охраны и рационального водохозяйственного использования таковых. Дефицит данных наблюдений за твердым стоком при известной востребованности расчетов, сопряженных с различными характеристиками твердого стока (интенсивность заиления водохранилищ, статистические параметры распределения мутности воды, поля распределения мутности в акватории, динамика переформирования дна водного объекта и многие другие), определил актуальность разработки соответствующих методов оценки твердого стока в различных приложениях.

Представленные в данной работе подходы к оценке твердого стока в разных приложениях достаточно актуальны, поскольку существующая в настоящее время сеть наблюдений за расходами наносов и показателями качества воды и система проведения наблюдений на отдельных водных объектах не могут в полной мере обеспечить достоверный для последующей обработки и анализа материал и не предоставляют возможности полноценно проработать вопрос статистической оценки вариационных рядов суточных значений мутности воды. При этом развитие детерминированно-стохастических методов оценки твердого вещества в водном объекте предполагает наличие надежных детерминированных расчетных схем, достоверно описывающих физику процессов массопереноса, что и обеспечивается разработанным комплексом моделей и методов оценки расхода наносов и мутности воды, в том числе и при отсутствии и недостаточности данных наблюдений.

*Авторы работы выражают глубокую благодарность руководителю Отдела мониторинга поверхностных вод и экспедиционных исследований ГГИ Нелле Николаевне Бобровицкой и заведующей лабораторией наносов ГГИ Татьяне Валерьевне Турутиной за любезно предоставленные данные по реке Нарва.*

*Работа выполнена при финансовом обеспечении за счет средств федерального бюджета в рамках темы № 0154-2019-0001 «Комплексная оценка динамики экосистем Ладожского озера и водоемов его бассейна под воздействием природных и антропогенных факторов».*

## Литература

Алябина Г. А., Сорокин И. Н. Бассейн Ладожского озера как источник воздействия на экологическое состояние озера // Региональная экология. 2010. № 4(30). С. 27–35.

Возняк А. А., Лепихин А. П. Разработка региональных ПДК: необходимость, методика, пример // Географический вестник. 2018. № 2(45). С. 103–115.

ГОСТ ИСО 16269-4-2017. Статистические методы. Статистическое представление данных. Часть 4. Выявление и обработка выбросов. М.: Стандартинформ, 2017. 53 с.

Карлин Л. Н. Прогностические оценки влияния изменения климата на экологическое состояние Балтийского моря: Отчет по проекту РФФИ № 09-05-13553. 2010.

Кондратьев С. А., Шмакова М. В. Математическое моделирование массопереноса в системе водосбор – водоток – водоем. СПб.: Нестор-История, 2019. 248 с.

Ладога / Ред. В. А. Румянцев, С. А. Кондратьев. СПб.: Нестор-История, 2013. 468 с.

Лепихин А. П., Возняк А. А. Исследование статистических функций распределения гидрохимических показателей качества воды поверхностных водных объектов // Водное хозяйство России. Проблемы, технологии, управление. 2012. № 4. С. 21–32.

Лепихин А. П., Головачева С. И. К проблеме регламентации отведения взвешенных веществ в естественные водотоки // Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление. 2015. № 1. С. 4–13.

Разработка и совершенствование научных, технических, методических и правовых основ с целью сохранения Ладожского озера как геостратегического объекта питьевого водоснабжения федерального значения на основе комплексных исследований: Отчет о НИР по теме Плана НИР ИНОЗ РАН на 2013–2019 гг. № 0154-2014-0003 (закл.) / ИНОЗ РАН; рук. В. А. Румянцев, Ш. Р. Поздняков. СПб., 2018. Ч. 1. 199 с. № ГР 01201363379.

Распопов И. М. Высшая водная растительность больших озер Северо-Запада СССР. Л.: Наука, 1985. 188 с.

Ресурсы поверхностных вод СССР. Карелия и Северо-Запад. Т. 2, ч. 1. Л.: Гидрометеиздат, 1972. 528 с.

Россолимо Л. П. Проблема антропогенного эвтрофирования озер и пути ее решения // Изв. АН СССР. Сер. геогр. 1971. Т. 1. С. 35–45.

Смыжова Е. С. Оценка стока биогенных веществ с учетом особенностей гидрохимической информации (на примере реки Великой): Автореф. дис. ... канд. геогр. наук. СПб., 2010. 27 с.

Схема комплексного использования и охраны водных объектов (СКИОВО) бассейна реки Нева. Кн. 1. Общая характеристика речного бассейна реки Нева / Мин. природных ресурсов и экологии РФ. СПб., 2010 г. 189 с.

Шмакова М. В. Расчеты твердого стока рек и заиления водохранилищ. СПб.: ВВМ, 2018. 149 с.

Bobrovitskaya N. N., Kokorev A. V. Development of transboundary surface water monitoring system

// XXIII Nordic Hydrol. Conf., Tallinn, Estonia 8–12 August 2004, Selected articles / Ed. Arvo Jarvet. Vol. 11, NHP Report No. 48. Tartu, 2004. P. 415–423.

Gumbel E. J. Statistical forecast of droughts // IAHS Bull. 1963. Vol. 8, no. 1. P. 5–23.

Kondolf G. M., Rubin Z. K., Minear J. T. Dams on the Mekong: Cumulative sediment starvation // Wat. Resour. Res. 2014. Vol. 50, iss. 6. P. 5158–5169.

McGill R., Tukey J. W., Larsen W. A. Variations of Box Plots // The American Statistician. 1978. Vol. 32, no. 1. P. 12–16.

Moore J. N., Brook E. J., Johns C. Grain size partitioning of metals in contaminated coarse-grained river

flood plain sediment, Clark Fork River // Montana. Environ. Geol. Wat. Sci. 1989. No. 14. P. 107–115.

Naidu B. S. K. Addressing the problems of silt erosion at hydro plants // Hydropower and Dams. 1997. No. 4, iss. 3. P. 72–77.

Tukey J. W. Exploratory Data Analysis. Reading MA: Addison-Wesley Publishing Co., 1977.

Nutrient Criteria Technical Guidance Manual: Lakes and Reservoirs / US Environ. Protection Agency. Washington, DC. EPA-822-B00-001. 2000.

Поступила в редакцию 25.02.2021

## References

Alyabina G. A., Sorokin I. N. Bassein Ladozhskogo ozera kak istochnik vozdeistviya na ekologicheskoe sostoyanie ozera [Lake Ladoga basin as a source of impact on the ecological state of the lake]. *Regional'naya ekol.* [Regional Ecol.]. 2010. No. 4(30). P. 27–35.

Voznyak A. A., Lepikhin A. P. Razrabotka regional'nykh PDK: neobkhodimost', metodika, primer [Development of regional MPC: necessity, methodology, and an example]. *Geograficheskii vestnik* [Geographical Bull.]. 2018. No. 2(45). P. 103–115.

GOST R ISO 16269-4-2017. *Statisticheskie metody. Statisticheskoe predstavlenie dannykh. Chast' 4. Vyyavlenie i obrabotka vybrosov* [Statistical methods. Statistical representation of data. Part 4. Identification and treatment of emissions]. Moscow: Standartinform, 2017. 53 p.

Karlin L. N. Prognosticheskie otsenki vliyaniya izmeneniya klimata na ekologicheskoe sostoyanie Baltiiskogo morya [Predictive assessments of the impact of climate change on the ecological state of the Baltic Sea]: Otchet po projektu RFFI № 09-05-13553. 2010.

Kondratiev S. A., Shmakova M. V. Matematicheskoe modelirovanie massopereenos v sisteme vodosbor – vodotok – vodoem [Mathematical modeling of mass transfer in the catchment – watercourse – water body system]. St. Petersburg: Nestor-Istoriya, 2019. 246 p.

Ladoga. Eds. V. A. Rummyantsev, S. A. Kondrat'ev. St. Petersburg: Nestor-Istoriya, 2013. 468 p.

Lepikhin A. P., Voznyak A. A. Issledovanie statisticheskikh funktsii raspredeleniya gidrokhimicheskikh pokazatelei kachestva vody poverkhnostnykh vodnykh ob'ektov [Investigation of statistical distribution functions of hydrochemical indicators of water quality of surface water bodies]. *Vodnoe khozyaistvo Rossii. Problemy, tekhnologii, upravlenie* [Water Management in Russia. Problems, Technologies, and Management]. 2012. No. 4. P. 21–32.

Lepikhin A. P., Golovacheva S. I. K probleme reglamentatsii otvedeniya vzveshennykh veshchestv v estestvennyye vodotoki [On the problem of regulating the discharge of suspended substances into natural watercourses]. *Vodnoe khozyaistvo Rossii. Problemy, tekhnologii, upravlenie* [Water Management in Russia. Problems, Technologies, and Management]. 2015. No. 1. P. 4–13.

Razrabotka i sovershenstvovanie nauchnykh, tekhnicheskikh, metodicheskikh i pravovykh osnov s tsel'yu

sokhraneniya Ladozhskogo ozera kak geostrategicheskogo ob'ekta pit'evogo vodosnabzheniya federal'nogo znacheniya na osnove kompleksnykh issledovaniy [Development and improvement of scientific, technical, methodological and legal bases for the preservation of Lake Ladoga as a geostrategic object of drinking water supply of federal significance on the basis of comprehensive research]: R&D report on the topic of the R&D Plan of INOZ RAS for 2013–2019. No. 0154-2014-0003 (final). St. Petersburg, 2018. Part 1. 199 p. N GR 01201363379.

Raspopov I. M. Vysshaya vodnaya rastitel'nost' bol'shikh ozer Severo-Zapada SSSR [The highest aquatic vegetation of the great lakes of the North-West of the USSR]. Leningrad: Nauka, 1985. 188 p.

Resursy poverkhnostnykh vod SSSR. Kareliya i Severo-Zapad [Surface water resources of the USSR. Karelia and the North-West]. Vol. 2. Part 1. Leningrad: Gidrometeoizdat, 1972. 528 p.

Rossolimo L. P. Problema antropogennogo evtrofirovaniya ozer i puti ee resheniya [The problem of anthropogenic eutrophication of lakes and ways to solve it]. *Izv. AN SSSR. Ser. geogr.* [Proceed. AS USSR. Ser.: Geography]. 1971. Vol. 1. P. 35–45.

Smyzhova E. S. Otsenka stoka biogennykh veshchestv s uchetom osobennostei gidrokhimicheskoi informatsii (na primere reki Velikoi) [Assessment of the nutrient runoff taking into account the peculiarities of hydrochemical information (on the example of the Velikaya River)]: Summary of PhD (Cand. of Geogr.) thesis. St. Petersburg, 2010. 27 p.

Skhema kompleksnogo ispol'zovaniya i okhrany vodnykh ob'ektov (SKIOVO) basseina reki Neva. Kniga 1. Obshchaya kharakteristika rechnogo basseina reki Neva. Min. prirodnykh resursov i ekologii RF [Scheme of complex use and protection of water objects (the plan) in the basin of the Neva River. Book 1. General characteristics of the Neva River basin Ministry of Natural Resources and Ecology of the Russian Federation]. St. Petersburg, 2010. 189 p.

Shmakova M. V. Raschety tverdogo stoka rek i zaileniya vodokhranilishch [Calculations of solid river flow and reservoir siltation]. St. Petersburg: VVM, 2018. 149 p.

Bobrovitskaya N. N., Kokorev A. V. Development of transboundary surface water monitoring system. XXIII Nordic Hydrol. Conf., Tallinn, Estonia 8–12 August 2004, Selected articles. Ed. Arvo Jarvet. Vol. 11, NHP Report No. 48. Tartu, 2004. P. 415–423.

*Gumbel E. J.* Statistical forecast of droughts. *IAHS Bull.* 1963. Vol. 8, no. 1. P. 5–23.

*Kondolf G. M., Rubin Z. K., Minear J. T.* Dams on the Mekong: Cumulative sediment starvation. *Wat. Resour. Res.* 2014. Vol. 50, iss. 6. P. 5158–5169.

*McGill R., Tukey J. W., Larsen W. A.* Variations of Box Plots. *The American Statistician.* 1978. Vol. 32, no. 1. P. 12–16.

*Moore J. N., Brook E. J., Johns C.* Grain size partitioning of metals in contaminated coarse-grained river flood plain sediment, Clark Fork River. *Montana. Environ. Geol. Wat. Sci.* 1989. No. 14. P. 107–115.

*Naidu B. S. K.* Addressing the problems of silt erosion at hydro plants. *Hydropower and Dams.* 1997. No. 4, iss. 3. P. 72–77.

*Tukey J. W.* Exploratory Data Analysis. Reading MA: Addison-Wesley Publ. Co., 1977.

*Nutrient Criteria Technical Guidance Manual: Lakes and Reservoirs.* US Environ. Protection Agency. Washington, DC. EPA-822-B00–001. 2000.

Received February 25, 2021

## СВЕДЕНИЯ ОБ АВТОРАХ:

### **Шмакова Марина Валентиновна**

ведущий научный сотрудник, д. г. н.  
Институт озераведения РАН – обособленное структурное подразделение ФГБУН «Санкт-Петербургский Федеральный исследовательский центр РАН»  
ул. Севастьянова, 9, Санкт-Петербург, Россия, 196105  
эл. почта: m-shmakova@yandex.ru  
тел.: +79052626251

### **Кондратьев Сергей Алексеевич**

зам. директора по науке, д. ф.-м. н.  
Институт озераведения РАН – обособленное структурное подразделение ФГБУН «Санкт-Петербургский Федеральный исследовательский центр РАН»  
ул. Севастьянова, 9, Санкт-Петербург, Россия, 196105  
эл. почта: kondratyev@limno.org.ru  
тел.: +79213718470

## CONTRIBUTORS:

### **Shmakova, Marina**

Institute of Limnology, Russian Academy of Sciences  
9 Sevastyanova, 196105, St. Petersburg, Russia  
e-mail: m-shmakova@yandex.ru  
tel.: +79052626251

### **Kondratyev, Sergey**

Institute of Limnology, Russian Academy of Sciences  
9 Sevastyanova, 196105, St. Petersburg, Russia  
e-mail: kondratyev@limno.org.ru  
tel.: +7 (921) 3718470



## ГИДРОХИМИЯ И ДОННЫЕ ОТЛОЖЕНИЯ

УДК 556.114.7:546.21:543.632.14

### ПРИМЕНЕНИЕ ДЛИТЕЛЬНЫХ БПК-ЭКСПЕРИМЕНТОВ ДЛЯ СЕЗОННЫХ ИССЛЕДОВАНИЙ ОКИСЛЕНИЯ КОМПОНЕНТОВ ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА В ВОДЕ ИЗ РАЗНЫХ РАЙОНОВ ОНЕЖСКОГО ОЗЕРА

**А. В. Леонов<sup>1</sup>, М. В. Зобкова<sup>2</sup>**

<sup>1</sup> Институт океанологии им. П. П. Ширшова РАН, Москва, Россия

<sup>2</sup> Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН, ФИЦ «Карельский научный центр РАН», Петрозаводск, Россия

В разные сезоны 2013–2017 гг. на Онежском озере проведены масштабные исследования окисления компонентов органического вещества на основе длительных БПК-тестов при 20 и 10 °С. Отбор проб воды осуществлялся из Центрального плеса озера, губ Петрозаводская, Кондопожская, Пухтинская, а также устьевой зоны р. Шуя в двух вариантах: (1) из поверхностного горизонта (0,5–1 м) и (2) интегральная (от поверхности до дна). В пробах воды зафиксировано мультстадийное развитие БПК с двумя или тремя стадиями потребления  $O_2$  на I-й, II-й и линейной стадиях, которые отражают разные особенности окисления компонентов ОВ. При анализе первичных экспериментальных данных отмечены особенности изменения значений БПК, расходуемых на отдельных стадиях процесса, вклад отдельных стадий в общее БПК, соотношения скоростей потребления  $O_2$  по стадиям, определяющие количественные критерии лабильности окисляемых компонентов органического вещества. Установлено, что изменения кинетических параметров БПК определяются типом кинетики I-й стадии (E- или A-тип) и режимом отбора проб воды. Выделено как минимум четыре варианта влияния этих факторов. В воде из Центрального плеса озера выявлено наименьшее потребление  $O_2$  за период эксперимента, а также повышенная лабильность окисляемого органического вещества на I-й стадии БПК, что подтверждает факт высокого качества воды в этой части озера. В других акваториях озера отмечена повышенная лабильность окисляемых компонентов органического вещества в весенней воде. Между содержанием компонентов органического вещества (лабильных и сравнительно стойких к окислению гумусовых веществ) и кинетическими параметрами БПК выявлены взаимосвязи, характеризуемые высокими значениями коэффициентов детерминации ( $R^2 = 0,6–1,0$ ). Установлено, что взвешенное вещество также оказывает важное влияние на кинетику развития БПК.

**Ключевые слова:** БПК; кинетические параметры БПК; качество воды; компоненты органического вещества; Онежское озеро.

## A. V. Leonov, M. V. Zobkova. USING LONG-TERM BOD – EXPERIMENTS FOR SEASONAL RESEARCH OF ORGANIC MATTER COMPONENTS OXIDATION IN WATER FROM DIFFERENT AREAS OF LAKE ONEGO

Extensive research on the oxidation of organic matter components using long-term BOD experiments at 20 and 10 °C was conducted on Lake Onego in different seasons in 2013–2017. Water samples were taken from the central part of the lake, Pukhta, Kondopoga, Petrozavodsk Bays, as well as the estuarine zone of the River Shuya in two variations: surface horizon (0.5 to 1 m) or integral (from surface to bottom). The samples showed a multistage BOD development with two or three O<sub>2</sub> demand stages in the first, second and linear stages, which demonstrate the different oxidation patterns of organic matter components. It was found that the type of the first stage (E- or A-type) and the water sampling procedure defined the variations of BOD parameters. As a result, four alternative effects of these factors were identified. Minimal O<sub>2</sub> demand over the experimental period as well as a higher lability of oxidizable organic matter in the first BOD stage were found in water from the central part of the lake, confirming high quality of the water in this part of the lake. Elevated lability of oxidizable organic matter components in water from other parts of the lake was identified in spring. Strong correlation was found between various organic matter components (labile and oxidation-“stable” humic substances) and kinetic BOD parameters ( $R^2 = 0.60–1.00$ ). Suspended particulate matter also proved to influence BOD kinetic parameters.

**Key words:** biochemical oxygen demand; kinetic BOD parameters; water quality; organic matter components; Lake Onego.

### Введение

В современных гидрохимических и экологических исследованиях фиксируемое в длительных экспериментах развитие биохимического потребления O<sub>2</sub> (БПК) может использоваться для характеристики окисления разных компонентов органического вещества (ОВ), содержащихся в исследуемой воде. Большой интерес вызывают особенности развития окислительных процессов в малоизученных в этом направлении водах гумидной зоны, к которой относятся разнотипные водоемы Карелии.

Содержание и состав компонентов ОВ в природных водах обычно используются для оценки состояния водной экосистемы, так как они зависят от ряда факторов, среди которых особенно важными являются трофность и гумусность вод, интенсивность продукционно-деструкционных процессов, речного стока и антропогенного влияния на водную среду. За последние годы на разных акваториях Онежского озера проведена количественная оценка компонентов автохтонного (образующегося в самом водоеме) и аллохтонного (поступающего с водосборной территории) ОВ, а также установлены соотношения между ними и оценены возможности изменения их концентраций в процессе трансформации в водной среде [Ефремова и др., 2013; Зобкова и др., 2017; Ефремова, Зобкова, 2019].

Регистрируемое мультистадийное развитие БПК (в виде БПК-кривой) [Леонов, 1974а]

в длительных экспериментах (продолжительностью  $\geq 100$  сут) служит важной интегральной характеристикой биохимического состояния природных и разбавленных сточных вод, отражая многообразие происходящих в водной среде окислительных процессов с последовательной биохимической трансформацией разных фракций ОВ природного и антропогенного происхождения, а также стадии трансформации биогенных веществ – окисление форм азота (нитрификация) [Рыжаков и др., 2010] или органического фосфора ( $P_{\text{орг}}$ ) (щелочная и кислая фосфатазы превращают  $P_{\text{орг}}$  в минеральный P, потребляемый живыми организмами) [Леонов, 1974б; Леонов и др., 2018]. Продолжительный БПК-тест, по существу, выявляет и позволяет количественно характеризовать окислительную трансформацию лабильных и более стойких к биохимическому разложению компонентов ОВ в исследуемой воде или образующихся в ней в процессе эксперимента при окислении исходных компонентов ОВ.

В лаборатории гидрохимии и гидрогеологии ИВПС КарНЦ РАН с начала 2010-х гг. накоплен значительный массив данных по проводившимся длительным БПК-экспериментам в разнотипных водоемах Карелии. В текущей работе представлены данные по измеренным концентрациям разных фракций ОВ и длительным БПК-тестам в разных акваториях Онежского озера, воды которых отличаются по своему качеству. Анализ этих данных позволит охарактеризовать:

- значения концентраций разных компонентов ОВ и кинетических параметров БПК при 20 и 10 °С для разных акваторий озера в разные сезоны в зависимости от условий отбора проб воды;
- особенности окисления разных по лабильности компонентов ОВ с помощью количественных показателей (концентраций компонентов ОВ и кинетических параметров БПК) на выделенных стадиях БПК (I-я, II-я и линейная);
- взаимосвязи и соответствие кинетических показателей БПК концентрациям разных фракций ОВ для разных сезонов и акваторий озера, отличающихся качеством воды.

## Материалы и методы

### *Акватории Онежского озера*

**Онежское озеро** – второй по площади водоем Европы, площадь его водосбора оценивается в 66 300 км<sup>2</sup>, а площадь зеркала – 9720 км<sup>2</sup> [Швец, 1977]. Его бассейн отличает неравномерное распределение по акватории источников загрязнения, основные из которых расположены в северной части водоема. Крупные источники загрязнения – большие промцентры (города Петрозаводск, Кондопога, Медвежьегорск). В зависимости от показателей (гидрологических, гидрохимических, гидробиологических) и степени антропогенного воздействия Онежское озеро можно подразделить на отдельные районы, отличающиеся расположением, объемом водной массы, глубинами, водообменом с центральным районом озера, химическим составом и др. Отличия этих характеристик определенно влияют на качество воды и значения кинетических параметров БПК, которое обнаруживается при экспериментальном изучении процесса.

**Центральный плес (ЦП)** озера меньше других районов подвержен изменчивости: он относительно изолирован от загрязненных губ, имеет большой объем водной массы, перемешиваемой дважды в год, сохраняет олиготрофный статус за счет дефицита Р, сдерживающего развитие фитопланктона [Сабылина, Рыжаков, 2007]. Воды ЦП характеризуются низкими температурами (средняя 7–8 °С), глубоководностью (средняя глубина 35,1 м) и высокой прозрачностью.

**Петрозаводская губа (ПГ)** подвержена антропогенному влиянию, однако характеризуется высокой проточностью (период водообмена с учетом внешнего водообмена с озером 0,13 [Лозовик и др., 2019]), что связано с небольшим объемом водной массы (1,2 км<sup>3</sup>), пологим

уклоном котловины в сторону открытой части озера и значительным поступлением в губу вод р. Шуи (3,1 км<sup>3</sup>/год). Вода в заливе имеет мезотрофный мезогумусный статус, а ее качество формируется за счет смешения озерных, речных и сточных вод [Sabylina et al., 2010]. Поэтому содержание ОВ в губе может значительно варьировать и быть близким либо к озерным, либо к речным водам.

**Кондопожская губа (КГ)** отличается высоким антропогенным воздействием, но в сравнении с ПГ отличается меньшей проточностью (период водообмена с учетом внешнего водообмена с озером составляет 1,02) [Лозовик и др., 2019]. Такая разница вызвана тем, что КГ имеет больший объем водной массы (~4,7 км<sup>3</sup>), сложный изрезанный рельеф с множеством островов и большими перепадами глубин, а речной приток составляет 2,5 км<sup>3</sup>/год. В вершине КГ расположен целлюлозно-бумажный комбинат (ЦБК), оказывающий существенное влияние на качество воды в заливе. Сточные воды ЦБК распространяются в средней толще водных масс в виде «факела» [Sabylina et al., 2010]. В отличие от вершинной части губы, испытывающей серьезное антропогенное воздействие, в ее средней и внешней частях ОВ по качеству и составу близко к озерным водам.

**Пухтинская губа (ПхГ)** расположена на юго-западном берегу Онежского озера, отличается активным водообменом с ЦП озера. Химический состав воды в ПхГ изменяется в зависимости от времени года. Весной термобар препятствует водообмену с озерными водами и запирает в губе речные воды, богатые ОВ аллохтонного происхождения [Бояринов, Петров, 1991], поэтому в воде ПхГ возрастают значения показателей ОВ. Летом и осенью главное влияние на качество воды оказывают озерные водные массы [Сабылина, Рыжаков, 2018]. Содержание Р<sub>общ</sub> также уменьшается от весны к осени, и вода в ПхГ относится к мезотрофному типу.

**Устье р. Шуи (РШ)** расположено в вершинной части ПГ. Река является вторым по величине притоком Онежского озера, ее сток во многом определяет качество вод и состояние акватории ПГ. С водами р. Шуи поступает существенное количество гумусовых веществ (ГВ), т. к. ее водосбор покрыт обилием лесов, болот и озер [Podsechin et al., 2009].

### *Отбор проб воды*

На рис. 1 показаны исследованные акватории Онежского озера, станции отбора проб воды для БПК-экспериментов и измерения кон-

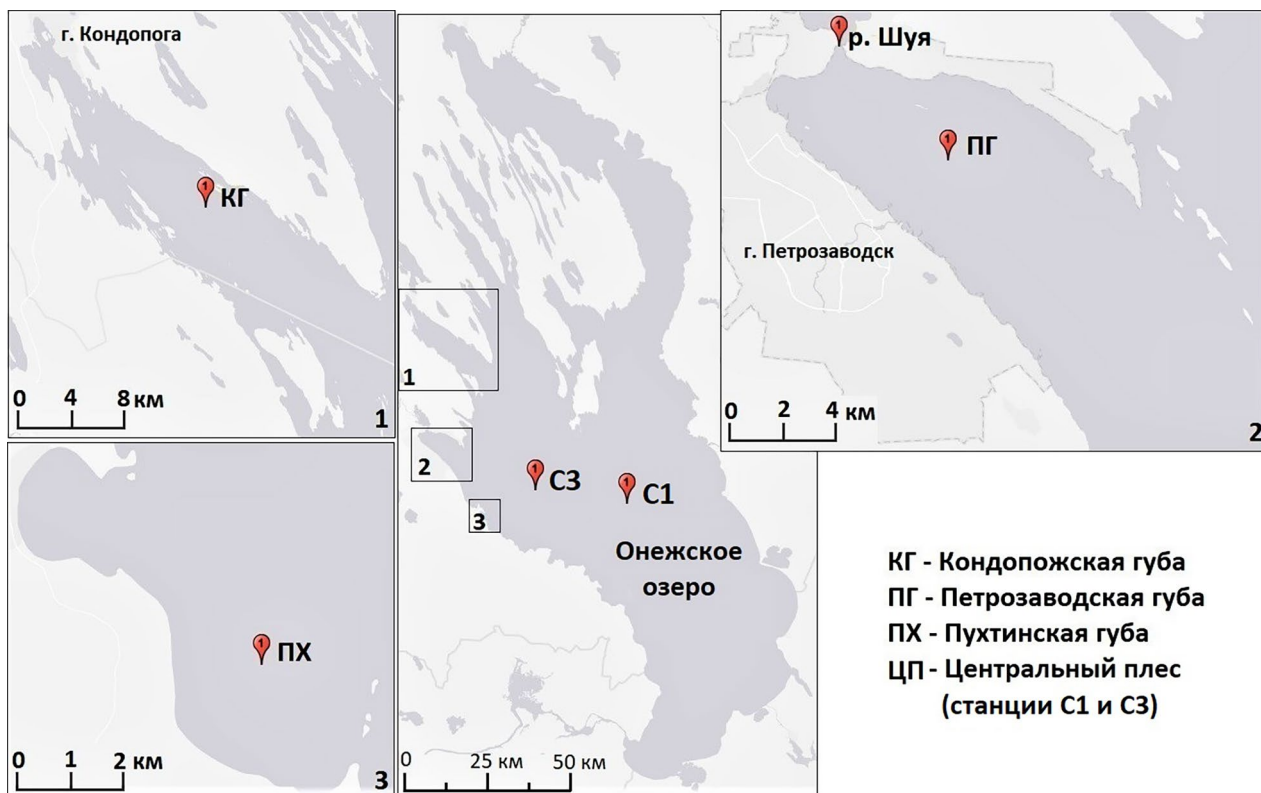


Рис. 1. Карта-схема отбора проб в различных районах Онежского озера в 2013–2017 гг.

Fig. 1. Schematic map of the sampling sites in different areas of Lake Onego in 2013–2017

центраций форм ОВ. Отбор проб проводился в разные сезоны для характеристики внутри- и межгодовых отличий в содержании разных форм ОВ и кинетических параметров БПК. Для сравнения результатов в настоящем исследовании использованы данные, которые были получены при отборе проб воды в двух вариантах: (1) из поверхностного горизонта (0,5 или 1 м) и (2) из горизонтов водной толщи (от 1 м до дна) при исследовании вод ЦП Онежского озера [Леонов, Зобкова, 2020а], отдельных акваторий озера (ПхГ, КГ, ПГ) и РШ [Леонов, Зобкова, 2020б]. Режимы отбора проб воды показаны в табл. 1.

#### Методы исследований

Весь комплекс аналитических измерений выполнен с помощью методов, применяемых в практике гидрохимических исследований природных вод [Аналитические..., 2017]. Методика постановки и проведения БПК-экспериментов подробно описана в [Леонов, Зобкова, 2020а, б].

Развитие БПК за первые 20 сут в отечественных и зарубежных исследованиях традиционно описывается с помощью экспоненциального типа уравнения 1-го порядка [Streeter, Phelps, 1925] – экспоненциальный (Е-тип):

$$\text{БПК}_t = [\text{O}_2]'(1 - e^{-kt}),$$

где  $\text{БПК}_t$  – значения БПК в разные сроки времени  $t$  хранения проб воды,  $[\text{O}_2]'$  – предельное значение БПК на I-й стадии, мг  $\text{O}_2/\text{л}$ ,  $k$  – константа скорости I-й стадии потребления  $\text{O}_2$ ,  $\text{сут}^{-1}$ . При использовании уравнения Е-типа для описания развития I-й стадии БПК (в пределах времени  $t$  до 20 сут) указанные параметры применяются для характеристики условий окисления лабильных компонентов ОВ.

Значения БПК на участках свыше 20 сут это уравнение не отражает. Отступления от экспоненциального развития БПК на I-й стадии наблюдаются при наличии в исследуемой воде загрязняющих веществ. Таким образом, уравнение Е-типа в ряде случаев не может описать развитие БПК ни в течение первых 20 сут, ни при больших сроках продолжения экспериментов. Однако уравнение Е-типа применяется при обработке БПК-кривых без какой-либо корректировки даже при двухстадийном развитии БПК в 30-суточных опытах [Трегубова, Кулиш, 1982].

Разная конфигурация БПК-кривых в продолжительных экспериментах отражается в типах кинетических уравнений, предлагаемых для обработки разнообразных данных

Таблица 1. Схема отбора проб воды из разных районов Онежского озера в 2013–2017 гг.

Table 1. Plan of water sampling from different areas of Lake Onego in 2013–2017

Акватория озера (станция; глубина, м) Area of the lake (station; depth, m)	Сезон, год Season, year	Тип пробы (горизонт, м) Sample type (horizon, m)
ЦП / CP (C1; 62,0)	зима, лето, осень 2013 winter, summer, autumn 2013	интегральная / integral (1,0–60,0)
	весна 2013 spring 2013	поверхностный / surface (1,0)
ЦП / CP (C3; 46,5)	весна 2016 spring 2016	интегральная / integral (1,0–46,0)
ЦП / CP (C1; 58,0)	осень 2016 autumn 2016	поверхностный / surface (1,0)
ЦП / CP (C3; 46,5)	зима, весна 2017 winter, spring 2017	поверхностный / surface (1,0)
ПхГ / PkВ (GP1; 13,5)	весна–осень 2013 spring–autumn 2013	поверхностный / surface (0,5)
КГ / КВ (K6; 82,0)	зима, лето, осень 2013 winter, summer, autumn 2013	интегральная / integral (1,0–80,0)
	весна 2013 spring 2013	поверхностный / surface (1,0)
РШ / RS	зима–осень 2013 и зима, весна 2016–2017 winter–autumn 2013 and winter, spring 2016–2017	поверхностный / surface (1,0 м)
ПГ / ПВ (P2; 28,6)	зима–осень 2013 и зима, весна 2016 winter–autumn 2013 and winter, spring 2016	интегральная / integral (1,0–28,0)
	осень, 2016, весна, 2017 autumn, 2016, spring, 2017	поверхностный / surface (1,0 м)
	зима, 2017 winter, 2017	интегральная / integral (1,0–28,0)

Примечание. Здесь и далее: ЦП – Центральный плес; ПГ – Петрозаводская губа; КГ – Кондопожская губа; ПхГ – Пухтинская губа; РШ – устье р. Шуя.

Note. Hereinafter: CP – Central part; PB – Petrozavodsk Bay; KB – Kondopoga Bay; PkВ – Pukhta Bay; RS – River Shuya.

по БПК независимо от вида кривых и продолжительности экспериментов [Леонов, 1974а]. При этом чаще используются следующие типы уравнений [Леонов, 1974б; Леонов, Зобкова, 2020а, б]:

– автокаталитический (А):

$$\text{БПК} = [B_{01}(e^{w_1 t} - 1)] / (1 + \eta_{01}(e^{w_1 t} - 1));$$

– экспоненциально-автокаталитический (ЕА):

$$\text{БПК} = [O_2]'(1 - e^{-kt}) + [B_{02}(e^{w_2 t} - 1)] / (1 + \eta_{02}e^{w_2 t});$$

– полиавтокаталитический (АА):

$$\text{БПК} = [B_{01}(e^{w_1 t} - 1)] / (1 + \eta_{01}e^{w_1 t}) + [B_{02}(e^{w_2 t} - 1)] / (1 + \eta_{02}e^{w_2 t});$$

– экспоненциально-линейный (ЕЛ):

$$\text{БПК} = [O_2]'(1 - e^{-kt}) + \omega_s t;$$

– автокаталитически-линейный (АЛ):

$$\text{БПК} = [B_{01}(e^{w_1 t} - 1)] / (1 + \eta_{01}(e^{w_1 t} - 1)) + \omega_s t;$$

– экспоненциально-автокаталитически-линейный (ЕАЛ):

$$\text{БПК} = [O_2]'(1 - e^{-kt}) + [B_{02}(e^{w_2 t} - 1)] / (1 + \eta_{02}e^{w_2 t}) + \omega_s t;$$

– полиавтокаталитически-линейный (ААЛ):

$$\text{БПК} = [B_{01}(e^{w_1 t} - 1)] / (1 + \eta_{01}e^{w_1 t}) + [B_{02}(e^{w_2 t} - 1)] / (1 + \eta_{02}e^{w_2 t}) + \omega_s t;$$

В этих уравнениях  $t$  – время, сут;  $k$  – константа скорости БПК 1-го порядка, сут<sup>-1</sup>;  $K_k$ ,  $w_1$ ,  $w_2$  – константы скорости БПК 2-го порядка (л·мгО<sub>2</sub><sup>-1</sup>·сут<sup>-1</sup>);  $v_1$ ,  $\omega_s$  – соответственно скорости БПК на I-й и на линейной стадиях, мг О<sub>2</sub>/(л·сут);  $[O_2]'$ ,  $[O_2]''$  – предельные значения БПК соответственно на I-й и II-й стадиях, мг О<sub>2</sub>/л;  $B_{0i}$ ,  $\eta_{0i}$  – параметры, определяемые при обработке БПК-кривых ( $[B_{0i}] = k/k_k$ ;  $[\eta_{0i}] = [B_{0i}]/[O_2]'$ ). Значения указанных кинетических параметров оценивались при формально-кинетической обработке экспериментальных БПК-кривых, учитывая многообразие их типов [Леонов и др., 2018].

При обработке БПК-кривых для каждой выделенной стадии (I-я, II-я и линейная) оцениваются конечные (предельные) их значения (соответственно  $[O_2]'$ ,  $[O_2]''$ ,  $\omega_s \cdot 126$ ), об-



щее БПК за весь эксперимент ( $BPK_{126}$ ) – это сумма потребления  $O_2$  на отдельных стадиях [ $BPK_{126} = [O_2]' + [O_2]'' + (\omega_s \cdot 126)$ ], соотношение между этими составляющими оценивает роль отдельной стадии и ее вклад в общее  $BPK_{126}$ . Лабильность окисляемых количеств  $OB$  оценивается по соотношению скоростей потребления  $O_2$  ( $v_1/\omega_s$ ). Также в ряде случаев можно использовать отношение количества потребляемого  $O_2$  на I-й стадии (за 20 сут) к потребляемому  $O_2$  на линейной стадии за 20 сут ( $\omega_s \cdot 20$ ). Лабильность окисляемого на I-й стадии  $OB$  принимается более высокой, если  $v_1 > \omega_s$  или если количество потребляемого  $O_2$  за 20 сут на I-й стадии выше его потребления на линейной стадии ( $[O_2]' > \omega_s \cdot 20$ ).

Значения химического потребления  $O_2$  (ХПК) использовали для характеристики содержания  $OB$  в пробах [РД..., 2012] перед началом эксперимента (ХПК<sub>0</sub>), на 49-е сут (ХПК<sub>49</sub>) и по его окончании (ХПК<sub>126</sub>). Также проводили измерения содержания общего органического углерода (ТОС) [Зобков, Зобкова, 2015], значений перманганатной окисляемости (ПО) и взвешенного вещества (РМ) в исходной воде. Ряд параметров  $OB$  оценивали по эмпирическим уравнениям: содержание лабильного  $C$  ( $C_{\text{лаб}} = 0,3 \cdot [O_2]'$ ), условно «стойкого»  $C$  ( $C_{\text{стаб}} = \text{ТОС} - C_{\text{лаб}}$ ), ТОС в зависимости от общего содержания  $OB$  ( $OB_{\Sigma}$ ) или его доли в условно «стойкой» фракции ( $OB_{\text{стаб}}$ ) ( $\text{ТОС, мг C} = 2,15 \cdot OB$  мг) [Бульон, 1983]. Для сравнения полученных значений кинетических параметров БПК со значениями компонентов  $OB$  использованы опубликованные ранее данные – значения концентраций белков, липидов, углеводов и ГВ для вод Онежского озера в районах ЦП, ПГ и РШ (осень 2016 г., зима-лето 2017 г.) [Ефремова, Зобкова, 2019].

## Результаты исследований

### *Значения показателей $OB$ в водах исследованных акваторий*

В 2013, 2016 и 2017 гг. в воде, используемой для постановки БПК-экспериментов, аналитически определяли при 20 °С показатели содержания в воде  $OB$  (ТОС, ПО, ХПК) и РМ, а по эмпирическим уравнениям – вычисляли значения отдельных компонентов  $OB$ :  $C_{\text{лаб}}$ ,  $C_{\text{стаб}}$ ,  $OB_{\Sigma}$  и  $OB_{\text{стаб}}$  (табл. 2).

Все измеренные в разные сезоны показатели  $OB$  оказались повышенными в водах из устья РШ: зимой, весной, летом и осенью средние значения ТОС составили 17,9, 14,7, 15,0 и 12,9 мг С/л; РМ – 1,9, 7,2, 2,5 и 6,0 мг/л; ПО – 22,6, 20,3, 15,1 и 14,1 мг О/л соответ-

ственно. В отдельных акваториях Онежского озера концентрации ТОС в эти же сезоны были ниже, чем в речных водах, и в среднем составили 10,2, 9,9, 7,1 и 8,2 мг С/л; РМ – 0,4, 2,8, 1,5 и 1,3 мг/л; ПО – 11,7, 9,9, 7,4 и 11,1 мг О/л соответственно. В целом наибольшие значения средних параметров ТОС и ПО зафиксированы в зимней воде, а наименьшие – в летней. Для РМ распределение иное – наибольшие и наименьшие средние значения приходятся соответственно на весеннюю и зимнюю воду. Разность значений  $XPK_0 - XPK_{126}$ , которая характеризует потенциал окисления условно «стойкой» фракции  $OB$ , составила в среднем в зимней, весенней, летней и осенней воде из устья РШ соответственно 11,5, 14,7, 18,4 и 10,9 мг О/л, а по акваториям Онежского озера – 6,7, 12,2, 3,0 и 6,4 мг О/л. Среднее значение  $XPK_0 - XPK_{126}$  было максимальным в воде из устья РШ летом, а в разных акваториях Онежского озера – весной.

Содержание  $C$  лабильной фракции  $OB$  было повышено в акваториях Онежского озера весной (в среднем 0,38 мг С/л), а в воде из устьевой зоны РШ – летом (2,39 мг С/л). В условно «стойкой» фракции повышение концентраций  $C$  для речных и озерных вод отмечалось зимой (составляли в среднем 9,81 и 17,26 мг С/л соответственно). Пониженное содержание  $C$  в лабильной и условно «стойкой» фракциях зафиксировано в летней воде из Онежского озера (в среднем 0,15 и 6,92 мг С/л соответственно), а в воде из устья РШ – осенью (0,36 и 12,54 мг С/л). Средние расчетные концентрации  $OM_{\Sigma}$  и  $OM_{\text{стаб}}$  в водах акваторий Онежского озера и устья РШ зимой повышены, а летом и осенью понижены. Отметим, что по всем показателям содержания  $OB$ , в том числе лабильных и условно «стойких» компонентов, наблюдались более высокие значения для воды из устья РШ, чем для озерных вод (табл. 2).

### *Закономерности содержания и распределения $OB$ в различных районах Онежского озера*

Как видно из табл. 2, наименьшие концентрации ТОС установлены в ЦП Онежского озера. Это связано с тем, что данная акватория является глубоководной, значительно удалена от прибрежных районов и заливов и меньше всего подвержена антропогенному влиянию [Sabylina et al., 2010]. В водах ЦП количество автохтонного  $OB$  несколько выше, чем в губах [Ефремова, Зобкова, 2019].

Концентрация  $OB$  в акваториях губ выше, чем в центре озера, что связано с рядом фак-



Таблица 2. Сводная таблица показателей ОБ в воде из разных акваторий Онежского озера в 2013, 2016 и 2017 гг.

Table 2. Summary table of organic matter concentrations in water from different areas of Lake Onego in 2013, 2016 and 2017

Сезон Season	Район озера, год [тип отбора проб воды] Lake region, year [type of sampling]	Аналитические измерения Analytical measurements						Расчетные значения Calculated values			
		ТОС	PM	ПО COD <sub>Mn</sub>	ХПК <sub>0</sub> COD <sub>Cr0</sub>	ХПК <sub>49</sub> COD <sub>Cr49</sub>	ХПК <sub>126</sub> COD <sub>Cr126</sub>	C <sub>лаб</sub> C <sub>lab</sub>	C <sub>стаб</sub> C <sub>stab</sub>	ОВ <sub>Σ</sub> OM <sub>Σ</sub>	ОВ <sub>стаб</sub> OM <sub>stab</sub>
		мгС/л mgC/L	мг/л mg/L	мг О/л mg O/L			мг С/л mg C/L		мг О/л mg O/L		
Зима Winter	ЦП/СР, 2013 [2]	7,4	-	7,8	17,0	16,3	14,9	0,28	7,12	3,44	3,31
	РШ/RS, 2013 [1]	17,0	1,6	23,7	45,9	37,4*	33,7	0,41	16,60	7,91	7,72
	ПГ/РВ, 2013 [2]	8,6	0,4	9,5	21,3	18,8*	18,4	0,11	8,49	4,00	3,95
	КГ/КВ, 2013 [2]	7,9	0,0	8,5	20,6	-	17,6	0,13	7,77	3,67	3,61
	РШ/RS, 2016 [1]	18,0	2,0	21,5	51,3	-	-	0,60	17,40	8,37	8,09
	ПГ/РВ, 2017 [2]	11,4	1,1	13,2	29,5	28,0	25,7	0,12	11,28	5,30	5,25
	ЦП/СР, 2017 [1]	7,2	0,4	8,7	19,8	15,7*	14,9	0,18	7,02	3,35	3,26
	РШ/RS, 2017 [1]	18,6	2,2	22,6	49,0	45,6*	40,6	0,83	17,78	8,65	8,27
Весна Spring	РШ/RS, 2013 [1]	11,8	9,3	19,7	33,4	28,5	25,5	0,90	10,90	5,49	5,07
	ПГ/РВ, 2013 [2]	10,0	2,8	12,7	24,4	22,4	16,5	0,45	9,55	4,65	4,44
	КГ/КВ, 2013 [1]	7,8	4,4	11,3	24,0	19,3	14,8	0,59	7,22	3,63	3,36
	ПхГ/РкВ, 2013 [1]	8,3	2,6	8,9	19,8	18,6	11,1	0,24	8,06	3,86	3,75
	ЦП/СР, 2016 [2]	6,7	(~2,0)	6,5	16,2	-	-	0,24	6,46	3,12	3,01
	ПГ/РВ, 2016 [2]	10,7	1,0	12,2	29,6	-	-	0,30	10,40	4,98	4,84
	РШ/RS, 2016 [1]	16,2	0,9	19,7	42,4	-	-	0,83	15,38	7,54	7,15
	ПГ/РВ, 2017 [1]	12,7	3,0	16,5	33,8	-	-	0,30	12,40	5,91	5,77
Лето Summer	РШ/RS, 2017 [1]	16,2	11,5	21,6	44,9	-	-	0,30	15,90	7,53	7,40
	ЦП/СР, 2013 [2]	7,5	0,8	7,6	17,6	14,8	11,0	0,20	7,30	3,49	3,40
	РШ/RS, 2013 [1]	15,0	2,5	15,1	38,5	25,9	20,1	2,39	12,61	6,98	5,86
	ПГ/РВ, 2013 [2]	7,3	2,6	7,6	15,4	13,7	13,4	0,07	7,23	3,39	3,37
	КГ/КВ, 2013 [2]	6,2	1,7	8,2	18,3	16,8	12,9	0,19	6,01	2,63	2,80
	ПхГ/РкВ, 2013 [1]	7,7	1,0	6,4	20,1	20,8	18,5	0,18	7,52	3,58	3,50
Осень Autumn	ЦП/СР, 2013 [2]	7,4	1,8	7,0	16,2	14,3	13,6	0,20	7,21	3,44	3,35
	РШ/RS, 2013 [1]	12,9	6,0	14,1	30,8	20,3	19,9	0,36	12,54	6,00	5,83
	ПГ/РВ, 2013 [2]	7,2	1,4	7,8	17,8	18,7	16,0	0,35	6,86	3,35	3,19
	КГ/КВ, 2013 [2]	8,0	1,8	8,0	17,4	14,3	14,0	0,10	7,83	3,72	3,64
	ПхГ/РкВ, 2013 [1]	6,7	0,4	7,8	16,2	13,0	10,3	0,10	6,61	3,12	3,07
	ПГ/РВ, 2016 [1]	10,9	1,0	13,6	27,8	-	-	0,51	10,39	5,07	4,83

Примечание. Тип пробоотбора: [1] – из горизонта 0,5/1,0 м; [2] – интегральная (от поверхности до дна). \*Соответствует времени t = 70 сут. Прочерк – отсутствие данных.

Note. COD<sub>Cr0</sub>, COD<sub>Cr49</sub>, COD<sub>Cr126</sub> – chemical oxygen demand at 0, 49 and 126 days; COD<sub>Mn</sub> – permanganate oxidizability; TOC – total organic carbon; PM – particulate matter; C<sub>lab</sub> – labile carbonate; C<sub>stab</sub> – stable carbonate; OM<sub>Σ</sub> – organic matter amount; OM<sub>stab</sub> – stable organic matter. Type of sampling: [1] – surface samples (0.5/1.0 m), [2] – integral (from surface to the bottom). \*Correspond with time = 70 days. The dash means the absence of data.

торов. Во-первых, большое количество ОБ, богатого ГВ, поступает с водами крупных рек (с р. Шуей в ПГ и с р. Суной в КГ). Во-вторых, в губах расположены крупные промцентры, которые также вносят вклад в общий пул ОБ и экологическую обстановку [Сабылина, Рыжаков, 2007; Sabylina et al., 2010; Теканова и др., 2019]. В отличие от КГ и ПГ концентрации ТОС в водах ПхГ близки к озерным, это связано с тем, что ПхГ характеризуется небольшими

размерами акватории с широко открытой границей в сторону ЦП озера и, следовательно, активным водообменом между этими районами. Главное влияние на качество воды в ПхГ летом и осенью оказывают озерные водные массы, а содержание ТОС в эти сезоны в водах ПхГ и ЦП практически не различалось [Сабылина, Рыжаков, 2018].

В сезонном плане также наблюдаются значительные отличия между разными районами

озера, что особенно заметно в губах. Так, в результате поступления сточных вод ЦБК, богатых биогенными элементами, в КГ в весенний и летний периоды происходит активное продуцирование автохтонного ОВ, что подтверждается ростом концентрации хлорофилла «а» [Теканова и др., 2018, 2019] и лабильной фракции ОВ в эти периоды (табл. 2). Рост автохтонного ОВ в летний период отмечается и в эвтрофной акватории РШ. В ПГ на концентрацию ОВ оказывают влияние как озерные, так и речные воды: водные массы губы представлены водами Онежского озера зимой и весной только на 38–48 %, а летом и осенью – на 82–86 % [Лозовик и др., 2019]. Так, весной с начала мая до конца июня в ПГ под влиянием термобара происходит запираание вод РШ и накопление ГВ в водах губы [Ефремова, Зобкова, 2019; Chmiel et al., 2020].

#### Значения кинетических параметров БПК

В табл. 3 приведены значения кинетических параметров БПК, оцененных при обработке данных экспериментов 2013–2017 гг., выполненных при 20 и 10 °С. Сравнимые в табл. 3 расчетные и наблюдаемые в экспериментах значения БПК достаточно подробно воспроизведены параметрами БПК-уравнений для всего периода длительных наблюдений.

На примере анализа экспериментов 2013 г. с весенней водой из разных районов Онежского озера (рис. 2), а также с отобранными в разные сезоны пробами воды из устья РШ (рис. 3) [Леонов, Зобкова, 2020а, б] выявлены отличия в особенностях развития БПК. Кинетика БПК представлена кривыми, построенными в экспериментах при 20 °С с водой из ЦП и ПГ по уравнениям EAL-типа, с водой из ПхГ и КГ – EL-типа; а при 10 °С – с водой из ЦП и КГ – по уравнениям EA-типа и с водой из ПхГ и ПГ – EL-типа (табл. 3, рис. 2).

Развитие I-й стадии БПК при 20 и 10 °С отражено уравнениями E-типа. В экспериментах с водой из ЦП, ПхГ, КГ (поверхностные пробы) и ПГ (интегральная проба) кинетику БПК при 20 °С описывают близкие значения констант скорости,  $k$ , – соответственно 0,130, 0,115, 0,130 и 0,103 сут<sup>-1</sup>, а при 10 °С – 0,0931, 0,111, 0,0876 и 0,139 сут<sup>-1</sup>. Средние значения  $k$  в экспериментах с водой из горизонта 1 м ЦП, ПхГ и КГ при 20 °С составили 0,125, а при 10 °С – 0,0972 сут<sup>-1</sup>; в интегральной пробе из ПГ средние значения  $k$  при 20 °С – 0,103 и при 10 °С – 0,139 сут<sup>-1</sup>. Также близки значения  $[O_2]'$  при 20 и 10 °С в экспериментах с водой из горизонта 1 м: в ЦП (0,89 и 0,83 мг O<sub>2</sub>/л), ПхГ (0,80

и 0,75 мг O<sub>2</sub>/л) и КГ (1,95 и 1,80 мг O<sub>2</sub>/л) – при 20 °С выше в 1,07 раза, чем при 10 °С. При этом значения  $[O_2]'$  в воде из горизонта 1 м в ЦП и ПхГ при 20 и 10 °С составляют в среднем 0,82 мг O<sub>2</sub>/л, а в воде из КГ – 1,88 мг O<sub>2</sub>/л, что в 2,3 раза выше.

В экспериментах с водой из ПГ отмечены существенные отличия в значениях  $[O_2]'$  при 20 и 10 °С (1,50 и 0,79 мг O<sub>2</sub>/л), что свидетельствует о разной реакции компонентов ОВ на условия окисления при разных температурах. Значения  $v_1$  в воде разных районов озера распределены неравномерно (табл. 3), а соотношение скоростей потребления O<sub>2</sub> на I-й стадии БПК при 20 и 10 °С было наименьшим в мелководной ПхГ (1,10), в ЦП – немного выше (1,50), а в ПГ и КГ – еще выше (1,58–1,65).

Развитие II-й стадии БПК отмечено при 20 °С в воде из ЦП и ПГ, при этом кинетику БПК по A-типу описывают параметры, средние значения которых составляли соответственно:  $w_2$  – 0,129 л·мг<sup>-1</sup>·сут<sup>-1</sup>,  $B_{O_2}$  – 0,00272 и 0,00391 (0,00332) мг/л и  $[O_2]''$  – 0,770 мг O<sub>2</sub>/л. При 10 °С развитие II-й стадии БПК отмечено в воде из ЦП, КГ и ПГ при значениях параметров соответственно:  $w_2$  – 0,0929, 0,123, 0,226 л·мг<sup>-1</sup>·сут<sup>-1</sup>,  $B_{O_2}$  – 0,00636, 0,00312, 0,000576 мг/л,  $[O_2]''$  – 1,039, 1,763, 0,570 мг O<sub>2</sub>/л. Отметим, что при 20 и 10 °С близкие значения параметров II-й стадии БПК, в частности  $w_2$  и  $B_{O_2}$ , отмечены в экспериментах с водой из ЦП, ПГ и КГ; важно также, что в этих экспериментах значения  $[O_2]''$  при 10 °С выше в 1,2–2,5 раза, чем при 20 °С (табл. 3).

Фиксируемые в весенних экспериментах с водой из ЦП, ПхГ, КГ и ПГ значения скоростей потребления O<sub>2</sub> на линейной стадии,  $\omega_s$ , составили при 20 °С соответственно 0,0106, 0,0228, 0,0368 и 0,0286 мг O<sub>2</sub>/(л·сут). Таким образом, при 20 °С наименьшая скорость потребления O<sub>2</sub> на линейной стадии отмечена в воде из ЦП, а наибольшая – в воде из КГ. При 10 °С значения  $\omega_s$  отмечены в экспериментах с водой из ПхГ и ПГ (соответственно 0,0056 и 0,00935 мг O<sub>2</sub>/(л·сут)). Оцененные скорости потребления O<sub>2</sub> на линейной стадии при 20 °С в воде из ПхГ и ПГ выше, чем при 10 °С, соответственно в 4,1 и 3,1 раза (табл. 3).

Надо отметить, что весной в ЦП и КГ не зафиксировано потребления O<sub>2</sub> при 10 °С соответственно после 90-х и 70-х суток при наличии в исследуемой воде растворенного O<sub>2</sub>. Во всех экспериментах с водой из других акваторий отмечено развитие БПК, поэтому причина остановки развития БПК на линейной стадии должна исследоваться в специальных экспериментах.

Таблица 3. Сводная таблица кинетических параметров БПК, оцененных в исследованиях с водой из разных акваторий Онежского озера в 2013–2017 гг.

Table 3. Summary table of BOD kinetic parameters assessed for different areas of Lake Onego in 2013–2017

Район озера, год, сезон [тип отбора проб воды] Lake region, year, season [type of water sampling]	Кинетические БПК-параметры Kinetic BOD parameters									
	I-я стадия (по E- или A-типу) I stage (on E- or A-type)			Линейная стадия Linear stage		II-я стадия II stage	БПК <sub>полн</sub> BOD <sub>total</sub>			
	Тип БПК BOD type	[O <sub>2</sub> ] <sup>I</sup> , мг O <sub>2</sub> /л mg O <sub>2</sub> /L	k, сут <sup>-1</sup> или w1, л·мг <sup>-1</sup> ·сут <sup>-1</sup> k, day <sup>-1</sup> or w1, L·mg <sup>-1</sup> ·day <sup>-1</sup>	v <sub>1</sub> , мг O <sub>2</sub> (л·сут) mg O <sub>2</sub> (L·day)	ω <sub>S</sub> , мг O <sub>2</sub> (л·сут) mg O <sub>2</sub> (L·day)	БПК <sub>126</sub> , мг O <sub>2</sub> /л BOD <sub>126</sub> , mg O <sub>2</sub> /L	[O <sub>2</sub> ] <sup>II</sup> , мг O <sub>2</sub> /л mg O <sub>2</sub> /L	Расчет	Опыт	
								Calculate	Experiment	мг O <sub>2</sub> /л mg O <sub>2</sub> /L
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
ЦП, 2013, З [2] CP, 2013, W [2]	E A	0,94 0,90	0,138 0,315	0,130 0,0128	– –	– –	1,28 1,387	2,22 2,287	(2,22) (2,29)	
ЦП, 2017, З [2] CP, 2017, W [2]	E A	0,65 0,31	0,254 0,400	0,165 3,73·10 <sup>-4</sup>	0,0161 0,0167	0,788** 0,818**	–	1,438 1,128	1,44 1,13	
КГ, 2013, З [2] KB, 2013, W [2]	E E	0,43 0,28	0,148 0,173	0,0636 0,0484	0,0132 0,00875	1,663 1,103	0,44 0,23	2,533 1,613	2,52 1,61	
РШ, 2013, З [1] RS, 2013, W [1]	A A	1,35 0,524	0,305 0,185	0,0885 0,0149	0,0317 0,0152	3,994 1,915	2,86 1,356	8,195 3,795	8,20 3,81	
РШ, 2016, З [1] RS, 2016, W [1]	A E	1,90 0,68	0,265 0,189	0,0785 0,128	0,0327 0,0201	4,120 2,533	2,005 0,75	8,025 3,963	7,99 (3,96)	
РШ, 2017, З [1], RS, 2017, W [1]	E E	2,53 0,66	0,125 0,175	0,316 0,116	– 0,0143	– 1,801*	1,413 1,49	4,170 3,951	4,16 3,45	
ПГ, 2013, З [2] PB, 2013, W [2]	E E	0,38 0,32	0,131 0,0922	0,0498 0,0295	0,0268 0,0115	3,377 1,449	–	3,757 1,769	(3,76) 1,77	
ПГ, 2016, З [2] PB, 2016, W [2]	E E	3,335! 0,50	0,138 0,0910	0,460! 0,0455	0,0228 0,0142	2,873 1,789	1,585 –	7,793 2,289	7,86 2,29	
ПГ, 2017, З [2] PB, 2017, W [2]	E E	0,39 0,23	0,138 0,0968	0,0538 0,0223	0,0370 0,0177	4,662 2,230	–	5,052 2,460	5,05 2,46	
ЦП, 2012, В [1] CP, 2012, Sp [1]	A A	0,40 0,303	0,418 0,652	0,0140 6,16·10 <sup>-4</sup>	0,0108 0,00086	1,361 0,108	–	1,761 0,411	1,76 0,41	
ЦП, 2013, В [2] CP, 2013, Sp [2]	E E	0,89 0,83	0,130 0,0931	0,116 0,0773	0,0106 –	0,965 <sup>+</sup> –	0,83 1,04	2,685 1,87	2,70 1,87	
ЦП, 2016, В [2], CP, 2016, Sp [2]	A E	0,31 0,75	1,405 0,111	0,0905 0,0833	0,0143 0,00751	1,802 0,946	–	2,112 1,696	(2,11) (1,70)	
ЦП, 2017, В [1] CP, 2017, Sp [1]	A A	0,245 0,58	0,371 0,259	0,00281 0,00722	0,0126 0,0047	1,588 0,427*	–	1,833 1,007	(1,83) 1,01	
ПхГ, 2013, В [1] PhB, 2013, Sp [1]	E E	0,80 0,75	0,115 0,111	0,0920 0,0833	0,0228 0,0056	2,873 0,706	–	3,673 1,458	3,67 1,46	
КГ, 2013, В [1] KB, 2013, Sp [1]	E E	1,95 1,80	0,130 0,0876	0,254 0,158	0,0368 –	4,637 –	– 1,76	6,587 3,560	6,58 3,58	
РШ, 2013, В [1] RS, 2013, Sp [1]	E E	3,00 1,44	0,134 0,120	0,402 0,173	– 0,0351	– 4,423	4,82 –	7,82 5,863	7,87 5,87	
РШ, 2013, В [1] RS, 2013, Sp [1]	E E	3,40 1,575	0,102 0,117	0,347 0,184	– 0,0282	– 3,553	4,42 0,738	7,82 5,866	7,87 5,87	
РШ, 2016, В [1] RS, 2016, Sp [1]	E A	2,75 0,90	0,0829 0,430	0,228 0,156	0,00657 0,00714	0,828 0,650*	4,507 1,92	8,085 3,47	8,06 3,50	
РШ, 2017, В [1] RS, 2017, Sp [1]	A A	1,00 1,65	0,420 0,276	0,0077 0,0688	– –	– –	6,98 3,44	7,98 5,09	(7,96) (5,09)	
ПГ, 2013, В [2] PB, 2013, Sp [2]	E E	1,50 0,79	0,103 0,139	0,155 0,110	0,0286 0,00935	3,604 1,178	0,71 0,57	5,814 2,538	5,81 2,55	
ПГ, 2016, В [2] PB, 2016, Sp [2]	E E	1,00 0,850	0,0988 0,247	0,0988 0,210	0,0254 0,0121	3,200 1,525	0,847 –	5,047 2,855	5,02 2,88	
ПГ, 2017, В [2] PB, 2017, Sp [2]	E E	1,00 0,85	0,129 0,0876	0,120 0,0745	0,0214 0,00867	2,696 1,092	1,24 –	4,936 1,942	4,94 1,94	
ЦП, 2013, Л [2] CP, 2013, Sm [2]	A E	0,667 0,41	0,352 0,125	0,0143 0,0512	0,0115 0,00592	1,449 0,746	–	2,116 1,156	(2,12) 1,12	
ПхГ, 2013, Л (1) PhB, 2013, Sm [1]	A A	1,410 0,785	0,579 0,392	0,0215 0,0182	0,0212 0,0194	2,671 2,444	–	4,081 3,229	4,07 3,23	

Table 3 (continued)

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
КГ, 2013, Л [2]	Е	0,63	0,175	0,110	0,0158	1,991	0,553	3,174	3,17
КВ, 2013, См [2]	Е	0,43	0,125	0,0537	0,0131	1,676	–	2,106	2,10
РШ, 2013, Л [1]	Е	7,97	0,100	0,797	–	–	–	7,97	8,02
RS, 2013, См [1]	Е	3,63	0,080	0,290	0,0273	3,440	3,46	10,53	10,52
ПГ, 2013, Л [2]	Е	0,22	0,101	0,0222	0,0178	2,243	0,352	2,815	2,81
РВ, 2017, См [2]	Е	0,15	0,101	0,0151	0,0069	0,869	0,324	1,343	1,34
ЦП, 2013, О [2]	Е	0,65	0,129	0,0839	0,00935	1,178	0,094	1,922	1,93
СР, 2013, А [2]	Е	0,373	0,203	0,0757	0,00457	0,576	–	0,949	0,96
ЦП, 2013, О [2]	Е	1,20	0,330	0,306	0,0106	1,336	0,31	2,846	(2,85)
СР, 2013, А [2]	Е	0,26	0,403	0,0135	0,00829	1,044	–	1,304	1,30
ПхГ, 2013, О [1]	А	0,613	0,293	0,0345	0,0177	2,230	–	2,843	2,84
PhB, 2013, А [1]	А	0,41	0,321	$3,36 \cdot 10^{-3}$	0,00629	0,793	–	1,203	1,20
КГ, 2013, О [2]	Е	0,57	0,150	0,0855	0,0138	1,739	0,33	2,639	2,62
КВ, 2013, А [2]	Е	0,30	0,0922	0,0277	–	–	0,677	0,977	0,967
РШ, 2013, О [1]	А	1,20	0,309	0,203	0,0282	3,553	2,336	7,069	(7,08)
RS, 2013, А [1]	А	0,572	0,347	0,0881	0,0289	3,641	–	4,213	4,21
РШ, 2013, О [1]	Е	1,50	0,180	0,270	0,0231	2,911	2,59	7,001	7,00
RS, 2013, А [1]	Е	0,62	0,180	0,112	0,0247	3,112	0,48	4,212	4,21
ПГ, 2013, О [2]	А	1,149	0,225	0,0657	0,0105	1,323	0,72	3,192	3,18
РВ, 2013, А [2]	А	0,64	0,281	0,0304	0,00857	1,080	0,48	2,200	2,20
ПГ, 2016, О [1]	А	1,691	0,363	0,314	0,0247	3,112	–	4,803	4,80
РВ, 2016, А [1]	А	1,087	0,339	0,150	0,0121	1,525	–	2,612	2,60

*Примечание.* Значения над чертой – для экспериментов при 20 °С, под чертой – при 10 °С; в круглых скобках – отвечающие закономерному изменению во времени уточненные конечные значения БПК, учитываемые при обработке данных эксперимента. З, В, Л, О – соответственно зима, весна, лето, осень. Тип отбора проб: [1] – из поверхностного горизонта (0,5 или 1 м), [2] – интегральная, из горизонтов от 1 м до дна; \* для периода 91 сут; \*\* для периода 49 сут. Прочерк – нет данных.

*Note.* Above the line – data for experiments at 20 °С, below the line – data for experiments at 10 °С; number in parentheses is adjusted final experimental value of the BOD taken into account when processing the experiment. W, Sp, Sm, A – winter, spring, summer, autumn, respectively. Sampling type: [1] – from surface horizon (0.5 or 1 m), [2] – integral, horizons from the surface to the bottom. \*For period 91 days; \*\*for period 49 days. The dash means the absence of data.

Отношение потребления  $O_2$  на I-й стадии к линейной ( $v_1/\omega_s$ ) характеризует лабильность окисляемых ОВ на I-й стадии. При 20 °С это отношение составляло 4,1–4,0 в воде из ЦП и ПхГ, 6,9 и 5,4 – в воде из КГ и ПГ, а при 10 °С – 14,9 и 11,8 в воде из ПхГ и ПГ соответственно. Повышенные значения  $v_1/\omega_s$  для ПхГ и ПГ при 10 °С показывают меньшую способность окисления ОВ на линейной стадии при понижении температуры.

Общее потребление  $O_2$  в весенней воде из ЦП составило 1,922 мг  $O_2$ /л (доли потребления  $O_2$  на I-й, II-й и линейной стадиях составили соответственно 29,1, 27,2 и 43,7 %). В воде из ПГ оцененное общее потребление  $O_2$  составило 5,814 мг  $O_2$ /л (с потреблением 25,8, 12,2 и 62,0 % на указанных стадиях). В экспериментах с водой из ПхГ и КГ II-я стадия не фиксировалась. Общее потребление  $O_2$  в воде из ПхГ составило 3,673 мг  $O_2$ /л (21,8 и 78,2 % расходовалось на I-й и линейной стадиях), а в воде из КГ – 6,587 мг  $O_2$ /л (29,6 и 70,4 % на этих стадиях).

Развитие БПК в разные сезоны 2013 г. в воде из устья РШ отражают разные типы БПК-урав-

нений: при 20 и 10 °С кинетику БПК описывают как одностепенные уравнения (зимой – ААЛ-типа, а осенью – ЕАЛ-типа), так и уравнения разного типа (весной – ЕА- и ЕАЛ-типа, а летом – Е- и ЕАЛ-типа) (табл. 3, рис. 3).

Кинетика БПК I-й стадии в экспериментах с зимней водой из устья РШ при 20 и 10 °С представлена уравнениями А-типа, а в весенней, летней и осенней воде – уравнениями Е-типа. Значения констант скорости I-й стадии БПК в разные сезоны в экспериментах с водой РШ были близки при 20 и 10 °С со средними значениями для периода зимы  $w_1 = 0,245$  л·мг<sup>-1</sup>·сут<sup>-1</sup> и периода открытой воды  $k = 0,127$  сут<sup>-1</sup>. Однако значения  $[O_2]'$  при 20 и 10 °С отличались и составляли: зимой – 1,35 и 0,524, весной – 3,40 и 1,575, летом – 7,97 и 3,63 и осенью – 1,50 и 0,62 мг  $O_2$ /л. Также отличались значения  $v_1$  при 20 и 10 °С: в зимней воде они составили 0,0885 и 0,0149, в весенней – 0,347 и 0,184, в летней – 0,797 и 0,290, в осенней воде – 0,270 и 0,112 мг  $O_2$ /(л·сут). Таким образом, при 20 °С значения  $[O_2]'$  и  $v_1$  в разные сезоны всегда выше, чем при 10 °С:  $[O_2]'$  – в 2,2–2,6 раза, а  $v_1$  – в 1,9–5,9

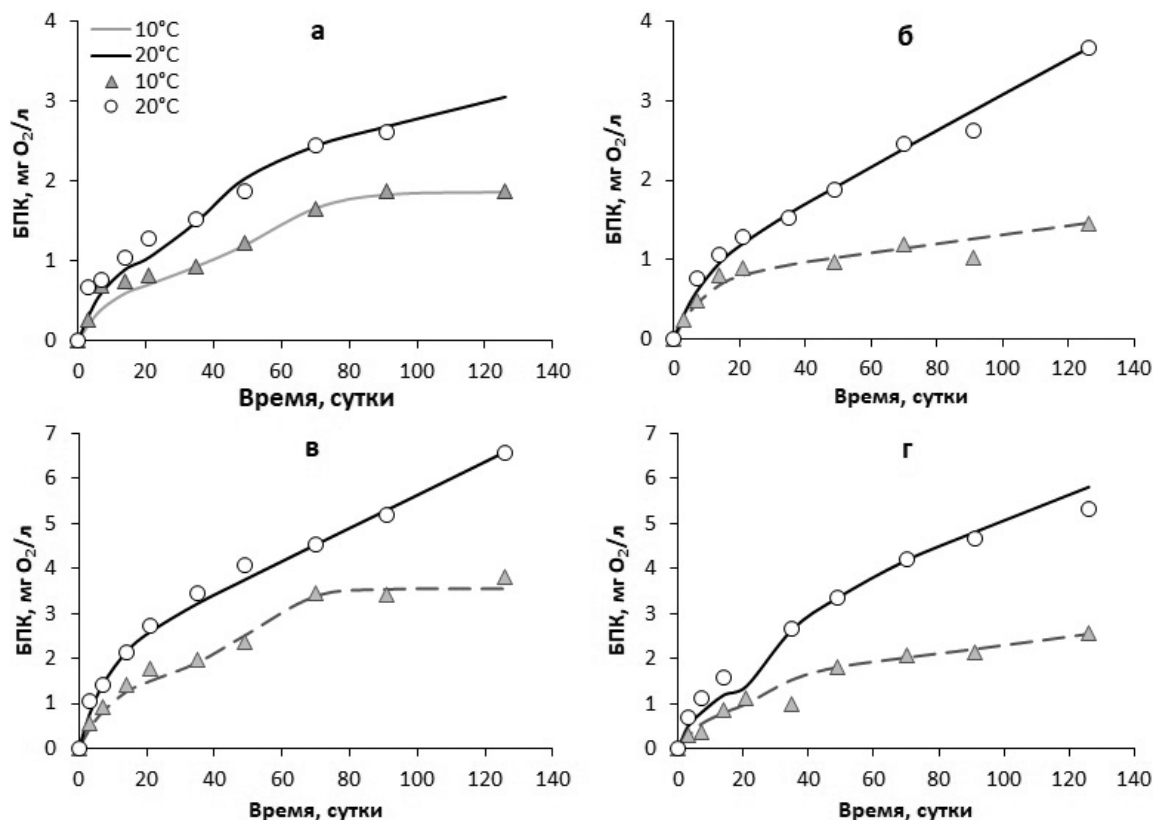


Рис. 2. Развитие BPK в экспериментах при 20 и 10 °С с водой из разных акваторий Онежского озера: а – ЦП, б – ПХ, в – КГ, г – ПГ, отобранной весной 2013 г.

Здесь и на рис. 3 – уравнения для разных BPK-кривых; обозначение расчетных кривых и экспериментальных данных по BPK на фрагментах б–г и рис. 3 – см. фрагмент а

Fig. 2. BOD-curves in the experiments at 20 and 10 °C with water from different parts of Lake Onego in spring 2013: а – CP, б – PkB, в – KB, г – PB.

Here and in Fig. 3 – different BOD-curve equations; the designation of the BOD calculation curves and experimental data in fragments б–г and Fig. 3 is the same as in fragment а

раза (наибольшие отличия – в зимней воде, наименьшие – в весенней, а средние – в летней и осенней воде) (рис. 3).

Значения кинетических параметров II-й стадии BPK в экспериментах с водой из РШ при 20 °С также отличались в разные сезоны. Для зимы, весны и осени отличия в значениях  $w_2$  невелики (в пределах 0,079–0,0984, среднее 0,0874 л·мг<sup>-1</sup>·сут<sup>-1</sup>), у других параметров колебания выше:  $B_{02}$  – 0,0199–0,229 мг/л и  $[O_2]''$  – 2,59–4,42 мг O<sub>2</sub>/л. Их значения при 10 °С для разных сезонов менялись в пределах:  $w_2$  – 0,118–0,238 (0,153) л·мг<sup>-1</sup>·сут<sup>-1</sup>;  $B_{02}$  – 2,89·10<sup>-6</sup>–0,0116 мг/л и  $[O_2]''$  – 1,356–3,46 мг O<sub>2</sub>/л. Необходимо отметить, что наибольшие значения  $B_{02}$  и  $[O_2]''$  при 20 °С отмечались весной, а при 10 °С – летом (табл. 3).

Скорости BPK на линейной стадии,  $\omega_s$  (мг O<sub>2</sub>/(л·сут)), при 20 и 10 °С составляли в зимней воде соответственно 0,0317 и 0,0152. Из-за полного расхода O<sub>2</sub> на I-й и II-й стадиях в весен-

ней и летней воде при 20 °С не отмечено развития линейной стадии, а при 10 °С значения  $\omega_s$  были достаточно близки, весной и летом они составили – 0,0282 и 0,0273 соответственно. Сопоставимы также значения  $\omega_s$  осенью при разных температурах (рис. 3).

Отношение потребления O<sub>2</sub> на I-й стадии к скорости на линейной стадии ( $v_1/\omega_s$ ) при 20 °С в зимней воде составило 2,8, а в осенней воде – 11,7 (в весенней и летней воде его оценить нельзя, поскольку  $\omega_s$  не выявлено). При 10 °С отношение  $v_1/\omega_s$  зимой составляло 1,0, весной – 6,5, летом – 10,6 и осенью – 11,7, что указывает на тенденцию возрастания лабильности окисляемого ОВ на I-й стадии от зимы к осени.

В воде из устья РШ во все сезоны общее BPK за период эксперимента было существенно выше: в зимней и осенней воде значения BPK<sub>126</sub> составляли соответственно 8,179 и 7,006 мг O<sub>2</sub>/л (на I-й стадии – 16,2–21,4 %,



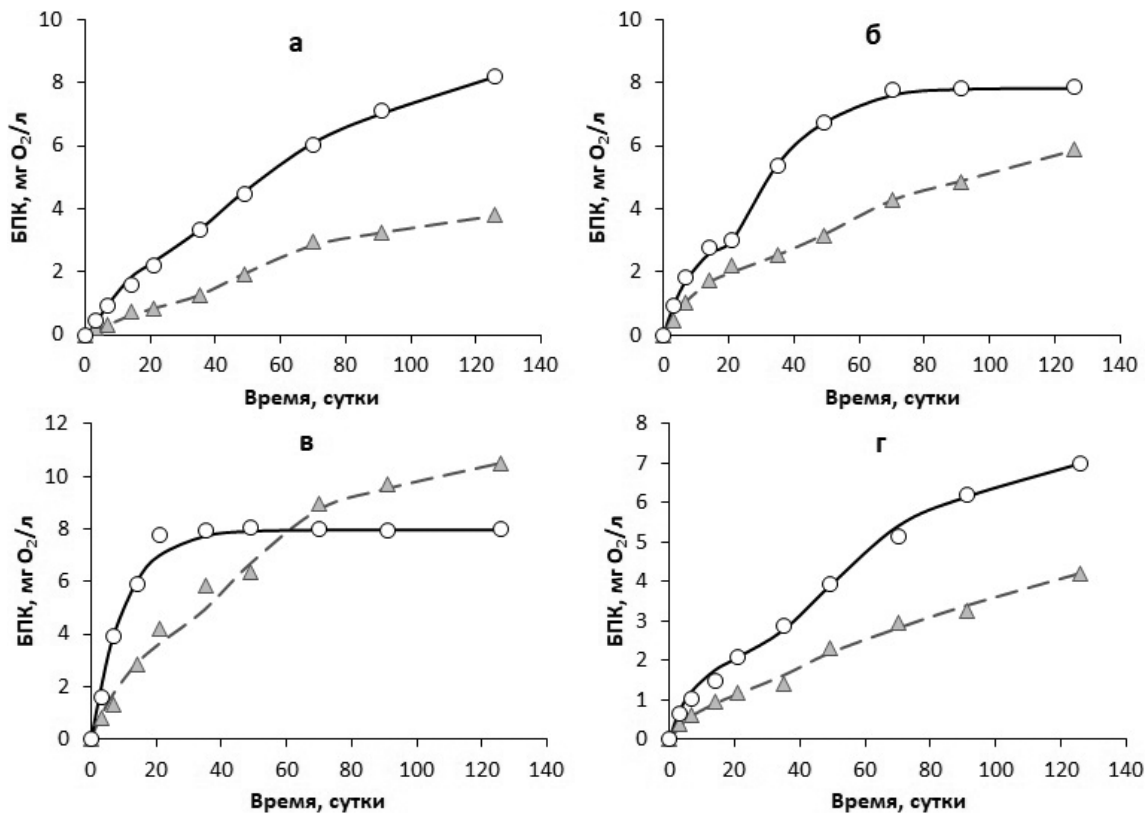


Рис. 3. Развитие БПК в экспериментах при 20 и 10 °С с водой из устья р. Шуя, отобранной в разные сезоны 2013 г.: а – зима; б – весна, в – лето; г – осень

Fig. 3. BOD-curves in the experiments at 20 and 10 °C with water from RS in different seasons of 2013: а – winter, б – spring; в – summer; г – autumn

на II-й стадии – 35,0–37,0 %, на линейной стадии – 48,8–41,6 %), в весенней воде при общем потреблении – 7,752 мг O<sub>2</sub>/л (на I-й и II-й стадиях – 43,9 и 56,1 % соответственно, линейная стадия не выявлена) и в летней воде – 7,97 мг O<sub>2</sub>/л при 100% потреблении на I-й стадии. Данная тенденция указывает на резкий рост лабильной фракции ОВ именно в летний период, это связано с тем, что р. Шуя является эвтрофным водным объектом.

#### Оцененное потребление O<sub>2</sub> по акваториям Онежского озера

Акватория ЦП отличалась от других районов озера наименьшими значениями общего потребления O<sub>2</sub> (БПК<sub>126</sub>, мг O<sub>2</sub>/л): зима – в пределах 2,22–2,679, весна – 1,80–2,996, лето – 2,116, осень – 1,922–2,846 мг O<sub>2</sub>/л. Пределы колебаний БПК<sub>126</sub> в разные сезоны в воде из КГ составили 2,533–6,587, из ПГ – 2,816–5,249, из ПхГ – 2,843–4,081, из РШ – 4,169–8,110 мг O<sub>2</sub>/л.

Анализ кинетических параметров БПК выполнен с учетом влияния на них типа кинети-

ки I-й стадии (Е- или А-тип) и режима отбора проб – (1) или (2). Комбинация этих факторов образует варианты 1–4 влияния на кинетику БПК: варианты 1 и 2 характеризуют при кинетике по Е-типу на I-й стадии БПК – режимы отбора проб соответственно (2) и (1), а варианты 3 и 4 – при кинетике по А-типу – режимы отбора проб соответственно (1) и (2).

При анализе значений кинетических параметров БПК будут учтены эти варианты влияния. Для конкретного сезона при близких значениях параметров БПК (для разных лет или разных акваторий) могут быть оценены средние значения параметров БПК. По составленной подборке данных вычислены двухлетние средние значения параметров – в зимней воде: для ПГ (2013/2017 гг., режим отбора проб (2) – [O<sub>2</sub>]' = 0,365 мг O<sub>2</sub>/л; k = 0,135 сут<sup>-1</sup>; v<sub>1</sub> = 0,0518; ω<sub>s</sub> = 0,0319 мг O<sub>2</sub>/(л·сут)) и РШ (2013/2016 гг., режим отбора проб (1) – [O<sub>2</sub>]' = 1,675 мг O<sub>2</sub>/л; w1 = 0,329 л·мг<sup>-1</sup>·сут<sup>-1</sup>; v<sub>1</sub> = 0,0608; ω<sub>s</sub> = 0,0322 мг O<sub>2</sub>/(л·сут)) и в весенней воде: для ПГ (2013/2016 гг., режим отбора проб (2) – [O<sub>2</sub>]' = 1,25 мг O<sub>2</sub>/л; k = 0,101 сут<sup>-1</sup>; v<sub>1</sub> = 0,127; ω<sub>s</sub> = 0,0261 мг O<sub>2</sub>/(л·сут)) и РШ (2013/2016 гг., режим отбора проб (1) – [O<sub>2</sub>]' = 3,08 мг O<sub>2</sub>/л;

$k = 0,0924 \text{ сут}^{-1}$ ;  $v_1 = 0,318$ ;  $\omega_s = 0,00319 \text{ мг } O_2/(\text{л}\cdot\text{сут})$ , а по разным сезонам – при режимах отбора воды (2) в 2013 г. – дважды: для КГ (зима-лето-осень) –  $[O_2]^I = 0,543 \text{ мг } O_2/\text{л}$ ;  $k = 0,158 \text{ сут}^{-1}$ ;  $v_1 = 0,0864$ ;  $\omega_s = 0,0143 \text{ мг } O_2/(\text{л}\cdot\text{сут})$  и для ПГ (зима-лето) –  $[O_2]^I = 0,30 \text{ мг } O_2/\text{л}$ ;  $k = 0,116 \text{ сут}^{-1}$ ;  $v_1 = 0,036$ ;  $\omega_s = 0,0225 \text{ мг } O_2/(\text{л}\cdot\text{сут})$ .

Далее представлена подборка кинетических параметров БПК при 20 °С для разных сезонов по акваториям Онежского озера с выделением 3–4 вариантов разных комбинаций и сочетаний факторов, влияющих на развитие БПК, а также наибольшие значения соотношений скоростей потребления  $O_2$  на I-й стадии и линейной стадиях ( $v_1/\omega_s$ ) и потребления  $O_2$  на I-й стадии к его потреблению на линейной стадии ( $[O_2]^I/(\omega_s \cdot 20)$ ). Вклад каждой стадии потребления  $O_2$  в БПК<sub>126</sub> характеризуют доли потребления  $O_2$  по отдельным стадиям.

**В зимней воде** отметим наибольшие параметры кинетики БПК в акваториях ЦП, КГ и ПГ (по варианту 1): в воде из ЦП это значения  $[O_2]^I = 0,94 \text{ мг } O_2/\text{л}$ ,  $v_1 = 0,130 \text{ мг } O_2/(\text{л}\cdot\text{сут})$ ,  $[O_2]^{II} = 1,28 \text{ мг } O_2/\text{л}$ ; в воде из КГ повышено отношение скоростей БПК ( $v_1/\omega_s = 4,8$ ); в воде из ПГ –  $\omega_s (0,0319 \text{ мг } O_2/(\text{л}\cdot\text{сут}))$ ,  $\omega_s \cdot 126 (4,02 \text{ мг } O_2/\text{л})$ , БПК<sub>126</sub> (4,404 мг  $O_2/\text{л}$ ). В варианте 2 высокие значения в воде ЦП  $k (0,254 \text{ сут}^{-1})$  и лабильности ОВ, окисляемого на I-й стадии ( $v_1/\omega_s = 10,3$ ). В воде из РШ в вариантах 2 и 3 в сравнении с озерными водами повышены в зимней воде значения большинства параметров:  $[O_2]^I = 2,75$  и  $1,675 \text{ мг } O_2/\text{л}$ ,  $v_1 = 0,344 \text{ мг } O_2/(\text{л}\cdot\text{сут})$ ,  $\omega_s = 0,0322 \text{ мг } O_2/(\text{л}\cdot\text{сут})$ ,  $v_1/\omega_s = 10,7$ ; ( $[O_2]^I/(\omega_s \cdot 20)$ ) – 2,6,  $\omega_s \cdot 126 = 4,055 \text{ мг } O_2/\text{л}$ ,  $[O_2]^{II} = 2,38 \text{ мг } O_2/\text{л}$ , БПК<sub>126} = 4,169 и  $8,110 \text{ мг } O_2/\text{л}$ . Таким образом, в зимней воде из ЦП в сравнении с другими районами озера повышено значение  $[O_2]^I = 0,94 \text{ мг } O_2/\text{л}$ , а в воде из РШ повышены значения большинства параметров БПК. Наивысшая лабильность ОВ, окисляемого на I-й стадии БПК, характеризует воды из ЦП и РШ ( $v_1/\omega_s = 10,3$  и  $10,7$ ).</sub>

**В весенней воде** из ЦП, КГ, ПГ и ПхГ (вариант 2) близки значения  $k$  (среднее  $0,128 \text{ сут}^{-1}$ ), повышены значения лабильности ОВ, окисляемого на I-й стадии ( $v_1/\omega_s = 4,0$ – $10,9$ ). В воде из ЦП повышены значения  $v_1/\omega_s = 10,9$ ,  $[O_2]^I/(\omega_s \cdot 20) = 3,8$ ; а в воде из КГ – значения  $[O_2]^I = 1,95 \text{ мг } O_2/\text{л}$ ,  $v_1 = 0,254$ ,  $\omega_s = 0,0368 \text{ мг } O_2/(\text{л}\cdot\text{сут})$ ,  $\omega_s \cdot 126 = 4,637$ , БПК<sub>126} = 6,587 \text{ мг } O\_2/\text{л}; в воде из ПГ –  $[O_2]^{II} = 1,24 \text{ мг } O_2/\text{л}$ . В воде ПхГ и ЦП близки параметры  $[O_2]^I (0,80 \text{ мг } O_2/\text{л})$  и  $v_1 (0,116$ – $0,092 \text{ мг } O_2/(\text{л}\cdot\text{сут})$ ). В водах ЦП и ПГ близки процентные соотношения потребления  $O_2$  по стадиям (на I-й – 20,3–27,0 %, на II-й – 13,5–28,0 %, на линейной – 45,0–62,7 %).</sub>

**В летней воде** из КГ (вариант 1) повышены значения  $v_1 = 0,110 \text{ мг } O_2/(\text{л}\cdot\text{сут})$  и отношения  $v_1/\omega_s = 7,0$ , ( $[O_2]^I/\omega_s \cdot 20$ ) – 2,0; в воде из РШ (вариант 2) – значения  $[O_2]^I = 7,97 \text{ мг } O_2/\text{л}$ ,  $v_1 = 0,797 \text{ мг } O_2/(\text{л}\cdot\text{сут})$ , БПК<sub>126} = 7,97 \text{ мг } O\_2/\text{л}; в воде из ПхГ (вариант 3) – значения  $[O_2]^I = 1,41 \text{ мг } O_2/\text{л}$ ,  $\omega_s = 0,0212 \text{ мг } O_2/(\text{л}\cdot\text{сут})$ ,  $\omega_s \cdot 126 = 2,671$ , БПК<sub>126} = 4,081 \text{ мг } O\_2/\text{л}. В водах из ПГ (вариант 1), ПхГ (вариант 3) и ЦП (вариант 4) близки наименьшие значения  $v_1/\omega_s (1,0$ – $1,2)$ .</sub></sub>

**В осенней воде** из ЦП и КГ (вариант 1) близки значения параметров I-й стадии БПК ( $[O_2]^I = 0,65$  и  $0,57$  (среднее  $0,61$ ) мг  $O_2/\text{л}$ ;  $k = 0,129$  и  $0,150 (0,140) \text{ сут}^{-1}$ ;  $v_1 = 0,0839$  и  $0,0855 (0,0847) \text{ мг } O_2/(\text{л}\cdot\text{сут})$ ), отношения  $v_1/\omega_s (9,0$  и  $6,2)$  и  $[O_2]^I/(\omega_s \cdot 20) (3,5$  и  $2,1)$ , потребления  $O_2$  на линейной стадии ( $\omega_s \cdot 126 = 1,178$  и  $1,739$ ), общего потребления  $O_2$  (БПК<sub>126} = 1,922 и  $2,639 \text{ мг } O_2/\text{л}$ ) и процентные соотношения потребления  $O_2$  по стадиям (на I-й – 33,8–21,6 %, на II-й – 4,9–12,5 %, на линейной – 61,3–65,9 %). В воде из РШ (вариант 2) повышены значения  $[O_2]^I = 1,50$ ,  $[O_2]^{II} = 2,59$ , БПК<sub>126} = 7,001 \text{ мг } O\_2/\text{л} при процентных соотношениях потребления  $O_2$  по стадиям (на I-й – 21,4 %, на II-й – 37,0 %, на линейной – 41,6 %). В воде из ЦП, ПГ и ПхГ (вариант 3) близки константы скорости  $w_1 (0,330, 0,363, 0,293$  (среднее  $0,329$ ) л·мг<sup>-1</sup>·сут<sup>-1</sup>), скорости  $v_1 = 0,306, 0,314, 0,345 (0,322) \text{ мг } O_2/(\text{л}\cdot\text{сут})$ , повышены соотношения скоростей  $v_1/\omega_s = 28,9, 12,7, 19,5 (20,4)$ , отношений потребления  $O_2$  на I-й и линейной стадиях –  $[O_2]^I/(\omega_s \cdot 20) = 5,7, 3,4, 1,7 (3,6)$ . В воде из ПГ отмечены наибольшие значения потребления  $O_2$  на линейной стадии ( $\omega_s \cdot 126 = 3,112$ ).</sub></sub>

#### *Среднесезонные параметры БПК*

Среднесезонные значения параметров БПК оценены для 2013 г. для акваторий КГ (зима-лето-осень) и ПГ (зима-лето) при одинаковых значениях влияющих на БПК факторов (вариант 1). Для указанных акваторий в 2013 г. в эти сезоны отмечены сравнительно небольшие отличия в значениях основных кинетических параметров БПК.

В воде из КГ среднесезонное предельное потребление  $O_2$  на I-й стадии (по E-типу) составило  $0,543 \text{ мг } O_2/\text{л}$  при значениях  $k = 0,158 \text{ сут}^{-1}$ ,  $v_1 = 0,0864$  и  $\omega_s = 0,0143 \text{ мг } O_2/(\text{л}\cdot\text{сут})$ , соотношение  $v_1/\omega_s = 6,0$ , а соотношение потребления  $O_2$  на I-й стадии к линейной за 20 сут –  $[O_2]^I/(\omega_s \cdot 20) = 1,9$ . За период эксперимента в воде из КГ среднее общее потребление  $O_2$  – БПК<sub>126} – оценено равным  $2,786 \text{ мг } O_2/\text{л}$  при процентных соотношениях потребления  $O_2$  по стадиям (на I-й – 19,5 %, на II-й – 15,8 %, на линейной – 64,7 %).</sub>

В воде из ПГ указанные параметры БПК составили:  $[O_2]'$  – 0,30 мг  $O_2$ /л;  $k$  – 0,116 сут<sup>-1</sup>;  $v_1$  – 0,0360 и  $\omega_s$  – 0,0225 мг  $O_2$ /(л·сут). Соотношение  $v_1/\omega_s$  – 1,6, а потребление  $O_2$  на I-й стадии к потреблению на линейной стадии за 20 сут –  $[O_2]'/(\omega_s \cdot 20)$  – 0,7. В воде из ПГ за 126 сут среднее общее потребление  $O_2$  – БПК<sub>126</sub> – оценено равным 3,312 мг  $O_2$ /л (на I-й – 9,1 %, на II-й – 5,3 %, на линейной – 85,6 %).

Установлены следующие отличия в водах КГ и ПГ среднесезонных значений кинетических параметров БПК:

- за период опыта общее потребление  $O_2$  в 1,2 раза выше в воде из ПГ (3,312 мг  $O_2$ /л),
- относительное потребление  $O_2$  по стадиям: в акватории КГ оно выше на стадиях I и II (соответственно 19,5 и 15,8 %), чем в акватории ПГ (9,1 и 5,3 %), а на линейной стадии потребление  $O_2$  в акватории ПГ выше (85,6 %), чем в акватории КГ (64,7 %);
- показатели лабильности ОВ на I-й стадии ( $v_1/\omega_s$  и  $[O_2]'/(\omega_s \cdot 20)$ ) выше в воде из КГ – 6,0 и 1,9, в воде из ПГ значения этих параметров 1,6 и 0,7;
- в воде из ПГ в 1,6 раза выше скорость окисления ОВ на линейной стадии, и это в целом определяет более высокое в этой воде значение БПК<sub>126</sub> [Леонов, Зобкова, 2020б].

#### *Соответствие значений кинетических параметров БПК концентрациям ОВ*

Для проверки соответствия компонентов ОВ кинетическим параметрам БПК использовались данные, приведенные в работе [Ефремова, Зобкова, 2019], по содержанию лабильных компонентов (углеводов, липидов и белков), а также ГВ (сравнительно «стойких» к биохимическому окислению компонентов ОВ) в воде, использованной для БПК-экспериментов.

Необходимо отметить, что в результате исследования [Ефремова, Зобкова, 2019] было установлено, что ОВ Онежского озера в основном представлено компонентами ГВ (68–81 %) и их доля увеличивалась от ЦП к РШ. При этом такие высокие значения ГВ являются характерными для многих бореальных озер, что также было выявлено в водоемах Швеции, Финляндии и Шотландии [Henriksen et al., 1998]. На компоненты автохтонного ОВ в Онежском озере приходилось только 19–32 %, из которых 10 % – на углеводы, ~1 % – на липиды, ~0,4 % – на белки и ~0,3 % – на мочевины, а оставшиеся в среднем 14 % от общего содержания ОВ относятся к другим компонентам ОВ (свободные аминокислоты, нуклеиновые кислоты, летучие органические соединения и многие другие), ко-

личество и разнообразие которых в природных водах очень велико [Ефремова, Зобкова, 2019].

На рис. 4 показаны полученные зависимости между значениями лабильных компонентов ОВ (белков, липидов и углеводов) и потреблением  $O_2$  на I-й и II-й стадиях (а), между показателями ОВ, характеризующими окисление условно «стойких» ГВ и косвенных показателей ОВ (ХПК<sub>0</sub>) с общим потреблением  $O_2$  на линейной стадии  $\omega_s \cdot 126$  (б, в), а также между скоростными параметрами изменения значений «стойких» компонентов ОВ ( $[ХПК_0 - ХПК_{126}]/126$ ) и потреблением  $O_2$  на линейной стадии ( $\omega_s$ ) (г). По каждой группе взаимодействующих показателей ОВ с кинетическими параметрами БПК получено по три зависимости, характеризующие высокосвязными коэффициентами детерминации  $R^2$  (рис. 4) [Леонов, Зобкова, 2020б].

Общий анализ данных на рис. 4 позволяет выделить следующие закономерности по всем зависимостям. В зону 1 на рис. 4 попадают в основном низкопродуктивные акватории Онежского озера (ЦП и КГ), а иногда ПхГ (мелководная, с хорошим водообменом) и ПГ в летне-осенний период, когда близки гидрохимические характеристики ПГ и ЦП. В промежуточной зоне 2 расположены в основном участки губ ПГ и ПхГ, которые более продуктивны в сравнении с открытыми районами Онежского озера. В третью зону «падают» наиболее продуктивные устьевой участок РШ и ПГ в весенний и зимний периоды, когда вода в губе по гидрохимическим показателям близка к речным водам.

Из результатов анализа зависимостей на рис. 4 (г) следует важный факт – повышение скорости потребления  $O_2$  на линейной стадии с ростом скорости изменения условно «стойких» компонентов ОВ ( $[ХПК_0 - ХПК_{126}]/126$ ). При этом скорость трансформации ГВ, которые относятся к этим компонентам, крайне мала и слабо изменяется в различные сезоны года [Лозовик и др., 2017]. Очевидно, факт возрастания скорости потребления  $O_2$  на линейной стадии связан с влиянием взвешенного ОВ, которое увеличивается в водоемах с выраженным трофическим статусом и играет важную роль при трансформации ОВ [Ostapenia et al., 2009; Верес, Остапеня, 2011].

При исследовании проб воды из олиго-, мезо- и эвтрофных водоемов, в которых в сравнении с акваторией ЦП Онежского озера повышены значения РМ, на линейных стадиях БПК отмечались существенно большие скорости потребления  $O_2$  ( $\omega_s$ ). Поэтому различия в значениях ТОС –  $C_{\text{лаб}}$  в этих случаях могут прини-

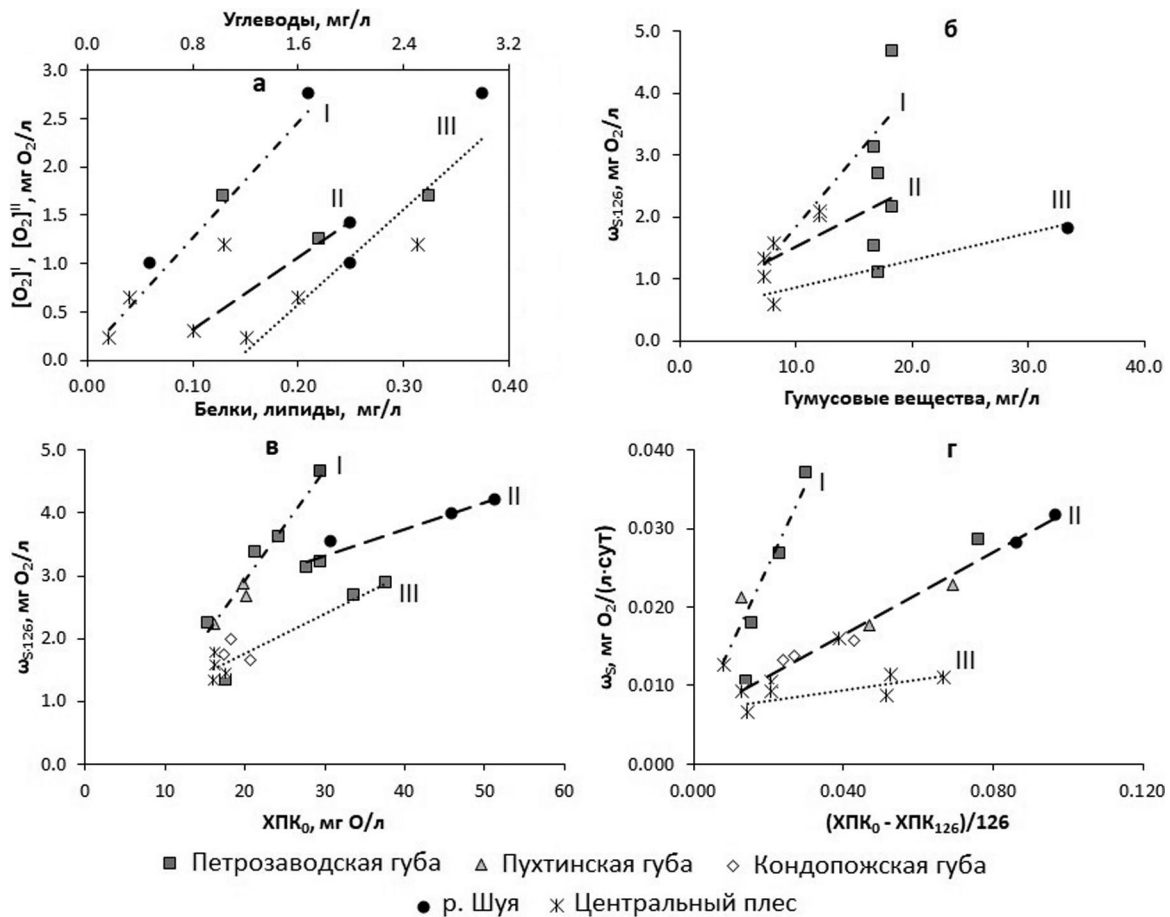


Рис. 4. Соответствие значений показателей ОВ и кинетических параметров БПК:

**а)** зависимости I–III между начальными концентрациями лабильных компонентов ОВ (Б – белки, Л – липиды и У – свободные углеводы) и потреблением  $O_2$  на I-й и II-й стадиях:

- I:  $[O_2]_I$  мг  $O_2$ /л =  $11,941 \cdot [Б] + 0,0834$  ( $R^2 = 0,93$ )
- II:  $[O_2]_{II}$  мг  $O_2$ /л =  $7,4952 \cdot [Л] - 0,4344$  ( $R^2 = 1,00$ )
- III:  $[O_2]_I$  мг  $O_2$ /л =  $1,2249 \cdot [У] - 1,3753$  ( $R^2 = 0,87$ )

**б)** зависимости I–III между содержанием ГВ и общим потреблением  $O_2$  на линейной стадии ( $\omega_s \cdot 126$ ) при разных температурах:

- I: при 20 °C:  $\omega_s \cdot 126$  мг  $O_2$ /л =  $0,2201 \cdot [ГВ] - 0,3454$  ( $R^2 = 0,77$ )
- II: при 10 °C (б):  $\omega_s \cdot 126$  мг  $O_2$ /л =  $0,0942 \cdot [ГВ] + 0,5859$  ( $R^2 = 0,71$ )
- III: при 10 °C (а):  $\omega_s \cdot 126$  мг  $O_2$ /л =  $0,0442 \cdot [ГВ] + 0,4201$  ( $R^2 = 0,79$ )

**в)** зависимости I–III между исходными значениями  $XPK_0$  и общим потреблением  $O_2$  на линейной стадии  $\omega_s \cdot 126$ :

- I:  $\omega_s \cdot 126$  мг  $O_2$ /л =  $0,1758 \cdot [XPK_0] - 0,5899$  ( $R^2 = 0,97$ )
- II:  $\omega_s \cdot 126$  мг  $O_2$ /л =  $0,043 \cdot [XPK_0] + 2,0191$  ( $R^2 = 0,93$ )
- III:  $\omega_s \cdot 126$  мг  $O_2$ /л =  $0,0625 \cdot [XPK_0] + 0,5212$  ( $R^2 = 0,85$ )

**г)** зависимости I–III между скоростями изменения условно «стойких» компонентов ОВ ( $[XPK_0 - XPK_{126}]/126$ ) и потребления  $O_2$  на линейной стадии  $\omega_s$ :

- I:  $\omega_s$ , мг  $O_2$ /(л·сут) =  $1,0211 \cdot ([XPK_0 - XPK_{126}]/126) + 0,0048$  ( $R^2 = 0,93$ )
- II:  $\omega_s$ , мг  $O_2$ /(л·сут) =  $0,2611 \cdot ([XPK_0 - XPK_{126}]/126) + 0,0060$  ( $R^2 = 0,98$ )
- III:  $\omega_s$ , мг  $O_2$ /(л·сут) =  $0,0658 \cdot ([XPK_0 - XPK_{126}]/126) + 0,0068$  ( $R^2 = 0,60$ )

Fig. 4. Correspondence of organic matter concentrations and kinetic BOD parameters:

**a)** linear connections I–III between initial labile OM concentrations (Б – proteins, Л – lipids and У – carbohydrates) and  $O_2$  demand at the first and second stages;

**б)** linear connections I–III between humic substances (ГВ) concentrations and common  $O_2$  demand at linear stage ( $\omega_s \cdot 126$ ) at different temperatures;

**в)** linear connections I–III between initial  $XPK_0$  values and common  $O_2$  demand at linear stage ( $\omega_s \cdot 126$ );

**г)** linear connections I–III between the change rate of conditionally “stable” OM components ( $[XPK_0 - XPK_{126}]/126$ ) and  $O_2$  demand at linear stage ( $\omega_s$ )

маться эквивалентными РМ и по значению РМ можно оценить  $OB_{взв}$  по эмпирическому уравнению [Sabylina et al., 2010].

Следовательно, значения скорости потребления  $O_2$  на линейной стадии  $\omega_s$  пропорциональны изначальной концентрации РМ. В каче-



стве примера можно привести общие пределы изменения значений  $\omega_s$  (мг  $O_2$ /(л·сут)), оцененных по результатам анализа БПК-данных длительных экспериментов с водой, отобранной из поверхностного горизонта в разные сезоны из разнотипных водоемов Карелии и других водных объектов:

- Онежское озеро: ЦП – 0,0094–0,0161 [Леонов, Зобкова, 2020а], другие акватории озера – 0,0212–0,0368 [Леонов, Зобкова, 2020б];
- Белое море – 0,0056–0,0090 мг  $O_2$ /(л·сут) [Леонов и др., 2019];
- слой 0–10 м морских и океанических вод – 0,0004–0,0280 (в среднем 0,0101) мг  $O_2$ /(л·сут) [Леонов, 1977].

Очевидно, скорости потребления  $O_2$  на линейной стадии,  $\omega_s$ , находятся в прямой зависимости от значений показателей взвешенного вещества (РМ или  $OB_{взв}$ ) в исследуемой воде. Это подтверждают полученные зависимости между значениями исходных концентраций РМ и суммарным потреблением  $O_2$  на линейной стадии ( $\omega_s \cdot 126$ ) с высокими значениями коэффициентов детерминации ( $R^2 = 0,66–1,00$ ), построенные по результатам обработки данных длительных БПК-экспериментов с водой из разных районов Онежского озера (рис. 5).

На рис. 5 при 20 и 10 °С положение показателей взаимосвязей I–III между  $\omega_s \cdot 126$  и исходной концентрацией РМ в воде в каждой акватории определяется: типом исследуемых вод отдельных районов озера (в целом качество воды снижается в ряду: ЦП – ПхГ – ПГ – КГ – РШ), сезоном отбора проб, режимом отбора проб воды (1 или 2), а также температурой про-

ведения экспериментов (20 и 10 °С). В результате на каждой взаимосвязи можно выделить несколько объединенных групп, отличающихся между собой параметрами ОВ, значениями РМ и  $\omega_s \cdot 126$ .

**Зависимости I** при 20 и 10 °С построены по данным преимущественно зимних сезонов 2013, 2016 и 2017 гг. из разных акваторий Онежского озера. По средним концентрациям разных компонентов ОВ можно условно выделить три группы данных.

**В первую** включены данные, полученные для воды из горизонта 1 м с повышенными исходными значениями показателей ОВ (ХПК<sub>0</sub> = 48,6; ПО = 22,6 мг О/л; ТОС = 17,5 мг/л) в зимней воде из РШ (2013 и 2016 гг.) при значениях РМ и  $\omega_s \cdot 126$ , меняющихся при 20 °С соответственно в пределах 1,6–2,0 (в среднем 1,8) мг/л и 3,99–4,11 (4,04) мг  $O_2$ /л; а при 10 °С – с наибольшими значениями РМ и  $\omega_s \cdot 126$  в воде РШ для лета 2013 г. и зимы 2016 г. соответственно в пределах 2,0–2,5 (2,3) мг/л и 3,44–2,53 (в среднем 2,99) мг  $O_2$ /л.

**Во вторую** включены данные со средними значениями показателей ОВ (ХПК<sub>0</sub> = 25,7; ПО = 11,5 мг О/л; ТОС = 9,9 мг/л), которые характеризуют воды ПГ (зима 2013 и 2017 гг., весна и осень 2016 г.) и ПхГ (лето 2013 г.) при колебаниях при 20 °С значений РМ и  $\omega_s \cdot 126$  соответственно в пределах 0,4–1,1 (в среднем 1,0) мг/л и 3,38–2,67 (3,05) мг  $O_2$ /л, а при 10 °С в те же сезоны по районам озера значения  $\omega_s \cdot 126$  менялись в пределах 1,45–2,44 (в среднем 1,84) мг  $O_2$ /л. Повышенные значения параметров в этой группе получены в воде из разных горизонтов столба воды: при 20 °С зимой, а при

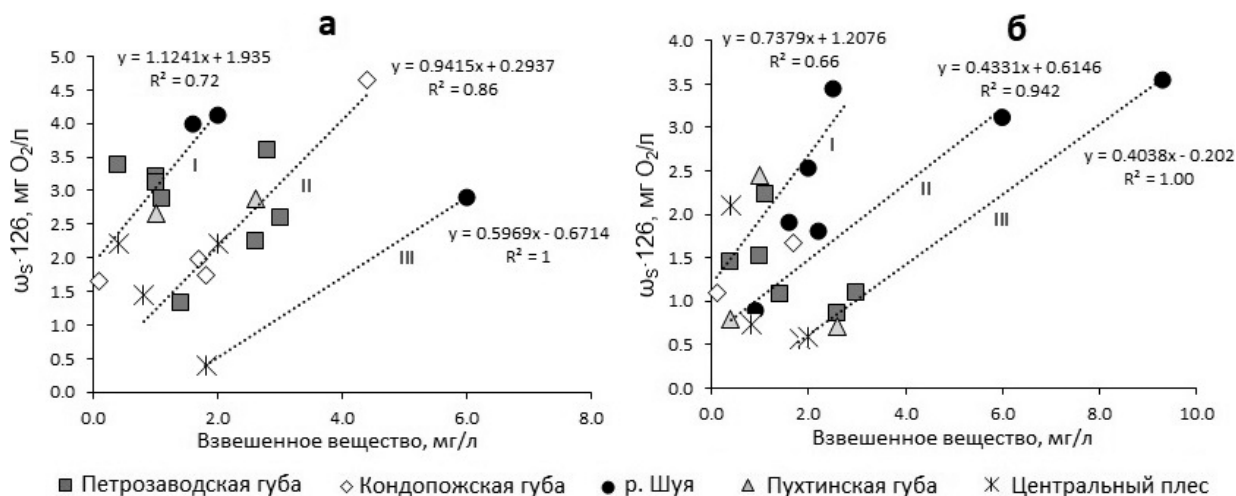


Рис. 5. Зависимости между исходными концентрациями взвешенного вещества и общим потреблением кислорода на линейной стадии ( $\omega_s \cdot 126$ ) в водах из разных районов Онежского озера при: **а** – 20 °С и **б** – 10 °С

Fig. 5. Linear connections between suspended matter concentrations and common  $O_2$  demand at linear stage ( $\omega_s \cdot 126$ ) in water from different parts of Lake Onego at: **а** – 20 °С and **б** – 10 °С



10 °С весной; в воде из горизонта 1 м понижены значения параметров летом и осенью.

**Третья группа** содержит данные с наименьшими значениями показателей ОБ (ХПК<sub>0</sub> = 18,0; ПО = 8,3 мг О<sub>2</sub>/л; ТОС = 7,3 мг/л), которые характеризуют акватории ЦП (зима 2017 г.), ПхГ (осень 2013 г.) и КГ (зима 2013 г.) с колебаниями при 20 °С значений РМ и  $\omega_s \cdot 126$  соответственно в пределах 0–0,4 (в среднем 0,3) мг/л и 2,23–1,66 (2,04) мг О<sub>2</sub>/л, а при 10 °С – с колебаниями  $\omega_s \cdot 126$  в пределах 2,10–0,79 (в среднем 1,33) мг О<sub>2</sub>/л. Повышенные значения параметров при 20 °С получены в воде из 1 м – для ЦП (зима 2017 г.) и ПхГ (осень 2013 г.), а при 10 °С – в воде из ЦП (зима 2017 г.); понижены значения параметров – при 20 °С в воде из КГ (зима 2013 г.), а при 10 °С – в воде из ПхГ (осень 2013 г.).

**Зависимости II** при 20 и 10 °С построены по данным для весны, лета и осени 2013, 2016 и 2017 гг. для разных районов Онежского озера. Все данные подразделяются на две группы.

**В первую группу** при 20 °С входят данные со средними значениями показателей ОБ (ХПК<sub>0</sub> = 25,5; ПО = 12,4 мг О<sub>2</sub>/л; ТОС = 9,7 мг/л) в акваториях КГ, ПГ и ПхГ (весна 2013 г.) и ПГ (весна 2017 г.), со значениями РМ и  $\omega_s \cdot 126$  при 20 °С, меняющимися соответственно в пределах 4,4–2,6 (в среднем 3,2) мг/л и 4,64–2,61 (3,43) мг О<sub>2</sub>/л; а при 10 °С средние значения показателей ОБ составили: ХПК<sub>0</sub> = 27,4; ПО = 12,7 мг О<sub>2</sub>/л; ТОС = 10,4 мг/л; значения РМ и  $\omega_s \cdot 126$  в воде из КГ (весна 2013 г.) и РШ (осень 2013 г.) – соответственно в пределах 6,0–4,4 (5,2) мг/л и 3,11–2,50 (в среднем 2,81) мг О<sub>2</sub>/л. Повышенные значения параметров получены при 20 °С в весенней воде – с горизонта 1 м (КГ, 2013 г.) и из разных горизонтов столба воды (ПГ, 2013 г.), а при 10 °С в воде с горизонта 1 м – осенью (РШ, 2013 г.) и весной (КГ, 2013 г.).

**Во вторую группу** при 20 °С входят данные со средними значениями показателей ОБ (ХПК<sub>0</sub> = 17,0; ПО = 7,6 мг О<sub>2</sub>/л; ТОС = 7,1 мг/л) в районах ПГ (весна 2013 г.), ЦП (осень 2013 г. и весна 2017 г.), КГ (лето и осень 2013 г.) при значениях РМ и  $\omega_s \cdot 126$ , меняющихся соответственно в пределах 2,6–1,4 (в среднем 1,9) мг/л и 2,24–1,45 (1,93) мг О<sub>2</sub>/л; а при 10 °С средние значения показателей ОБ составили: ХПК<sub>0</sub> = 31,7; ПО = 14,6 мг О<sub>2</sub>/л; ТОС = 12,0 мг/л и значения РМ и  $\omega_s \cdot 126$  в воде из РШ (лето 2013 г., весна 2016 г., зима и весна 2017 г.), из КГ (лето 2013 г.) и ПГ (осень 2013 г.) были соответственно в пределах 0,8–11,5 (3,7) мг/л и 0,90–1,80 (в среднем 1,24) мг О<sub>2</sub>/л. Значения показателей при 20 °С получены в весенней,

летней и осенней воде из разных горизонтов, а при 10 °С – наибольшие показатели характеризуют зимнюю воду с горизонта 1 м (РШ, 2017 г.), средние значения – летнюю и осеннюю воду из разных горизонтов столба воды (КГ, ПГ и РШ, 2013 г.) и наименьшие значения – весеннюю воду из горизонта 1 м (РШ, 2016, 2017 гг.).

**Зависимости III** при 20 и 10 °С построены по данным для весны, лета и осени 2013, 2016 и 2017 гг.

**Первая группа** данных при 20 °С характеризуется значениями показателей ОБ (ХПК<sub>0</sub> = 23,5; ПО = 10,6 мг О<sub>2</sub>/л; ТОС = 9,7 мг/л) в акваториях РШ и ЦП (осень 2013 г.) при концентрациях РМ и значениями  $\omega_s \cdot 126$ , меняющимися в пределах 1,8–6,0 (в среднем 3,9) мг/л и 0,40–2,91 (1,66) мг О<sub>2</sub>/л соответственно.

**Вторую группу** при 10 °С характеризуют повышенные значения в весенней воде из горизонта 1 м (РШ, 2013 г.) концентраций ОБ (ХПК<sub>0</sub> = 33,4; ПО = 19,7 мг О<sub>2</sub>/л; ТОС = 11,8 мг/л), РМ и  $\omega_s \cdot 126$  (соответственно 9,3 мг/л и 3,55 мг О<sub>2</sub>/л), а также средние значения концентраций ОБ (ХПК<sub>0</sub> = 22,1; ПО = 10,6 мг О<sub>2</sub>/л; ТОС = 9,0 мг/л), РМ и  $\omega_s \cdot 126$  (соответственно 3,0 мг/л и 0,80 мг О<sub>2</sub>/л) в пробах воды весной (ПГ, 2013, 2017 гг.; ЦП, 2016 г.), летом (ПхГ, 2013 г.) и осенью (ЦП, КГ, 2013 г.), отбираемых из разных горизонтов от поверхности до дна.

## Выводы

Выполнены совместные определения концентраций разных показателей ОБ и долгосрочные (продолжительностью до 126 сут) наблюдения за изменением значений БПК с водой из разных акваторий Онежского озера. Воды в этих акваториях подразделены по качеству: на относительно чистые в ЦП и подверженные антропогенному воздействию в ПГ, КГ, ПхГ и РШ. В долгосрочных экспериментах получено мультстадийное развитие БПК с двумя-тремя (I-я, II-я и линейная) стадиями. Присутствие в исследуемой воде разных по составу и количеству компонентов ОБ, включая взвешенные фракции, определяет особенности кинетики процесса БПК, которое можно охарактеризовать значениями кинетических параметров процесса. Методология формально-кинетического анализа данных БПК-экспериментов применена для получения уравнений, включающих значения кинетических параметров, описывающих динамику значений БПК в течение всего периода наблюдений. Кинетические параметры использованы для характеристики развития БПК в проведенных экспериментах по отдельным стадиям процесса. Анализ значений параме-

тров позволяет характеризовать особенности развития БПК по стадиям, выявить вклады отдельных стадий в суммарные значения БПК и установить лабильность окисляемых компонентов ОВ. Характерные значения кинетических параметров БПК подтверждают информацию о том, что воды ЦП Онежского озера сохраняют высокое качество в сравнении с другими его акваториями. Для весеннего периода отмечены наиболее значимые различия в значениях кинетических параметров БПК, когда особенно активны продукционные процессы. Проведена проверка соответствия концентраций лабильных и условно «стойких» к биохимическому окислению компонентов ОВ, а также взвешенного вещества значениям кинетических параметров БПК для разных акваторий Онежского озера. Установлены для взаимосвязей между указанными показателями ОВ и параметрами БПК высокие значения коэффициентов детерминации ( $R^2 = 0,60-1,00$ ). В дальнейшем планируется провести подобный анализ по имеющимся данным о содержании и значениях показателей ОВ и кинетике БПК для разнотипных малых водоемов Карельского региона.

*Финансовое обеспечение исследований в Институте водных проблем Севера КарНЦ РАН (Петрозаводск) осуществлялось из средств федерального бюджета в рамках государственного задания КарНЦ РАН, а в ИО РАН им. П. П. Ширшова (Москва) – в рамках темы № 0128-2019-0011 «Взаимодействие биосфер в Мировом океане». Исследования выполнены на научном оборудовании Центра коллективного пользования Федерального исследовательского центра «Карельский научный центр Российской академии наук».*

## Литература

- Аналитические, кинетические и расчетные методы в гидрохимической практике / Под ред. П. А. Лозовика, Н. А. Ефременко. СПб.: Нестор-История, 2017. 272 с.*
- Бояринов П. М., Петров М. И.* Процессы формирования термического режима глубоких пресноводных водоемов. Л.: Наука, 1991. 175 с.
- Бульон В. В.* Первичная продукция планктона внутренних водоемов. Л.: Наука, 1983. 150 с.
- Верес Ю. К., Остапеня А. П.* Содержание лабильного органического вещества в воде озер Нарочанского региона // Вестник БГУ. Сер. 2. 2011. № 2. С. 45–49.
- Ефремова Т. А., Сабылина А. В., Лозовик П. А.* Лабильные органические вещества: углеводы, липиды и белки в Онежском озере // Труды КарНЦ РАН. 2013. № 6. С. 96–104.
- Ефремова Т. А., Зобкова М. В.* Содержание, распределение и соотношение основных компонентов органического вещества в воде Онежского озера // Труды КарНЦ РАН. 2019. № 9. С. 60–75. doi: 10.17076/lim1017
- Зобков М. Б., Зобкова М. В.* Устройство для определения органического углерода в воде с фотохимическим персульфатным окислением в системе непрерывного газового потока и ИК-Фурье спектрометрическим детектированием // Заводская лаборатория. Диагностика материалов. 2015. № 8. С. 10–15.
- Зобкова М. В., Ефремова Т. А., Лозовик П. А., Сабылина А. В.* Баланс органического вещества в озерах Карелии // Озера Евразии: проблемы и пути их решения: Матер. I Междунар. конф. (11–15 сентября 2017 г.). Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2017. С. 358–364.
- Леонов А. В.* Особенности кинетики биохимического потребления кислорода в природных и сточных водах: Дис. ... канд. хим. наук. М.: ГОИН, 1974а. 240 с.
- Леонов А. В.* Обобщение, типизация и кинетический анализ кривых потребления кислорода по данным БПК-опытов // Океанология. 1974б. Т. XIV, вып. 1. С. 82–87.
- Леонов А. В.* Изучение кинетики биохимического потребления кислорода в пробах атлантической воды // Океанология. 1977. Т. 17, вып. 2. С. 243–252.
- Леонов А. В., Зобкова М. В.* Значения кинетических параметров БПК длительных экспериментов (на примере анализа данных с разными интегральными пробами воды из центральной части Онежского озера) // Труды КарНЦ РАН. 2020а. № 4. С. 40–61. doi: 10.17076/lim1164
- Леонов А. В., Зобкова М. В.* Соответствие значений параметров долгосрочной кинетики БПК концентрациям компонентов органического вещества в воде из разных акваторий Онежского озера // Труды КарНЦ РАН. 2020б. № 9. С. 40–64. doi: 10.17076/lim1287
- Леонов А. В., Лозовик П. А., Икко О. И.* Использование экспериментальных данных по биохимическому потреблению кислорода для корректной оценки состояния водных объектов и качества природных вод // Труды КарНЦ РАН. 2018. № 3. С. 11–30. doi: 10.17076/lim726
- Леонов А. В., Чичерина О. В., Икко О. И.* Исследования кинетики БПК в пробах воды в длительных опытах: Матер. конф. МСОИ-2019. М., 2019. С. 186–190.
- Лозовик П. А., Зобкова М. В., Рыжаков А. В., Зобков М. Б., Ефремова Т. А., Сабылина А. В., Ефремова Т. В.* Аллохтонное и автохтонное органическое вещество природных вод: кинетические и термодинамические закономерности трансформации, количественный и качественный составы // ДАН. 2017. Т. 477, № 6. С. 728–732. doi: 10.7868/S086956521736021X
- Лозовик П. А., Зобков М. Б., Бородулина Г. С., Токарев И. В.* Оценка внешнего водообмена заливов озер по химическим показателям воды // Водные

ресурсы. 2019. Т. 46, № 1. С. 91–101. doi: 10.31857/S0321-059646191-101

РД 52.24.421-2012. Химическое потребление кислорода в водах. Методика измерений скляночным методом. Ростов-на-Дону: Росгидромет, 2012. 19 с.

Рыжаков А. В., Кукконен Н. А., Лозовик П. А. Определение интенсивности аммонификации и нитрификации в природных водах кинетическим методом // Водные ресурсы. 2010. Т. 37, № 1. С. 70–74.

Сабылина А. В., Рыжаков А. В. Онежское озеро и его притоки. Химический состав воды озера // Состояние водных объектов Республики Карелия по результатам мониторинга 1998–2006 гг. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2007. С. 29–40.

Сабылина А. В., Рыжаков А. В. Гидрохимическая характеристика литоральной зоны Онежского озера // Водные ресурсы. 2018. Т. 45, № 2. С. 179–187. doi: 10.7868/S0321059618020074

Теканова Е. В., Калинкина Н. М., Здоровеннов Р. Э., Макарова Е. М. Результаты исследования экосистемы Онежского озера в период летней стратификации по данным экспедиции 2017 г. // Труды КарНЦ РАН. 2018. № 9. С. 44–53. doi: 10.17076/lim753

Теканова Е. В., Рыжаков А. В., Калинкина Н. М., Дмитриева Д. А., Фомина Ю. Ю., Макарова Е. М. Состояние экосистемы Кондопожской губы Онежского озера в условиях многофакторного воздействия // Озера Евразии: проблемы и пути их решения. 2019. С. 190–194.

Трегубова Т. М., Кулиш Т. П. Кинетика биохимического потребления кислорода в воде озера. Антропогенное евтрофирование Ладожского озера. Л.: Наука, 1982. С. 106–116.

Швец Л. Д. Гидрологическая изученность Онежского озера и его бассейна // Исследования режима и расчеты водного баланса озер-водохранилищ Карелии. Л.: Наука, 1977. Вып. 2. С. 3–24.

Chmiel H. E., Hofmann H., Sobek S., Efremova T., Pasche N. Where does the river end? Drivers of spatiotemporal variability in CO<sub>2</sub> concentration and flux in the inflow area of a large boreal lake // Limnology and Oceanography. 2020. Vol. 65, no. 6. P. 1161–1174. doi: 10.1002/lno.11378

Henriksen A., Skjelkvåle B. L., Mannio J., Wilander A., Harriman R., Curtis C., Jensen J. P., Fjeld E., Moiseenko T. Northern European lake survey, 1995: Finland, Norway, Sweden, Denmark, Russian Kola, Russian Karelia, Scotland and Wales // Ambio. 1998. Vol. 27. P. 80–91.

Ostapenia A. P., Parparov A., Berman T. Labiliity of organic carbon in lakes of different trophic status // Freshwater Biol. 2009. Vol. 54. P. 1312–1323. doi: 10.1111/j.1365-2427.2009.02183

Podsechin V., Kaipainen H., Filatov N., Bilaletdin Ä., Frisk T., Paananen A., Terzhevik A., Vuoristo H. Development of water protection of Lake Onega. Suomen, Pirkanmaa Regional Environment Centre, 2009. Ymp. 36. URL: <https://helda.helsinki.fi/handle/10138/38020> (дата обращения: 20.12.2020).

Sabylina A. V., Lozovik P. A., Zobkov M. B. Water chemistry in Onega Lake and its tributaries // Water Resources. 2010. Vol. 37, no. 6. P. 842–853. doi: 10.1134/S0097807810060102

Streeter H. W., Phelps E. B. A study of the pollution and natural purification of the Ohio River // U. S. Publ. Health Service Bull. 1925. No. 146. P. 1–75.

Поступила в редакцию 29.01.2021

## References

*Analiticheskie, kineticheskie i raschetnye metody v gidrokhimicheskoi praktike* [Analytical, kinetic, and computational methods in hydrochemical practice]. Lozovik P. A., Efremenko N. A. (eds.). St. Petersburg: Nestor-Istoriya, 2017. 270 p.

Boyarinov P. M., Petrov M. P. Protsessy formirovaniya termicheskogo rezhima glubokikh presnovodnykh vodoemov [Processes of thermal regime formation in deep freshwater bodies]. Leningrad: Nauka, 1991. 175 p.

Bul'on V. V. Pervichnaya produktsiya planktona vnutrennikh vodoemov [Primary plankton production in inland waters]. Leningrad: Nauka, 1983. 150 p.

Efremova T. A., Zobkova M. V. Soderzhanie, raspredelenie i sootnoshenie osnovnykh komponentov organicheskogo veshchestva v vode Onezhskogo ozera [Concentration, distribution and ratio of the main organic matter components in Lake Onega water]. *Trudy KarNTs RAN* [Transactions of KarRC RAS]. 2019. No. 9. P. 60–75. doi: 10.17076/lim1017

Efremova T. A., Sabylina A. V., Lozovik P. A. Labil'nye organicheskie veshchestva: uglevody, lipidy i belki v Onezhskom ozere [Labile organic matter (carbohydrates, lipids and proteins) in Lake Onega]. *Trudy KarNTs RAN* [Transactions of KarRC RAS]. 2013. No. 6. P. 98–104.

Leonov A. V., Chicherina O. V., Ikko O. I. Issledovaniya kinetiki BPK v probakh vody v dlitel'nykh opytakh

[The study of BOD kinetics in water samples during long experiments]. *Mater. konf. MSOI-2019* [Proceed. conf. MSOI-2019]. Moscow, 2019. P. 186–190.

Leonov A. V., Lozovik P. A., Ikko O. I. Ispol'zovanie eksperimental'nykh dannykh po biokhimicheskomu potrebleniyu kisloroda dlya korrektnoi otsenki sostoyaniya vodnykh ob'ektov i kachestva prirodnykh vod [Using experimental data on biochemical oxygen demand for correct assessment of the status of water bodies and the quality of natural waters]. *Trudy KarNTs RAN* [Transactions of KarRC RAS]. 2018. No. 3. P. 11–30. doi: 10.17076/lim726

Leonov A. V. Izuchenie kinetiki biokhimicheskogo potrebleniya kisloroda v probakh atlanticheskoi vody [Study of the kinetics of the biochemical oxygen consumption in Atlantic water samples]. *Okeanologiya* [Oceanology]. 1977. Vol. 17, iss. 2. P. 243–252.

Leonov A. V. Obobshchenie, tipizatsiya i kineticheskii analiz krivykh potrebleniya kisloroda po dannym BPK-opytov [The generalization, typification, and kinetic analysis of the curves of oxygen consumption according to the BOD-experiments]. *Okeanologiya* [Oceanology]. 1974. Vol. 14, iss. 1. P. 82–87.

Leonov A. V. Osobennosti kinetiki biokhimicheskogo potrebleniya kisloroda v prirodnykh i stochnykh vodakh [Features of the kinetics of biochemical oxygen demand



in natural and waste waters]: PhD (Cand. of Chem.) thesis. Moscow: GOIN, 1974a. 240 p.

Leonov A. V., Zobkova M. V. Sootvetstvie znachenii parametrov dolgosrochnoi kinetiki BPK kontsentratsiyam komponentov organicheskogo veshchestva v vode iz raznykh akvatorii Onezhskogo ozera [Compliance between the parameter values of the long-term BOD – experiments and concentrations of organic matter components in waters from different areas of Lake Onego]. *Trudy KarNTs RAN* [Transactions of KarRC RAS]. 2020b. No. 9. P. 40–64. doi: 10.17076/lim1287

Leonov A. V., Zobkova M. V. Znacheniya kineticheskikh parametrov BPK dlitel'nykh eksperimentov (na primere analiza dannykh s raznymi integral'nymi probami vody iz Onezhskogo ozera) [BOD kinetic parameter values from long-term experiments (with different integrated water samples from the central part of Lake Onego)]. *Trudy KarNTs RAN* [Transactions of KarRC RAS]. 2020a. No. 4. P. 40–61. doi: 10.17076/lim1164

Lozovik P. A., Zobkov M. B., Borodulina G. S., Tokarev I. V. Otsenka vneshnego vodoobmena zalivov ozer po khimicheskim pokazatelyam vody [Effects of external water exchange between bays of lakes on chemical indicators of water]. *Vodnye resursy* [Water Res.]. 2019. Vol. 46, no. 1. P. 88–98. doi: 10.31857/S0321-059646191-101

Lozovik P. A., Zobkova M. V., Ryzhakov A. V., Zobkov M. B., Efremova T. A., Sabylina A. V., Efremova T. V. Allokhthonnoe i avtokhthonnoe organicheskoe veshchestvo prirodnykh vod: kineticheskie i termodinamicheskie zakonomernosti transformatsii, kolichestvenny i kachestvenny sostavy [Allochthonous and autochthonous organic matter of natural waters: kinetic and thermodynamic laws of transformation, quantitative and qualitative composition]. *DAN* [Dokl. Acad. Sci.]. 2017. Vol. 477, no. 6. P. 728–732. doi: 10.7868/S086956521736021X

RD 52.24.421-2012. *Khimicheskoe potreblenie kisloroda v vodakh. Metodika izmerenii titrimetricheskim metodom* [Chemical consumption of oxygen in waters. The measurement procedure by titrimetric method]. Rostov-na-Donu: Rosgidromet, 2012. 19 p.

Ryzhakov A. V., Kukkonen N. A., Lozovik P. A. Opreделение intensivnosti ammonifikatsii i nitrifikatsii v prirodnykh vodakh kineticheskim metodom [Determination of the rate of ammonification and nitrification in natural waters by kinetic method]. *Vodnye resursy* [Water Res.]. 2010. Vol. 37, no. 1. P. 70–74.

Sabylina A. V., Ryzhakov A. V. Onezhskoe ozero i ego pritoki. Khimicheskii sostav vody ozera [Lake Onego and its tributaries. The chemical composition of the lake water]. *Sostoyanie vodnykh ob'ektov Respubliki Kareliya po rezul'tatam monitoringa 1998–2006 gg.* [The state of the water bodies in the Republic of Karelia according to the monitoring results of 1998–2006]. Petrozavodsk: KarRC RAS, 2007. P. 29–40.

Sabylina A. V., Ryzhakov A. V. Hidrokhimicheskaya kharakteristika litoral'noi zony Onezhskogo ozera [Hydrochemical characteristic of the littoral zone of Lake Onega]. *Vodnye resursy* [Water Res.]. 2018. Vol. 45, no. 2. P. 179–187. doi: 10.7868/S0321059618020074

Shvets L. D. Hidrologicheskaya izuchennost' Onezhskogo ozera i ego basseina [Hydrological study of Lake

Onego and its basin]. *Issledovaniya rezhima i raschety vodnogo balansa ozer-vodokhranilishch Karelii* [Regime studies and water balance calculations of the lake-reservoirs in Karelia]. Leningrad, 1977. Iss. 2. P. 3–24.

Tekanova E. V., Kalinkina N. M., Zdorovennov R. E., Makarova E. M. Rezul'taty issledovaniya ekosistemy Onezhskogo ozera v period letnei stratifikatsii po dan-nym ekspeditsii 2017 g. [Results of the study of Lake Onego ecosystem in the period of summer stratification based on measured data from a 2017 expedition]. *Trudy KarNTs RAN* [Transactions of KarRC RAS]. 2018. No. 9. P. 44–53. doi: 10.17076/lim753

Tekanova E. V., Ryzhakov A. V., Kalinkina N. M., Dmitrieva D. A., Fomina U. U., Makarova E. M. Sostoyanie ekosistemy Kondopozhskoi guby Onezhskogo ozera v usloviyakh mnogofaktornogo vozdeistviya [The modern state of the Kondopozhskaya bay ecosystem (Lake Onego) under the conditions of multifactor impact]. *Ozera Evrazii: problemy i puti ikh resheniya* [Lakes of Eurasia: problems and solutions]. 2019. P. 190–194.

Tregubova T. M., Kulish T. P. Kinetika biokhimicheskogo potrebleniya kisloroda v vode ozera [Biochemical oxygen demand kinetics in lake water]. *Antropogennoe evtrofirovanie Ladozhskogo ozera* [Anthropogenic eutrophication of Lake Ladoga]. Leningrad: Nauka, 1982. P. 106–116.

Veres J. K., Ostapenia A. P. Soderzhanie labil'nogo organicheskogo veshchestva v vode ozer Narochanskogo regiona [Labile organic matter concentrations in water of the Naroch Lakes]. *Vestnik BGU* [The Bryansk St. Univ. Herald]. Ser. 2. 2011. No. 2. P. 45–49.

Zobkov M. B., Zobkova M. V. Ustroistvo dlya opredeleniya organicheskogo ugleroda v vode s fotokhimicheskim persul'fatnym okisleniem v sisteme nepreryvnogo gazovogo potoka i IK-Fur'e spektrometricheskim detektirovaniem [Device for determining organic carbon in water with photochemical persulfate oxidation in a continuous gas flow system and FTIR spectrometric detection]. *Zavodskaya lab. diagnostika materialov* [Factory lab. Material diagnostics]. 2015. No. 8. P. 10–15.

Zobkova M. V., Efremova T. A., Lozovik P. A., Sabylina A. V. Balans organicheskogo veshchestva v ozerakh Karelii [Organic matter balance in lakes of Karelia]. *Ozera Evrazii: problemy i puti ikh resheniya: Mater. I Mezhdunarod. konf. (11–15 sent. 2017 g.)* [Lakes of Eurasia: problems and solutions. Proceed. 1<sup>st</sup> int. conf. (Sept. 11–12, 2017)]. Petrozavodsk: KarRC RAS, 2017. P. 358–364.

Chmiel H. E., Hofmann H., Sobek S., Efremova T., Pasche N. Where does the river end? Drivers of spatiotemporal variability in CO<sub>2</sub> concentration and flux in the inflow area of a large boreal lake. *Limnology and Oceanography*. 2020. Vol. 65, no. 6. P. 1161–1174. doi: 10.1002/lno.11378

Henriksen A., Skjelkvåle B. L., Mannio J., Wilander A., Harriman R., Curtis C., Jensen J. P., Fjeld E., Moiseenko T. Northern European lake survey, 1995: Finland, Norway, Sweden, Denmark, Russian Kola, Russian Karelia, Scotland and Wales. *Ambio*. 1998. Vol. 27. P. 80–91.

Ostapenia A. P., Parparov A., Berman T. Lability of organic carbon in lakes of different trophic status. *Freshwater Biol.* 2009. Vol. 54. P. 1312–1323. doi: 10.1111/j.1365-2427.2009.02183

*Podsechin V., Kaipainen H., Filatov N., Bilaletdin Ä., Frisk T., Paananen A., Terzhevik A., Vuoristo H.* Development of water protection of Lake Onega. Suomen, Pirkanmaa Regional Environment Centre, 2009. Ymp. 36. URL: <https://helda.helsinki.fi/handle/10138/38020> (accessed: 20.12.2020).

*Sabylina A. V., Lozovik P. A., Zobkov M. B.* Water chemistry in Onega Lake and its tributaries. *Water Re-*

*sources.* 2010. Vol. 37, no. 6. P. 842–853. doi: 10.1134/S0097807810060102

*Streeter H. W., Phelps E. B.* A study of the pollution and natural purification of the Ohio River. *U. S. Publ. Health Service Bull.* 1925. No. 146. P. 1–75.

*Received January 29, 2021*

## **СВЕДЕНИЯ ОБ АВТОРАХ:**

### **Леонов Александр Васильевич**

главный научный сотрудник, д. х. н., проф.  
Институт океанологии им. П. П. Ширшова РАН  
Нахимовский проспект, 36, Москва, Россия, 117997  
эл. почта: [leonov@ocean.ru](mailto:leonov@ocean.ru)

### **Зобкова Мария Валентиновна**

младший научный сотрудник лаб. гидрохимии  
и гидрогеологии  
Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН,  
Федеральный исследовательский центр  
«Карельский научный центр РАН»  
пр. А. Невского, 50, Петрозаводск, Республика Карелия,  
Россия, 185030  
эл. почта: [rincalika21@yandex.ru](mailto:rincalika21@yandex.ru)  
тел.: (8142) 576541

## **CONTRIBUTORS:**

### **Leonov, Alexander**

Shirshov Institute of Oceanology,  
Russian Academy of Sciences  
36 Nakhimovsky Ave., 117997 Moscow, Russia  
e-mail: [leonov@ocean.ru](mailto:leonov@ocean.ru)

### **Zobkova, Maria**

Northern Water Problems Institute, Karelian Research Centre,  
Russian Academy of Sciences  
50 Al. Nevsky Ave., 185030 Petrozavodsk, Karelia, Russia  
e-mail: [rincalika21@yandex.ru](mailto:rincalika21@yandex.ru)  
tel.: (8142) 576541



УДК 556.114.001.24 (282.247.326.2)

## АВТОМАТИЗИРОВАННЫЙ РАСЧЕТ ХАРАКТЕРИСТИК КАЧЕСТВА СТОКА РЕКИ ЛЕНДЕРКА В СТВОРЕ У ПОСЕЛКА ЛЕНДЕРЫ

Э. А. Румянцева, Н. Н. Бобровицкая

Государственный гидрологический институт, Санкт-Петербург, Россия

Расчет характеристик качества трансграничного стока реки Лендерка в пограничную с Россией Финляндию произведен с помощью автоматизированного программного комплекса (АПК) по данным, полученным в результате режимных наблюдений Северо-Западного УГМС за период с 2003 по 2012 год. Основными характеристиками качества речного стока явились, во-первых, доли объема стока воды, загрязненной единичными химическими компонентами, и, во-вторых, доли объема стока воды, различающиеся по совокупности загрязняющих веществ ( $V_{\text{заг}}\%$ ). Показано, что в первом случае средние за период значения  $V_{\text{заг}}\%$  в ряду компонентов:  $\text{Fe}_{\text{общ}}$ , pH,  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{O}_2\%$ , БПК<sub>5</sub> и нефтепродуктов уменьшались от 100 до 2,4 %. Во втором случае расчеты показали, что сток реки, усредненный за весь период, в соответствии с РД 52.24.643-2002 состоит из 73,91 % «условно чистой» воды 1 класса и 26,09 % «слабозагрязненной» воды 2 класса. С помощью факторного анализа установлено, что на межгодовое варьирование качества стока воды основное влияние оказывает фактор 1, составляющий более 48 % от суммарной дисперсии. Он зависит от межгодовых флуктуаций расходов воды. Фактор 2 (более 21 % вклада) напрямую связан с температурой воды холодного периода, а фактор 3 (более 14 % вклада) – с температурой воды теплого периода. Механизм влияния температуры на качество стока пока неясен. Возможно, ее значения влияют на соотношение снегового и дождевого питания реки.

Ключевые слова: трансграничный речной сток; автоматизированный программный комплекс; режимные наблюдения; характеристики загрязненного стока; динамика качества стока; оценка загрязненности стока; факторный анализ.

### **E. A. Rumyantseva, N. N. Bobrovitskaya. AUTOMATED CALCULATION OF THE QUALITY CHARACTERISTICS OF THE LENDERKA RIVER FLOW THROUGH THE GAUGING STATION AT LENDERKA VILLAGE**

The quality characteristics of the transboundary flow of the Lenderka River across the border to Finland were calculated using an automated software complex (APC) with the input of data obtained during regime observations of the North-Western Administration for Hydrometeorology and Environmental Monitoring for the period from 2003 to 2012. The main characteristics of the river flow quality were, firstly, volume shares of the water flow contaminated with individual chemical components and, secondly, volume shares of the water flow differing in total pollution ( $V_{\text{poll}}\%$ ). In the first case, the average values of  $V_{\text{poll}}\%$  in the series  $\text{Fe}_{\text{total}}$ , pH,  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{O}_2\%$ , BOD<sub>5</sub>, and oil products decreased over the study period from 100 to 2.4 %. In the second case, the calculations showed that the river flow averaged over the entire period in accordance with the Guideline 52.24.643-2002 consists of 73.91 % “relatively clean” 1<sup>st</sup> class water and 26.09 % “slightly polluted”

2<sup>nd</sup> class water. Factor analysis showed that factor 1, which accounted for more than 48 % of the total variance, was of primary significance for the interannual variation of the water flow quality. It depends on interannual fluctuations in the water discharge. Factor 2 (contributing more than 21 %) depends on the water temperature in the cold period, and factor 3 (explaining more than 14 %) depends on the water temperature in the warm period. The mechanism of the water temperature influence on the flow quality is not yet clear; it is possible that its values depend on the ratio of snow and rain input to the river.

**Key words:** transboundary river flow; automated software complex; regime observations; characteristics of the polluted flow; flow quality dynamics; assessment of flow pollution; factor analysis.

## Введение

Современные оценки стока рек, как правило, ограничены количественными гидрологическими характеристиками, а качество речной воды в настоящее время определяется независимо от гидрологических показателей. Поэтому актуальной явилась разработка в Федеральном государственном бюджетном учреждении «Государственный гидрологический институт» (ФГБУ «ГГИ») автоматизированного программного комплекса (далее АПК), позволяющего оперативно получать оценки степени загрязненности речного стока после совместной обработки больших объемов гидрологической и гидрохимической информации [Румянцева, Бобровицкая, 2012; Румянцева и др., 2014]. Почти все оценки качества стока, которые возможно вычислить с помощью АПК, показаны в виде рисунков и таблиц на примере реки Луга в створе пгт Толмачево [Румянцева и др., 2020а].

Методика сочетает в себе ранее разработанные в ФГБУ «ГГИ» основы разделения объема речного стока на чистый и загрязненный по единичному компоненту [Караушев, Скакальский, 1973, 1979; Скакальский, 1980; Караушев, 1987] и новую методику разделения стока на частичные объемы по комплексу загрязняющих веществ [Румянцева и др., 2014]. Последнее дало возможность применить для частичных объемов стока воды метод комплексной оценки степени ее загрязненности по гидрохимическим показателям, разработанный в Федеральном государственном бюджетном учреждении «Гидрохимический институт» [Емельянова, 2006] и внедренный в систему Росгидромета [РД..., 2003]. В результате общая оценка качества стока производится с учетом гидрологических показателей.

С помощью усовершенствованной версии АПК успешно произведен расчет основных показателей качества стока на трансграничных пунктах рек Селезнёвка, Лендерка, Западная Двина, Днепр, Сож, Ипать, Десна, Судость, Сейм, Оскол, Ворскла, Псел, Северский До-

нец, Миус, Малый Узень, Большой Узень, Илек, Тобол, Уй и Иртыш. Они расположены на государственной границе России с Финляндией, Беларусью, Украиной и Казахстаном. В основу расчетов положены гидрологические и гидрохимические данные, полученные в результате режимных наблюдений Центрально-Черноземного, а также Северо-Западного, Центрального, Северо-Кавказского, Приволжского, Уральского и Обь-Иртышского Управления гидрометеорологической службы (УГМС). Наблюдения проводятся в соответствии с РД 52.24.508-96 [РД..., 1999]. Часть полученных результатов опубликована [Румянцева, Бобровицкая, 2020; Румянцева и др., 2020б].

Задачей данной работы явилось исследование характеристик и оценок качества трансграничного стока воды реки Лендерка в пограничную с Россией Финляндию.

## Материалы и методы

*Объект – река Лендерка.* Ее истоком является озеро Сула, впадает река в озеро Пиелен, которое через ряд озер и проток связано с озером Сайма, являющимся истоком р. Вуоксы. Длина Лендерки составляет 150 км, в том числе на территории Российской Федерации – 41 км. Площадь карельской части водосбора 4890 км<sup>2</sup>. Река протекает в Муезерском районе. Всего на водосборе насчитывается 2040 озер общей площадью 604 км<sup>2</sup>. На участке Лендерки между озерами Сула и Лендерское имеется 7 порогов [Ресурсы..., 1965].

Климат района неустойчив. За год выпадает 450–600 мм осадков. Несмотря на преобладание в Муезерском районе холмисто-рядового ландшафта денудационно-тектонического типа, здесь встречаются местности с ландшафтами других типов. Абсолютно преобладают сосновые леса, степень заболоченности территории до 40 %.

По территории района проходит Беломорско-Балтийский водораздел (он же один из главных водоразделов Земного шара между

бассейнами Северного Ледовитого и Атлантического океанов), который делит район примерно пополам. Большая часть территории Муезерского района относится к водосборам озерно-речных систем Лендерки [Карелия..., 2009].

**Методы.** Расчеты характеристик и оценок качества трансграничного стока воды реки Лендерка производились с помощью автоматизированного программного комплекса, который состоит из двух частей. В первой части АПК основная характеристика качества стока – относительный объем загрязненной воды ( $V_{\text{заг}}\%$ ) – рассчитывается для единичных химических компонентов, а во второй части – для частичных объемов стока, различающихся совокупностью загрязняющих веществ. Оценка степени загрязненности воды в стоке производится по совокупности химических компонентов в соответствии с РД 52.24.643-2002.

$V_{\text{заг}}\%$  выражается отношением объема стока загрязненной воды, в которой концентрация химических компонентов выше предельно допустимых концентраций (ПДК) для рыбохозяйственных водных объектов, перенесенной через заданный створ за год, ко всему годовому стоку реки.

Характеристика относительной продолжительности загрязненного стока ( $T_{\text{заг}}\%$ ) выражается отношением времени  $T_{\text{заг}}$ , в течение которого концентрация вещества в потоке выше ПДК, к общей продолжительности рассматриваемого промежутка времени, например, к одному году  $T_{\text{год}}$ .

Для выявления причин, которые влияют на варьирование качества стока реки Лендерка в течение исследуемого периода, применен факторный анализ [Иберла, 1980; Драйвер, 1985].

**Данные наблюдений.** В основу исследований положены гидрологические и гидрохимические данные, полученные в результате режимных наблюдений Северо-Западного УГМС в пограничном с Финляндией створе река Лендерка – пос. Лендеры за период с 2003 по 2012 год. Пост наблюдений находится в 15 км от границы с Финляндией.

Частота отбора проб воды на основные химические компоненты варьировала от 4 и в основном до 12 определений в год. Определяли концентрации для 19 химических компонентов. Пределы варьирования измеренных концентраций за весь период наблюдений приведены в табл. 1.

Превышения ПДК отмечены только для четырех химических компонентов: БПК<sub>5</sub>, Fe<sub>общ</sub>, Cu<sup>2+</sup> и нефтепродуктов. Значения ниже ПДК имели место для насыщения воды кислородом и для рН.

## Результаты и обсуждение

### *Характеристики качества стока в створе река Лендерка – пос. Лендеры по единичным химическим компонентам за 2003–2012 годы*

Для каждого загрязняющего воду химического компонента и для каждого года были рассчитаны относительные объемы загрязненного стока воды ( $V_{\text{заг}}\%$ ), а также соответствующие продолжительности загрязненного стока воды ( $T_{\text{заг}}\%$ ).

Усредненные характеристики за весь период исследований с 2003 по 2012 год представлены в табл. 2.

Для Fe<sub>общ</sub> и Cu<sup>2+</sup> наличие загрязненного стока отмечается ежегодно в течение всего периода наблюдений. Кроме того, в течение десяти лет наблюдений присутствовал сток с насыщением воды кислородом и значением рН ниже нормы.

Сток воды, загрязненной нефтепродуктами, имел место только два года из десяти, а загрязненной лабильными органическими веществами по БПК<sub>5</sub> – только один год. При этом средние за период значения  $V_{\text{заг}}\%$  в ряду компонентов: Fe<sub>общ</sub>, рН, Cu<sup>2+</sup>, O<sub>2</sub>%, БПК<sub>5</sub> и нефтепродукты уменьшались от 100 до 2,4 %.

Максимальные значения  $V_{\text{заг}}\%$  для Fe<sub>общ</sub>, Cu<sup>2+</sup> и рН составили 100 %, для O<sub>2</sub>% – более 40 % и для БПК<sub>5</sub> и нефтепродуктов – 12 %.

### *Периоды продолжительности загрязненного стока за все годы наблюдений*

Периоды продолжительности стока воды, загрязненной единичными компонентами, за все годы наблюдений для Fe<sub>общ</sub>, рН, Cu<sup>2+</sup>, O<sub>2</sub>% представлены на рис. 1. Они изображены в виде ярких прямоугольников произвольной окраски. Бесцветные полосы говорят об отсутствии данных, бежевые – об отсутствии загрязненного стока для данного компонента.

Очевидно, что для Fe<sub>общ</sub> продолжительность загрязненного стока непрерывна в течение всего периода наблюдений, для рН почти непрерывна, а для Cu<sup>2+</sup> она с 2008 г. снижается преимущественно за счет холодного периода года.

На поступление химических компонентов в русло реки оказывает влияние изменение гидрологического режима по ее длине с речного на озерный, когда река впадает в озеро, а затем вытекает из него. Смена соответствующих условий в разные сезоны года вызывает разнонаправленный ход сложных процессов,

Таблица 1. Пределы варьирования измеренных значений химических компонентов в пункте наблюдений река Лендерка – пос. Лендеры за 2003–2012 годы

Table 1. Limits of variation of the measured values of the chemical components at the Lenderka River – the Lendery Village observation point in 2003–2012

Показатели Index	Размерность Dimension	ПДК рыбохозяйственного назначения MPC for fishery purposes	Пределы варьирования Variation limits	
			Минимум Minimum	Максимум Maximum
Растворенный кислород, O <sub>2</sub> Dissolved oxygen, O <sub>2</sub>	мг/дм <sup>3</sup> mg/dm <sup>3</sup>	6 летом; 4 зимой 6 in summer; 4 in winter	7,81	12,58
Водородный показатель (рН) Hydrogen exponent (pH)		6,5–8,5	<b>6,03</b>	6,8
Насыщение воды O <sub>2</sub> Water saturation with O <sub>2</sub>	%	>70	<b>61</b>	110
Биохимическое потребление кислорода (БПК <sub>5</sub> ) Biochemical oxygen demand (BOD <sub>5</sub> )	мгO <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup> mgO <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	2	1	<b>2,34</b>
Нитриты (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> ) Nitrites (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> )	мгN/дм <sup>3</sup> mgN/dm <sup>3</sup>	0,02	0,01	0,01
Нитраты (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ) Nitrates (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	«	9	0,01	0,13
Аммоний солевой (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ) Ammonium salt (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	«	0,39	0,02	0,08
Fe <sub>общ</sub> Fe <sub>total</sub>	«	<b>0,1</b>	<b>0,11</b>	<b>0,32</b>
Cu <sup>2+</sup>	мг/дм <sup>3</sup> mg/dm <sup>3</sup>	0,001	0,001	<b>0,0041</b>
Cd <sup>2+</sup>	«	0,005	0,0001	0,0005
Нефтепродукты Oil products	«	0,05	0,04	<b>0,07</b>
Синтетические поверхностно-активные вещества (СПАВ) Synthetic surface-active substance (SSAS)	«	0,1	0,01	0,01
Ca <sup>2+</sup>	«	180	1	1,8
Mg <sup>2+</sup>	«	40	0,4	1,1
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	«	100	0,9	3,6
Cl <sup>-</sup>	«	300	2	2
Фосфаты Phosphates	мгP/дм <sup>3</sup> mgP/dm <sup>3</sup>	0,2	0,01	0,012
Cg <sub>общ</sub> Cg <sub>total</sub>	мг/дм <sup>3</sup> mg/dm <sup>3</sup>	0,07	0,001	0,0027
Pb <sup>2+</sup>	«	0,006	0	0,002

Примечание. Жирным шрифтом выделены показатели, концентрации которых превысили значения рыбохозяйственных ПДК.

Note. Values which exceeded the MPC for fishery are given in bold.

влияющих либо на снижение, либо на увеличение концентраций химических компонентов. Наиболее важными химическими и физико-химическими процессами являются: восстановительно-окислительные реакции; комплексобразование металлов с неорганическими и органическими лигандами и распределение соединений между жидкой и твердой фазами в результате адсорбции и ионного обмена. Поступление меди с потоками воздуха, в том числе при сжигании древесины, на снежный покров или на почву также имеет значение в пе-

рераспределении поступления меди в воды реки в течение года.

Для насыщения воды кислородом ниже ПДК T<sub>заг</sub> % приурочены к холодным периодам года.

#### Многолетние тенденции значений относительных объемов годового стока загрязненной воды

Относительные объемы годового стока воды, загрязненной лабильными органическими веществами по БПК<sub>5</sub> и нефтепродук-

Таблица 2. Средние многолетние значения относительной продолжительности и объема стока воды, загрязненной единичными компонентами, и пределы их значений в створе река Лендерка – пос. Лендеры за 2003–2012 годы

Table 2. Average long-term values of the relative duration and volume of the water runoff contaminated with single components, and the limits of their values in the Lenderka River section – the Lendery Village in 2003–2012

Компоненты Components	T <sub>заг</sub> % T <sub>полл</sub> %			V <sub>заг</sub> % V <sub>полл</sub> %			Количество лет наблюдений Years of observation	
	Сред. Aver.	Мин. Min.	Макс. Max.	Сред. Aver.	Мин. Min.	Макс. Max.	V <sub>заг</sub> V <sub>полл</sub>	Всего Total
pH	90,9	67,4	100	91,4	66,3	100	10	10
O <sub>2</sub> %	33,2	14	52	21,7	5,9	40,6	10	10
БПК <sub>5</sub> BOD <sub>5</sub>	1,5	0	15,3	12	0	12	1	10
Fe <sub>общ</sub> Fe <sub>total</sub>	100,1	100	100	100	100	100	10	10
Cu <sup>2+</sup>	78,4	34,3	100	81,7	40,5	100	9	9
Нефтепродукты Oil products	2,2	0	11	2,4	0	12,3	2	9

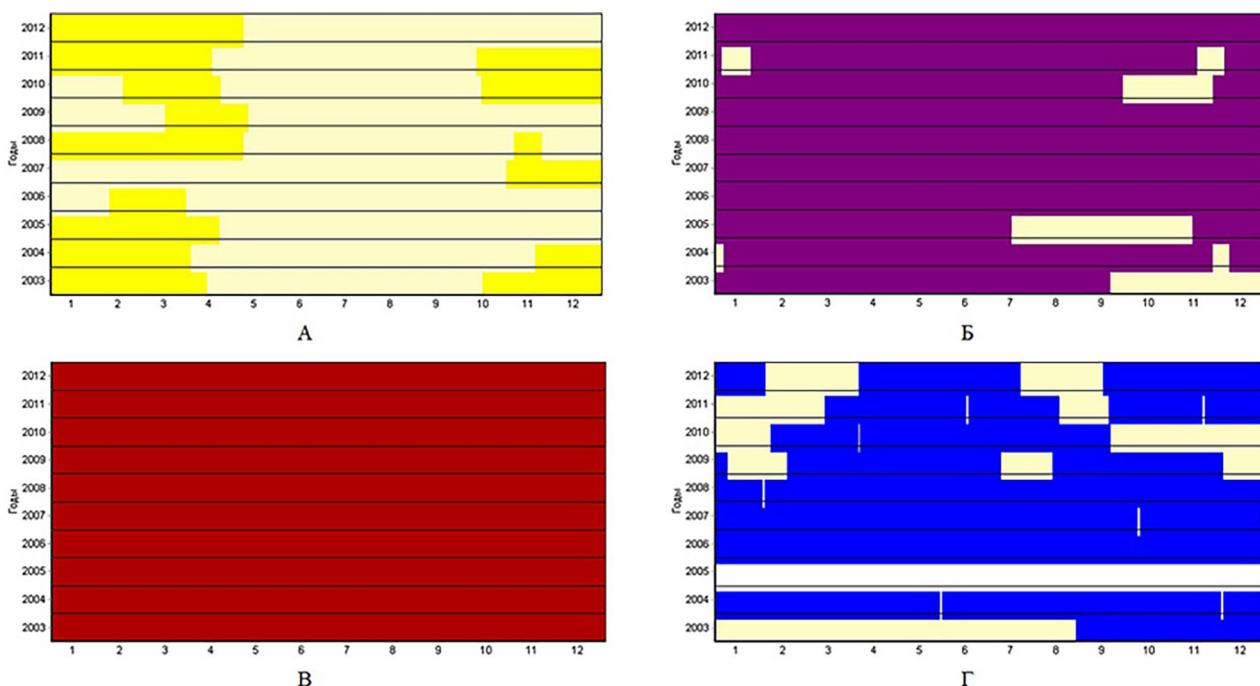


Рис. 1. Периоды продолжительности стока воды с насыщением кислородом (А) и pH (Б) ниже нормы, загрязненной Fe<sub>общ</sub> (В) и Cu<sup>2+</sup> (Г), в створе река Лендерка – пос. Лендеры за 2003–2012 годы

Fig. 1. Periods of oxygen-saturated run-off (A) and pH (B) below the norm polluted with Fe<sub>com</sub> (B) and Cu<sup>2+</sup> (G) in the Lenderka River section – the Lendery Village in 2003–2012

тами, в основном имеют нулевые значения, кроме одного всплеска для БПК<sub>5</sub> в 2005 году и двух всплесков для нефтепродуктов в 2007 и 2012 годах. Объем стока воды, загрязненной Fe<sub>общ</sub>, не меняется и ежегодно составляет 100 %, поэтому на рис. 2 представлены только многолетние тенденции годовых значений V<sub>заг</sub> % стока воды, загрязненной Cu<sup>2+</sup> и имеющей pH и насыщение воды кислородом ниже нормы.

Однонаправленных многолетних тенденций изменения относительных объемов стока воды,

загрязненной медью, и воды, насыщенной кислородом ниже нормы, в период 2003–2013 годов не наблюдалось, но можно отметить тенденцию увеличения V<sub>заг</sub> % со значениями pH ниже ПДК (рис. 2).

Значения pH ниже нормы являются особенностью природных поверхностных вод гумидной зоны. Для этой зоны рассчитаны уравнения связи pH с компонентами, обуславливающими кислотно-основное равновесие, которое определяется двумя системами: гумусовой и карбонатной [Колесникова, 2008].



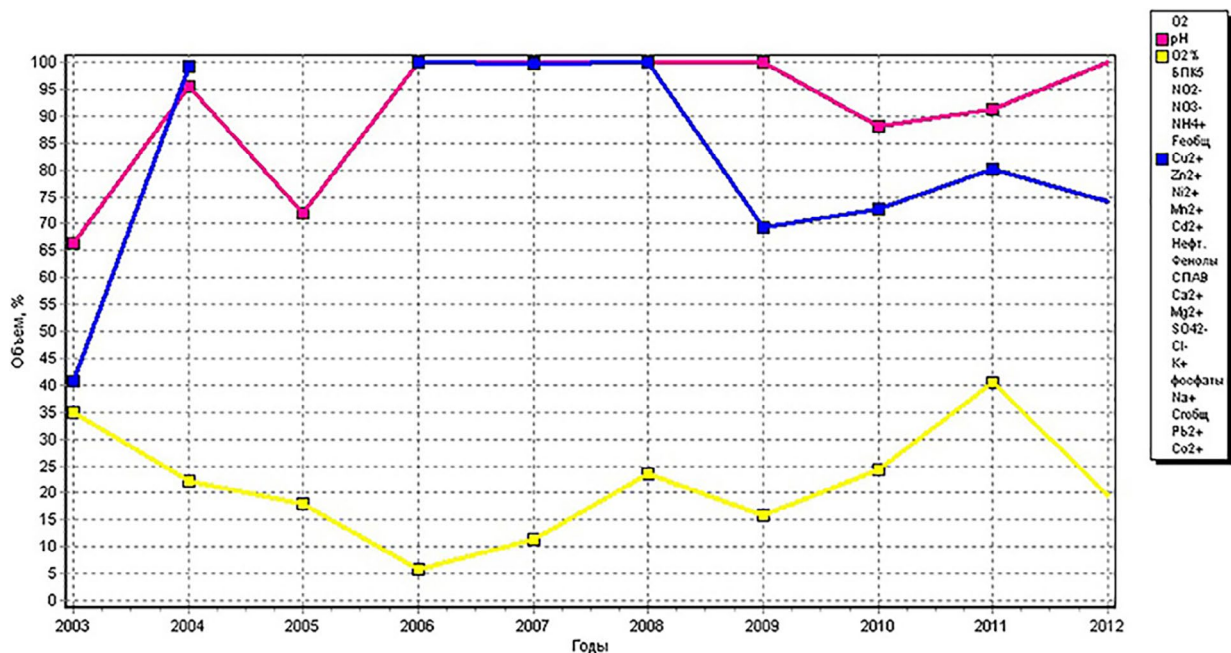


Рис. 2. Тенденции изменения величин относительных объемов годового стока, вода которых имеет насыщение кислородом и pH ниже нормы и загрязнена Cu<sup>2+</sup>, в створе река Лендерка – пос. Лендеры за 2003–2012 годы  
 Fig. 2. Trends in the relative volume of annual run-off of oxygen-saturated water with pH below the norm and polluted with Cu<sup>2+</sup> in the Lenderka River section – the Lendery Village in 2003–2012

### Гистограммы

Гистограммы являются интегральной характеристикой качества стока по единичным компонентам для каждого года, так как на каждой из них представлены все величины относительных продолжительностей и объемов

стока для загрязняющих компонентов данного года. Для примера показана гистограмма комплексной оценки качества стока реки Лендерка в пункте пос. Лендеры за 2012 год (рис. 3). Гистограммы, однако, не дают единой комплексной оценки загрязненности речного стока.

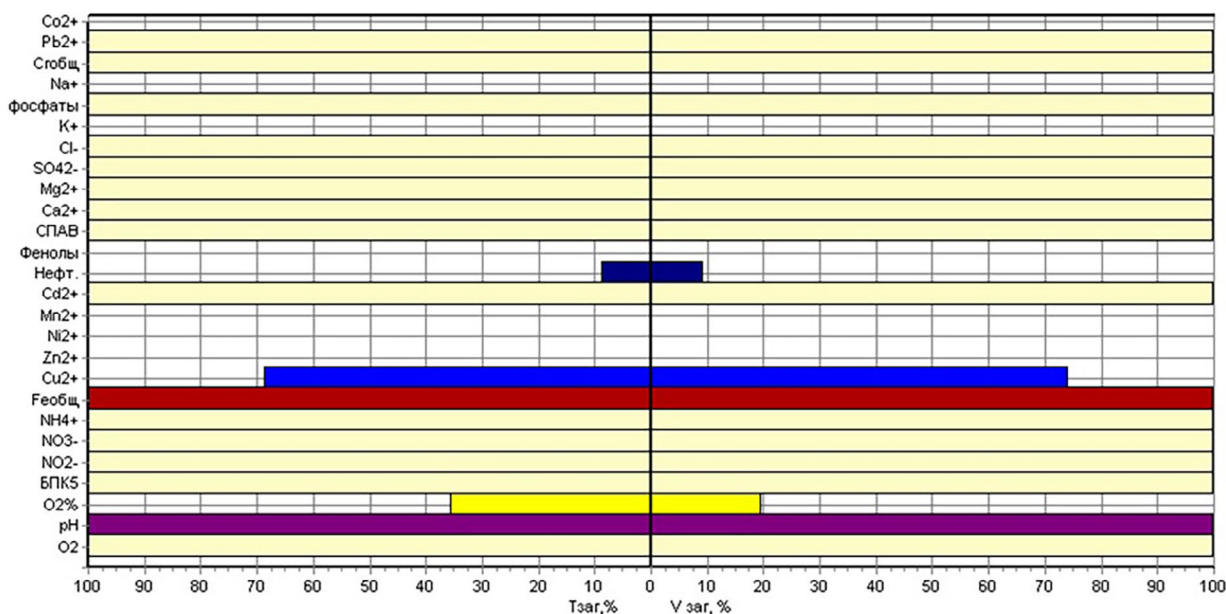


Рис. 3. Гистограмма комплексной оценки качества стока по единичным компонентам в створе река Лендерка – пос. Лендеры за 2012 год  
 Fig. 3. Histogram of the integrated assessment of flow quality by single components in the Lenderka River Section – the Lendery Village in 2012

*Оценка качества водного стока  
в створе река Лендерка – пос. Лендеры  
по совокупности химических компонентов  
за 2003–2012 годы*

Разделение объема речного стока на частичные объемы по совокупности загрязняющих веществ производится после совмещения периодов продолжительности стока для каждого загрязняющего компонента на одном хронологическом графике. Затем оценивается степень загрязненности воды частичных объемов по классам в соответствии с РД 52.24.643-2002.

Абсолютные и относительные продолжительности и объемы загрязненного стока воды, различающиеся по совокупности загрязняющих веществ для каждого года, приведены в табл. 3. Показаны периоды реализации частичных объемов стока. Приведены значения удельного комбинаторного индекса загрязненности воды (УКИЗВ) и коэффициента запаса (к), по которым определяют класс и разряд загрязненности воды, дана характеристика стока воды. Кроме того, представлены химические компоненты, дающие наибольший вклад в общую оценку степени загрязненности воды, что позволяет их отнести к критическим показателям загрязненности.

Из приведенных данных следует, что в 2003, 2005, 2008, 2009 и 2011 годах весь объем годового стока реки Лендерка представлен «условно чистой» водой первого класса. Вода в стоке 2007, 2010 и 2012 годов также отнесена к «условно чистой», так как меньшую долю объема стока в эти годы имеет «слабозагрязненная» вода второго класса. В 2004 году вода в стоке оценена как «слабозагрязненная». Сток был также неоднороден, кроме частичного объема стока воды второго класса в нем присутствует меньший объем «условно чистой» воды первого класса. В отличие от других лет в 2006 году весь объем годового стока реки Лендерка представлен «слабозагрязненной» водой второго класса.

Усредненный за весь период сток оценивается как сток «условно чистой» воды первого класса. Доли частичных объемов усредненного стока разных классов загрязненности показаны на рис. 4.

*Факторы, влияющие на многолетнюю  
динамику качества трансграничного стока  
реки Лендерка за 2003–2012 годы*

Для выявления основных причин, которые влияют на многолетнее варьирование качества

стока реки Лендерка, был применен факторный анализ. Он имеет две основные цели: определение взаимосвязей между переменными (R классификация переменных) и сокращение числа переменных до необходимых для описания данных. Такие латентные переменные называют факторами. В матрице главных факторов их состав выражен через исходные переменные.

Матрица основных факторов, определяющих временное варьирование среднегодовых величин относительных объемов стока воды, загрязненной единичными химическими компонентами и их совокупностью (по УКИЗВ), в створе река Лендерка – пос. Лендеры в 2003–2012 годах, приведена в табл. 4. Количественные характеристики стока воды представлены средними и наибольшими расходами годового стока реки. Кроме того, приведены среднегодовые значения температуры воды теплого и холодного периодов года. Тенденции изменения величин этих показателей в течение исследуемого периода изображены на рис. 5. В исследуемый период заметны значительные колебания температуры воды холодного периода года. Температура воды теплого периода имеет тенденцию увеличения.

Согласно критерию Кайзера оставлены только факторы с собственными значениями чисел равными или большими 1. Из табл. 4 следует, что на межгодовое варьирование относительных объемов стока воды со значениями рН ниже нормы и на годовые значения УКИЗВ оказывает влияние фактор 1, составляющий более 48 % от суммарной дисперсии. При этом наблюдается прямая связь варьирования указанных характеристик качества стока с величиной межгодовых флуктуаций среднегодового и наибольшего расходов воды. Фактор 2, составляющий более 21 % от суммарной дисперсии, связан прямой связью с температурой воды холодного периода. Фактор 3, дающий более 14 % вклада, зависит от температуры воды теплого периода.

Практика показывает, что если вращение факторных осей, как в данном случае, не произвело существенных изменений в структуре факторного пространства, это свидетельствует о его устойчивости и о стабильности данных.

По численным значениям первых двух факторов было произведено группирование случаев (годов) (рис. 6).

Все годы в координатах главных факторов разделились на пять групп: 1 – 2003 г.; 2 – 2006, 2010 и 2011 гг.; 3 – 2004 и 2006 гг.; 4 – 2007, 2009, 2012 гг. и 5 – 2008 г. Как распределились по этим группам значения характеристик стока, имеющих в пространстве двух главных фак-

Таблица 3. Оценка качества стока в створе река Лендерка – пос. Лендеры по совокупности химических компонентов за 2003–2012 годы  
 Table 3. Assessment of the runoff quality in the Lenderka River section – the Lendery Village by the totality of chemical components in 2003–2012

Год Year	V стока, M <sup>3</sup> V runoff, m <sup>3</sup>	Частичные объемы Relative volume	Интервалы Intervals	T <sub>заг</sub> сут T <sub>poll</sub> day	T <sub>заг</sub> % T <sub>poll</sub> %	V <sub>заг</sub> M <sup>3</sup> V <sub>poll</sub> m <sup>3</sup>	V <sub>заг</sub> % V <sub>poll</sub> %	УКИЗВ SCWPI	К запаса Stock	Класс и разряд Class and grade	Характеристика воды в стоке Description of the water in the runoff	Показатели с обобщенным оценочным баллом S ≥ 9 Indices with a generalized assessed score S ≥ 9
2003	9,85E+08	нет no	Оценка за год A year	365	100	9,85E+08	100	0,6	1	1-й класс 1 <sup>st</sup> class	Условно чистая Conditionally pure	«
2004	1,73E+09	1	01.01–31.05 02.12–31.12	182	49,73	5,04E+08	29,15	0,79	0,98	1-й класс 1 <sup>st</sup> class	Условно чистая Conditionally pure	Fe <sub>общ</sub> Fe <sub>total</sub>
		2	01.06–01.12	184	50,27	1,22E+09	70,85	1	0,9	2-й класс 2 <sup>nd</sup> class	Слабозагрязненная Slightly contaminated	«
2005	1,12E+09	нет no	Оценка за год A year	366	100	1,73E+09	100	0,94	0,92	2-й класс 2 <sup>nd</sup> class	Слабозагрязненная Slightly contaminated	«
		нет no	Оценка за год A year	365	100	1,12E+09	100	0,64	0,9	1-й класс 1 <sup>st</sup> class	Условно чистая Conditionally pure	«
2006	1,86E+09	нет no	Оценка за год A year	365	100	1,86E+09	100	1,04	0,9	2-й класс 2 <sup>nd</sup> class	Слабозагрязненная Slightly contaminated	Cu <sup>2+</sup>
		1	27.05–31.12	219	60	1,41E+09	57,36	0,82	0,97	1-й класс 1 <sup>st</sup> class	Условно чистая Conditionally pure	Fe <sub>общ</sub> Fe <sub>total</sub>
2007	2,46E+09	2	01.01–26.05	146	40	1,05E+09	42,64	1	0,93	2-й класс 2 <sup>nd</sup> class	Слабозагрязненная Slightly contaminated	«
		нет no	Оценка за год A year	365	100	2,46E+09	100	0,9	0,95	1-й класс 1 <sup>st</sup> class	Условно чистая Conditionally pure	«
2008	2,86E+09	нет no	Оценка за год A year	366	100	2,86E+09	100	0,86	0,9	1-й класс 1 <sup>st</sup> class	Условно чистая Conditionally pure	«
		нет no	Оценка за год A year	365	100	2,03E+09	100	0,74	0,93	1-й класс 1 <sup>st</sup> class	Условно чистая Conditionally pure	«
2009	2,03E+09	1	01.01–08.02 08.04–31.12	307	84,11	1,18E+09	92,95	0,66	0,99	1-й класс 1 <sup>st</sup> class	Условно чистая Conditionally pure	«
		2	09.02–07.04	58	15,89	8,94E+07	7,05	0,97	0,9	2-й класс 2 <sup>nd</sup> class	Слабозагрязненная Slightly contaminated	«
2010	1,27E+09	нет no	Оценка за год A year	365	100	1,27E+09	100	0,68	0,99	1-й класс 1 <sup>st</sup> class	Условно чистая Conditionally pure	Fe <sub>общ</sub> Fe <sub>total</sub>
		нет no	Оценка за год A year	365	100	1,28E+09	100	0,61	1	1-й класс 1 <sup>st</sup> class	Условно чистая Conditionally pure	«
2011	1,28E+09	1	01.01–19.10	293	80,05	1,71E+09	81,32	0,75	0,91	1-й класс 1 <sup>st</sup> class	Условно чистая Conditionally pure	Fe <sub>общ</sub> Fe <sub>total</sub>
		2	20.10–31.12	73	19,95	3,92E+08	18,68	1,15	0,9	2-й класс 2 <sup>nd</sup> class	Слабозагрязненная Slightly contaminated	«
2012	2,10E+09	нет no	Оценка за год A year	366	100	2,10E+09	100	0,82	0,91	1-й класс 1 <sup>st</sup> class	Условно чистая Conditionally pure	«

Примечание. Жирным шрифтом выделены среднегодовые оценки.

Note. Average annual assessments are given in bold.

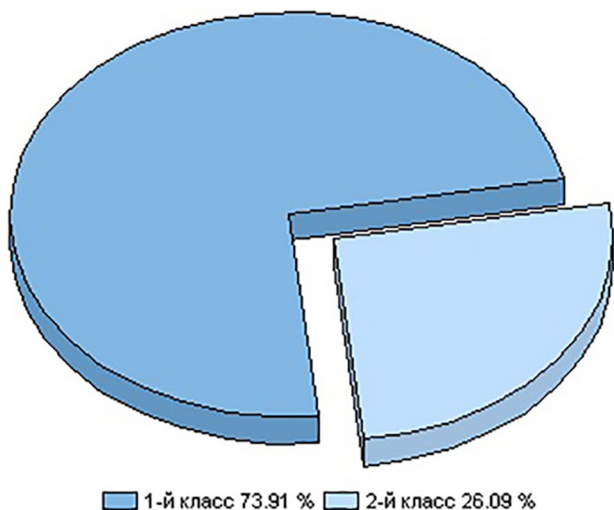


Рис. 4. Доли частичных объемов стока реки Лендерка, усредненные за весь период с 2003 по 2012 год и оцененные по классам

Fig. 4. Shares of partial volume of the Lenderka River runoff, averaged over the entire period from 2003 to 2012 and assessed by classes

торов высокие факторные нагрузки, показано в табл. 5.

Очевидно, что в направлении от группы 1 к группе 5 увеличивается среднегодовой расход воды от 31,0 до 90,7 м<sup>3</sup>/с, увеличиваются также значения  $V_{\text{заг}}$  стока воды со значениями рН ниже нормы, а также загрязненность воды, так как растут значения УКИЗВ. Температура воды холодного периода снижается в направлении от группы 1 к группе 3 и увеличивается от группы 3 к группе 5 (табл. 5).

Сравнение табл. 5 и рис. 6 показало, что при положительных значениях проекций случаев на ось фактора 1 значения УКИЗВ и расхода воды меньше (группа годов 1 и 2), чем при отрицательных (группы 3, 4, и 5). При положительных значениях проекций случаев на ось фактора 2 температура воды ниже, а значения УКИЗВ выше, при отрицательных – температура воды увеличивается и значения УКИЗВ немного снижаются.

Таблица 4. Матрица основных факторов, определяющих временное варьирование характеристик качества стока воды в створе река Лендерка – пос. Лендеры в 2003–2012 годах

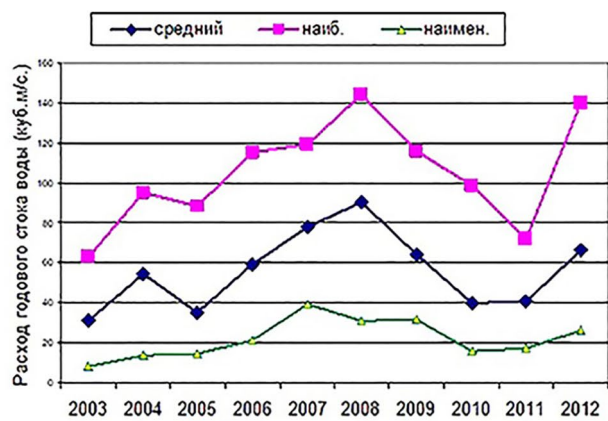
Table 4. Matrix of the main factors determining the temporal variation of the runoff quality in the Lenderka River section – the Lendery Village in 2003–2012

Переменные Variables	Факторы Factors					
	До вращения Before rotation			После вращения After rotation		
Среднегодовые величины Average annual values	1	2	3	1	2	3
$V_{\text{заг}} \cdot \text{Cu}^{2+}$ $V_{\text{полл}} \cdot \text{Cu}^{2+}$	<i>0,581520</i>	<i>0,546285</i>	0,163251	<i>0,611733</i>	0,516092	0,150581
$V_{\text{заг}} \cdot \text{pH}$ $V_{\text{полл}} \cdot \text{pH}$	<b>0,834043</b>	0,262354	0,120323	<b>0,848096</b>	0,218300	0,109605
$V_{\text{заг}} \cdot \text{O}_2\%$ $V_{\text{полл}} \cdot \text{O}_2\%$	<i>0,639576</i>	0,493093	0,123369	<i>0,664209</i>	0,455876	0,135725
Q средний расход воды, м <sup>3</sup> /с Q average water consumption, м <sup>3</sup> /s	<b>0,965221</b>	0,165081	0,041187	<b>0,954441</b>	0,217817	0,046877
Q наибольший расход воды, м <sup>3</sup> /с Q maximum water consumption, м <sup>3</sup> /s	<b>0,946480</b>	0,085987	0,015955	<b>0,940535</b>	0,137041	0,009284
УКИЗВ SCWPI	<b>0,762113</b>	0,462481	0,348481	<b>0,782852</b>	0,415551	0,361391
T воды холодного периода T water of the cold period	0,135723	<b>0,933517</b>	0,086899	0,084136	<b>0,940621</b>	0,074697
T воды теплого периода T water of the warm period	0,012218	0,067611	<b>0,981692</b>	0,000402	0,081714	<b>0,980695</b>
Общая дисперсия Total variance	3,869712	1,734956	1,151010	3,950158	1,652181	1,153340
Вклад в % Contribution to %	48,37	21,69	14,39	49,38	20,65	14,42

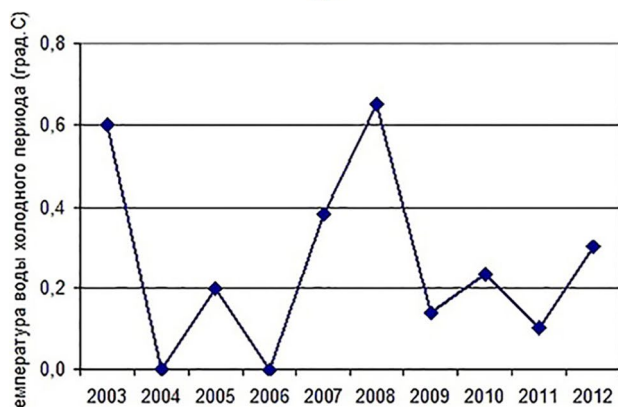
Примечание. Жирным шрифтом выделены значения высоких факторных нагрузок для перечисленных переменных. Факторные нагрузки переменных, близкие к высоким, отмечены курсивом.

Note. The values of the high factor loadings for the listed variables are given in bold. The factor loadings of the variables close to high ones are given in italics.

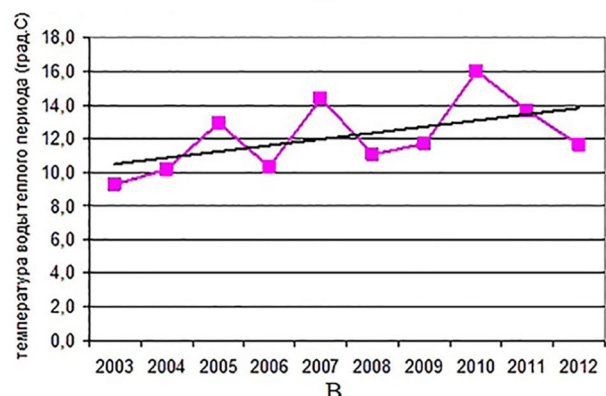




А



Б



В

Рис. 5. Тенденции изменения расходов воды (А), температуры воды холодного (Б) и теплого (В) периодов года в створе река Лендерка – пос. Лендеры за 2003–2012 годы

Fig. 5. Trends in water discharge (A), water temperature in cold (B) and warm (C) periods in the Lenderka River section – the Lendery Village in 2003–2012

Таким образом, в трансграничном стоке реки Лендерка в пограничную с Россией Финляндию в среднем за период с 2003 по 2012 год преобладают доли объемов «условно чистой воды» первого класса. Периодическое увеличение долей объемов «слабозагрязненной» воды второго класса связано в основном с увеличением расходов речного стока. Механизм влия-

ния температуры воды теплого и холодного периодов года на загрязненность воды не совсем ясен из-за недостаточного ряда наблюдений.

## Выводы

1. Характеристики и оценки качества трансграничного стока реки Лендерка в пограничную с Россией Финляндию получены путем совместной обработки гидрохимической и гидрологической информации по режимным наблюдениям Северо-Западного УГМС в пограничном с Финляндией створе реки Лендерка у пос. Лендеры за период с 2003 по 2012 год. Расчеты производились по 19 химическим компонентам с помощью новой автоматизированной технологии, разработанной в ФГБУ «ГГИ».

2. Характеристики качества стока по единичным химическим компонентам:

2.1. Превышения ПДК отмечены только для четырех химических компонентов – БПК<sub>5</sub>, Fe<sub>общ</sub>, Cu<sup>2+</sup> и нефтепродуктов. Значения ниже ПДК имели место для насыщения воды кислородом и для pH.

2.2. Средние за период значения V<sub>заг</sub> % стока воды, загрязненной этими компонентами, уменьшались в ряду: Fe<sub>общ</sub>, pH, Cu<sup>2+</sup>, O<sub>2</sub>%, БПК<sub>5</sub> и нефтепродукты от 100 до 2,4 %. Максимальные значения V<sub>заг</sub> % для Fe<sub>общ</sub>, Cu<sup>2+</sup> и pH составили 100 %, для O<sub>2</sub> % – более 40 % и для БПК<sub>5</sub> и нефтепродуктов – 12 %.

2.3. Можно отметить некоторую тенденцию увеличения в течение периода наблюдений годовых величин V<sub>заг</sub> % стока воды с величинами pH ниже нормы. Однонаправленных многолетних тенденций изменения относительных объемов стока воды, загрязненной медью и насыщенной кислородом ниже значений ПДК, в период 2003–2012 годов не наблюдалось.

3. Оценки качества стока по совокупности химических компонентов:

3.1. Показано, что трансграничный сток реки Лендерка в 2003, 2005, 2008, 2009 и 2011 годах однороден и представлен «условно чистой» водой первого класса, а в 2006 году – «слабозагрязненной» водой второго класса. В остальные годы сток воды состоит из двух частичных объемов «условно чистой» воды первого класса и «слабозагрязненной» второго класса. В зависимости от соотношения этих объемов вода в годовом стоке за 2007, 2010 и 2012 годы оценена как «условно чистая», а в 2004 году как «слабозагрязненная».

3.2. Усредненный за весь период сток оценивается как сток «условно чистой» воды первого класса. Он состоял из 73,91 % «условно



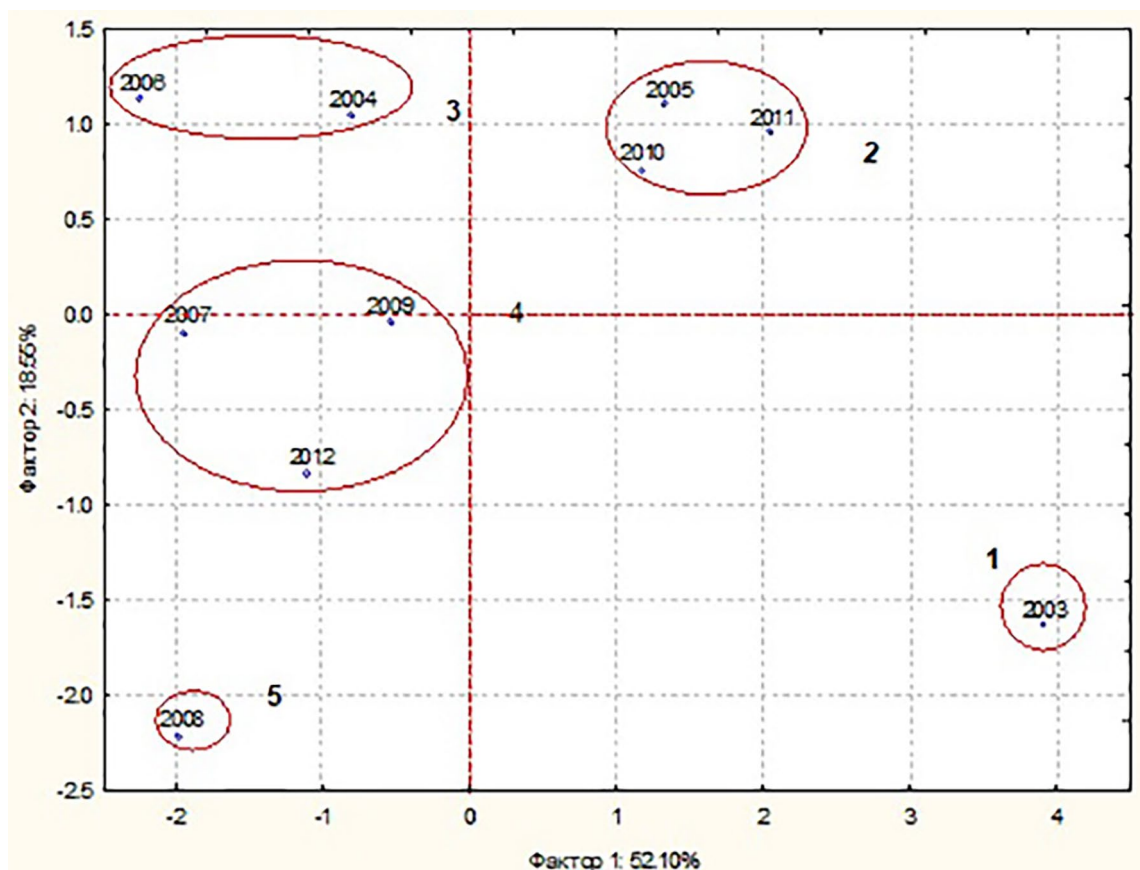


Рис. 6. Группирование случаев (годов) в координатах главных факторов, определяющих временное варьирование качества стока в створе река Лендерка – пос. Лендеры за период с 2003 по 2012 год

Fig. 6. Grouping of cases (years) in the coordinates of the main factors that determine the temporal variation of the flow quality in the Lenderka River section – the Lendery Village for the period from 2003 to 2012

Таблица 5. Годы наблюдений в створе река Лендерка – пос. Лендеры, объединенные в группы, и распределение по группам значений переменных, имеющих высокие факторные нагрузки

Table 5. Years of observations in the Lenderka River section – the Lendery Village, combined into groups, and the distribution of variables values with high factor loadings by groups

Годы Years	Группы Groups	Средний расход воды, м³/с Average water consumption, m³/s	T воды холодного периода T water of the cold period	V <sub>зар.</sub> воды с pH ниже ПДК V <sub>poll.</sub> water with pH below the MPC	УКИЗВ SCWPI	V <sub>зар.</sub> %* стока воды второго класса V <sub>poll.</sub> %* 2 <sup>nd</sup> class water runoff
2003	1	31,2	0,6	66,33	0,6	
2005	2	35,4	0,2	72,2	0,64	
2010		40,2	0,2	88,22	0,68	7,05
2011		40,7	0,1	91,39	0,61	
2004	3	54,7	0,0	95,6	0,94	70,85
2006		59,1	0,0	100	1,04	100
2007	4	78,0	0,4	100	0,9	42,64
2009		64,4	0,1	100	0,74	
2012		66,5	0,3	100	0,82	18,60
2008	5	90,7	0,7	100	0,86	

Примечание. V<sub>зар.</sub> %\* – значения взяты из табл. 3, не использованы в факторном анализе.

Note. V<sub>poll.</sub> %\* – values are taken from Tab. 3, they are not used in the factor analysis.

чистой» воды 1 класса и 26,09 % «слабозагрязненной» 2 класса.

4. Факторы, влияющие на многолетнюю динамику качества стока реки Лендерка:

4.1. С помощью факторного анализа показано, что на межгодовое варьирование относительных объемов стока воды со значениями рН ниже нормы и на годовые значения УКИЗВ оказывает влияние фактор 1, составляющий более 48 % от суммарной дисперсии. При этом наблюдается прямая связь варьирования указанных характеристик загрязненности стока с величиной межгодовых флуктуаций среднегодового и наибольшего расходов воды. Фактор 2, составляющий более 21 % от суммарной дисперсии, связан прямой связью с температурой воды холодного периода. Фактор 3, дающий более 14 % вклада, зависит от температуры воды теплого периода.

4.2. Все годы в координатах главных факторов разделились на пять групп: 1 – 2003 г.; 2 – 2006, 2010 и 2011 гг.; 3 – 2004 и 2006 гг.; 4 – 2007, 2009, 2012 гг. и 5 – 2008 г.

4.3. Распределение по группам значений переменных, имеющих высокие факторные нагрузки, показало, что в направлении от группы 1 к группе 5 увеличивается среднегодовой расход воды от 31,0 до 90,7 м<sup>3</sup>/с, увеличиваются значения  $V_{\text{заг}}$  стока воды с рН ниже нормы, а также загрязненность воды, так как растут значения УКИЗВ.

4.4. Температура воды холодного периода снижается в направлении от группы 1 к группе 3 и увеличивается от группы 3 к группе 5. При наиболее низких значениях температуры холодного периода в группе 3, то есть в 2004 и 2006 году, наблюдаются наиболее высокие значения УКИЗВ.

4.5. Механизм влияния температуры воды теплого и холодного периодов года на загрязненность воды до конца неясен из-за недостатка данных. Можно предположить, что их величины связаны с соотношением снеговой и дождевой составляющих стока.

## Литература

Драйвер Д. Геохимия природных вод. М.: Мир, 1985. 439 с.

Емельянова В. П. Методология и методы комплексной оценки загрязненности поверхностных вод по гидрохимическим показателям: дис. ... канд. геогр. наук. Ростов-на-Дону, 2006. 254 с.

Иберла К. Факторный анализ. М.: Статистика, 1980. 398 с.

Караушев А. В., Скакальский Б. Г. Актуальные проблемы исследования качества поверхностных

вод // Метеорология и гидрология. 1973. № 10. С. 73–81.

Караушев А. В., Скакальский Б. Г. Проблемы мониторинга качества поверхностных вод суши // Проблемы современной гидрологии: Сб. статей. Л.: Гидрометеиздат, 1979. С. 94–105.

Караушев А. В. Методические основы оценки и регламентирования антропогенного влияния на качество поверхностных вод. Л.: Гидрометеиздат, 1987. 286 с.

Карелия: энциклопедия: в 3 т. / Гл. ред. А. Ф. Титов. Т. 2: К–П. Петрозаводск: ПетроПресс, 2009. С. 145–464.

Колесникова Е. В. Развитие теории и методов оценки загрязнения речных вод: Автореф. дис. ... канд. геогр. наук. СПб., 2008. 25 с.

РД 52.24.643-2002. Методические указания. Метод комплексной оценки степени загрязненности поверхностных вод по гидрохимическим показателям. СПб.: Гидрометеиздат, 2003. 48 с.

РД 52.24.508-96. Методические указания. Организация и функционирование подсистемы мониторинга состояния трансграничных поверхностных вод суши. М.: Росгидромет, 1999. 44 с.

Ресурсы поверхностных вод СССР: Гидрологическая изученность. Т. 2. Карелия и Северо-Запад. Л.: Сев.-Зап. упр. гидрометеорол. службы, 1965. 699 с.

Румянцева Э. А., Бобровицкая Н. Н. Методика интегральной оценки многолетних изменений качества речного стока на примере р. Ворскла // Метеорология и гидрология. 2012. № 5. С. 85–95.

Румянцева Э. А., Бобровицкая Н. Н., Ильин Е. В. Новый подход к автоматизированному расчету частичных объемов речного стока разной степени загрязнения (на примере р. Селенга) // Метеорология и гидрология. 2014. № 6. С. 51–60.

Румянцева Э. А., Бобровицкая Н. Н., Шмакова М. В. Использование автоматизированной технологии для расчетов характеристик качества стока по данным гидрохимических и гидрологических наблюдений // Гидросфера. Опасные процессы и явления. 2020а. Т. 2, вып. 3. С. 272–294. doi: 10.34753/HS.2020.2.3.272

Румянцева Э. А., Бобровицкая Н. Н., Сухоногова Е. С. Единая оценка количества и качества водного стока реки Сейм с помощью новой автоматизированной технологии // Гидросфера. Опасные процессы и явления. 2020б. Т. 2, вып. 1. С. 53–70. doi: 10.34753/HS.2020.2.1.53

Румянцева Э. А., Бобровицкая Н. Н. Характеристика качества стока рек России, трансграничных с Беларусью, Украиной и Казахстаном, и его связь с бассейновыми геосистемами // Гидросфера. Опасные процессы и явления. 2020. Т. 2, вып. 2. С. 173–195. doi: 10.34753/HS.2020.2.2.173

Скакальский Б. Г. Оценка качества речных вод // Методы расчета речного стока: Международные высшие гидрологические курсы ЮНЕСКО, МГУ: в 2-х ч. Ч. 1. М.: Изд-во МГУ, 1980. С. 98–112.

Поступила в редакцию 14.04.2021

## References

Driver D. Geokhimiya prirodnykh vod [Geochemistry of natural waters]. Moscow: Mir, 1985. 439 p.

Emel'yanova V. P. Metodologiya i metody kompleksnoi otsenki zagryaznennosti poverkhnostnykh vod po gidrokhimicheskim pokazatelyam [Methodology and methods of integrated assessment of surface water pollution by hydrochemical indicators]: PhD (Cand. of Geogr.) thesis. Rostov-on-Don, 2006. 254 p.

Karushev A. V., Skakal'skii B. G. Aktual'nye problemy issledovaniya kachestva poverkhnostnykh vod [Actual problems of surface water quality research]. *Meteorol. i gidrol.* [Russ. Meteorol. and Hydrol.]. 1973. No. 10. P. 73–81.

Karushev A. V., Skakal'skii B. G. Problemy monitoringa kachestva poverkhnostnykh vod sushi [Problems of monitoring land surface water quality]. *Probl. sov. gidrol.: Sb. statei* [Probl. of Modern Hydrol.: Proceed.]. Leningrad: Gidrometeoizdat, 1979. P. 94–105.

Karushev A. V. Metodicheskie osnovy otsenki i reglamentirovaniya antropogennogo vliyaniya na kachestvo poverkhnostnykh vod [Methodological foundations for assessing and regulating the anthropogenic impact on surface water quality]. Leningrad: Gidrometeoizdat, 1987. 286 p.

Kareliya: entsiklopediya: v 3 t. [Karelia: Encyclopedia: in 3 volumes]. Ed. A. F. Titov. Vol. 2: K–P. Petrozavodsk: PetroPress, 2009. P. 145–464.

Kolesnikova E. V. Razvitie teorii i metodov otsenki zagryazneniya rechnykh vod [Development of theory and methods of assessment of river water pollution]: Summary PhD (Cand. of Geogr.) thesis. St. Petersburg, 2008. 25 p.

RD 52.24.643-2002. Metodicheskie ukazaniya. Metod kompleksnoi otsenki stepeni zagryaznennosti poverkhnostnykh vod po gidrokhimicheskim pokazatelyam [Guidelines. The method of integrated assessment of the degree of pollution of surface waters by hydrochemical indicators]. St. Petersburg: Gidrometeoizdat, 2003. 48 p.

RD 52.24.508-96. Metodicheskie ukazaniya. Organizatsiya i funktsionirovanie podsystemy monitoringa sostoyaniya transgranichnykh poverkhnostnykh vod sushi [Guidance document. Methodical instructions. Organization and functioning of a subsystem for monitoring the state of transboundary surface waters on land]. Moscow: Rosgidromet, 1999. 44 p.

Resursy poverkhnostnykh vod SSSR: Gidrologicheskaya izuchennost' T. 2. Kareliya i Severo-Zapad [USSR surface water resources. Hydrological state of knowled-

ge. Vol. 2. Karelia and Northwest]. Leningrad: Sev.-Zap. upr. gidrometeorol. sluzhby, 1965. 699 p.

Rumyantseva E. A., Bobrovitskaya N. N. Metodika integral'noi otsenki mnogoletnikh izmenenii kachestva rechnogo stoka na primere r. Vorskla [Methodology for the integral assessment of long-term changes in the quality of river runoff on the example of the Vorskla River]. *Meteorol. i gidrol.* [Russ. Meteorol. and Hydrol.]. 2012. No. 5. P. 85–95.

Rumyantseva E. A., Bobrovitskaya N. N., Il'in E. V. A new approach to the automatic computation of partial volumes of river runoff with various degrees of pollution (a case study for the Selenga River). *Russ. Meteorol. and Hydrol.* 2014. Vol. 39, no. 6. P. 395–401. doi: 10.3103/S1068373914060053

Rumyantseva E. A., Bobrovitskaya N. N., Shmakova M. V. Ispol'zovanie avtomatizirovannoi tekhnologii dlya raschetov kharakteristik kachestva stoka po danym gidrokhimicheskikh i gidrologicheskikh nablyudeniim [The use of automated technology for calculating the characteristics of runoff quality based on the data of hydrochemical and hydrological observations]. *Gidrosfera. Opasnye protsessy i yavleniya* [Hydrosphere. Dangerous Processes and Phenomena]. 2020a. Vol. 2, iss. 3. P. 272–294. doi: 10.34753/HS. 2020.2.3.272

Rumyantseva E. A., Bobrovitskaya N. N., Sukhonorogova E. S. Edinaya otsenka kolichestva i kachestva vodnogo stoka reki Seim s pomoshch'yu novoi avtomatizirovannoi tekhnologii [Unified assessment of the quantity and quality of water runoff of the Seim River using new automated technology]. *Gidrosfera. Opasnye protsessy i yavleniya* [Hydrosphere. Dangerous Processes and Phenomena]. 2020b. Vol. 2, iss. 1. P. 53–70. doi: 10.34753/HS. 2020.2.1.53

Rumyantseva E. A., Bobrovitskaya N. N. Kharakteristika kachestva stoka rek Rossii, transgranichnykh s Belarus'yu, Ukrainoi i Kazakhstanom, i ego svyaz' s basseinovymi geosistemami [Characteristics of the flow quality of the rivers of Russia, transboundary with Belarus, Ukraine and Kazakhstan, and its relationship with basin geosystems]. *Gidrosfera. Opasnye protsessy i yavleniya* [Hydrosphere. Dangerous Processes and Phenomena]. 2020. Vol. 2, iss. 2. P. 173–195. doi: 10.34753/HS. 2020.2.2.173

Skakal'skii B. G. Otsenka kachestva rechnykh vod [River water quality assessment]. *Metody rascheta rechnogo stoka: Mezhdunarod. vysshie gidrol. kursy YuNESKO, MGU* [Methods for calculating river flow: UNESCO Int. Higher Hydrol. Courses, MSU]. Pt. 1. Moscow: MGU, 1980. P. 98–112.

Überla K. Faktorenanalyse. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 1977. 400 p.

Received April 14, 2021

## СВЕДЕНИЯ ОБ АВТОРАХ:

### Румянцева Эльвира Александровна

главный специалист, старший научный сотрудник, к. с.-х. н. Государственный гидрологический институт  
2-я линия В. О., 23, Санкт-Петербург, Россия, 199053  
эл. почта: rumic@mail.ru; rumi39@gmail.com  
тел.: (812) 3231249

## CONTRIBUTORS:

### Rumyantseva, Elvira

State Hydrological Institute  
23, 2<sup>nd</sup> Line of Vasilievsky Island, 199053 St. Petersburg, Russia  
e-mail: rumic@mail.ru  
tel.: (812) 3231249

**Бобровицкая Нелля Николаевна**

зав. отделом мониторинга и экспедиционных исследований, д. г. н.  
Государственный гидрологический институт  
2-я линия В. О., 23, Санкт-Петербург, Россия, 199053  
эл. почта: bobrovi@ggi.nw.ru  
тел.: (812) 3231249

**Bobrovitskaya, Nellya**

State Hydrological Institute  
St. Petersburg, Russia  
23, 2<sup>nd</sup> Line of Vasilievsky Island, 199053 St. Petersburg, Russia  
e-mail: bobrovi@ggi.nw.ru  
tel.: (812) 3231249

УДК 504.4.054

## **ОЦЕНКА КАЧЕСТВА ВОДЫ ГОРОДСКОЙ РЕКИ ПО ГИДРОХИМИЧЕСКИМ ИНДЕКСАМ (РЕКА ОХТА, САНКТ-ПЕТЕРБУРГ)**

**А. М. Белякова, Н. В. Зуева**

*Российский государственный гидрометеорологический университет, Санкт-Петербург, Россия*

Для оценки качества воды р. Охта в период с 2016 по 2020 г. был применен покомпонентный метод, а также использованы три гидрохимических индекса: индекс загрязненности воды (ИЗВ), удельный комбинаторный индекс загрязненности воды (УКИЗВ) и индекс качества воды канадского Совета министров по окружающей среде (CCME WQI – Canadian Council of Ministers of the Environment Water Quality Index). По результатам покомпонентной оценки сделаны следующие выводы: реакция среды (рН) нейтральная-слабощелочная, по показателю общей жесткости – вода мягкая. Весь период исследований на большинстве станций фиксировался дефицит растворенного в воде кислорода. По течению реки содержание растворенного кислорода снижается. В устьевом отрезке кислородная ситуация немного улучшается в связи с затоком вод р. Нева. По БПК<sub>5</sub>, повсеместно превышающему ПДК, сделан вывод о загрязнении вод р. Охта легкоокисляемым органическим веществом. Содержание железа в воде многократно превышало ПДК. Также выявлено увеличенное содержание различных форм азота. За весь период наблюдений постоянно фиксировались повышенные концентрации нефтепродуктов (с неоднократным превышением 50 ПДК в разные годы). По рассчитанным значениям указанных индексов воды р. Охта охарактеризованы как «грязные» и «чрезвычайно грязные», качество воды – «очень плохое». Отдельно была рассмотрена методика малоизвестного в России CCME WQI, проведено его сравнение с ИЗВ и УКИЗВ, выявлены определенные преимущества. Показано, что между индексами существует связь. Дана рекомендация к использованию CCME WQI в оценке качества поверхностных вод наряду с УКИЗВ.

Ключевые слова: малый водоток; антропогенное воздействие; ИЗВ; УКИЗВ; CCME WQI.

### **A. M. Belyakova, N. V. Zueva. ASSESSMENT OF RIVER WATER QUALITY IN THE CITY BY HYDROCHEMICAL INDICES (THE OKHTA RIVER, ST. PETERSBURG)**

The Okhta River water quality was assessed in the period 2016–2020 using the component-wise assessment method and three hydrochemical indices (Water Pollution Index (WPI), Specific Combinatorial Water Pollution Index (SCWPI), and Canadian Council of Ministers of the Environment Water Quality Index (CCME WQI)). The component-wise assessment demonstrated that the pH was neutral or slightly alkaline, and water hardness was low. Dissolved oxygen deficit was observed at most stations during the entire research period. The content of dissolved oxygen declined downstream along the river. At the river mouth, the oxygen situation is slightly better due to the inflow of the Neva River water.



The BOD<sub>5</sub> exceeded the MPC at all sampling stations, suggesting the Okhta River water was polluted with readily oxidizable organic matter. The iron content in the water exceeded the MPC manifold. An elevated content of various forms of nitrogen was also revealed. Over the entire observation period, increased concentrations of oil products were constantly recorded (exceeding MPC more than 50-fold in different years). The Okhta River water was characterized as “dirty” and “extremely dirty”, and the water quality was “poor” according to the calculated values of the indices – WPI, SCWPI and CCME WQI. The methodology of the little-known in Russia CCME WQI is considered separately. It was compared with the WPI and SCWPI. The relationship between the indices is clarified. The use of CCME WQI for surface water quality assessment along with SCWPI is recommended.

**Key words:** small watercourse; anthropogenic impact; Water Pollution Index (WPI); Specific Combinatorial Water Pollution Index (SCWPI); Canadian Council of Ministers of the Environment Water Quality Index (CCME WQI).

## Введение

Оценка степени загрязненности любого водного объекта по гидрохимическим данным проще всего производится в виде покомпонентного анализа. Однако отдельные гидрохимические характеристики не могут дать полного представления о состоянии водного объекта. К тому же большое число химических компонентов создает проблему, связанную со сложностью анализа большого объема данных. Для ее решения используются различные гидрохимические индексы. Они дают возможность обобщения результатов покомпонентной оценки и приводят их к наглядному, просто понимаемому виду.

В настоящее время ИЗВ (индекс загрязненности воды) и УКИЗВ (удельный комбинаторный индекс загрязненности воды) являются наиболее популярными методами оценки степени загрязненности водных объектов в Российской Федерации [Методические..., 1988; РД..., 2002]. Причем с 2002 г. УКИЗВ используется в системе Федеральной службы России по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды (Росгидромет).

В других странах также разработаны различные методики, позволяющие оценить качество воды по химическим данным [Sutadian et al., 2016]. Одной из них является CCME WQI – Canadian Council of Ministers of the Environment Water Quality Index (индекс качества воды канадского Совета министров по окружающей среде [CCME..., 2017]). Он был разработан и введен в использование в Канаде в 2001 году. CCME WQI обрел большую популярность и потому широко используется по всему миру [Lumb et al., 2006; Gyamfi et al., 2013; Munna et al., 2013; Bilgin, 2018]. Есть опыт его применения в том числе российскими исследователями [Ерина и др., 2017; Заславская и др., 2019; Белякова и др., 2020].

Сопоставляя данный индекс CCME WQI с УКИЗВ, можно отметить ряд его преимуществ:

1) метод гибок в отношении выбора параметров, используемых в расчете, т. е. пользователи индекса могут легко изменять и адаптировать их в зависимости от условий и целей исследования;

2) в отношении нормативных значений данный метод также гибок, и он позволяет использовать не только ПДК (как УКИЗВ), но и какие-либо другие значения, необходимые для выполнения целей исследования;

3) процесс расчета CCME WQI довольно прост. Стоит отметить, что разработан специальный калькулятор, находящийся в свободном доступе, позволяющий производить расчеты индекса автоматически [CCME..., 2017].

Таким образом, вышеперечисленные преимущества CCME WQI над УКИЗВ делают данную методику более удобной для оценки качества воды.

Апробация методики расчета CCME WQI выполнена для р. Охта. Этот водоток является крупнейшим правым притоком р. Нева в черте Санкт-Петербурга. Длина реки 90 км, последние 9 км из которых она течет в городе. Водосборная площадь 768 км<sup>2</sup>. Сток зарегулирован плотиной Охтинского водохранилища. Режим уровня и расхода воды в нижнем течении реки зависит от работы гидротехнических сооружений и колебаний уровня воды р. Нева. Средний расход воды в устье 7,2 м<sup>3</sup>/с.

На всем своем протяжении р. Охта принимает воды более чем пятидесяти крупных и мелких предприятий. Несмотря на то что основной объем сточных вод поступает на очистные сооружения, ежегодно часть бытовых и производственных стоков попадает в реку (в том числе в результате аварий или несанкционированных сбросов). В связи с этим состояние реки вызывает серьезные опасения.

Сложившаяся напряженная экологическая обстановка стала причиной того, что р. Охта

признана одной из самых загрязненных рек Санкт-Петербурга и Ленинградской области [Водные..., 2002]. По данным Гидрохимического института Федеральной службы по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды, воды р. Охта по УКИЗВ с 2010 по 2019 г. классифицировались как грязные [Качество..., 2011–2020]. Из-за столь высокого уровня загрязненности р. Охта привлекает внимание многих исследователей [Алексеев и др., 2010; Зуева и др., 2011; Беляков и др., 2015; Павлова, 2016; Фураева, Урусова, 2017; Зуева, Бобров, 2018; Белякова, 2019; Белякова, Пашукова, 2019; Белякова и др., 2020; Опекунов и др., 2020]. Таким образом, для исследуемой реки необходима расширенная оценка степени загрязненности ее вод. Поэтому целью данного исследования является оценка качества вод р. Охта в пределах Санкт-Петербурга с помощью гидрохимических индексов.

## Материалы и методы

В работе использованы данные полевых мониторинговых исследований на р. Охта, выполненных в летний период 2016–2020 гг. Ежегодно осуществлялась одна съемка на 13 станциях водотока в пределах Санкт-Петербурга (рис. 1). Эти исследования – часть регулярных работ, проводимых с 1997 г. на р. Охта, ее притоках и Охтинском водохранилище кафедрой прикладной и системной экологии РГГМУ [Алексеев и др., 2020].

В ходе исследований 2016–2020 гг. определен следующий перечень химических показателей: рН, общая жесткость, растворенный кислород, БПК<sub>5</sub>, суммарное железо, нефтепродукты, фосфор фосфатов, азот аммонийный (2016–2018, 2020), азот нитритов (2016, 2017, 2019, 2020) и азот нитратов (2016–2018).

Оценка степени загрязненности р. Охта по химическим данным производилась поком-

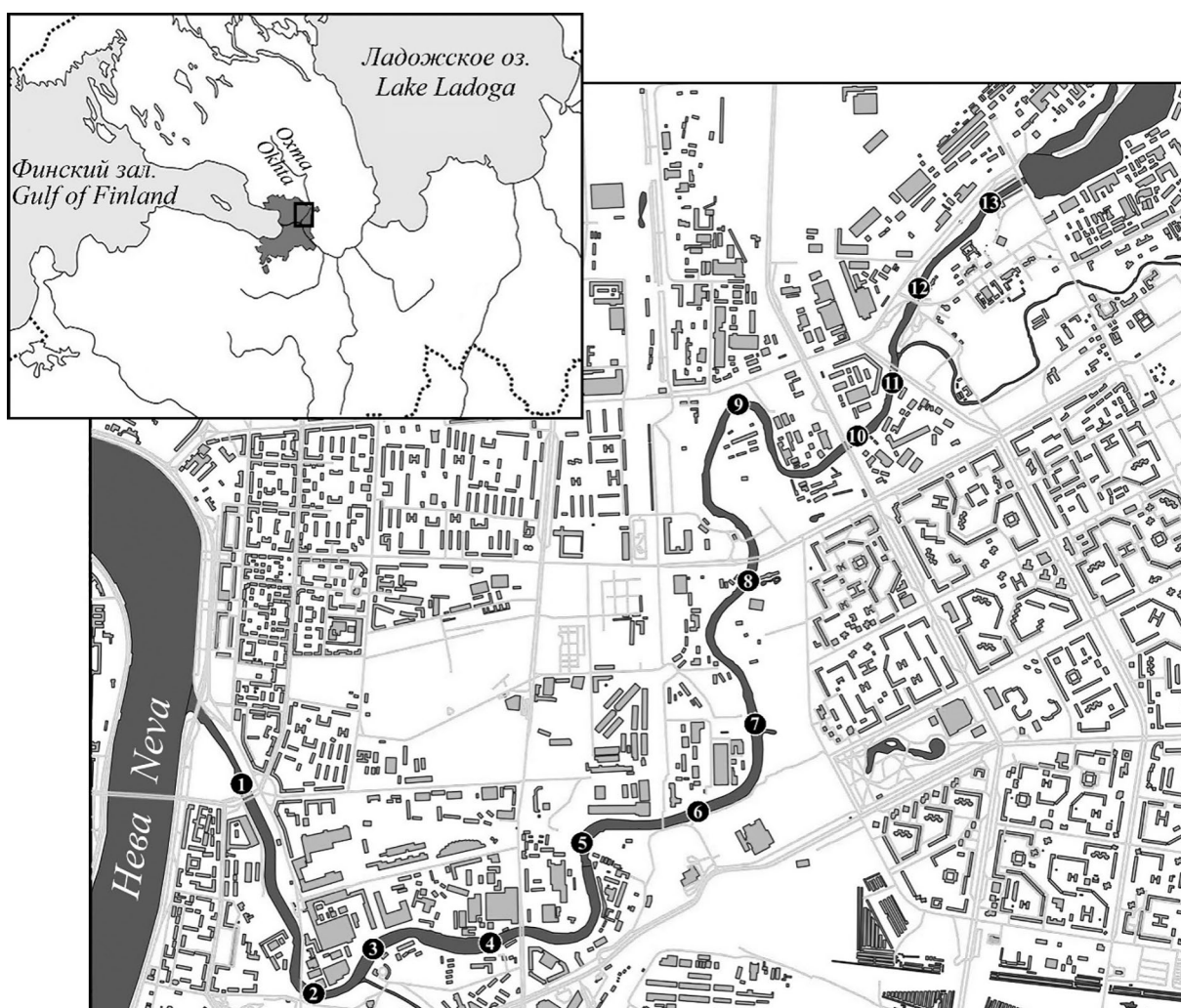


Рис. 1. Станции отбора проб на р. Охта

Fig. 1. The Okhta River sampling stations

понтентно и по индексам (ИЗВ, УКИЗВ, ССМЕ WQI). В качестве нормативов для анализируемых гидрохимических показателей использованы рыбохозяйственные предельно допустимые концентрации (ПДК) [Приказ..., 2016]. А именно: растворенный кислород – не менее 6 мг/дм<sup>3</sup>, БПК<sub>5</sub> – 2,1 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>, железо общее – 0,1 мг/дм<sup>3</sup>, фосфор фосфатов – 0,15 мг/дм<sup>3</sup>, азот аммонийный – 0,4 мг/дм<sup>3</sup>, азот нитритов – 0,02 мг/дм<sup>3</sup>, азот нитратов – 9 мг/дм<sup>3</sup>, нефтепродукты – 0,05 мг/дм<sup>3</sup>.

Стоит уточнить, что расчет каждого из индексов был произведен по одинаковым наборам химических параметров в отдельно взятые годы исследований.

Методика расчета ССМЕ WQI не является широко известной в нашей стране, поэтому приведем ее алгоритм. Она основана на сочетании трех факторов: Score (Объем), Frequency (Частота) и Amplitude (Амплитуда), которые объединяются, в результате чего получается одно значение от 0 до 100, описывающее качество воды [ССМЕ..., 2017].

На первом этапе определяется F<sub>1</sub> (Объем), который представляет собой процент параметров, не соответствующих их нормативам хотя бы один раз в течение рассматриваемого периода времени (вненормативные параметры) относительно общего количества измеренных параметров:

$$F_1 = \frac{\text{число вненормативных параметров}}{\text{общее число параметров}} * 100.$$

Второй этап подразумевает расчет F<sub>2</sub> (Частоты). Она вычисляется как процент отдельных измерений, которые не соответствуют нормативам (вненормативные измерения) относительно общего количества измерений:

$$F_2 = \frac{\text{число вненормативных измерений}}{\text{общее число измерений}} * 100.$$

Третий этап – это расчет F<sub>3</sub> (Амплитуды), представляющей собой величину, на которую «вненормативные» измеренные значения не соответствуют нормативам. Расчет F<sub>3</sub> требует дополнительных шагов:

– Расчет отклонения (excursion) – величины, на которую отдельная концентрация больше норматива (или меньше, когда измерение не должно опускаться ниже норматива). В случае, если измеренное значение не должно превышать норматив, отклонение рассчитывается по формуле:

$$\text{отклонение}_i = \left( \frac{\text{величина вненормативного измерения}_i}{\text{норматив}_j} \right) - 1,$$

а в случае, когда измеренное значение не должно опускаться ниже норматива, по формуле:

$$\text{отклонение}_i = \left( \frac{\text{норматив}_j}{\text{величина вненормативного измерения}_i} \right) - 1.$$

– Расчет нормализованной суммы отклонений (normalized sum of excursions, nse) – общей величины, на которую отдельные измерения не соответствуют нормативам. Она рассчитывается путем суммирования отклонений отдельных измерений от их нормативов и деления на общее количество измерений (как тех, которые соответствуют требованиям, так и тех, которые не соответствуют требованиям). Этот параметр рассчитывается по формуле:

$$nse = \frac{\sum_{i=1}^n \text{отклонение}_i}{\text{общее число измерений}}.$$

После расчета отклонений и величины nse вычисляется F<sub>3</sub> с помощью асимптотической функции, которая масштабирует нормализованную сумму отклонений от нормативов (nse), чтобы получить значение от 0 до 100, по формуле:

$$F_3 = \frac{nse}{0,01 * nse + 0,01}.$$

После того как получены значения факторов, можно рассчитать сам индекс:

$$CCMEWQI = 100 - \left( \frac{\sqrt{F_1^2 + F_2^2 + F_3^2}}{1,732} \right).$$

Делитель 1,732 нормализует результирующие значения в диапазоне от 0 до 100, где 0 представляет наихудшее качество воды, а 100 – наилучшее качество воды (табл. 1) [ССМЕ..., 2017].

Таблица 1. Категории качества воды по ССМЕ WQI  
Table 1. CCME WQI water quality categories

ССМЕ WQI	Качество воды Water quality
95–100	отличное excellent
80–94	хорошее good
65–79	удовлетворительное satisfactory
45–64	плохое bad
0–44	очень плохое very bad



## Результаты и обсуждение

В первую очередь была проведена покомпонентная оценка состояния вод р. Охта. По реакции среды (рН) в течение исследуемого периода наблюдений воды реки характеризовались в диапазоне нейтральные-слабощелочные, а по показателю общей жесткости воды – как мягкие. Такая ситуация является характерной для большинства рек Карельского перешейка [Ресурсы..., 1972].

За весь период исследований на всех 13 станциях р. Охта в воде наблюдался дефицит кислорода (рис. 2 и 3). Его концентрации в большинстве случаев не достигали нормативных значений (за исключением ст. 12 и 13 в 2018 г. и ст. 13 в 2020 г.).

Стоит отметить схожую пространственную динамику содержания растворенного кислорода в воде р. Охта во все годы наблюдений, причем как в поверхностном, так и в придонном горизонте (рис. 2 и 3). От ст. 13 до ст. 4 происходит неуклонное уменьшение средних концентраций растворенного кислорода, а на отрезке от ст. 4 до устьевой области (ст. 1) – некоторое повышение содержания кислорода в воде.

Станция 13 из-за своего расположения в начале городского участка реки, сразу после водосброса плотины Охтинского водохранилища, характеризуется наилучшими для изученного отрезка водотока кислородными условиями. Однако водохранилище, по литературным данным, отличается очень низким содержанием кислорода в воде [Игнатьева и др., 2011]. По всей видимости, главную роль в обогащении кислородом играет аэрация воды при прохождении плотины. В 2018 и 2019 гг. после водослива даже наблюдалась кислородная инверсия, когда на дне концентрации растворенного кислорода были больше, чем на поверхности.

Затем содержание в воде кислорода неуклонно снижается, достигая минимума на ст. 4. По-видимому, это происходит из-за того, что водоток принимает сточные воды, содержащие органические вещества, на окисление которых и расходуется растворенный кислород.

На последнем участке реки содержание кислорода увеличивается от ст. 4 к ст. 1. Это, по-видимому, связано с разбавлением вод р. Охта гораздо более чистыми водами р. Нева.

Значения БПК<sub>5</sub> (биохимическое потребление кислорода за 5 суток) практически повсеместно превышают ПДК (за исключением ст. 7–13 в 2020 г.). Поэтому можно сделать вывод о большом содержании легкоокисляе-

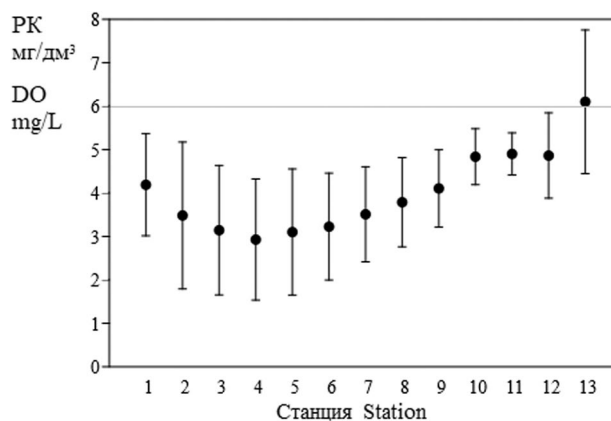


Рис. 2. Средние концентрации растворенного кислорода в поверхностном горизонте р. Охта с отметками среднеквадратического отклонения (2016–2020 гг.).

Здесь и на рис. 3: серая линия – норматив содержания растворенного кислорода

Fig. 2. Average dissolved oxygen concentrations in the surface layer of the Okhta River with standard deviation marks (2016–2020).

Here and in Fig. 3: gray line – dissolved oxygen standard

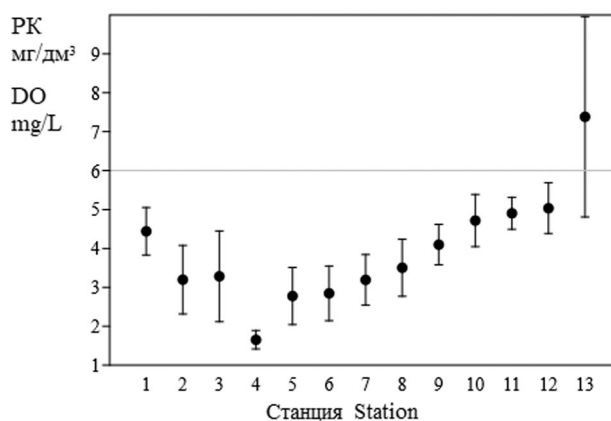


Рис. 3. Средние концентрации растворенного кислорода в придонном горизонте р. Охта с отметками среднеквадратического отклонения (2018–2020 гг.).

Fig. 3. Average dissolved oxygen concentrations in the bottom layer of the Okhta River with standard deviation marks (2018–2020).

мого органического вещества в воде р. Охта (рис. 4 и 5).

Для средних значений БПК<sub>5</sub> в р. Охта также характерна хорошо выраженная пространственная динамика за весь период исследования (для обоих горизонтов). На ст. 13 наблюдались наибольшие значения БПК<sub>5</sub>. Это связано с высоким содержанием органических веществ в воде Охтинского водохранилища [Игнатьева и др., 2011]. Затем величина БПК<sub>5</sub> плавно уменьшалась вплоть до ст. 7, после чего значения резко увеличиваются на ст. 6 с последующим уменьшением к устьевой зоне р. Охта.

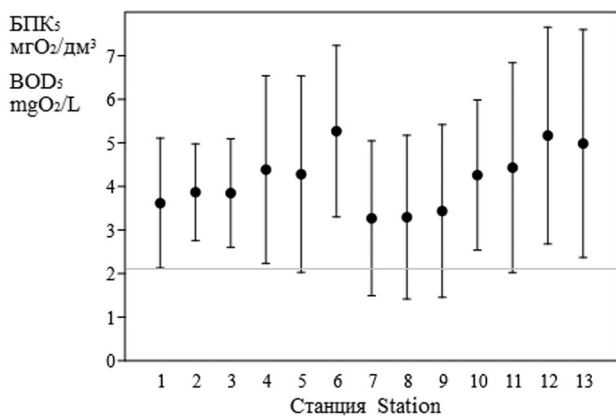


Рис. 4. Средние значения БПК<sub>5</sub> в поверхностном горизонте р. Охта с отметками средноквадратического отклонения (2016–2020 гг.).

Здесь и на рис. 5: серая линия – ПДК

Fig. 4. Average BOD<sub>5</sub> values in the surface layer of the Okhta River with standard deviation marks (2016–2020).

Here and in Fig. 5: gray line – MPC

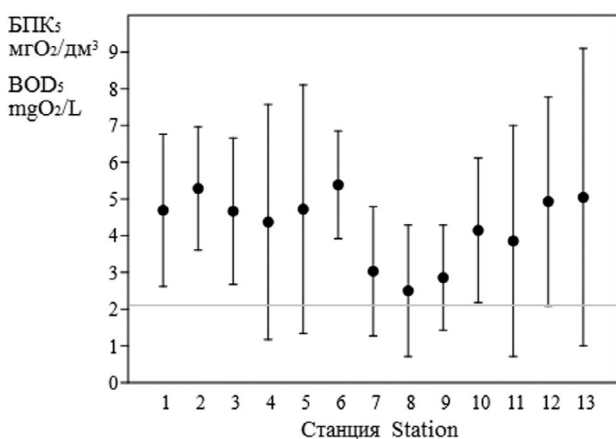


Рис. 5. Средние значения БПК<sub>5</sub> в придонном горизонте р. Охта с отметками средноквадратического отклонения (2018–2020 гг.).

Fig. 5. Average BOD<sub>5</sub> values in the bottom layer of the Okhta River with standard deviation marks (2018–2020)

Вероятно, скачки БПК<sub>5</sub> между ст. 6 и 7 вызваны точечным сбросом вод, содержащих большое количество органических веществ, непосредственно в р. Охта. На этом участке существует три организованных сброса сточных вод. Уменьшение величины БПК<sub>5</sub> по мере приближения к устьевой зоне, как и для содержания растворенного кислорода, объясняется влиянием р. Нева.

Как дефицит кислорода, так и высокие концентрации легкоокисляемых органических веществ в воде р. Охта описаны в более ранние годы исследований водотока [Гальцова, Полковническая, 2002; Фураева, Урусова, 2017].

Концентрации общего железа в р. Охта многократно превышают установленные нормативные значения. Однако такая ситуация характерна для большинства водных объектов Карельского перешейка в связи с гидрогеохимическими особенностями данной территории [Ресурсы..., 1972].

Концентрации фосфатов в р. Охта не превышали предельно допустимых значений в течение всего периода исследований, кроме 2017 г., когда достигали 1,5 ПДК.

Для реки характерно повышенное содержание азота, в особенности аммонийного. Наиболее высокие концентрации аммонийного азота зафиксированы в 2018 г. (вплоть до 35 ПДК) и в 2020 г. (до 10 ПДК). В 2016 г. выявлены высокие концентрации азота нитритного (14 ПДК). За весь исследуемый период концентрации азота нитратного не превышали 1,5 ПДК.

Чрезвычайно сильно загрязнение р. Охта нефтепродуктами в 2016–2020 гг. на всем исследуемом участке (рис. 6). Максимальные значения концентраций достигали 50 ПДК в 2018 г. (ст. 4), 98 ПДК в 2019 г. (ст. 7), 189 ПДК в 2020 г. (ст. 8).

В период проведения полевых работ на реке визуально фиксировались разливы нефтепродуктов, а в 2019 и 2020 гг. выше ст. 8 находились боновые ограждения для сбора нефтяных пленок. Пространственное распределение нефтепродуктов в р. Охта неравномерное, в нем не обнаружено закономерностей. Вероятнее всего, это связано с аварийным характером поступления этих загрязняющих веществ. Повышенные концентрации нефтепродуктов в р. Охта фиксировались и ранее [Гальцова, Полковническая, 2002; Фураева, Урусова, 2017].

Нужно отметить, что полученные в ходе работ материалы хорошо согласуются с данными Гидрохимического института Федеральной службы по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды. Так, в 2010–2019 гг. основными загрязняющими веществами р. Охта называются медь, железо, цинк, марганец, аммонийный и/или нитритный азот. Регулярно превышаются ПДК для таких показателей, как БПК<sub>5</sub>, ХПК, и отмечается глубокий дефицит растворенного в воде кислорода, особенно в летний период.

Таким образом, результаты покомпонентной оценки состояния вод р. Охта по некоторым основным загрязняющим веществам демонстрируют, что воды реки в 2016–2020 гг. и более ранние годы были подвержены сильной антропогенной нагрузке. Вследствие этого



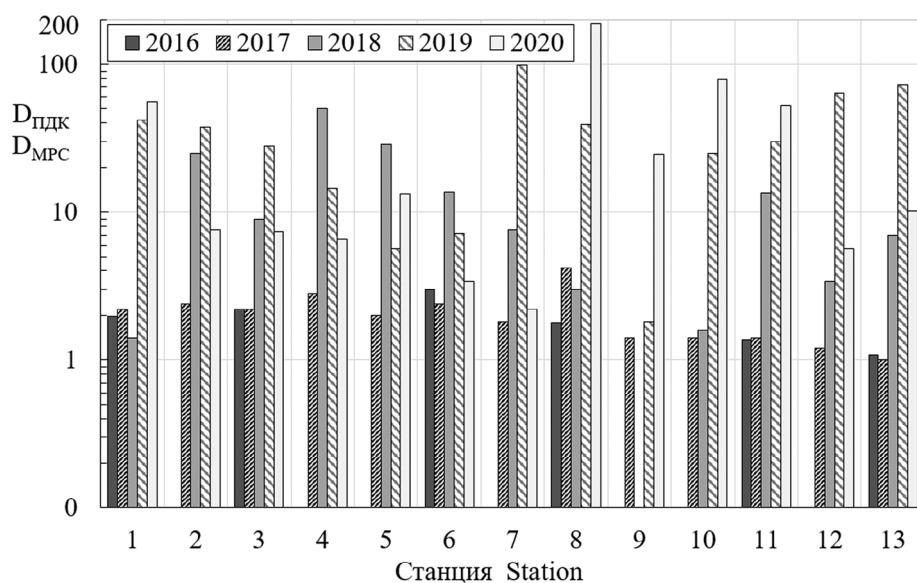


Рис. 6. Превышения ПДК нефтепродуктов (логарифмическая шкала) в воде р. Охта в долях (2016–2020 гг.)

Fig. 6. Excess MPC of oil products (logarithmic scale) in the Okhta River water (2016–2020)

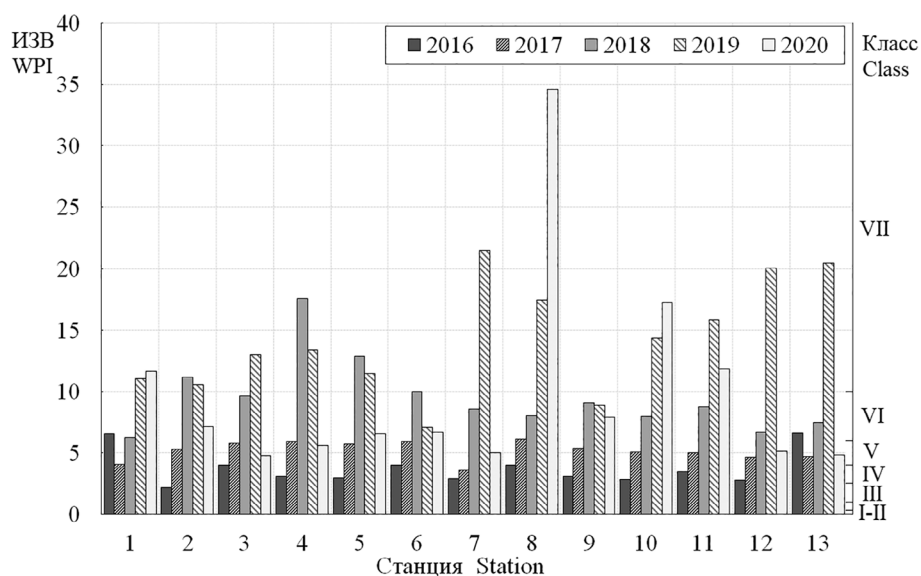


Рис. 7. Значения ИЗВ для исследованных станций р. Охта в 2016–2020 гг. и класс качества вод: I–II – чистые; III – умеренно загрязненные; IV – загрязненные; V – грязные; VI – очень грязные; VII – чрезвычайно грязные

Fig. 7. Water Pollution Index (WPI) for the studied stations of the Okhta River in 2016–2020 and the class of water quality: I–II – clean; III – moderately contaminated; IV – contaminated; V – polluted; VI – very polluted; VII – extremely polluted

уровень загрязненности р. Охта носит устойчивый характер.

Результаты оценки степени загрязненности р. Охта по ИЗВ в 2016–2020 гг. представлены на рис. 7. По полученным значениям ИЗВ вода р. Охта была классифицирована как «загрязненная» (4 класс) и «очень грязная» (6 класс) в 2016 г.; «чрезвычайно грязная»

(7 класс) в 2017 г.; «очень грязная» и «чрезвычайно грязная» в 2018 и 2019 гг.; «грязная» (5 класс), «очень грязная» и «чрезвычайно грязная» в 2020 г.

Результаты оценки степени загрязненности р. Охта по УКИЗВ в 2016–2020 гг. представлены на рис. 8. По полученным значениям УКИЗВ вода р. Охта была классифицирована как «гряз-

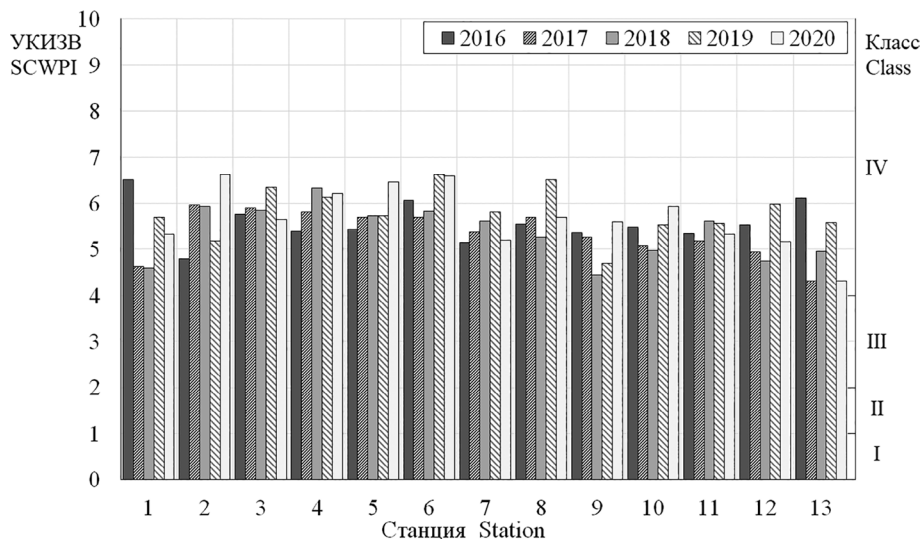


Рис. 8. Значения УКИЗВ для исследованных станций р. Охта в 2016–2020 гг. и класс качества вод: I – чистые; II – слабозагрязненные; III – загрязненные; IV – грязные

Fig. 8. Specific Combinatorial Water Pollution Index (SCWPI) for the studied stations of the Okhta River in 2016–2020 and the class of water quality: I – clean; II – moderately contaminated, III – contaminated; IV – polluted

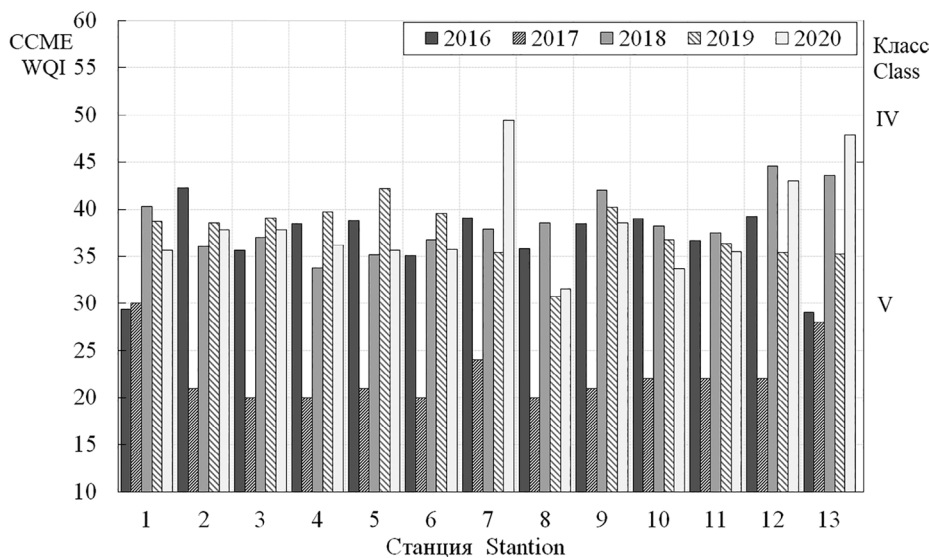


Рис. 9. Значения CCME WQI для исследованных станций р. Охта в 2016–2020 гг. и класс качества вод: IV – плохое; V – очень плохое

Fig. 9. CCME WQI for the studied stations of the Okhta River in 2016–2020 and the class of water quality: IV – marginal; V – poor

ная» (класс 4, разряды «а» и «б») на протяжении всего периода исследования.

Как и в случае с покомпонентной оценкой, качество воды р. Охта, оцененное при помощи ИЗВ и УКИЗВ, остается в целом на том же уровне, что и в предыдущие годы [Качество..., 2011–2020; Фураева, Урусова, 2017].

Результаты оценки степени загрязненности р. Охта по CCME WQI в 2016–2020 гг. представ-

лены на рис. 9. По полученным значениям CCME WQI качество воды р. Охта в 2016–2020 гг. классифицировано как «плохое» и «очень плохое» (на большинстве исследуемых станций).

Были рассчитаны коэффициенты парной линейной корреляции между индексами для выявления связи между ними (табл. 2).

Незначимость коэффициентов корреляции в паре ИЗВ – УКИЗВ объясняется основным

Таблица 2. Значения коэффициента парной линейной корреляции между ИЗВ, УКИЗВ и CCME WQI

Table 2. Pair linear correlation coefficient between WPI, SCWPI and CCME WQI

Год Year	ИЗВ – УКИЗВ WPI – SCWPI	CCME WQI – ИЗВ CCME WQI – WPI	CCME WQI – УКИЗВ CCME WQI – SCWPI
2016	0,88	-0,99	-0,91
2017	0,66	-0,73	-0,84
2018	0,76	-0,75	-0,86
2019	0,12*	-0,73	-0,27*
2020	0,04*	-0,58	-0,62

Примечание. \* – коэффициенты парной линейной корреляции незначимы при уровне значимости  $p = 0,05$  (использовался t-критерий Стьюдента).

Note. \* – pair linear correlation coefficients are insignificant at the significance level  $p = 0.05$  (The Student's t-test is used).

недостатком методики ИЗВ, а именно ограниченным количеством используемых параметров в расчете. По этой причине получаемые значения ИЗВ часто искажают реальную картину загрязненности водного объекта. Незначимость коэффициента корреляции в паре CCME WQI – УКИЗВ получена вследствие особенности методики CCME WQI учитывать в итоговом балле качества воды количество параметров, по которым выявлены превышения нормативных значений («число вненормативных параметров»), чего не делается при расчете УКИЗВ, в котором учитывается только общее количество параметров, по которым производится расчет.

По представленным выше диаграммам на рис. 7–9 и значениям коэффициента корреляции (табл. 2) можно сделать вывод о наличии связи между использованными гидрохимическими индексами. В большинстве случаев связь между каждой из пар индексов тесная – абсолютные значения 0,5 и более. Связь CCME WQI с ИЗВ и УКИЗВ – обратная.

Таким образом, в результате оценки степени загрязненности р. Охта по трем индексам (ИЗВ, УКИЗВ и CCME WQI) можно сделать вывод о том, что исследуемый водоток в 2016–2020 гг. характеризуется как сильно загрязненный. Наибольший вклад в значения каждого индекса внесли концентрации нефтепродуктов, суммарного железа, аммонийного азота, а также сильный дефицит растворенного в воде кислорода. Также при сравнении оценок качества воды р. Охта исследуемого периода и оценок прошлых лет видно, что загрязненность исследуемого водотока устойчива.

Каждый из трех рассмотренных индексов имеет как свои плюсы, так и минусы. ИЗВ отличается от УКИЗВ и CCME WQI простотой расчета, однако может сильно исказить оценку загрязненности из-за ограниченного числа используемых параметров. УКИЗВ и CCME WQI,

в отличие от ИЗВ, требуют более трудоемких расчетов (так как используют большее число гидрохимических параметров), но при этом дают более точные результаты, на основании которых можно судить о действительной степени загрязненности водных объектов.

У CCME WQI, в свою очередь, есть еще несколько преимуществ над УКИЗВ: индекс не имеет жестких ограничений на количество параметров, включаемых в расчет, в качестве нормативных значений для гидрохимических показателей может использовать любые нормативы вместо общепринятых ПДК, а также имеет наглядную столбчатую шкалу, которая позволяет легко отслеживать изменения качества воды водного объекта. Так как применение CCME WQI для оценки качества вод р. Охта оказалось успешным, данный подход можно рекомендовать для использования в мониторинге степени загрязненности водных объектов в России наряду с УКИЗВ.

## Заключение

Река Охта – один из крупнейших водотоков Санкт-Петербурга, который оказывает большое влияние на главную водную артерию города – р. Нева. В результате оценки степени загрязненности р. Охта по трем индексам можно сделать вывод о том, что улучшения качества воды в летние периоды 2016–2020 гг. относительно прошлых лет не произошло. По ИЗВ вода р. Охта была классифицирована как «загрязненная» (4 класс) и «очень грязная» (6 класс) в 2016 г.; «чрезвычайно грязная» (7 класс) в 2017 г.; «очень грязная» и «чрезвычайно грязная» в 2018 и 2019 гг.; «грязная» (5 класс), «очень грязная» и «чрезвычайно грязная» в 2020 г.; по УКИЗВ – «грязная» (класс 4, разряды «а» и «б»); по CCME WQI качество воды р. Охта в 2016–2020 гг. было классифицировано как «плохое» и «очень плохое» (на большинстве исследованных станций).

Несмотря на то что в России ССМЕ WQI применяется узким кругом специалистов, в силу ряда преимуществ над УКИЗВ и успешного использования в оценке степени загрязненности вод р. Охта данная методика может быть рекомендована к использованию для оценки качества вод водных объектов в России наряду с УКИЗВ.

В целом загрязнение р. Охта носит устойчивый характер. Наибольший вклад в значения каждого индекса внесли концентрации нефтепродуктов, суммарного железа, аммонийного азота, а также сильный дефицит растворенного в воде кислорода. Таким образом, р. Охта продолжает быть одним из самых загрязненных водных объектов Санкт-Петербурга.

Отдельно стоит отметить, что пункт государственного мониторинга, расположение которого совпадает с исследованной ст. 2, находится в области значительного влияния водных масс р. Нева, вследствие чего здесь может не фиксироваться реальная загрязненность р. Охта.

*Мы очень признательны за помощь на разных этапах работ нашим коллегам: Д. К. Алексееву, А. В. Козловой, Е. С. Урусовой, Е. Н. Романовой, Ю. А. Пашуковой и Ю. А. Зуеву.*

*Полевые исследования 2016–2017 гг. выполнены при финансовой поддержке РФФИ в рамках научного проекта № 16-35-00382 мол\_а. Работы 2019–2020 гг. проведены при частичной финансовой поддержке РФФИ в рамках научного проекта № 19-05-00683 а.*

## Литература

Алексеев Д. К., Гальцова В. В., Куличенко А. Ю. Экологические проблемы водотоков и водоемов Санкт-Петербурга и пути их решения // Географические и экологические аспекты гидрологии. СПбГУ, 2010. С. 116–121.

Алексеев Д. К., Шелутко В. А., Зуева Н. В., Колесникова Е. В., Урусова Е. С., Примак Е. А. Результаты исследований в области прикладной и системной экологии в РГГМУ // Гидрометеорология и экология. СПб.: РГГМУ, 2020. № 60. С. 306–324. doi: 10.33933/2074-2762-2020-60-306-324

Беляков В. П., Бажора А. И., Сотников И. В. Мониторинг экологического состояния городских водоемов Санкт-Петербурга по показателям зообентоса // Известия Самарского научного центра РАН. 2015. Т. 17, № 6. С. 51–56.

Белякова А. М. Гидрохимические и токсикологические характеристики реки Охты в летний период 2018 года // Гидрометеорология и экология: достижения и перспективы развития: Труды III Всероссийской конференции. СПб.: Химиздат, 2019. С. 111–114.

Белякова А. М., Зуева Н. В., Урусова Е. С. Качество вод р. Охты: оценка по гидрохимическим индек-

сам (ИЗВ, УКИЗВ и ССМЕ WQI) // Четвертые Виноградовские чтения. Гидрология: от познания к мировоззрению: Сб. докладов междунар. науч. конф. СПб., 2020. С. 555–560.

Белякова А. М., Пашукова Ю. В. Качество вод реки Охта по гидрохимическим и токсикологическим данным // Современные проблемы гидрометеорологии и устойчивого развития Российской Федерации: Сб. тезисов Всерос. науч.-практ. конф. СПб.: РГГМУ, 2019. С. 786–788.

Водные объекты Санкт-Петербурга. СПб.: Символ, 2002. 348 с.

Гальцова В. В., Полковницкая А. В. Оценка экологического состояния реки Охта на основе гидрохимических методов и биоиндикации // Вопросы прикладной экологии. СПб.: РГГМУ, 2002. С. 39–45.

Заславская М. Б., Ерина О. Н., Ефимова Л. Е. Сопоставление эффективности параметризации качества речных вод различными методами в условиях значительного антропогенного воздействия // География и природные ресурсы. 2019. № 2. С. 30–37. doi: 10.21782/GIPR0206-1619-2019-2(30-37)

Зуева Н. В., Бобров А. А. Использование макрофитов в оценке экологического состояния малой реки (на примере реки Охты, Санкт-Петербург) // Биология внутр. вод. 2018. № 1. С. 45–54. doi: 10.7868/S0320965218010060

Зуева Н. В., Мостовая М. А., Лешукова А. И. Характеристики макрофитов в оценке качества воды малых рек Санкт-Петербурга // Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем. СПб.: Любавич, 2011. С. 137–142.

Ерина О. Н., Ефимова Л. Е., Заславская М. Б. Параметризация качества вод водных объектов водораздельного бьефа канала имени Москвы различными методами // Современные проблемы водохранилищ и их водосборов: Тр. VI Междунар. науч.-практ. конф. Т. 2: Качество воды. Геоэкология. 2017. С. 67–71.

Игнатьева Н. В., Беляков В. П., Загребин А. О., Капустина Л. Л., Надеждина Н. В., Павлова О. А., Родионова Н. В., Сусарева О. М. Комплексная оценка экологического состояния городских водоемов при антропогенном воздействии // Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем. СПб.: Любавич, 2011. С. 59–67.

Качество поверхностных вод Российской Федерации. Ежегодник. 2010–2019. Ростов-на-Дону: Росгидромет, 2011–2020.

Методические рекомендации по формализованной комплексной оценке качества поверхностных и морских вод по гидрохимическим показателям. М.: Госкомитет СССР по гидрометеорологии, 1988. 9 с.

Опекунов А. Ю., Митрофанова Е. С., Спаский В. В., Опекунова М. Г., Шейнерман Н. А., Чернышова А. В. Химический состав и токсичность донных отложений малых водотоков Санкт-Петербурга // Водные ресурсы. 2020. Т. 47, № 2. С. 196–207. doi: 10.31857/S032105962002011X

Павлова О. А. Сообщества фитопланктона озерно-речных систем Санкт-Петербурга // Известия Самарского научного центра РАН. 2016. Т. 18, № 2–2. С. 462–466.



Приказ Министерства сельского хозяйства РФ от 13.12.2016 № 552 «Об утверждении нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения». М.: Минсельхоз РФ, 2016. 153 с.

РД 52.24.643-2002. Руководящий документ. Метод комплексной оценки степени загрязненности поверхностных вод по гидрохимическим показателям. Ростов-на-Дону: Росгидромет, 2002. 55 с.

Ресурсы поверхностных вод СССР. Том 2. Карелия и Северо-Запад. Ч. 1 / Отв. ред. В. Е. Водогретский. Л.: Гидрометеиздат, 1972. 528 с.

Фураева Д. И., Урусова Е. С. Оценка загрязненности реки Охта в летний период // Метеорологический вестник. 2017. Т. 9, № 1. С. 52–60.

Bilgin A. Evaluation of surface water quality by using Canadian Council of Ministers of the Environment Water Quality Index (CCME WQI) method and discriminant analysis method: a case study Coruh River Basin // Environ. Monit. Assess. 2018. No. 190. Art. 554. doi: 10.1007/s10661-018-6927-5

CCME Water Quality Index user's manual 2017 Update [Электронный ресурс] / Canadian Coun-

cil of Ministers of the Environment, 2017. URL: <https://ccme.ca/en/res/wqimanualen.pdf> (дата обращения: 07.05.2021).

Gyamfi C., Boakye R., Awuah E., Anyemedu F. Application of the CCME-WQI Model in assessing the water quality of the Aboabo River, Kumasi-Ghana // J. of Sustainable Development. 2013. Vol. 6, no. 10. P. 1–7. doi: 10.5539/jsd.v6n10p1

Lumb A., Halliwell D., Sharma T. Application of CCME Water Quality Index to monitor water quality: A case study of the Mackenzie River Basin, Canada // Environ. Monit. Assess. 2006. No. 113. P. 411–429. doi: 10.1007/s10661-005-9092-6

Munna G. M., Chowdhury M. M. I., Masrur Ahmed A. A., Chowdhury S., Alom M. M. A Canadian Water Quality Guideline-Water Quality Index (CCME-WQI) based assessment study of water quality in Surma River // J. of Civil Engineering and Construction Technology. 2013. Vol. 4(3). P. 81–89. doi: 10.5897/JCECT12.074.

Sutadian A. D., Muttill N., Yilmaz A., Perera B. J. C. Development of river water quality indices – a review // Environ. Monit. Assess. 2016. No. 188. Art. 58. doi: 10.1007/s10661-015-5050-0

Поступила в редакцию 09.05.2021

## References

Alekseev D. K., Gal'tsova V. V., Kulichenko A. Yu. Ekologicheskie problemy vodotokov i vodoemov Sankt-Peterburga i puti ikh resheniya [Ecological problems of watercourses and reservoirs of St. Petersburg and ways to solve them]. *Geograficheskie i ecol. aspekty gidrol.* [Geographical and ecol. aspects of hydrol.]. St. Petersburg: SPbGU, 2010. P. 116–121.

Alekseev D. K., Shelutko V. A., Zueva N. V., Kolesnikova E. V., Urusova E. S., Primak E. A. Rezul'taty issledovaniy v oblasti prikladnoi i sistemnoi ekologii v RGGMU [Research results in the field of applied and system ecology at RSHU]. *Gidrometeorol. i ecol.* [Hydrometeorol. and Ecol.]. 2020. Art. 60. P. 306–324. doi: 10.33933/2074-2762-2020-60-306-324

Belyakov V. P., Bazhora A. I., Sotnikov I. V. Monitoring ekologicheskogo sostoyaniya gorodskikh vodoemov Sankt-Peterburga po pokazatelyam zoobentosa [Monitoring the ecological state of St. Petersburg city reservoirs by zoobenthos indicators]. *Izv. Samar'skogo nauch. tsentra RAN* [Izvestia RAS SamSC]. 2015. Vol. 17, no. 6. P. 51–56.

Belyakova A. M. Gidrokhimicheskie i toksikologicheskie kharakteristiki reki Okhty v letnii period 2018 goda [Hydrochemical and toxicological characteristics of the Okhta River in the summer of 2018]. *Trudy III Vseross. konf. «Gidrometeorol. i ecol.: dostizheniya i perspektivy razvitiya»* [Hydrometeorol. and ecol.: scientific and educational achievements and perspectives: Proceed. III All-Russ. conf.]. St. Petersburg: Khimizdat, 2019. P. 111–114.

Belyakova A. M., Zueva N. V., Urusova E. S. Kachestvo vod r. Okhty: otsenka po gidrokhimicheskim indeksam (IZV, UKIZV i CCME WQI) [The Okhta River water quality: estimation by hydrochemical indexes (WPI, SCWPI & CCME WQI)]. *Chetvertye Vinogradovskie Chteniya.*

*Gidrol.: ot poznaniya k mirovozzreniyu:* Sb. dokladov mezhdunar. nauch. konf. [The fourth Vinogradov readings. *Hydrol.: from Learning to Worldview:* Proceed. int. sci. conf. in memory of outstanding Russ. hydrologist Yury Vinogradov]. St. Petersburg, 2020. P. 555–560.

Belyakova A. M., Pashukova Yu. V. Kachestvo vod reki Okhta po gidrokhimicheskim i toksikologicheskim dannym [Assessment of the Okhta River water quality on the basis of hydrochemical and toxicological data]. *Sbornik tezisov Vserossiiskoi nauch.-prakt. konf. «Sovr. probl. gidrometeorol. i ustoichivogo razvitiya Rossiiskoi Federatsii»* [Modern probl. of hydrometeorol. and sustainable development of the Russian Federation: Proceed. All-Russ. sci.-pract. conf.]. St. Petersburg: RGGMU, 2019. P. 786–788.

Gal'tsova V. V., Polkovnitskaya A. V. Otsenka ekologicheskogo sostoyaniya reki Okhta na osnove gidrokhimicheskikh metodov i bioindikatsii [Assessment of the environmental state of the Okhta River using hydrochemical methods and bioindication]. *Vopr. priklad. ecol.* [Probl. Appl. Ecol.]. St. Petersburg: RGGMU, 2002. P. 39–45.

Erina O. N., Efimova L. E., Zaslavskaya M. B. Parametrizatsiya kachestva vod vodnykh ob'ektov vodorazdel'nogo b'efa kanala imeni Moskvyy razlichnymi metodami [Parameterization of water bodies quality of the watershed downstream of the Moscow Canal by various methods]. *Sovr. probl. vodokhranilishch i ikh vodosborov:* Tr. VI Mezhdunar. nauch.-prakt. konf. T. 2: Kachestvo vody. Geokol. [Current issues of reservoirs and their catchment areas: Proceed. VI int. sci.-pract. conf. Vol. 2: Water quality. Geocol.]. 2017. P. 67–71.

Furaeva D. I., Urusova E. S. Otsenka zagryaznenosti reki Okhta v letnii period [Assessment of the Okhta River pollution in summer]. *Meteorol. vestnik* [Meteorol. Bull.]. 2017. Vol. 9, no. 1. P. 52–60.



Ignat'eva N. V., Belyakov V. P., Zagrebin A. O., Kapustina L. L., Nadezhdina N. V., Pavlova O. A., Rodionova N. V., Susareva O. M. Kompleksnaya otsenka ekologicheskogo sostoyaniya gorodskikh vodoemov pri antropogennom vozdeistvii [Integrated assessment of ecological state of urban waterbodies under anthropogenic impact]. *Bioindikatsiya v monitoringe presnovod. ekosistem* [Bioindication in monitoring of freshwater ecosystems]. St. Petersburg: Lyubavich, 2011. P. 59–67.

*Kachestvo poverkhnostnykh vod Rossiiskoi Federatsii. Ezhegodnik. 2010–2019* [The quality of surface waters of the Russian Federation. A yearbook. 2010–2019]. Rostov-on-Don: Rosgidromet, 2011–2020.

*Metodicheskie rekomendatsii po formalizovanoi kompleksnoi otsenke kachestva poverkhnostnykh i morskikh vod po gidrokhimicheskim pokazatelyam* [Guidelines on formalized comprehensive assessment of the quality of surface and marine waters by hydrochemical parameters]. Moscow: Goskomitet SSSR po gidrometeorologii, 1988. 9 p.

Opekunov A. Yu., Mitrofanova E. S., Spasskii V. V., Opekunova M. G., Sheinerman N. A., Chernyshova A. V. Khimicheskii sostav i toksichnost' donnykh otlozhenii malykh vodotokov Sankt-Peterburga [Chemistry and toxicity of bottom sediments in small watercourses of St. Petersburg]. *Vodnye resursy* [Water Resources]. 2020. Vol. 47, no. 2. P. 196–207. doi: 10.31857/S032105962002011X

Pavlova O. A. Soobshchestva fitoplanktona ozero-rechnykh sistem Sankt-Peterburga [Phytoplankton communities of St. Petersburg lake-river systems]. *Izv. Samarskogo nauch. tsentra RAN* [Izvestia RAS SamSC]. 2016. Vol. 18, no. 2–2. P. 462–466.

*Prikaz Ministerstva sel'skogo khozyaistva RF ot 13.12.2016 № 552 "Ob utverzhdenii normativov kachestva vody vodnykh ob'ektov rybokhozyaistvennogo znacheniya, v tom chisle normativov predel'no dopustimyykh kontsentratsii vrednykh veshchestv v vodakh vodnykh ob'ektov rybokhozyaistvennogo znacheniya"* [Order of the Ministry of agriculture of the Russian Federation No. 552 dated 13.12.2016 On approval of water quality standards for fisheries water bodies, including standards for maximum permissible concentrations of harmful substances in the waters of fisheries water bodies]. Moscow: Min-sel'khoz RF, 2016. 153 p.

*RD 52.24.643–2002. Rukovodyashchii dokument. Metod kompleksnoi otsenki stepeni zagryaznennosti poverkhnostnykh vod po gidrokhimicheskim pokazatelyam* [The method of integrated assessment of the degree of pollution of surface waters by hydrochemical indicators]. Rostov-on-Don: Rosgidromet, 2002. 55 p.

*Resursy poverkhnostnykh vod SSSR. T. 2. Kareliya i Severo-Zapad. Ch. 1* [Surface water resources of the USSR. Vol. 2. Karelia and the North-West. Part 1]. Leningrad: Gidrometeoizdat, 1972. 528 p.

*Vodnye ob'ekty Sankt-Peterburga* [Water bodies in St. Petersburg]. St. Petersburg: Simvol, 2002. 348 p.

Zaslavskaya M. B., Erina O. N., Efimova L. E. Sopotavlenie effektivnosti parametrizatsii kachestva rechnykh vod razlichnymi metodami v usloviyakh znachitel'nogo antropogennogo vozdeistviya [Comparing the efficiency of river water quality parameterization by different methods under a significant human-induced impact]. *Geografiya i prirod. resursy* [Geography and Nat. Resources]. 2019. No. 2. P. 30–37. doi: 10.21782/GIPRO206-1619-2019-2(30-37)

Zueva N. V., Bobrov A. A. Ispol'zovanie makrofitov v otsenke ekologicheskogo sostoyaniya maloi reki (na primere reki Okhty, Sankt-Peterburg) [Use of macrophytes in assessing the ecological status of a small river (by the example of the Okhta River, St. Petersburg)]. *Biol. vnutr. vod* [Inland Water Biol.]. 2018. No. 1. P. 45–54. doi: 10.7868/S0320965218010060

Zueva N. V., Mostovaya M. A., Leshukova A. I. Kharakteristiki makrofitov v otsenke kachestva vody malykh rek Sankt-Peterburga [Characteristics of macrophytes in assessing the water quality of small rivers in St. Petersburg]. *Bioindikatsiya v monitoringe presnovod. ekosistem* [Bioindication in monitoring freshwater ecosystems]. St. Petersburg: Lyubavich, 2011. P. 137–142.

Bilgin A. Evaluation of surface water quality by using Canadian Council of Ministers of the Environment Water Quality Index (CCMEWQI) method and discriminant analysis method: a case study Coruh River Basin. *Environ. Monit. Assess.* 2018. No. 190. Art. 554. doi: 10.1007/s10661-018-6927-5

CCME Water Quality Index user's manual 2017 Update. Canadian Council of Ministers of the Environment. 2017. URL: <https://ccme.ca/en/res/wqimanualen.pdf> (accessed: 07.05.2021).

Gyamfi C., Boakye R., Awuah E., Anyemedu F. Application of the CCME-WQI Model in assessing the water quality of the Aboabo River, Kumasi-Ghana. *J. of Sustainable Development*. 2013. Vol. 6, no. 10. P. 1–7. doi: 10.5539/jsd.v6n10p1

Lumb A., Halliwell D., Sharma T. Application of CCME Water Quality Index to monitor water quality: A case study of the Mackenzie River Basin, Canada. *Environ. Monit. Assess.* 2006. No. 113. P. 411–429. doi: 10.1007/s10661-005-9092-6

Munna G. M., Chowdhury M. M. I., Masrur Ahmed A. A., Chowdhury S., Alom M. M. A Canadian Water Quality Guideline-Water Quality Index (CCME-WQI) based assessment study of water quality in Surma River. *J. of Civil Engineering and Construction Technology*. 2013. Vol. 4(3). P. 81–89. doi: 10.5897/JCECT12.074

Sutadian A. D., Muttill N., Yilmaz A., Perera B. J. C. Development of river water quality indices – a review. *Environ. Monit. Assess.* 2016. No. 188. Art. 58. doi: 10.1007/s10661-015-5050-0

Received May 09, 2021

## **СВЕДЕНИЯ ОБ АВТОРАХ:**

### **Белякова Анна Михайловна**

магистрант кафедры прикладной и системной экологии  
Российский государственный гидрометеорологический  
университет  
ул. Воронежская, 79, Санкт-Петербург, Россия, 192007  
эл. почта: annabell1997a@gmail.com  
тел.: +79817573209

### **Зуева Надежда Викторовна**

доцент кафедры прикладной и системной экологии, к. г. н.  
Российский государственный гидрометеорологический  
университет  
ул. Воронежская, 79, Санкт-Петербург, Россия, 192007  
эл. почта: nady.zuyeva@ya.ru

## **CONTRIBUTORS:**

### **Belyakova, Anna**

Russian State Hydrometeorological University  
79 Voronezhskaya St., 192007, St. Petersburg, Russia  
e-mail: annabell1997a@gmail.com  
tel.: +79817573209

### **Zueva, Nadezhda**

Russian State Hydrometeorological University  
79 Voronezhskaya St., 192007 St. Petersburg, Russia  
e-mail: nady.zuyeva@ya.ru

УДК 504

## ДОПУСТИМЫЕ БИОГЕННЫЕ НАГРУЗКИ НА МЕЖДУНАРОДНЫЕ ОЗЕРА

Г. Т. Фрумин<sup>1</sup>, А. Ю. Горелышев<sup>2</sup>, А. В. Кулинкович<sup>2</sup>

<sup>1</sup> *Российский государственный педагогический университет им. А. И. Герцена, Санкт-Петербург, Россия*

<sup>2</sup> *Санкт-Петербургский государственный университет телекоммуникаций им. проф. М. А. Бонч-Бруевича, Россия*

Для 17 международных (трансграничных) водоемов рассчитаны допустимые фосфорные и азотные нагрузки, позволяющие им оставаться в олиготрофном статусе. Для расчетов использованы методы Фолленвайдера, Фолленвайдера и Диллона и метод Лозовика. Исследование проводилось на основе математических моделей, связывающих допустимые биогенные нагрузки на водные объекты с их морфометрическими, гидрологическими и ассимиляционными характеристиками. Установлено статистически значимое соотношение между допустимыми биогенными нагрузками на шестнадцать трансграничных озер и одно трансграничное водохранилище и площадями их водосборов. Выявленные количественные соотношения позволяют природоохранным организациям принимать обоснованные решения о необходимом снижении антропогенной нагрузки на исследованные водоемы.

Ключевые слова: трансграничные водоемы; эвтрофирование; математические модели; ассимиляционная способность; площадь водосбора.

### **G. T. Frumin, A. Yu. Gorelyshev, A. V. Kulinkovich. PERMISSIBLE NUTRIENT LOADINGS ON INTERNATIONAL LAKES**

Permissible phosphorus and nitrogen loadings were calculated for 17 international (transboundary) water bodies, which allow them to remain in an oligotrophic state. The calculations were performed by the methods suggested by Vollenweider, Vollenweider and Dillon, and Lozovik. The study was based on mathematical models linking the permissible nutrient loadings on water bodies with their morphometric, hydrological, and assimilation characteristics. A statistically significant relationship was established between the permissible nutrient loadings on sixteen transboundary lakes and one transboundary storage reservoir and their catchment areas. The revealed quantitative ratios enable environment agencies to make informed decisions about the need for reducing human pressure on the investigated water bodies.

Keywords: transboundary water bodies; eutrophication; mathematical models; assimilation capacity; catchment area.

## Введение

В последние годы биогенное загрязнение водоемов (водотоков, озер и водохранилищ) и их эвтрофирование становится одной из наиболее актуальных проблем охраны водных ресурсов. Эта проблема характерна для многих стран мира, в том числе и для России. Изучению различных аспектов эвтрофирования вод уделяется значительное внимание. Создана Международная комиссия по эвтрофированию водоемов, производится их инвентаризация по уровню трофности, проводятся обширные эксперименты и наблюдения. Выполнено обследование большинства озер и водохранилищ США, Канады и Западной Европы [Хендерсон-Селлерс, Маркленд, 1990; Науменко, 2007; Фрумин, 2013].

В эвтрофировании водоемов принимают участие два главных биогенных элемента – азот и фосфор. Если  $N_{\text{мин}} : P_{\text{мин}}$  (отношение содержания минерального азота к содержанию минерального фосфора) меньше 10, то первичная продукция фитопланктона лимитируется азотом, при  $N_{\text{мин}} : P_{\text{мин}} > 17$  – фосфором, при  $N_{\text{мин}} : P_{\text{мин}} = 10-17$  – азотом и фосфором одновременно [Дмитриев, 1995].

Особую значимость рассматриваемой проблеме придает наличие на территории России и сопредельных государств международных (трансграничных) водных объектов (Чудско-Псковский озерный комплекс, река Нарва, Финский и Куршский заливы Балтийского моря и др.) [Тимофеева, Фрумин, 2017].

Отсутствие механизма, регулирующего взаимную ответственность государств за систематическое загрязнение трансграничных вод сверх экологически допустимых уровней, является весьма серьезной и нерешенной проблемой международных водных отношений и не способствует активизации работ по оздоровлению трансграничных водных объектов.

В г. Хельсинки 17 марта 1992 года была подписана Конвенция по охране и использованию трансграничных водотоков и международных озер, вступившая в силу 6 октября 1996 г. Со времени подписания Конвенции прошло уже почти тридцать лет, однако есть еще вопросы, которые окончательно не решены путем переговоров и нуждаются в дальнейшем развитии. Защита ландшафтов, экосистемный подход, водораспределение, защита от наводнений и эвтрофирования представляют собой лишь некоторые примеры подобных вопросов.

Биогенная нагрузка, превысившая некоторый критический уровень для данного водое-

ма, приводит к значительному снижению его биологической продуктивности и ухудшению качества воды [Даценко, 2007].

Цель проведенного исследования – анализ методов расчета допустимых биогенных нагрузок на трансграничные озера.

## Материалы и методы

Первичные морфометрические и гидрологические данные трансграничных озер, расположенных в Европе, Азии, Северной и Южной Америке, были заимствованы из World Lake Database (International Lake Environment Committee Foundation (ILEC) (табл. 1).

Для расчетов допустимых фосфорных нагрузок на трансграничные водные объекты использованы методы, разработанные Фолленвайдером, Фолленвайдером и Диллоном, а также Лозовиком. Соответствующие этим методам математические модели приведены в работах [Лозовик и др., 2011; Лозовик, Фрумин, 2018; Фрумин и др., 2021а]. Для оптимизации расчетов разработана программа для ЭВМ «Программа расчета допустимых фосфорных нагрузок на пресноводные озера» [Фрумин и др., 2021б].

Допустимая нагрузка – это нагрузка ( $L_{\text{доп}}$ ), ниже которой водоем остается в олиготрофном статусе [Гусаков, 1987]. Обоснование олиготрофного статуса в качестве референтного обусловлено следующим. Для олиготрофных водных объектов характерно высокое содержание растворенного кислорода (95–105 %), что создает благоприятные условия для ценных видов рыб.

Согласно [Дмитриев, 1995] олиготрофному статусу водного объекта соответствует соотношение  $TN : TP = 35$ . Учитывая изложенное, для расчетов допустимых нагрузок азотом общим было использовано следующее соотношение:  $N_{\text{общ}} : P_{\text{общ}} = 35$  или  $L_N = 35L_P$ .

## Результаты и обсуждение

Результаты расчетов допустимых биогенных нагрузок на трансграничные озера приведены в табл. 2.

Как следует из данных, приведенных в табл. 2, величины допустимых биогенных нагрузок на трансграничные озера существенно варьируют в зависимости от метода расчета. Например, для озера Гурон величина допустимой фосфорной нагрузки, рассчитанная по методу Фолленвайдера, равна 16 126 т/год, по методу Фолленвайдера и Диллона – 8038 т/год, а по методу Лозовика – 5672 т/год.

Таблица 1. Площадь водосбора, морфометрические и гидрологические характеристики трансграничных озер

Table 1. Catchment area, morphometric and hydrological characteristics of the transboundary lakes

Озеро Lake	Водосбор, км <sup>2</sup> Catchment area, km <sup>2</sup>	Средняя глубина, м Average depth, m	Площадь, км <sup>2</sup> Area, km <sup>2</sup>	Объем, км <sup>3</sup> Volume, km <sup>3</sup>	Период водо- обмена, год Water ex- change period, year	Сопредельные страны Neighboring countries
Пюхьяярви Puhajärvi	1020	7,9	247	1,95	4,07	Россия, Финляндия Russia, Finland
Чудское Chudskoe	40 000	8,3	2613	21,79	2,15	Россия, Эстония Russia, Estonia
Нарвское водохранилище Narva reservoir	55 700	1,8	191,4	0,365	0,03	Россия, Эстония Russia, Estonia
Ханка Hanka	10 000	4,5	4190	18,3	9,5	Россия, Китай Russia, China
Выштынецкое Vyshtynetsкое	281,9	20	18,1	0,285	8,1	Россия, Литва Russia, Lithuania
Боденское Constance	11 500	90	536	48	0,69	Германия, Австрия, Швейцария Germany, Austria, Switzerland
Женевское Geneva	7975	152,7	584	89	11,8	Франция, Швейцария France, Switzerland
Лаго-Маджоре Lake Maggiore	6387	176,5	213	37	4,0	Италия, Швейцария Italy, Switzerland
Лугано Lugano	307	160	28	6,5	11,4	Италия, Швейцария Italy, Switzerland
Охридское Ohrid	3921	164	358	55,49	70	Албания, Македония Albania, Macedonia
Скадарское Skadar	5490	6	475	1,93	0,19	Албания, Черногория Albania, Montenegro
Гурон Huron	128 464	53	59 570	3543	22,6	Канада, США Canada, USA
Онтарио Ontario	75 272	86	19 009	1,64	7,9	Канада, США Canada, USA
Эри Erie	78 769	17,7	25 821	480	2,6	Канада, США Canada, USA
Верхнее Superior	124 838	148	82 367	12 000	191	Канада, США Canada, USA
Шамплейн Champlain	21 326	19,5	1331	25,8	2,48	Канада, США Canada, USA
Титикака Titicaca	58 000	107	8372	893	1343	Перу, Боливия Peru, Bolivia



Таблица 2. Допустимые биогенные нагрузки на трансграничные озера

Table 2. Permissible nutrient loads on the transboundary lakes

Озеро Lake	Метод Фолленвайдера Vollenweider's method		Метод Фолленвайдера и Диллона Vollenweider and Dillon's method		Метод Лозовика Lozovik's method	
	тР/год tonsP/ year	тN/год tonsN/ year	тР/год tonsP/ year	тN/год tonsN/ year	тР/год tonsP/ year	тN/год tonsN/ year
Пюхьяярви Pyhäjärvi	21,3	745,5	1,25	43,8	16,1	563,5
Чудское Chudskoe	233	8155	249	8715	290	10 150
Нарвское водохранилище Narva reservoir	6,8	238	135	4725	3015	105 525
Ханка Hanka	258	9030	81	2835	123	4305
Выштынецкое Vyshtynetsкое	2,7	94,5	1,7	59,5	1,4	49
Боденское Constance	199	6965	1280	44 800	743	26 005
Женевское Geneva	298	10 430	335	11 725	129	4515
Лаго-Маджоре Lake Maggiore	119	4165	282	9870	92,4	3234
Лугано Lugano	14,7	514,5	17,2	602	6,5	227,5
Охридское Ohrid	191	6685	78,6	2751	55,6	1946
Скадарское Skadar	35	1225	215	7525	665	23 275
Гурон Huron	16 126	564 410	8038	281 330	5672	198 520
Онтарио Ontario	6880	240 800	7886	276 010	3577	125 195
Эри Erie	3620	126 700	4592	160 720	3875	135 625
Верхнее Superior	41 291	1 445 185	9459	331 065	11 283	394 905
Шамплейн Champlain	198	6930	269	9415	220	7700
Титикака Titicaca	3455	120 925	251	8785	906	31 710

Методика расчета допустимой фосфорной нагрузки Фолленвайдера базируется только на одном морфометрическом показателе (средняя глубина водоема), а методика Фолленвайдера и Диллона – на одном морфометрическом (средняя глубина водоема) и одном гидрологическом (время полного водообмена) показателях. Отличительная особенность метода расчета допустимых фосфорных нагрузок на озера, разработанного П. А. Лозовиком, по сравнению с традиционно используемыми методами Фолленвайдера и Фолленвайдера и Диллона заключается в том, что он учитывает не только морфометрические и гидрологические характеристики водного объекта, но и его ассимиляционную

(самоочистительную) способность в отношении соединений фосфора.

Учитывая, что озеро и его водосбор – единая природная система [Драбкова, Сорокин, 1979], представлялось целесообразным установить количественные соотношения между допустимыми фосфорными нагрузками на 17 трансграничных озер ( $L_{доп}$ ) и площадями их водосборов ( $F$ ). Результаты проведенного анализа приведены в табл. 3 и 4 и на рис. 1 и 2.

Согласно шкале Чеддока [Макарова, Трофимец, 2002], приведенные в табл. 3 значения коэффициентов корреляции свидетельствуют о весьма высокой тесноте связи между переменными ( $\ln L_{доп}$  и  $\ln F$ ) при использовании метода Лозовика и о высокой тесноте связи при при-

Таблица 3. Количественные соотношения между допустимыми фосфорными нагрузками на трансграничные озера и площадями их водосборов

Table 3. Quantitative relationships between the permissible phosphorus loads on the transboundary lakes and their catchment areas

Метод Method	Модель Model	Статистические характеристики Statistical characteristics			
		n	r	$\sigma_{y(x)}$	$F_p/F_T$
Фолленвайдера Vollenweider's	$\ln L_{доп} = -4,80 + 1,104 \ln F$	17	0,78	1,76	5,3
Фолленвайдера и Диллона Vollenweider and Dillon's	$\ln L_{доп} = -5,45 + 1,164 \ln F$	17	0,86	1,40	9,3
Лозовика Lozovik's	$\ln L_{доп} = -5,75 + 1,216 \ln F$	17	0,95	0,84	28,0

Примечание. n – количество озер, r – коэффициент корреляции,  $\sigma_{y(x)}$  – стандартная ошибка,  $F_p$  – расчетное значение критерия Фишера,  $F_T$  – табличное значение критерия Фишера при уровне значимости 95 %.

Note. n – number of lakes, r – correlation coefficient,  $\sigma_{y(x)}$  – standard error,  $F_p$  – calculated value of Fisher's criterion,  $F_T$  is the tabular value of the Fisher's test at a 95 % significance level. Here and in Tab. 4:  $\ln L_{доп} - \ln L_{пер}$

Таблица 4. Количественные соотношения между допустимыми азотными нагрузками на трансграничные озера и площадями их водосборов

Table 4. Quantitative relationships between permissible nitrogen loads on the transboundary lakes and their catchment areas

Метод Method	Модель Model	Статистические характеристики Statistical characteristics			
		n	r	$\sigma_{y(x)}$	$F_p/F_T$
Фолленвайдера Vollenweider's	$\ln L_{доп} = -1,25 + 1,104 \ln F$	17	0,78	1,76	5,3
Фолленвайдера и Диллона Vollenweider and Dillon's	$\ln L_{доп} = -1,90 + 1,164 \ln F$	17	0,86	1,40	9,3
Лозовика Lozovik's	$\ln L_{доп} = -2,20 + 1,216 \ln F$	17	0,95	0,84	28,0

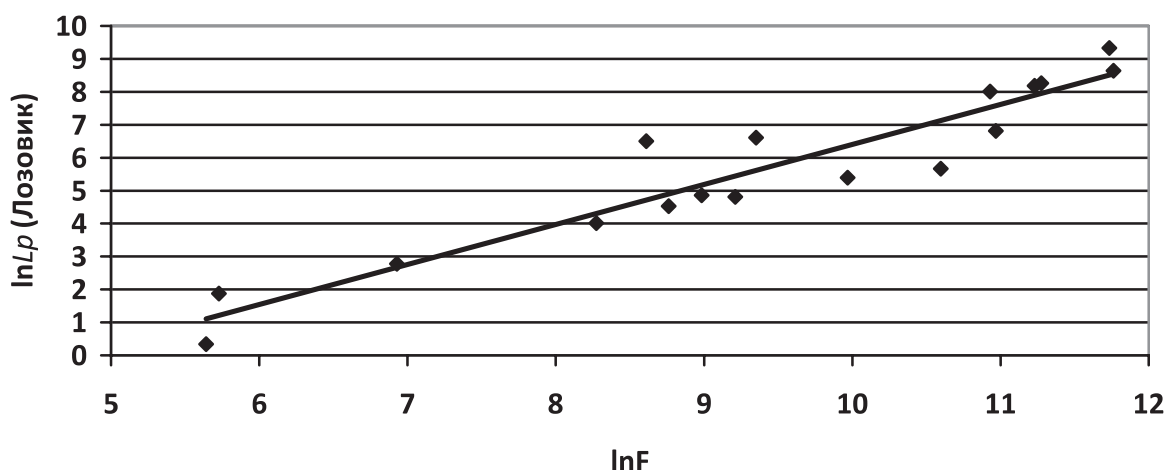


Рис. 1. Соотношение между натуральными логарифмами допустимых фосфорных нагрузок на трансграничные озера и натуральными логарифмами площадей их водосборов

Fig. 1. Relationship between natural logarithms of permissible phosphorus loads on the transboundary lakes and natural logarithms of their catchment areas

менении методов Фолленвайдера и Фолленвай-  
дера и Диллона. Наиболее высокие значения  
коэффициента корреляции и критерия Фишера  
и наименьшее значение стандартной ошибки  
установлено при применении метода Лозовика.

Как следует из статистических данных, при-  
веденных в табл. 4, наиболее высокие значения  
коэффициента корреляции и критерия Фишера  
и наименьшее значение стандартной ошибки  
установлено при применении метода Лозовика.

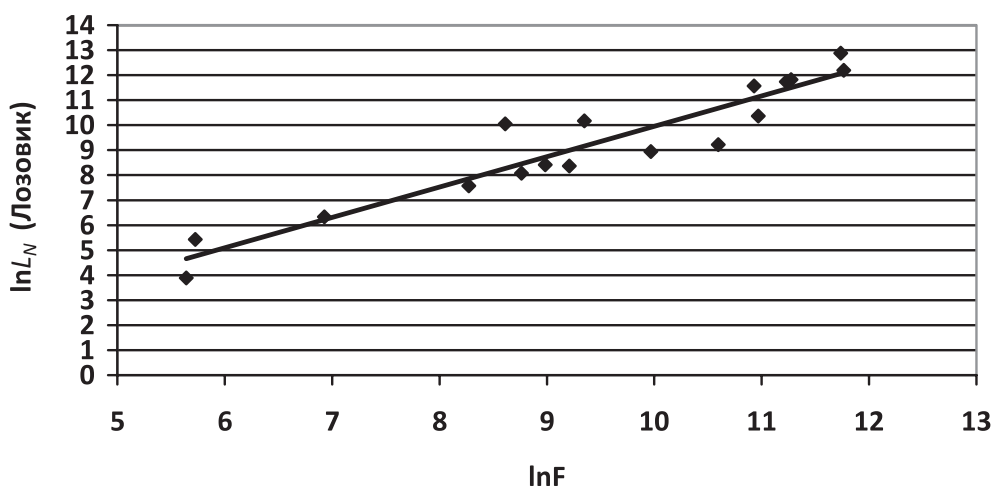


Рис. 2. Соотношение между натуральными логарифмами допустимых азотных нагрузок на трансграничные озера и натуральными логарифмами площадей их водосборов

Fig. 2. Relationship between natural logarithms of permissible nitrogen loads on the transboundary lakes and natural logarithms of their catchment areas

Приведенные в табл. 3 и 4 отношения  $F_p/F_T$  показывают, что  $F_p > F_T$ . Это означает, что все модели адекватны [Дрейпер, Смит, 1973].

## Выводы

1. Достоверность определения величины допустимой биогенной нагрузки (фосфорной или азотной) на международный (трансграничный) водоем, позволяющая ему оставаться в олиготрофном статусе, зависит от метода расчета.

2. Установлены статистически значимые (адекватные) соотношения между допустимыми фосфорными и азотными нагрузками на семнадцать трансграничных водоемов и площадями их водосборов, что позволяет природоохранным организациям принимать обоснованные решения о необходимом снижении антропогенной нагрузки на эти водоемы.

*Работа выполнена в Российском государственном педагогическом университете им. А. И. Герцена в рамках государственного задания при финансовой поддержке Минпросвещения России (проект № FSN-2020-0016).*

## Литература

Гусаков Б. Л. Критическая концентрация фосфора в озерном притоке и ее связь с трофическим уровнем водоема / Ред. Н. А. Петрова, Б. Л. Гутельмахер. Л.: Наука, 1987. С. 7–17.

Даценко Ю. С. Эвтрофирование водохранилищ. Гидролого-гидрохимические аспекты. М.: ГЕОС, 2007. 252 с.

Дмитриев В. В. Диагностика и моделирование водных экосистем. СПб.: Изд-во СПбГУ, 1995. 216 с.

Драбкова В. Г., Сорокин И. Н. Озеро и его водосбор – единая природная система. Л.: Наука, 1979. 195 с.

Дрейпер Н., Смит Г. Прикладной регрессионный анализ. М.: Статистика, 1973. 392 с.

Лозовик П. А., Рыжаков А. В., Сабылина А. В. Процессы трансформации, круговорота и образования веществ в природных водах // Труды КарНЦ РАН. 2011. № 4. С. 21–28.

Лозовик П. А., Фруммин Г. Т. Современное состояние и допустимые биогенные нагрузки на Псковско-Чудское озеро // Труды КарНЦ РАН. 2018. № 3. С. 3–10. doi: 10.17076/lim626

Макарова Н. В., Трофимец В. Я. Статистика в Excel. М.: Финансы и статистика, 2002. 368 с.

Науменко М. А. Эвтрофирование озер и водохранилищ. Учебное пособие. СПб.: РГГМУ, 2007. 100 с.

Тимофеева Л. А., Фруммин Г. Т. Трансграничные водные объекты. СПб.: СпецЛит, 2017. 159 с.

Фруммин Г. Т. Расчет допустимой биогенной нагрузки на трансграничные водные объекты. Методическое пособие. СПб.: РГГМУ, 2013. 27 с.

Фруммин Г. Т., Кулинкович А. В., Горельшев А. Ю. Методы расчета допустимых фосфорных нагрузок на озера // Труды КарНЦ РАН. 2021а. № 4. С. 163–168. doi: 10.17076/lim1395

Фруммин Г. Т., Кулинкович А. В., Горельшев А. Ю., Калинин И. А. Программа расчета допустимых фосфорных нагрузок на пресноводные озера / Федеральная служба по интеллектуальной собственности. Государственная регистрация программы для ЭВМ. Номер регистрации (свидетельства): 2021618650. Дата регистрации 31.05.2021б.

Хендерсон-Селлерс Б., Маркленд Х. Р. Умирающие озера. Причины и контроль антропогенного эвтрофирования. Л.: Гидрометеиздат, 1990. 280 с.

Поступила в редакцию 23.06.2021

## References

*Datsenko Yu. S.* Evtrofirovaniye vodokhranilishch. Gidrologo-gidrokhimicheskie aspekty [Eutrophication of reservoirs. Hydrological and hydrochemical aspects]. Moscow: GEOS, 2007. 252 p.

*Dmitriev V. V.* Diagnostika i modelirovaniye vodnykh ekosistem [Diagnostics and modeling of aquatic ecosystems]. St. Petersburg: SPbGU, 1995. 216 p.

*Drabkova V. G., Sorokin I. N.* Ozero i ego vodosbor – edinaya prirodnyaya sistema [Lake and its catchment – a single natural system]. Leningrad: Nauka, 1979. 195 p.

*Draper N., Smith G.* Prikladnoi regressionnyi analiz [Applied regression analysis]. Moscow: Statistika, 1973. 392 p.

*Frumin G. T.* Raschet dopustimoi biogennoi nagruzki na transgranichnye vodnye ob'ekty. Metodicheskoe posobie [Calculation of the permissible nutrient load on transboundary water bodies: A study guide]. St. Petersburg: RGGMU, 2013. 27 p.

*Frumin G. T., Kulinkovich A. V., Gorelyshev A. Yu.* Metody rascheta dopustimyykh fosfornyykh nagruzok na ozera [Methods for calculating permissible phosphorus loadings on lakes]. *Trudy KarNTs RAN* [Trans. KarRC RAS]. 2021a. No. 4. P. 163–168. doi: 10.17076/lim1395

*Frumin G. T., Kulinkovich A. V., Gorelyshev A. Yu., Kalinin I. A.* Programma rascheta dopustimyykh fosfornyykh nagruzok na presnovodnye ozera [A program for calculating permissible phosphorus loads on freshwater lakes]. *Fed. sluzhba po intellektual'noi sobstvennosti. Gos. reg. programmy dlya EVM* [Fed. Service for Intellectual Property. St. reg. of a computer program]. Registration (certificate) number: 2021618650. Registration date 05/31/20216.

*Gusakov B. L.* Kriticheskaya kontsentratsiya fosfora v ozernom pritoke i ee svyaz' s troficheskim urovnem vodoema [Critical concentration of phosphorus in the lake tributary and its relationship with the trophic level of the reservoir]. Eds. N. A. Petrova, B. L. Gutel'makher. Leningrad: Nauka, 1987. P. 7–17.

*Henderson-Sellers B., Markland H. R.* Umirayushchie ozera. Prichiny i kontrol' antropogennogo evtrofirovaniya [Dying lakes. Causes and control of anthropogenic eutrophication]. Leningrad: Gidrometeoizdat, 1990. 280 p.

*Lozovik P. A., Ryzhakov A. V., Sabylina A. V.* Protssesy transformatsii, krugovorota i obrazovaniya veshchestv v prirodnykh vodakh [Processes of matter transformation, cycles and formation in natural waters]. *Trudy KarNTs RAN* [Trans. KarRC RAS]. 2011. No. 4. P. 21–28.

*Lozovik P. A., Frumin G. T.* Sovremennoe sostoyaniye i dopustimyye biogenyye nagruzki na Pskovsko-Chudskoye ozero [Present-day state and permissible nutrient loadings on Lake Peipus]. *Trudy KarNTs RAN* [Trans. KarRC RAS]. 2018. No. 3. P. 3–10. doi: 10.17076/lim626

*Makarova N. V., Trofimets V. Ya.* Statistika v Excel [Statistics in Excel]. Moscow: Finansy i statistika, 2002. 368 p.

*Naumenko M. A.* Evtrofirovaniye ozer i vodokhranilishch. Uchebnoye posobie [Eutrophication of lakes and reservoirs: A study guide]. St. Petersburg: RGGMU, 2007. 100 p.

*Timofeeva L. A., Frumin G. T.* Transgranichnye vodnye ob'ekty [Transboundary water bodies]. St. Petersburg: SpetsLit, 2017. 159 p.

Received June 23, 2021

## СВЕДЕНИЯ ОБ АВТОРАХ:

### **Фрумин Григорий Тевелевич**

ведущий научный сотрудник научно-исследовательской лаборатории факультета географии, д. х. н., проф.  
Российский государственный педагогический университет им. А. И. Герцена  
наб. р. Мойки, 48, Санкт-Петербург, Россия, 191186  
эл. почта: gfrumin@mail.ru  
тел.: 89111274098

### **Горельшев Алексей Юрьевич**

преподаватель кафедры экологической безопасности телекоммуникаций  
Санкт-Петербургский государственный университет телекоммуникаций им. профессора М. А. Бонч-Бруевича  
пр. Большевиков, 22, корп. 1, Санкт-Петербург, Россия, 193232  
эл. почта: gau7001@mail.ru  
тел.: 89110297031

### **Куликович Алексей Викторович**

доцент кафедры экологической безопасности телекоммуникаций, к. х. н., доцент  
Санкт-Петербургский государственный университет телекоммуникаций им. профессора М. А. Бонч-Бруевича  
пр. Большевиков, 22, корп. 1, Санкт-Петербург, Россия, 193232  
эл. почта: geochem@mail.ru  
тел.: 89111608337

## CONTRIBUTORS:

### **Frumin, Grigory**

Herzen State Pedagogical University of Russia  
48 Nab. R. Moiki, 191186 St. Petersburg, Russia  
e-mail: gfrumin@mail.ru  
tel.: +79111274098

### **Gorelyshev, Alexey**

Bonch-Bruevich St. Petersburg State University of Telecommunications  
22 Bolshevikov Ave., bldg. 1, 193232 St. Petersburg, Russia  
e-mail: gau7001@mail.ru  
tel.: +79110297031

### **Kulinkovich, Alexey**

Bonch-Bruevich St. Petersburg State University of Telecommunications  
22 Bolshevikov Ave., bldg. 1, 193232 St. Petersburg, Russia  
e-mail: geochem@mail.ru  
tel.: +79111608337

## ГИДРОБИОЛОГИЯ

УДК 574.62

### ПРОМЫСЛОВЫЕ ЗАПАСЫ МОТЫЛЯ (*CHIRONOMUS*: DIPTERA) РЯДА ОЗЕР ЛЕНИНГРАДСКОЙ ОБЛАСТИ

Ю. А. Зуев, А. В. Шацкий, А. Ю. Тамулёнис

Санкт-Петербургский филиал ФГБНУ «Всероссийский научно-исследовательский институт  
рыбного хозяйства и океанографии» («ГосНИОРХ» им. Л. С. Берга), Россия

Изучение промысловых запасов мотыля (*Chironomus* sp.) в озерах Ленинградской области ведется с 2010 г. Исследовано 51 озеро, мотыль обнаружен в 45 из них. Промысловые запасы отмечены в озерах Победное и Вишневское. Среднегодовой запас в них составляет 31 и 90 тонн соответственно. Максимальный запас отмечен в 2014 г. на оз. Вишневское и составил 311 тонн, минимальный – на оз. Победное в 2020 г. в объеме 4,5 тонны. На оз. Победное проводится активный коммерческий промысел личинок комаров-хирономид. Отсутствие статистики по объемам промысла не позволяет достоверно оценивать запасы мотыля и их межгодовые изменения. Распространение Chironomidae на разных грунтах и в различных частях озера (прибрежной и центральной) исследуется с 2018 г. С помощью дисперсионного анализа (критерий Краскела – Уоллиса) показано, что максимальная плотность поселения личинок находится в прибрежной зоне. На основании анализа геоморфологических характеристик водоемов выделена прибрежная полоса, ее ширина составляет не менее 30 м. Биомасса личинок на этом участке водного объекта меняется от года к году синхронно с биомассой личинок в центральной части озера. Эти запасы составляют в различные годы хоть и меньше половины, но больше десятой части биомассы мотыля всего озера. Корректная оценка межгодовых изменений и влияния промысла в озерах невозможна без учета личинок в этой зоне. Также прибрежная зона в озерах является естественным укрытием для мотыля, поскольку недоступна для обычных методов промысла.

Ключевые слова: *Chironomus plumosus*; личинки комаров-хирономид; распределение; макрозообентос; прибрежная зона озер; запасы; мотыль; литораль.

### Yu. A. Zuyev, A. V. Shatsky, A. Yu. Tamulyonis. HARVESTABLE STOCK OF BLOODWORMS (*CHIRONOMUS*: DIPTERA) IN SOME LAKES OF THE LENINGRAD REGION

The harvestable stock of bloodworms (*Chironomus* sp.) has been investigated in some lakes of the Leningrad Region since 2010. Bloodworms were detected in 45 out of 51 lakes surveyed. Abundances sufficient for commercial harvesting of larvae were found in lakes Pobednoe and Vishnevskoe. Mean annual stocks in these lakes were 31 and 90



tons. The highest recorded concentration was 311 tons in Lake Vishnevskoe in 2014 and the lowest concentration was 4.5 tons in Lake Pobednoe in 2020. Regular commercial harvesting of *Chironomus* larvae takes place only in Lake Pobednoe. In the absence of harvesting statistics, bloodworm stocks could not be estimated accurately. The distribution of Chironomidae larvae has been investigated on different substrates and in different lake areas (littoral and profundal) since 2018. According to the Kruskal-Wallis test, larval numbers were the highest in the nearshore zone. The nearshore zone was delineated through the analysis of the lake's geomorphological characteristics. At the least, it was 30 meters wide. The biomass of larvae in this zone varies among years concurrently with the larval biomass in the central parts of the lakes. Nearshore stocks contribute in different years from a tenth to a half of the total bloodworm biomass in every lake. Among-year variations of the stock and harvesting effects on it cannot be estimated properly unless larvae in this zone are taken into account. Also, being inaccessible for regular harvesting gears, the nearshore zone is a natural refugium for bloodworms.

**Key words:** *Chironomus plumosus*; Chironomidae larvae; distribution; macrobenthos; near-shore zone of lakes; stock; bloodworms; littoral.

## Введение

*Chironomus* gr. *plumosus* L., или мотыль, относится к семейству хирономид (Chironomidae) подотряда длинноусых отряда двукрылых насекомых (Diptera). Хирономусы – комары-дергуны, или комары-звонцы – широко распространенная группа двукрылых насекомых, освоивших практически все естественные и искусственные водоемы с замедленным водообменом мезо- и эвтрофного типа [Балушкина, 1976; Линевиц и др., 1983].

Промысел личинок комаров-хирономид на территории России проводится во всех широтах, от побережья Черного моря до побережья Баренцева. Мотыль является единственным промысловым представителем пресноводного макробентоса в Ленинградской области. В связи с вышеизложенным становится актуальным вопрос оценки запасов мотыля в водоемах.

## Материалы и методы

**Стратегия отбора проб.** Исследовано 51 озеро Ленинградской области (рис. 1). Мониторинг запасов мотыля на озерах Победное (N60°22'01", E29°26'20") и Вишневское (N60°31'25", E29°31'57") ведется в течение последних восьми лет (рис. 2). В рамках мониторинга, проводимого с 2013 г., выполнялся ежегодный отбор макрозообентоса на 4 станциях: В1–В4. С 2018 г. к исследованиям добавлены разрезы от берега на 6–8 станциях: Р1–Р8. На каждой станции фиксировались характер грунта и температура воды.

Пробы макрозообентоса отбирали утяжеленным дночерпателем Ван-Вина с площадью захвата 0,025 м<sup>2</sup> (две дночерпательные пробы

на станции). Отмывку от грунта с использованием сита № 23 проводили сразу после взятия пробы. Фиксация выполнялась 4% раствором формалина. Обработка осуществлялась по общепринятым методикам [Методические..., 1983]. Личинки комаров-хирономид определялись по глицериновым препаратам из личинок на основании морфологических признаков до групп видов [Панкратова, 1977, 1983].

**Статистический анализ.** Тепловая карта построена при помощи пакета *gplots* в среде R-studio [Warnes et al., 2016]. Иерархическая кластеризация выполнялась с помощью функции *hclust* в пакете R-studio.

Так как распределение характеристик обилия не являлось нормальным, в качестве альтернативы ANOVA применялся ранговый аналог дисперсионного анализа – метод Краскела – Уоллиса. Внутригрупповые различия анализировались парным критерием Вилкоксона.

## Результаты и обсуждение

Исследование запасов мотыля в Ленинградской области проводится в течение последних 10 лет. Изучен 51 водоем (рис. 1), все они – малые и средние озера. На момент исследований мотыль обнаружен в 45 из них. На озерах Победное и Вишневское выявлены значительные запасы личинок *Ch. plumosus*. На оз. Победное ведется регулярный коммерческий промысел мотыля. Промысел осуществляется с помощью мотыльницы (местное название – «гитара»), которую под разным углом загоняют в грунт из майны, и мотыль цепляется за ряды натянутой лески [Добытчикам..., 2009].

Характеристики озер, на которых могут быть промышленные скопления личинок мотыля, хорошо известны. Это небольшие мелководные

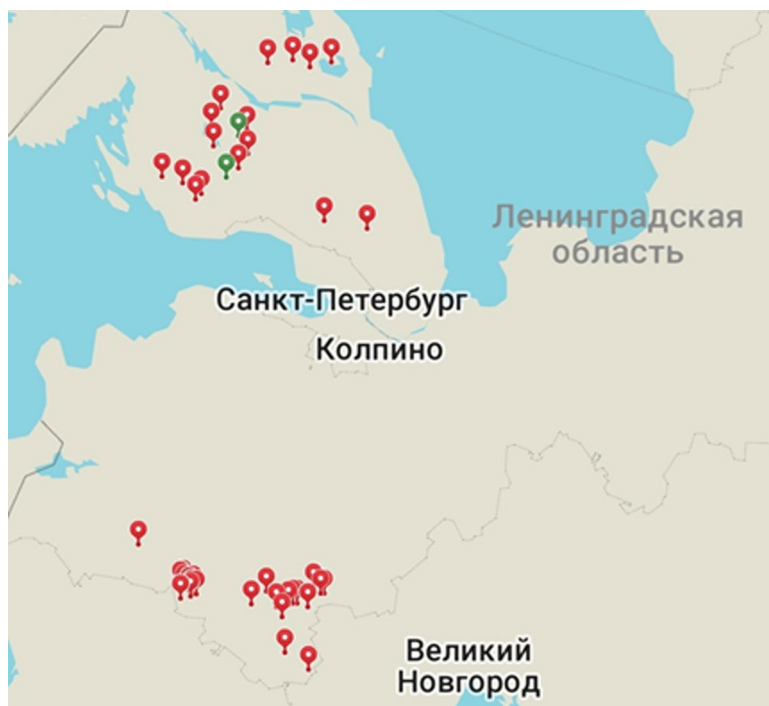
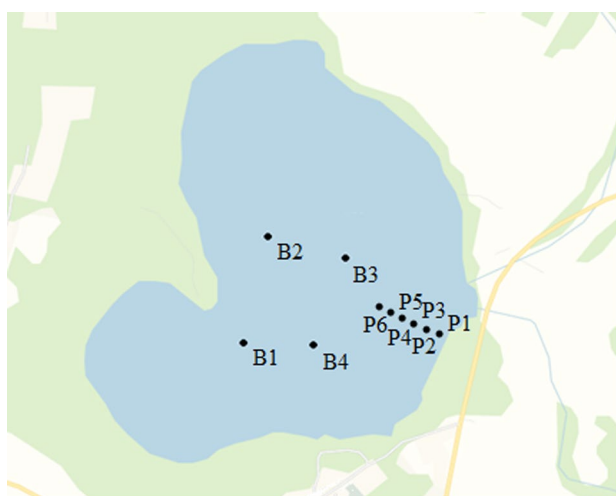
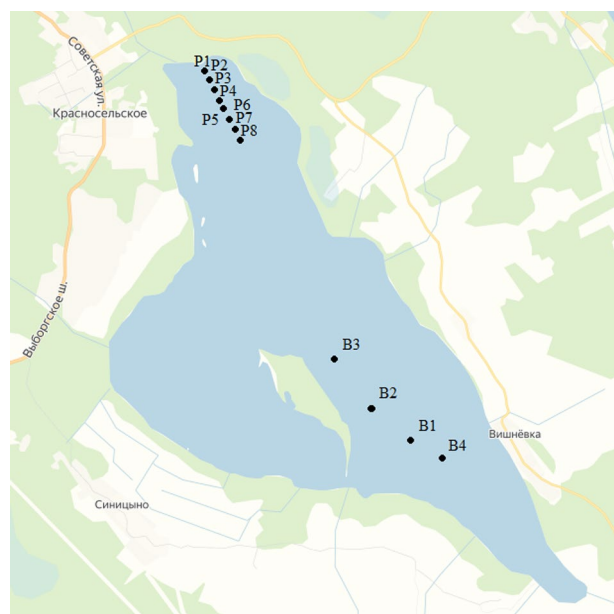


Рис. 1. Исследованные озера в Ленинградской области. Зеленым цветом отмечены озера Вишневское и Победное

Fig. 1. Studied lakes in the Leningrad Region. Green symbols – lakes Vishnevskoe and Pobednoe



А



В

Рис. 2. Схема расположения станций на озерах Победное (А) и Вишневское (В) в 2018–2020 гг.

Здесь и на рис. 3, 4: В1–В4 – основные мониторинговые станции, Р1–Р8 – станции на прибрежном разрезе

Fig. 2. Location of the stations on lakes Pobednoe (A) and Vishnevskoe (B) in 2018–2020.

Here and in Fig. 3, 4: В1–В4 – annual monitoring stations, Р1–Р8 – stations located on the cross-shore section

водоемы с высоким содержанием органических веществ в воде [Rasmussen, 1985; Kajak, 1997]. Периодически на таких озерах наблюдается дефицит растворенного в воде кислоро-

да, что может приводить к заморным явлениям зимой.

**Характеристики донных сообществ.** В составе донных сообществ оз. Победное

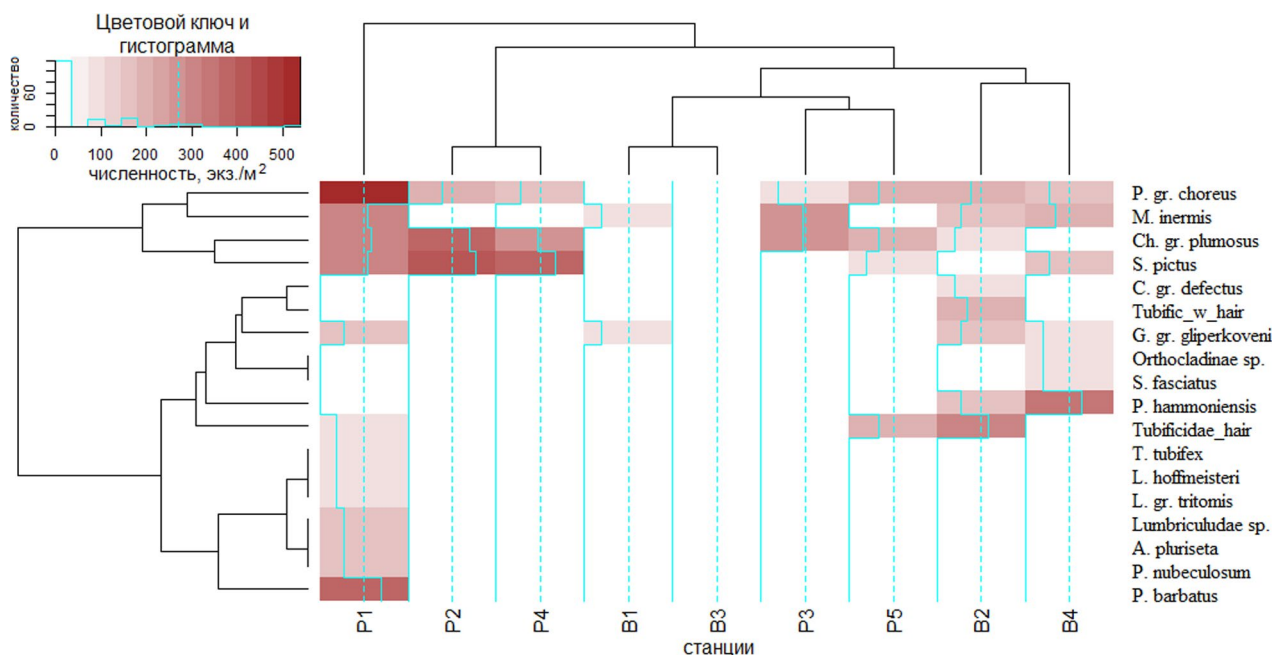


Рис. 3. Тепловая карта, построенная на основании трансформированной (квадратный корень) матрицы численности на станциях оз. Победное в 2019 г. Здесь и на рис. 4 цветовой легенда обозначает численность таксона на станции от отсутствия таксона (белый цвет) до максимальных значений (темно-красный).

Таксоны / Taxa: P. gr. choreus – *Procladius* gr. *choreus*; M. inermis – *Mallochohelea inermis*; Ch. gr. plumosus – *Chironomus* gr. *plumosus*; S. pictus – *Sphaeromias pictus*; C. gr. defectus – *Cryptochironomus* gr. *defectus*; Tubific\_w\_hair – Tubificidae без волосных щетинок / Tubificidae without hair bristles; G. gr. gliperkoveni – *Glyptotendipes* gr. *gliperkoveni*; S. fasciatus – *Sphaeromias fasciatus*; P. hammoniensis – *Potamothenix hammoniensis*; Tubificidae\_hair – Tubificidae с волосными щетинками / Tubificidae with hair bristles; T. tubifex – *Tubifex tubifex*; L. hoffmeisteri – *Limnodrilus hoffmeisteri*; L. gr. tritomis – *Limnochironomus* gr. *tritomis*; A. pluriseta – *Aulodrilus pluriseta*; P. nubeculosum – *Polypedilum nubeculosum*; P. barbatus – *Psammoryctides barbatus*.

Fig. 3. Heatmap based on the transformed (square root) relative abundance at the stations on Lake Pobednoe in 2019. Here and in Fig. 4: colour intensity increases with species density (from white to dark red).

в зимне-весенний период в местах обитания мотыля представлено 17 таксонов донных беспозвоночных. Наибольшим разнообразием отличались олигохеты (8 таксонов) и личинки комаров-хирономид (7 таксонов). Также отмечены личинки мокрецов и крупные двустворчатые моллюски сем. Unionidae.

В качестве ядра бентоценозов выделяется группа личинок комаров-хирономид и мокрецов: *Chironomus* gr. *plumosus*, *Procladius* gr. *choreus*, *Sphaeromias pictus*, *Mallochohelea inermis* (рис. 3). На основании этих таксонов выделяется группа прибрежных станций с повышенной биомассой данных видов.

В оз. Вишневское в зимне-весенний период отмечено 30 таксонов донных беспозвоночных. Наибольшим разнообразием отличались олигохеты и личинки комаров-хирономид: 11 и 9 таксонов соответственно. Обнаружены также личинки мокрецов, хаборид, пиявки, двустворчатые и брюхоногие моллюски, водные клещи.

Основу видового разнообразия в озере образуют личинки комаров-хирономид (*Glyptotendipes* gr. *gliperkoveni*, *Chironomus* gr. *plumo-*

*sus*) и олигохет (*Potamothenix hammoniensis*), а также неполовозрелая молодежь сем. Tubificidae (рис. 4). На основании этой группы видов выделяется 3 группы станций: прибрежная зона (P1, P2), станции, расположенные на большем удалении от берега (P3–P7), а также станции в центральной части (B1–B4). Построение тепловой карты по матрице биомассы показывает для озер аналогичные результаты.

**Запасы мотыля.** Обилие личинок *Chironomus* gr. *plumosus* изменялось год от года в широких пределах [Садырин, 2012; Зуев, Шацкий, 2020]. Низкая средняя биомасса наблюдалась в 2017 г., а высокая – в 2014 и 2018 гг. Зима 2019–2020 гг. была особенной по погодным условиям (не сформировался ледовый покров) и выделялась из ряда лет низкими значениями биомассы (рис. 5). Большое различие в биомассе мотыля некоторых лет может быть связано также и с активным непредсказуемым промыслом. Годы с высокой и низкой биомассой личинок для обоих озер почти всегда совпадают.

Плотность скопления личинок на станциях колебалась от 5 до 1200 экз./м<sup>2</sup>, биомасса –

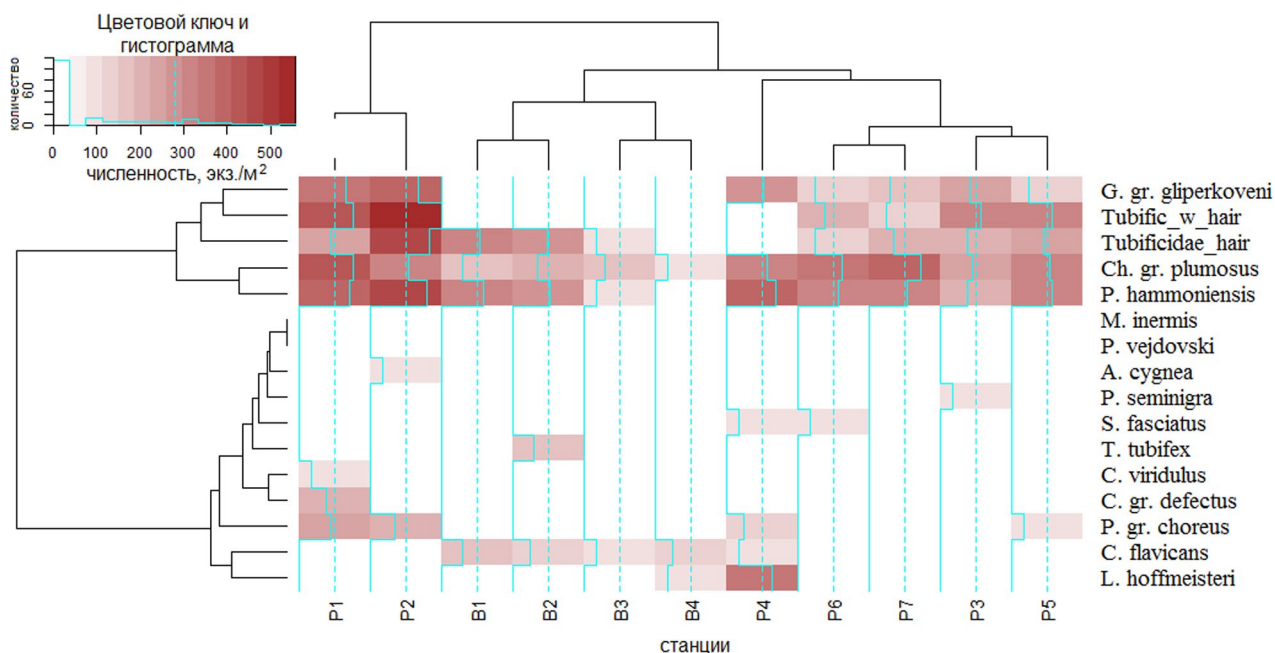


Рис. 4. Тепловая карта, построенная на основании трансформированной (квадратный корень) матрицы численности на станциях оз. Вишневское в 2019 г.

Таксоны / Taxa: G. gr. gliperkoveni – *Glyptotendipes* gr. *gliperkoveni*; Tubific\_w\_hair – Tubificidae без волосных щетинок / Tubificidae without hair bristles; Tubificidae\_hair – Tubificidae с волосными щетинками / Tubificidae with hair bristles; Ch. gr. plumosus – *Chironomus* gr. *plumosus*; P. hammoniensis – *Potamothrix hammoniensis*; M. inermis – *Mallochohelea inermis*; P. vej dovski – *Potamothrix vej dovski*; A. cygnea – *Anodonta cygnea*; P. seminigra – *Probezzia seminigra*; S. fasciatus – *Sphaeromias fasciatus*; T. tubifex – *Tubifex tubifex*; C. viridulus – *Cryptochironomus viridulus*; C. gr. defectus – *Cryptochironomus* gr. *defectus*; P. gr. choreus – *Procladius* gr. *choreus*; C. flavicans – *Chaoborus flavicans*; L. hoffmeisteri – *Limnodrilus hoffmeisteri*

Fig. 4. Heatmap based on the transformed (square root) relative abundance at the stations on Lake Vishnevskoe in 2019

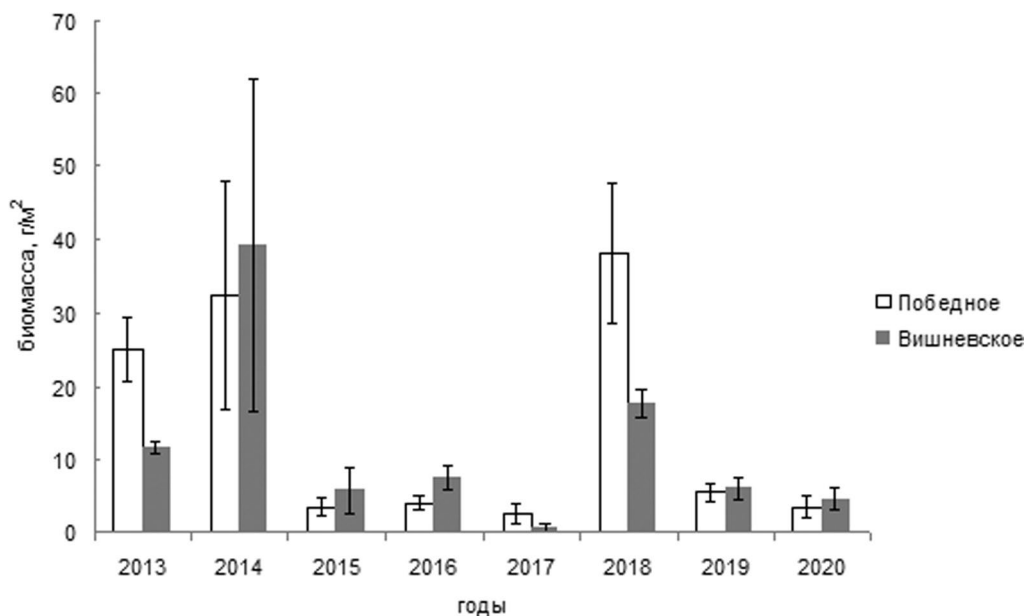


Рис. 5. Средняя биомасса (B, г/м<sup>2</sup>) мотыля в озерах в 2013–2020 гг.

Fig. 5. Average biomass (B, g/m<sup>2</sup>) of the bloodworm in the lakes in 2013–2020

от 0,15 до 170,70 г/м<sup>2</sup>. Максимальная средняя биомасса в оз. Победном отмечена в 2018 г., в Вишневском – в 2014 г.

До 2018 г. пробы отбирались в центральных частях озер (ст. В1–В4, см. рис. 2). Начиная с 2018 г. кроме стандартного отбора проб

Таблица 1. Биомасса (г/м<sup>2</sup>) личинок мотыля в озерах Ленинградской области на различном расстоянии от берега в 2019 г.

Table 1. Biomass (g/m<sup>2</sup>) of bloodworms in the lakes of the Leningrad Region at different distances of the sampling stations from the shore line (L, m) in 2019

Часть озера Part of the lake	Прибрежье Nearshore			Центральная часть Central part								
№№ станции отбора проб Station #	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	B1	B2	B3	B4
L, м L, m	5	15	25	35	55	75	95	115	>150	>200	>200	>500
Вишневское Vishnevskoe	17,7	6,9	4,1	6,7	8,2	7,4	13,6	1,7	1,7	2,4	2,4	0,3
Победное Pobednoe	6,8	10,3	4,4	7,2	3,0	1,1	-	-	-	0,8	-	-

на многолетних станциях стали выполняться «разрезы» перпендикулярно береговой линии в прибрежной полосе (ст. P1–P6). Наибольшие значения биомассы мотыля отмечались в прибрежной полосе (табл. 1).

Прибрежную полосу можно выделить как особый участок по обилию личинок в различные годы и наличию наиболее богатой фауны беспозвоночных (рис. 3 и 4, табл. 1) [Koszałka, 2012]. За весь период эта полоса не была меньше 30 м от берега (ст. P1–P3), а в отдельные годы полоса повышенной биомассы достигала ширины 80 м (ст. P1–P6). Из лимнологических характеристик эту зону выделяет более сложный рельеф (как минимум наличие уклона дна), меньшая глубина и иной состав грунта. Грунт характеризуется высоким содержанием песка, поступающего с поверхностным стоком с берегов, и наличием грубого растительного детрита и древесины: веток и опада деревьев, фитомассы прибрежных и водных макрофитов. Сложный рельеф, высокое содержание песка и плотность, замусоренность грунта, остатки макрофитов делают невозможным промысел в прибрежной зоне с помощью применяемых орудий лова (мотыльниц), рассчитанных на жидкий ил.

Критерий Краскела – Уоллиса показал достоверные различия в биомассе мотыля между озерами, различными годами отбора, на разных грунтах и на станциях, расположенных в прибрежных и центральных частях озера (табл. 2). При этом диапазон колебаний в различные годы очень сильно отличается, что должно в значительной степени маскировать влияние других факторов (рис. 6).

Для выявления влияния таких факторов, как грунт и местоположение отбора проб (центральная или прибрежная часть озера), была проведена нормализация значений биомассы

для каждого года исследований и каждого озера отдельно. В результате теста показана высокая достоверность отличия биомассы личинок в разных частях озера (табл. 2). При этом достоверных отличий биомассы мотыля для разных грунтов при анализе нормализованной матрицы не наблюдалось.

Достоверные отличия в биомассе мотыля по ненормализованной матрице на детрите и черном иле, вероятно, связаны с тем, что два этих типа грунта четко привязаны к определенным районам озер. Детрит встречается только в прибрежье, а черный ил – только в центральной части озер. Связь между биомассой мотыля и другими типами грунта не наблюдается (табл. 2).

Как хорошо видно на примере данных за 2019 г., мониторинговые станции только в центральной части озера, без прибрежного «разреза» (табл. 1), могут показать, что мотыль практически полностью отсутствует.

Таким образом, доказано различие обилия мотыля в разных частях (прибрежной и центральной) водных объектов. Кроме того, возможно влияние на него неконтролируемого промысла в центральной части озер. Следовательно, оценка промысловых запасов личинок хирономид озера должна проводиться и для прибрежной полосы, и для центральной части.

Выделение прибрежной полосы, как участка с наибольшим обилием мотыля, осуществлено на основании геоморфологических особенностей станций и подтверждено методами дифференциального анализа. Несмотря на небольшую площадь прибрежной полосы, от 1/7 до половины промысловых запасов мотыля в последние годы находится именно здесь (табл. 3).

Изменения, наблюдаемые в запасе мотыля озера в указанный период, одновременно про-



Таблица 2. Результат расчета критерия Краскела – Уоллиса и попарного теста Вилкоксона с коррекцией Бонферрони для сравнения биомассы *Ch. plumosus* различных озер, лет, грунтов и частей озера на основании простой и нормализованной для каждого года биомассы

Table 2. Results of the Kruskal – Wallis statistical test and the paired Wilcoxon rank sum test with the Bonferroni correction to compare the biomass of *Ch. plumosus* for various lakes, years, grounds, and parts of lakes on the basis of the simple biomass standardized for every year

	Фактор Predictor	Тест Краскела – Уоллиса Kruskal – Wallis statistical test		Попарный тест Вилкоксона Paired Wilcoxon rank sum test	
		$\chi^2$ (df)	p	пары pair	p
Биомасса личинок <i>Ch. plumosus</i> Biomass of <i>Ch. plumosus</i>	озера lakes	6,85 (1)	0,009**	Вишневское ≠ Победное Vishnevskoe ≠ Pobednoe	
	годы years	45,52 (2)	<0,001***	2018 ≠ 2019 2018 ≠ 2020 2019 ≠ 2020	<0,001*** <0,001*** n. s.
	грунт grounds	10,64 (3)	0,014*	детрит ≠ черный ил detritus ≠ black silt	0,013*
	часть озера parts of lakes	4,97 (1)	0,025*	прибрежье ≠ центральная часть nearshore ≠ central part	
Нормализованная по годам биомасса личинок <i>Ch. plumosus</i> Biomass of <i>Ch. plumosus</i> standardized for every year	озера lakes	0,06 (1)	n. s.		
	годы years	0,93 (2)	n. s.		
	грунт grounds	5,86 (3)	n. s.		
	часть озера parts of lakes	18,70 (1)	<0,001***	прибрежье ≠ центральная часть nearshore ≠ central part	

Примечание.  $\chi^2$  – значение теста Краскела – Уоллиса; df – степени свободы; \* –  $p < 0,05$ ; \*\* –  $p < 0,01$ ; \*\*\* –  $p < 0,001$ ; n. s. – не значимый / not significant.

Note.  $\chi^2$  – Kruskal-Wallis statistic; df – degree of freedom.

исходят и в прибрежной зоне. При этом более высокая плотность грунта, наличие большого

количества растительных, в том числе древесных, остатков затрудняют проведение промысла в ней.

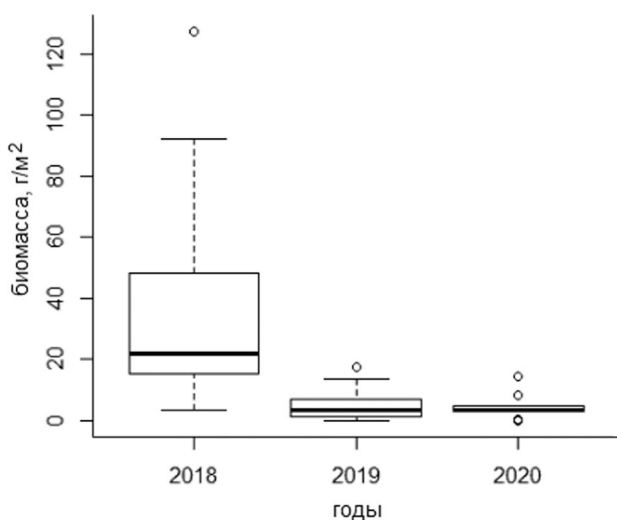


Рис. 6. Боксплот биомассы (г/м<sup>2</sup>) личинок мотыля в различные годы

Fig. 6. Boxplots of the bloodworm biomass (g/m<sup>2</sup>) in the different years

## Заключение

В прибрежной части двух изученных водоемов – озер Победное и Вишневское – находятся значительные запасы мотыля (до 40 %). В этом районе практически не проводится коммерческая добыча, и поэтому он является естественным резервом на случай перелова личинок в открытой части водоема. Сопоставление распределения биомассы в различные годы позволяет сделать вывод, что в годы с высоким и низким обилием численность личинок пропорционально меняется во всех зонах озера. Это дает возможность на основании данных о биомассе мотыля в прибрежной зоне, где не ведется промышленный лов, исследовать межгодовую динамику запасов.

Поскольку объемы добычи практически не поддаются оценке, мониторинг обилия мотыля в прибрежной зоне может стать необхо-

Таблица 3. Запасы мотыля в прибрежной и открытой частях озер

Table 3. Stock of bloodworms in the nearshore and open zones of the lakes

Озеро Lake	Часть озера Parts of lakes	Площадь озера Lake area		Запасы мотыля по годам Stock of bloodworms by year											
				2013	2014	2015	2016	2017	2018		2019		2020		
		10 <sup>5</sup> ·м <sup>2</sup>	%	т	т	т	т	т	т	%	т	%	т	%	
Вишневское Vishnevskoe	прибрежье nearshore	6,84	8,5	-	-	-	-	-	-	15,4	10,9	6,5	15,2	6,0	24,6
	центральная часть central part	72,41	91,5	91,5	310,8	44,9	58,6	5,4	126,5	89,1	36,3	84,8	18,4	75,4	
	всего total	79,25	100	-	-	-	-	-	141,9	100	42,8	100	24,4	100	
Победное Pobednoe	прибрежье nearshore	2,66	15,3	-	-	-	-	-	20,9	20,9	1,9	38,8	0,7	15,6	
	центральная часть central part	17,34	84,7	50,0	64,9	7,0	8,0	5,0	79,3	79,1	3,0	61,2	3,8	84,4	
	всего total	20,00	100	-	-	-	-	-	100,2	100	4,9	100	4,5	100	

Примечание. 10<sup>5</sup>·м<sup>2</sup> – 10 000 кв. метров; т – тонны.

Note. 10<sup>5</sup>·m<sup>2</sup> – 10 000 sq. metres; t – tonnes.

димой частью анализа естественного состояния популяций промысловых видов личинок комаров-хируномид.

Промысел мотыля является современным образцом локального народного ремесла и позволяет поддерживать экономический статус жителям удаленных районов Ленинградской области. Синхронность сезонных колебаний обилия личинки в различных зонах озер и в разных озерах свидетельствует о не критичном влиянии промышленной добычи на запасы. Как ни парадоксально, масштабный промысел может быть полезен для описанных водоемов. Это мелководные озера с избытком органики и недостатком кислорода. Активная добыча связана с изготовлением большого количества майн, что способствует предотвращению заморных явлений для рыбы в этих слабопроточных водоемах.

На основании вышесказанного авторы не видят смысла в регулировании промысла мотыля в Ленинградской области. Практически недоступная для орудий сбора прибрежная зона является естественным убежищем для мотыля на случай перелола и позволяет сохранить достаточное количество личинок для восстановления популяции.

Авторы выражают признательность сотрудникам «ГосНИОРХ» А. Е. Трифонову, А. Н. Полежаеву и В. А. Батину за посильную помощь и участие в проведении полевых работ.

## Литература

Балушкина Е. В. Хируномиды как индикаторы степени загрязнения воды // Методы биологического анализа пресных вод. Л.: Наука, 1976. С. 106–118.

Добытчикам мотыля правила не писаны // Выборгские ведомости [Электронный ресурс]. Февраль 2009. URL: <http://vyborg-press.ru/articles/3941/> (дата обращения: 27.03.2009).

Зуев Ю. А., Шацкий А. В. Особенности распределения личинок хируномид в озерах Ленинградской области // Промысловые беспозвоночные: Матер. IX Всерос. науч. конф. (г. Керчь, 30 сентября – 2 октября 2020 г.). Симферополь: Ариал, 2020. С. 122–126.

Линевич А. А., Соколова Н. Ю., Шилова А. И., Белянина С. И., Панкратова В. Я., Извекова Э. И., Тодераш И. К. Мотыль *Chironomus plumosus* L. (Diptera, Chironomidae). Систематика, морфология, экология, продукция. М.: Наука, 1983. 312 с.

Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах. Зообентос и его продукция. Л.: ГосНИОРХ, ЗИН АН СССР, 1983. 51 с.

Панкратова В. Я. Семейство хируномиды, звонцы Chironomidae // Определитель пресноводных беспозвоночных европейской части СССР. Л.: Гидрометеиздат, 1977. С. 371–431.

Панкратова В. Я. Личинки и куколки комаров подсемейства Chironominae фауны СССР (Diptera, Chironomidae=Tendipedidae). Л.: Наука, 1983. 296 с.

Садырин В. М. Суточные изменения видовой, размерной и трофической структуры в сообществе личинок фитотфильных хируномид // Бюл. МОИП. Отдел биол. 2012. Т. 117, № 4. С. 77–80.

Kajak Z. *Chironomus plumosus* – what regulates its abundance in a shallow reservoir / Eds. L. Kufel, A. Prejs, J. I. Rybak. *Shallow Lakes '95. Developments in Hydrobiology*. Dordrecht: Springer, 1997. Vol. 119. P. 133–142. doi: 10.1007/978-94-011-5648-6\_15

Koszałka J. Effect of environmental factors on communities of bottom fauna in littoral zones of ten lakes in the Wel River catchment // *Pol. J. Environ. Stud.* 2012. Vol. 21, no. 5. 1273–1278

Rasmussen J. B. Effects of density and microdetritus enrichment on the growth of chironomid larvae in a small

pond // *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 1985. Vol. 42(8). P. 1418–1422. doi: 10.1139/f85-177

Warnes G. R., Bolker B., Bonebakker L., Gentleman R., Liaw, W. H. A., Lumley T., Maechler M., Magnusson A., Moeller S., Schwartz M., Venables B. *Gplots: various R programming tools for plotting data*. R package version, 2(0). 2016. URL: <https://rdr.io/cran/gplots/> (дата обращения: 28.11.2020).

Поступила в редакцию 07.02.2021

## References

Balushkina E. V. Khironomydy kak indikatory stepeni zagryazneniya vody [Chironomids as indicators of the degree of water pollution]. *Metody biol. analiza presnykh vod* [Methods of biological analysis of fresh waters]. Leningrad: Nauka, 1976. P. 106–108.

Linevich A. A., Sokolova N. Yu., Shilova A. I., Belyanina S. I., Pankratova V. Ya., Izvekova E. I., Toderash I. K. *Motyl' Chironomus plumosus* L. (Diptera, Chironomidae). Sistematika, morfologiya, ekologiya, produktsiya [The bloodworm *Chironomus Plumosus* L. (Diptera, Chironomidae). Taxonomy, morphology, ecology, and production]. Moscow: Nauka, 1983. 312 p.

Metodicheskie rekomendatsii po sboru i obrabotke materialov pri gidrobiologicheskikh issledovaniyakh na presnovodnykh vodoemakh. *Zoobentos i ego produktsiya* [Guidelines for collecting and processing materials in hydrobiological studies of fresh water bodies. Zoobenthos and its production]. Leningrad: GosNIORKH, ZIN AN SSSR, 1983. 51 p.

Pankratova V. Ya. Semeistvo khironomydy, zvonitsy Chironomidae [Family Chironomidae]. *Opredelitel' presnovod. bespozvonochnykh evropeiskoi chasti SSSR* [An identification guide to fresh water invertebrates in the European part of the USSR]. Leningrad: Gidrometeoizdat, 1977. P. 371–431.

Pankratova V. Ya. Lichinki i kukolki komarov podsemeistva Chironominae fauny SSSR (Diptera, Chironomidae=Tendipedidae) [Larvae and pupae of midges of the subfamily Chironominae in the fauna of the USSR (Diptera, Chironomidae)]. Leningrad: Nauka, 1983. 296 p.

Sadyrin V. M. Sutochnye izmeneniya vidovoi, razmernoi i troficheskoi struktury v soobshchestve lichinok fitofil'nykh khironomid [Daily changes in the species, size, and trophic structure in the community of phytophilic chironomid larvae]. *Byull. MOIP. Otdel biol.* [Bull. Mos-

cow Soc. Naturalists. Biol. Ser.] 2012. Vol. 117, no. 4. P. 77–80.

Dobytchikam motylya pravila ne pisany [Bloodworm hunters break the rules]. *Vyborgskie vedomosti* [Vyborg Bull.]. 2009. URL: <http://vyborgpress.ru/articles/3941/> (accessed: 27.03.2009).

Zuev Yu. A., Shatskii A. V. Osobennosti raspredeleniya lichinok khironomid v ozerakh Leningradskoi oblasti [Features of chironomid larvae distribution in lakes of the Leningrad Region]. *Promyslovye bespozvonochnye: Mater. IX Vseros. nauch. konf. (g. Kerch', 30 sent. – 2 okt. 2020 g.)* [Commercial invertebrates: Proceed. IX All-Russ. sci. conf. (Kerch, Sept. 30 – Oct. 2, 2020)]. Simferopol': Arial, 2020. P. 122–126.

Kajak Z. *Chironomus plumosus* – what regulates its abundance in a shallow reservoir. Eds. L. Kufel, A. Prejs, J. I. Rybak. *Shallow Lakes '95. Developments in Hydrobiology*. Dordrecht: Springer, 1997. Vol. 119. P. 133–142. doi: 10.1007/978-94-011-5648-6\_15

Koszałka J. Effect of environmental factors on communities of bottom fauna in littoral zones of ten lakes in the Wel River catchment. *Pol. J. Environ. Stud.* 2012. Vol. 21, no. 5. P. 1273–1278

Rasmussen J. B. Effects of density and microdetritus enrichment on the growth of chironomid larvae in a small pond. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 1985. Vol. 42(8). P. 1418–1422. doi: 10.1139/f85-177

Warnes G. R., Bolker B., Bonebakker L., Gentleman R., Liaw W. H. A., Lumley T., Maechler M., Magnusson A., Moeller S., Schwartz M., Venables B. *Gplots: various R programming tools for plotting data*. R package version, 2(0). 2016. URL: <https://rdr.io/cran/gplots/> (accessed: 28.11.2020).

Received February 07, 2021

## СВЕДЕНИЯ ОБ АВТОРАХ:

### Зуев Юрий Алексеевич

старший научный сотрудник лаб. гидробиологии, к. б. н. Санкт-Петербургский филиал ФГБНУ «Всероссийский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства и океанографии» («ГосНИОРХ» им. Л. С. Берга) наб. Макарова, 26, Санкт-Петербург, Россия, 199053 эл. почта: yzuev@ya.ru тел.: +79213127587

## CONTRIBUTORS:

### Zuev, Yury

St. Petersburg Branch of the Russian Federal Research Institute of Fishery and Oceanography ('GosNIORH' named after L. S. Berg) 26 Nab. Makarova, 199053 St. Petersburg, Russia e-mail: yzuev@ya.ru tel.: +79213127587

**Шацкий Андрей Викторович**

и. о. заведующего лаб. гидробиологии, к. б. н.  
Санкт-Петербургский филиал ФГБНУ «Всероссийский  
научно-исследовательский институт рыбного хозяйства  
и океанографии» («ГосНИОРХ» им. Л. С. Берга)  
наб. Макарова, 26, Санкт-Петербург, Россия, 199053  
эл. почта: shatsky72@yandex.ru

**Тамулёнис Алексей Юрьевич**

ведущий специалист лаб. гидробиологии  
Санкт-Петербургский филиал ФГБНУ «Всероссийский  
научно-исследовательский институт рыбного хозяйства  
и океанографии» («ГосНИОРХ» им. Л. С. Берга)  
наб. Макарова, 26, Санкт-Петербург, Россия, 199053  
e-mail: tamulyonis@yandex.ru

**Shatsky, Andrey**

St. Petersburg Branch of the Russian Federal Research  
Institute of Fishery and Oceanography ('GosNIORH'  
named after L. S. Berg)  
26 Nab. Makarova, 199053 St. Petersburg, Russia  
e-mail: shatsky72@yandex.ru

**Tamulyonis, Alexey**

St. Petersburg Branch of the Russian Federal Research  
Institute of Fishery and Oceanography ('GosNIORH'  
named after L. S. Berg)  
26 Nab. Makarova, 199053 St. Petersburg, Russia  
e-mail: tamulyonis@yandex.ru

УДК 574.34 + 574.583 + 574.52

## **ПРОСТРАНСТВЕННО-ВРЕМЕННАЯ ИЗМЕНЧИВОСТЬ ПОПУЛЯЦИЙ *DAPHNIA CRISTATA* SARS, 1862 И *DIAPHANOSOMA BRACHYURUM* (LIÉVIN, 1848) ОЗЕРА ЛЕЩЕВОЕ В 2016–2020 ГОДАХ (О. ВАЛААМ)**

**А. Н. Чернышев, А. Б. Степанова**

*Российский государственный гидрометеорологический университет, Санкт-Петербург, Россия*

Представлены результаты исследования пространственно-временной изменчивости двух видов зоопланктона оз. Лещевое: *Daphnia cristata* и *Diaphanosoma brachyurum*. Исследование проводилось с июня по сентябрь 2016–2020 гг. По данным мониторинговых наблюдений выявлены широкие диапазоны межгодовой изменчивости численности исследуемых видов. Отдельные съемки на шести станциях в июле–августе 2019–2020 гг. позволили также обнаружить высокую степень пространственной вариабельности этого показателя. Установлено, что из двух видов в озере доминировала *D. cristata*, доля которой в надотряде Cladocera в среднем составляла 71 %. Однако в 2020 г. наблюдалась относительно высокая численность *D. brachyurum*. В этот период ее доля среди кладоцер достигала 31 % и в два раза превышала долю *D. cristata*. Показано положительное влияние прозрачности на численность диафаносомы. Существенной зависимости видов от других лимнологических параметров – газового режима, pH, содержания растворенного органического вещества, цветности и мутности – за исследуемый период не выявлено. Среди других причин, оказывающих влияние на численность обоих видов, вероятно, могла быть межвидовая конкуренция за пищевые ресурсы из-за сходных диапазонов поглощаемых частиц. Помимо конкуренции воздействие могло оказывать выедание рыбами-планктофагами, а также сток аллохтонного органического вещества с мелиорируемых лугов. Влияние последнего тем не менее может быть двойственным. В отдельные годы поступление значительного объема аллохтонного органического вещества приводит к угнетению обоих видов из-за загрязнения их фильтрационного аппарата. В другие периоды сток, оказывая влияние на прозрачность, вероятно, влечет за собой сокращение эффективности охоты рыб-планктофагов, полагающихся на зрение, и, как следствие, более активное развитие *D. brachyurum*.

**Ключевые слова:** Валаамский архипелаг; малые озера; зоопланктон; межвидовая конкуренция; влияние лимнологических параметров; антропогенное воздействие.

**A. N. Chernyshev, A. B. Stepanova. SPATIOTEMPORAL VARIABILITY OF *DAPHNIA CRISTATA* SARS, 1862 AND *DIAPHANOSOMA BRACHYURUM* (LIÉVIN, 1848) POPULATIONS IN LAKE LESCHOVOYE IN 2016–2020**

The article presents results on the spatiotemporal variability of two zooplankton species – *Daphnia cristata* and *Diaphanosoma brachyurum*, in Lake Leschovoye. Surveys



were conducted from June to September in 2016–2020. According to monitoring data from this period, the abundance of these species varied widely over time. Specific surveys at six sites in July–August 2019–2020 revealed also high spatial variation of the species' abundances. Compared to the other species, *D. cristata* dominated in the lake with a 71 % share in Cladocera abundance. In 2020, however, *D. brachyurum* abundance was relatively high. In this period, its share in the cladoceran zooplankton reached 31 % and was twice that of *D. cristata* that year. A positive effect of water transparency on *D. brachyurum* abundance was observed. The study found no significant effect of other limnological parameters (gas conditions, pH, dissolved organic matter concentration, water color and turbidity) on the species. Another factor potentially influencing the species abundance is interspecific competition for food, as the range of particles consumed by the species is similar. Alongside competition, predation of plankton-feeding fishes and organic matter input with runoff from managed meadows can affect the abundance of the species. The effect of the runoff, nonetheless, can be dual. In some years, large amounts of allochthonous organic matter can lead to suppression of both species by clogging their filtration system. In other periods, runoff can lower water transparency thereby reducing the hunting efficiency of plankton-feeding fishes and leading to an increase in *D. brachyurum* abundance.

**Key words:** Valaam archipelago; small lakes; zooplankton; interspecific competition; effect of limnological parameters; human impact.

## Введение

Для изучения состояния водных экосистем и их отклика на внешние воздействия в качестве индикатора довольно часто используется зоопланктон [Андронникова, 1996; Ferdous, Muktadir, 2009]. Такой выбор продиктован тем, что характеристики сообщества определяются множеством факторов – от гидрологических [Keller, Conlon, 1994] и гидрохимических [Китаев, 1984] до степени выедания рыбами [Estlander и др., 2017] и площади зарослей макрофитов [Geraldес, Boavida, 2004].

С другой стороны, зоопланктон в целом и надотряд Cladocera в частности представляют интерес для исследования, так как играют важную роль в функционировании водных экосистем. Представители этого таксона преимущественно выступают в роли консументов первого порядка, благодаря им вещество и энергия переходят по трофической сети с одного уровня на другой [Bergquist и др., 1985]. Помимо этого, кладоцеры влияют на структуру фитопланктона и способствуют минерализации биогенных веществ в пелагиали, а также участвуют в самоочищении водоема.

На территории Карелии надотряд Cladocera широко представлен видами рода *Daphnia* [Озера..., 2013]. Представители этого рода характеризуются высокой толерантностью к изменениям экологических факторов, а также обладают различными видами адаптаций к неблагоприятным условиям среды [Пидгайко, 1984]. Примером тому может быть выработка гемоглобина при низких концентрациях растворенного кислорода [Fryer, 1991]. Наиболее

массовым представителем таксона в озерах региона можно считать *Daphnia cristata* [Куликова, 2007; Куликова и др., 2009; Рябинкина и др., 2012]. Другой вид – *Diaphanosoma brachyurum* – более требователен к условиям среды, активно развивается в теплых гумифицированных водоемах [Лазарева, 1986; Коровчинский, 2004; Рогозин и др., 2015].

Для карельских озер имеется большой объем данных об основных лимнологических характеристиках [Озера..., 2013]. Отличительной особенностью территории можно считать наличие большого количества малых водоемов с многообразием сочетаний гидрофизических, гидрохимических и гидробиологических параметров [Лозовик и др., 2006; Меншуткин и др., 2009]. Большинство наблюдений за водной фауной малых озер проведено в отдельные годы, а мониторинговые исследования таких водных объектов довольно немногочисленны. Также довольно редки исследования экологии отдельных видов, даже массовых. С этой точки зрения изучение зоопланктона малых озер Валаамского архипелага представляет интерес, так как для них имеются обширные многолетние данные [Степанова, 1998, 2016; Степанова, Петушкова, 2002; Чернышев, Степанова, 2019]. Исследование пространственно-временной изменчивости таких массовых для Карелии видов, как *Daphnia cristata* и *Diaphanosoma brachyurum*, в озере с фоновым режимом функционирования позволит в дальнейшем сопоставлять полученные данные с результатами по другим карельским озерам, в том числе подверженным антропогенному воздействию. С 1999 г. Валаамский архипелаг является особо охраняемой

природной территорией регионального значения. В связи с этим исследование структурно-функциональных характеристик гидробионтов его озер востребовано для оценки устойчивости водоемов к антропогенному воздействию и разработки природоохранных мероприятий.

Работа посвящена изучению изменчивости численности и биомассы двух видов-фильтраторов – *Daphnia cristata* Sars, 1862 и *Diaphanosoma brachyurum* (Liévin, 1848) в оз. Лещевое. Исследование проведено с целью выявления биотических и абиотических факторов, определяющих пространственно-временную изменчивость характеристик этих видов.

## Материалы и методы

Оз. Лещевое – одно из 11 внутренних озер Валаамского архипелага (Ладожское озеро). По площади водного зеркала (0,24 км<sup>2</sup>) и водосбора (2,1 км<sup>2</sup>) Лещевое озеро является самым крупным среди малых озер о. Валаам [Степанова и др., 2010]. Через систему проток оно имеет связь с Ладожским озером, колебания уровня воды в котором могут приводить к существенному изменению площади исследуемого водоема, как это произошло в 2018 г. [Чернышев и др., 2020].

Водоем имеет сложнорассеченную форму, его можно условно разделить на западный и восточный заливы, соединенные между собой мелководным участком. Наиболее протяженный (1,2 км) западный залив характеризуется небольшими глубинами (не более 3 м) и равномерным их распределением. Глубина восточного залива, в свою очередь, в малой его части (менее 1% от площади озера) может достигать 6,5–7 м – наивысшего для озера значения. Именно здесь в период максимального прогрева воды (июль-август) в озере наблюдается выраженная термическая стратификация, а также кислородная дихотомия и заморные явления в придонном горизонте [Чернышев и др., 2020]. В западном заливе ситуация иная – температура всей толщи воды в нем достаточно однородна.

Ряд параметров – цветность, перманганатная окисляемость и электропроводность – в различных частях водоема могут заметно варьировать по своим значениям, а также существенно изменяться год от года [Степанова и др., 2010; Чернышев и др., 2020]. В целом озеро является типичным для Карелии и может быть отнесено к олигоациднотнейтральным мезогумусным мезополижелезистым водным объектам [Степанова и др., 2010].

На протяжении длительного периода изучения малых озер на о. Валаам оз. Лещевое со-

храняло фоновый режим функционирования. С начала мониторинговых наблюдений на базе Учебно-научной станции Российского государственного гидрометеорологического университета в 1998 г. и до 2014 г. озеро практически не подвергалось антропогенному воздействию. В 2015 г. на его водосборе в непосредственной близости к урезу воды для борьбы с заболачиванием проводились мелиоративные работы, в связи с чем была создана система дренажных канав. Мелиорированные луга используются для выращивания кормовых культур, и поэтому земля на них регулярно обрабатывается [Экосистемы..., 2016].

Для изучения межгодовой изменчивости в анализ включались данные мониторинговых наблюдений за период с июня по сентябрь 2016–2020 гг. (всего 18 наблюдений), полученных на станции М\_NE с максимальной глубиной водоема (до 7 м).

Для изучения пространственной изменчивости исследуемых видов было выбрано 6 станций в разных частях озера (рис. 1).

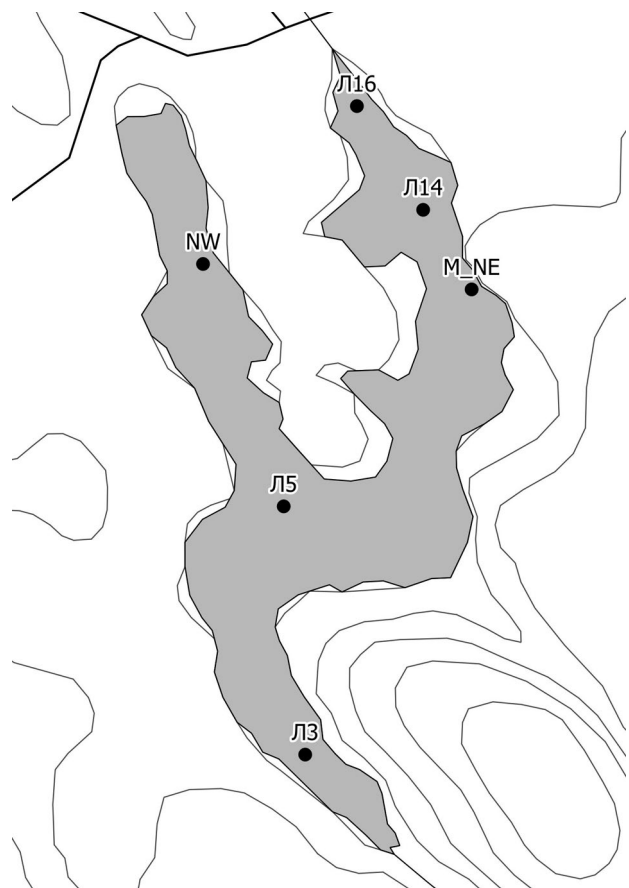


Рис. 1. Схема расположения станций отбора проб в Лещевом озере в 2019–2020 гг.

Fig. 1. Scheme of the sampling stations location in Lake Leschovoye in 2019–2020

На этих станциях в конце июля – начале августа 2019–2020 гг. отобрано 12 проб зоопланктона.

Лов осуществлялся малой количественной сетью Джели ( $d = 0,18$  м, размер ячеек – 180 мкм) по всему столбу воды в трех повторностях. Отобранные пробы фиксировались раствором формалина, доведенного до концентрации 4 % [Руководство..., 1983]. Дальнейший подсчет организмов производился в камере Богорова при 32-кратном увеличении. Определение биомассы осуществлялось расчетным методом с использованием весовых коэффициентов [Кононова, Фефилова, 2018].

Определение значений гидрохимических параметров осуществлялось по следующим методикам: прозрачность – по белому диску; температура воды на различных горизонтах – с помощью погружного малогабаритного термодатчика; концентрация растворенного кислорода – с применением йодометрии [ПНД..., 2017]; концентрация углекислого газа – титриметрическим методом [ЦВ..., 2005]; водородный показатель (рН) – электрометрическим методом [ПНД..., 2004]; содержание общего органического вещества ( $ООВ_{Mn}$ ) – титриметрическим методом [Иванов, Павлов, 2007]; цветность [ГОСТ..., 2007] и мутность [ПНД..., 2005] – с применением фотометрии.

Статистическая обработка данных выполнена в программе Statistica 12. Оценка связи осуществлялась с использованием парных коэффициентов корреляции Пирсона. Матрица исходных данных состояла из 18 строк (наблюдений) и 10 столбцов (параметров) и включала в себя фактические данные о временной изменчивости численности исследуемых видов, температуры и прозрачности воды, а также ряда гидрохимических характеристик, упомянутых выше.

## Результаты и обсуждение

В период с 2016 по 2020 г. обнаружено 18 видов рачкового зоопланктона. На протяжении всех лет исследований видами-доминантами были *Thermocyclops oithonoides* (Sars, 1863), *Eudiaptomus graciloides* (Lilljeborg, 1888) и *Daphnia cristata*. В отдельные периоды в доминантный комплекс входили также *Chydorus sphaericus* (O. F. Müller, 1776), *Bosmina crassicornis* Lilljeborg, 1887, *Diaphanosoma brachyurum* (Liévin, 1848). Все описанные виды входят в состав тепловодного комплекса [Пидгайко, 1984; Коровчинский, 2004; Рогозин и др., 2015].

Температура воды для развития тепловодного комплекса была благоприятной и в исследуемый период превышала 10 °С. Исключение составил 2019 г., когда отбор проб производился в конце, а не в середине сентября, как в другие годы. Имеющиеся для оз. Лещевое данные о температуре не дают возможности адекватно оценить динамику этого показателя. Однако для разнотипных модельных озер Валаамского архипелага имеются результаты мониторинговых круглогодичных логгерных наблюдений за температурой поверхностного горизонта (интервал измерения – 1 час), внесенные в базу данных «Внутренние озера Валаамского архипелага» [Собственные...]. Основываясь на них, можно сказать, что период гидрологического лета ( $T_{\text{воды}} > 10$  °С) для исследуемого периода наступал в мае, а заканчивался в первой декаде октября. По этим же данным, наиболее теплым из исследуемых лет был 2018 г., когда средняя за период с июня по сентябрь температура воды составляла 17 °С, а наиболее холодным – 2019 г. с температурой 15 °С. Диапазоны временной изменчивости фактических значений общей численности составляли 4,1–42,4 экз./дм<sup>3</sup>, биомассы – 0,02–0,95 мг/дм<sup>3</sup>. На основе данных по мониторинговой станции были рассчитаны и сопоставлены среднегодовые значения численности и биомассы как для всего зоопланктона, так и для исследуемых видов (рис. 2).

Суммарная доля *D. cristata* и *D. brachyurum* в общей численности, в основном за счет первой, была довольно заметной – в среднем около 17 %. Вклад этих видов в биомассу был несколько выше – 22 %. Однако в отдельные периоды эти значения могли существенно отличаться от средних показателей. Так, в 2016 году доля исследуемых видов в численности была в 1,3 раза, а по биомассе в 2 раза меньше своих средних долей – 17 и 22 % соответственно. В 2020 году можно было наблюдать иную картину: суммарный вклад в численность слабо отличался от среднего и составлял 18,5 %, тогда как вклад в биомассу (36 %) за счет *D. brachyurum* в 1,6 раза превышал среднее значение.

Подробный анализ кривых доминирования позволил выделить периоды, когда различия между численностью дафнии и диафаносомы были существенными (август 2018 г.) и когда численность этих видов была сопоставима (август 2020 г.) (рис. 3).

В августе 2018 г. численность дафнии приближалась к численности доминирующего вида *Thermocyclops oithonoides*, тогда как диафаносома могла считаться лишь видом-спутником.

Сезонная динамика дафнии, как наиболее массового из двух видов, была проанализиро-

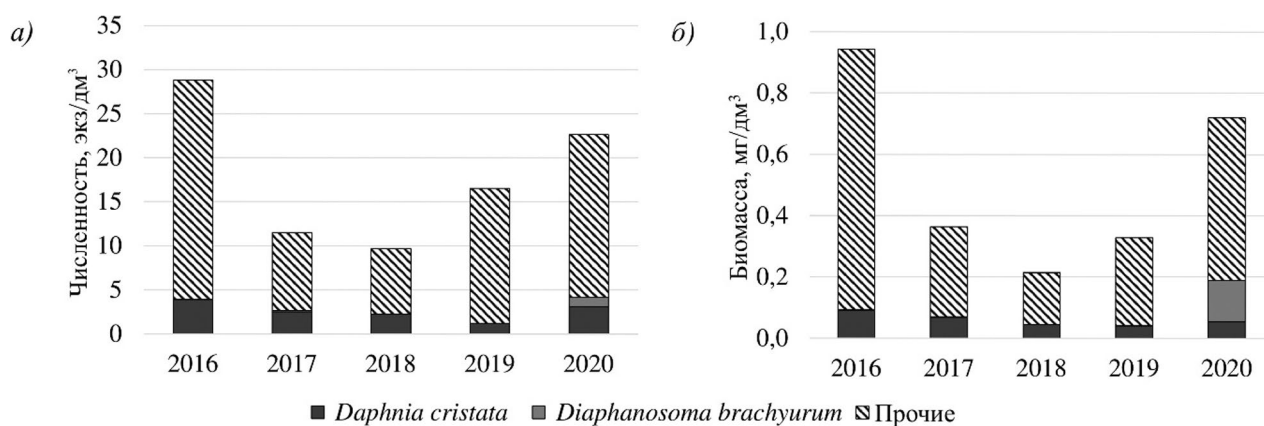


Рис. 2. Среднегодовые значения численности (а) и биомассы (б) *D. cristata*, *D. brachyurum* и прочих видов в 2016–2020 гг. (по данным мониторинговой станции)

Fig. 2. Average annual abundance (а) and biomass (б) of *D. cristata*, *D. brachyurum* and other species in 2016–2020 (based on data from the monitoring site)

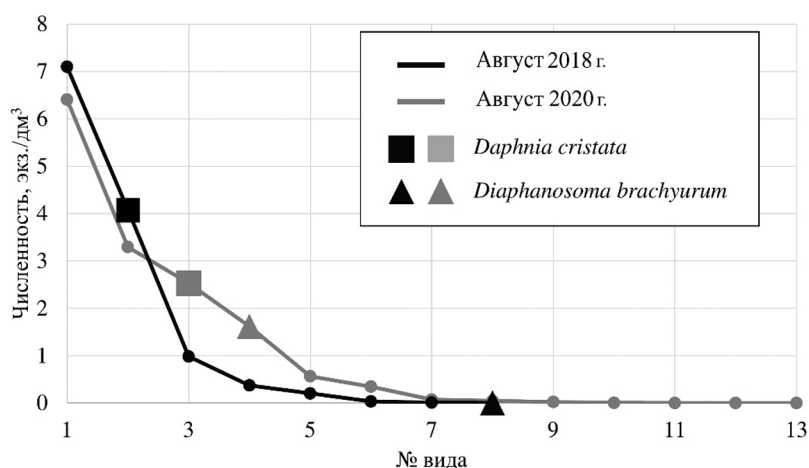


Рис. 3. Кривые доминирования видов зоопланктона в августе 2018 и 2020 гг. и положение на них *Daphnia cristata* и *Diaphanosoma brachyurum*

Fig. 3. Dominance curves for the zooplankton species and the position of *Daphnia cristata* and *Diaphanosoma brachyurum* in August 2018 and August 2020

вана на примере трех отличных друг от друга лет. В анализ включены: 2016 г., за счет максимальной для всего периода наблюдений общей численности; 2017 г., как довольно типичный для озера год с двувёршинной сезонной динамикой общей численности и биомассы; 2018 г., так как в этот период зафиксировано существенное изменение значений ряда важнейших лимнологических параметров, связанное с увеличением площади озера (рис. 4).

В 2016 и 2017 гг. дафния формировала два пика численности. Июньский пик был хорошо выражен (2016 г. – 7,4 экз./дм³, 2017 г. – 5,4 экз./дм³). Второй пик зафиксирован в сен-

тябре, в 2016 г. он составил 42 % от первого, в 2017 г. – 52 % от первого. Иная ситуация наблюдалась в 2018 г. – в период увеличения площади и объема озера. Ожидаемого максимума численности в июне не зафиксировано, он отмечен в августе.

Доля *D. cristata* в общей численности была довольно высокой (> 10 %) на протяжении всех исследованных лет. Исключение составили август 2017 г. и сентябрь 2018 г., которые в целом отличались низкими значениями общей численности – 4,9 и 9,2 экз./дм³ соответственно. Размерная структура *D. cristata* была довольно стабильной, индивидуальный вес варь-



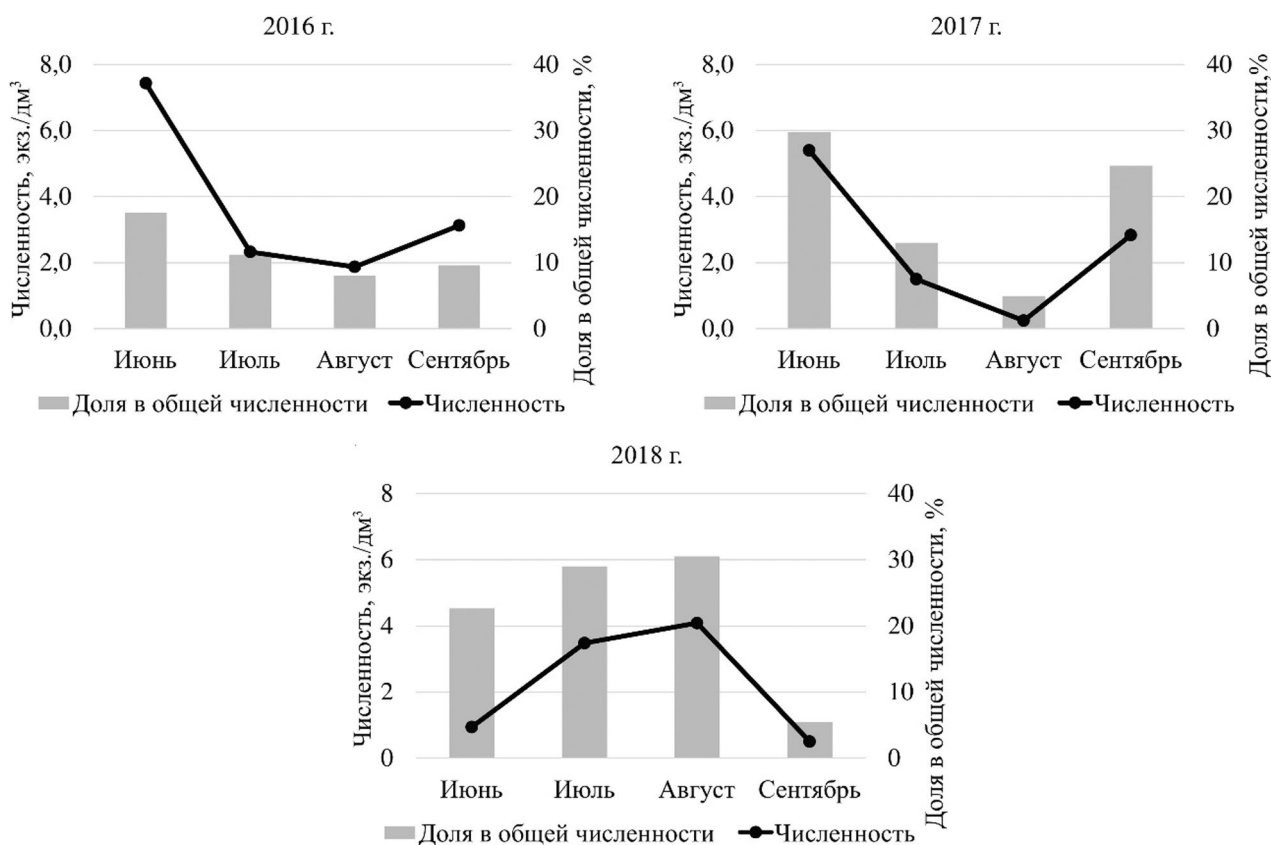


Рис. 4. Численность *Daphnia cristata* и ее доля в общей численности в 2016–2018 гг.  
 Fig. 4. *Daphnia cristata* abundance and its ratio in total abundance in 2016–2018

ировал незначительно в пределах от 0,018 до 0,025 мг.

На протяжении всех пяти лет наблюдения среди клadoцер преобладала *D. cristata*, доля которой в этой группе в среднем составляла 60 %, что на два порядка превышало соответствующие значения для *D. brachyurum*. В период с 2016 по 2018 г. вклад дафнии в общую численность Cladocera был довольно высоким и за исключением 2017 г. всегда превышал 39 %. По сравнению с ней доля диафаносомы была на два порядка меньше, а вариабельность – более выраженной. Полученный для фактических значений численности коэффициент вариации для диафаносомы в 2016–2018 гг. равнялся 144 %, тогда как соответствующая величина для дафнии составляла 8 %.

В 2019 и 2020 гг. можно было наблюдать снижение доли *D. cristata* на 30 % по сравнению с 2018 г. Численность же *D. brachyurum* в 2020 г., напротив, увеличилась на два порядка. В этот период в озере так же активно развивались *Chydorus sphaericus* и *Bosmina crassicornis*. Поскольку подобная ситуация не наблюдалась в предыдущие периоды, 2019 и 2020 гг.

были рассмотрены более подробно. Анализ показателей зоопланктона в эти два года выявил между ними заметные различия в сезонной динамике видов (рис. 5).

На протяжении всего 2019 года численность *D. brachyurum* была стабильно низкой и более чем на два порядка меньше численности *D. cristata*. Минимальное обилие обоих видов в этот год зафиксировано в сентябре. Так, численность дафнии по сравнению с июнем и августом сократилась в 43 раза, а диафаносома не встречалась вовсе. В 2020 г. можно было наблюдать иную картину. Численность *D. cristata* в этот год более чем в 1,5 раза превышала соответствующие значения в 2019 г. *D. brachyurum* также развивалась активнее, разница между двумя годами составляла более 200 раз.

Для оценки возможных причин наблюдаемых различий в исследуемые годы проведена оценка связи между численностью рассматриваемых видов и рядом лимнологических параметров: прозрачностью, температурой, концентрацией растворенного кислорода и углекислого газа, pH, перманганатной окисляемостью, цветностью и мутностью. За



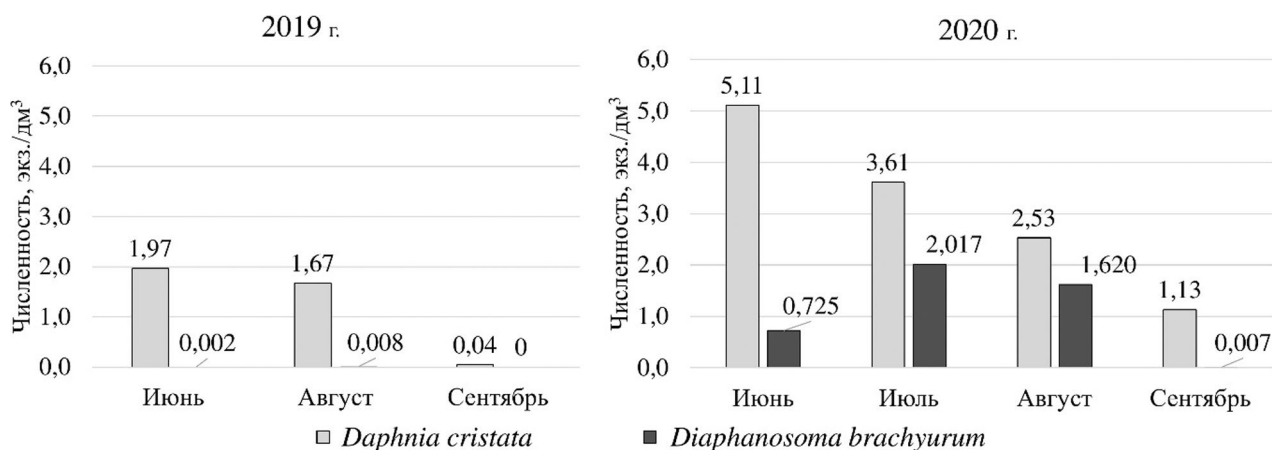


Рис. 5. Численность *Daphnia cristata* и *Diaphanosoma brachyurum* в июне–сентябре 2019 и 2020 гг.

Fig. 5. *Daphnia cristata* and *Diaphanosoma brachyurum* abundance in June–September of 2019 and 2020

Средние значения, диапазоны изменчивости и коэффициенты вариации ряда лимнологических параметров в поверхностном горизонте в июне–сентябре 2016–2020 гг. (по данным мониторинговой станции)

Mean values, variation ranges of several limnological parameters and their coefficients of variation in June–September of 2016–2020 (based on data from the monitoring site)

Параметр Parameter	Средние значения и диапазоны изменчивости Mean values and variation ranges	Коэффициент вариации Coefficient of variation
Прозрачность воды, м Water transparency, m	1,1 (0,6–1,5)	21,9
Температура воды, °C Water temperature, °C	17,3 (8,2–23,8)	25,8
Концентрация O <sub>2</sub> , мг/дм <sup>3</sup> O <sub>2</sub> concentration, mg/dm <sup>3</sup>	7,8 (5,2–10,0)	16,3
Концентрация CO <sub>2</sub> , мг/дм <sup>3</sup> CO <sub>2</sub> concentration, mg/dm <sup>3</sup>	5,9 (1,9–22,0)	78,8
pH	6,6 (6,2–7,2)	3,6
Перманганатная окисляемость, мгО/дм <sup>3</sup> Permanganate index, mgO/dm <sup>3</sup>	19,4 (13,8–46,0)	38,4
Цветность, °Pt-Co Water color index, °Pt-Co	78,9 (50,0–117,0)	23,0
Мутность, ° Turbidity, °	9,7 (7,0–16,0)	22,8

исследуемый период изменчивость этих параметров была довольно существенной (табл.).

Коэффициент вариации практически у всех параметров превышал 20, а у концентрации растворенного углекислого газа и вовсе был больше 78. Наиболее стабильными относительно других были концентрации растворенного кислорода и pH.

Расчет коэффициентов корреляции по данным за пятилетний период выявил значимую ( $p < 0,05$ ) положительную связь ( $r = 0,64$ ) между численностью *D. brachyurum* и значением прозрачности. Гидрохимические параметры существенного воздействия на развитие исследуемых видов не оказывали. Температура

в указанный период также не являлась лимитирующим фактором. Вероятно, она воздействовала на численность исследуемых видов только в отдельные периоды. Так, на высокую численность диафаносомы в 2020 г. по сравнению с 2019 г. мог повлиять больший прогрев воды. Анализ температурной стратификации на мониторинговой станции в эти годы показал, что в 2020 г. слой эпилимниона с температурой 20 °C составлял 3 м, что на 1 м больше, чем в 2019 г.

Для исследования пространственной изменчивости в 2019–2020 гг. были специально проведены отдельные съемки на сетке станций, расположенных в различных частях озера

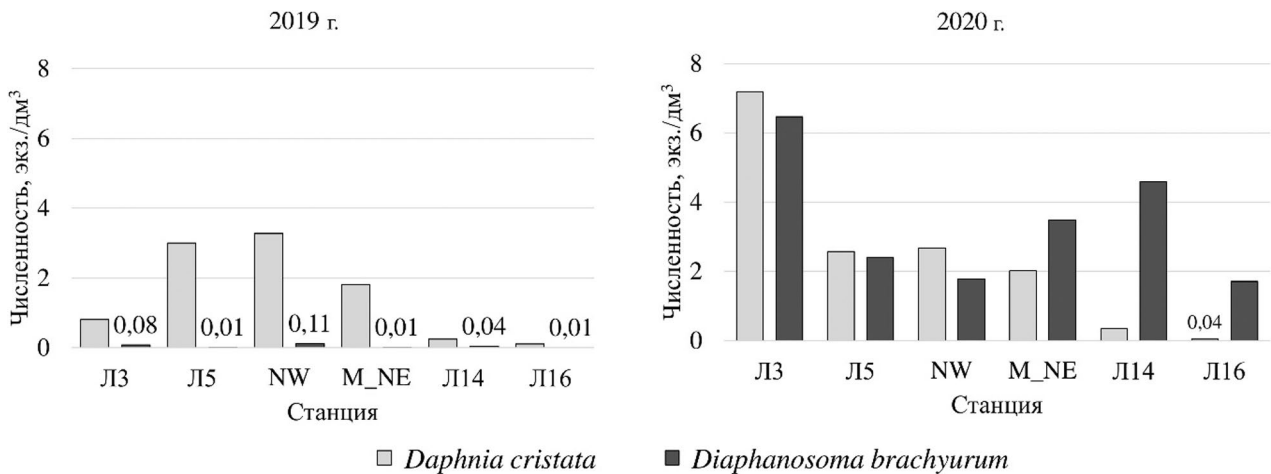


Рис. 6. Численность *Daphnia cristata* и *Diaphanosoma brachyurum* на шести станциях Лещевого озера в конце июля – начале августа 2019 и 2020 гг.

Fig. 6. *Daphnia cristata* and *Diaphanosoma brachyurum* abundance at the six sampling stations of Lake Leschovoye at the end of July – beginning of August of 2019 and 2020

с разной глубиной и степенью зарастания макрофитами (рис. 6).

В 2019 г. на всех исследуемых станциях во всем озере среди Cladocera преобладала дафния, ее доля в надотряде варьировала от 15 % (Л14) до 70 % (M\_NE).

Обращают на себя внимание расположенные в непосредственной близости к мелиорируемым лугам станции Л14 и Л16. На них в 2019 г. зафиксированы крайне низкие значения численности обоих видов: 0,24 и 0,10 экз./дм³ для *D. cristata*; 0,04 и 0,01 экз./дм³ для *D. brachyurum* соответственно. В 2020 г. наблюдалась иная ситуация – численность *D. brachyurum* была сопоставима с численностью *D. cristata*. На станциях M\_NE, Л14, Л16 численность диафаносомы и вовсе превышала численность дафнии в 2, 13 и 42 раза соответственно.

## Заключение

В период с 2016 по 2020 гг. в оз. Лещевое была обнаружена высокая степень временной изменчивости популяций *Daphnia cristata* и *Diaphanosoma brachyurum*. Минимальные и максимальные значения среднегодовой численности дафнии отличались в три раза, тогда как для диафаносомы разница между соответствующими значениями составила два порядка. На протяжении практически всего периода наблюдений из двух видов отчетливо доминировала *D. cristata*, ее доля среди Cladocera в среднем составляла 61 %, тогда как доля *D. brachyurum* была существенно мень-

ше – 5 %. Показано статистически значимое ( $p < 0,05$ ) влияние прозрачности на межгодовую изменчивость численности *D. brachyurum* (коэффициент корреляции  $r = 0,64$ ). На популяцию дафнии температура, прозрачность и ряд гидрохимических параметров значимого воздействия в исследуемый период не оказывали.

Помимо прозрачности на пространственную и на временную изменчивость, предположительно, влияли межвидовая конкуренция, степень выедания рыбами-планктофагами и сток с мелиорируемых лугов. Конкуренция между видами за пищевые ресурсы может быть вызвана тем, что оптимальный диапазон улавливаемых частиц для рода *Daphnia* соответствует размеру организмов нанопланктона и микропланктона (от 2 до 45 мкм). В свою очередь, *D. brachyurum* относится к тонким фильтраторам и может питаться одиночными бактериями, а оптимальный размер улавливаемых частиц варьирует от 0,16 до 9 мкм и в отдельных случаях до 20 мкм [Geller, Müller, 1981; Коровчинский, 2004]. Это может приводить к заметной конкуренции за пищу размером от 2 до 8 мкм между этими видами [Matveev, 1987].

В 2016–2019 гг., когда прозрачность воды была относительно низкой (менее 1,1 м), *D. cristata* преобладала над *D. brachyurum*, являясь в целом более эффективным фильтратором. Вероятно, из-за такого уровня прозрачности была невысокой степень выедания дафний планктоноядными рыбами [Коровчинский, 2004]. Причиной мог явиться сток с мелиорируемых лугов – поступление аллохтонного вещества привело к установлению опреде-

ленных значений цветности и мутности: более 70° Pt-Co и 8° соответственно, при которых эффективность охоты планктоноядных рыб, ориентирующихся на зрение, могла снизиться. В оз. Лещевое эта группа представлена, в частности, молодью окуня *Perca fluviatilis* – типичного вида для исследуемого водоема [Рыжков, 1999]. Показано, что в финском озере Валкеа-Котинен (Valkea-Kotinen) со сходными с оз. Лещевое морфометрическими характеристиками при повышении цветности наблюдалось снижение выедания рыбой зоопланктона, в состав которого входили *Diaphanosoma brachyurum* и *Daphnia longispina* [Lehtovaara et al., 2014].

При значениях прозрачности более 1,1 м и значениях цветности и мутности менее 70° Pt-Co и 8° соответственно рыбы-планктофаги выедают дафилию активнее – этот вид, вероятно, более уязвим для хищников, нежели диафаносома [Коровчинский, 2004]. В таких условиях последняя может достигать высокой численности, как это и наблюдалось в 2020 г.

В 2019 г. численность исследуемых видов по сравнению с другими годами была заметно ниже. Как показал анализ ее пространственного распределения, наименьшие значения наблюдались в восточной части озера, которая расположена рядом с мелиорируемыми лугами. В западной части, не подверженной антропогенному воздействию, численность дафнии и диафаносомы была на порядок больше. В этот период оба вида-фильтратора испытывали угнетенность, вероятно, из-за поступления значительного объема аллохтонного органического вещества во взвешенном состоянии, которое привело к засорению их фильтрационного аппарата. Подобный механизм также описан для других водоемов [Зиновьев, Китаев, 2015].

Для выявления других факторов, влияющих на развитие *Daphnia cristata* и *Diaphanosoma brachyurum*, необходимы дальнейшие исследования. Для оценки степени влияния естественных параметров на динамику сообщества необходим анализ более обширных рядов наблюдений за зоопланктоном. Для дальнейшего изучения воздействия мелиоративных работ необходимо исследование объема поступающего аллохтонного органического вещества, а также размера его взвешенных частиц.

## Литература

Андронникова И. Н. Структурно-функциональная организация зоопланктона озерных экосистем разных трофических типов. СПб.: Наука, 1996. 189 с.

ГОСТ Р 52769–2007. Вода. Методы определения цветности. М.: Стандартинформ, 2007. 12 с.

Зиновьев Е. А., Китаев А. Б. О воздействии взвешенных частиц на гидрофауну // Известия Самарского научного центра РАН. 2015. Т. 17, № 5. С. 283–288.

Иванов Б. В., Павлов А. К. Косвенный метод определения концентрации взвешенных частиц в водах Финского залива (на примере бухты Портовая, Выборгский залив) // Ученые записки РГГМУ. 2007. № 7. С. 92–100.

Китаев С. П. Экологические основы биопродуктивности озер разных природных зон. М.: Наука, 1984. 207 с.

Кононова О. Н., Фефилова Е. Б. Методическое руководство по определению размерно-весовых характеристик зоопланктона Европейского Севера России. Сыктывкар: ИБ Коми НЦ УрО РАН, 2018. 152 с.

Коровчинский Н. М. Ветвистоусые ракообразные отряда Stenopoda мировой фауны (морфология, систематика, экология, зоогеография). М.: Т-во науч. изд. КМК, 2004. 410 с.

Куликова Т. П. Зоопланктон водных объектов бассейна Онежского озера. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2007. 223 с.

Куликова Т. П., Кухарев В. И., Рябинкин А. В., Черышева Т. А. Гидробиологическая характеристика водных экосистем особо охраняемых природных территорий Республики Карелия // Труды КарНЦ РАН. 2009. № 2. С. 56–70.

Лазарева В. И. Зоопланктон озер различных типологических групп // Фауна и экология беспозвоночных животных в заповедниках РСФСР. М.: Центр. науч.-иссл. лаб. охотничьего хозяйства и заповедников, 1986. С. 10–15.

Лозовик П. А., Шкиперова О. Ф., Зобков М. Б., Платонов А. В. Геохимические особенности поверхностных вод Карелии и их классификация по химическим показателям // Труды КарНЦ РАН. 2006. № 9. С. 130–143.

Меншуткин В. В., Филатов Н. Н., Потахин М. С. Экспертная система «Озера Карелии». 1. Порядковые и номинальные характеристики озер // Водные ресурсы. 2009. Т. 36, № 2. С. 160–171.

Озера Карелии. Справочник / Ред. Н. Н. Филатов. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2013. 464 с.

Пидгайко М. Л. Зоопланктон водоемов Европейской части СССР. М.: Наука, 1984. 207 с.

ПНД Ф 14.1:2:3.101-97. Количественный химический анализ вод. Методика выполнения измерений массовой концентрации растворенного кислорода в пробах природных и очищенных сточных вод йодометрическим методом. М.: НПП «Акватест», 2017. 27 с.

ПНД Ф 14.1:2:3:4.121-97. Количественный химический анализ вод. Методика выполнения измерения рН в водах потенциометрическим методом. М.: ФЦАО, 2004. 14 с.

ПНД Ф 14.1:2:4.213-05. Методика выполнения измерений мутности питьевых, природных и сточных вод турбидиметрическим методом по каолину и по формазину. М.: ФЦАМ МПР России, 2005. 17 с.

Рогозин А. Г., Снитыко Л. В., Тимошкин О. А. Термоиндикаторные свойства видов зоопланктона и их

измерение // Водные ресурсы. 2015. Т. 42, № 1. С. 85–91. doi: 10.7868/S0321059615010125

Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений / Ред. В. А. Абакумов. Л.: Гидрометеиздат, 1983. 239 с.

Рыжков Л. П. Озера бассейна Северной Ладоги. Петрозаводск: Изд-во ПетрГУ, 1999. 204 с.

Рябинкина М. Г., Куликова Т. П., Рыжков Л. П. Зоопланктон водоемов бассейна Северной Ладоги // Труды КарНЦ РАН. 2012. № 1. С. 113–125.

Собственные научные проекты / Учебно-научная станция «Валаам» [Электронный ресурс]. URL: <http://valaam.rshu.ru/nauka.php> (дата обращения: 20.03.2021).

Степанова А. Б. Зоопланктон внутренних водоемов Валаамского архипелага и прилегающей акватории Ладожского озера: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. СПб., 1998. 19 с.

Степанова А. Б. Влияние водосбора на межгодовую изменчивость зоопланктона малых лесных озер о. Валаам (Ладожское озеро), 1997–2015 гг. // Озерные экосистемы: биологические процессы, антропогенная трансформация, качество воды: Матер. V Междунар. науч. конф. (Минск-Нарочь, 12–17 сентября 2016 г.). Минск: БГУ, 2016. С. 108–109.

Степанова А. Б., Петушкова А. Б. Результаты исследования зоопланктона двух озер Валаамского архипелага (оз. Сисъярви и оз. Лещевого) // Вопросы прикладной экологии: Сб. научных трудов. СПб.: Крисмас+, 2002. С. 75–83.

Степанова А. Б., Шарафутдинова Г. Ф., Воякина Е. Ю. Гидрохимические особенности малых озер о. Валаам // Ученые записки РГГМУ. 2010. № 12. С. 97–109.

ЦВ 1.01.17-2004. Качество воды. Методика выполнения измерений содержания свободной углекислоты в пробах питьевых и природных вод. Титриметрический метод. СПб.: Центр исследования и контроля воды, 2005. 10 с.

Чернышев А. Н., Сергеева В. О., Котова А. К., Никитина С. Н., Бабин А. В., Воякина Е. Ю., Степанова А. Б. Особенности лимнологических параметров системы «Лещевое озеро – Лещевый залив» в период максимального прогрева воды (Валаамский архипелаг, Ладожское озеро) // Гидрометеорология и экология. 2020. № 61. С. 460–479. doi: 10.33933/2074-2762-2020-61-460-479

Чернышев А. Н., Степанова А. Б. Характеристика сообщества зоопланктона оз. Лещевое (о. Валаам,

Ладожское озеро) // Современные проблемы гидрометеорологии и устойчивого развития Российской Федерации: Сб. тезисов Всерос. науч.-практ. конф. (Санкт-Петербург, 14–15 марта 2019 г.). СПб.: РГГМУ, 2019. С. 858–860.

Экосистемы Валаамского архипелага (Ладожское озеро) на рубеже 20 и 21 веков. Черты уникальности и современное состояние / Ред. А. Б. Степанова. СПб.: РГГМУ, 2016. 44 с.

Bergquist A. M., Carpenter S. R., Latino J. C. Shifts in phytoplankton size structure and community composition during grazing by contrasting zooplankton assemblages: Phytoplankton size structure // Limnol. Oceanogr. 1985. Vol. 30, no. 5. P. 1037–1045. doi: 10.4319/lo.1985.30.5.1037

Estlander S., Horppila J., Olin M., Nurminen L., Rask M., Lehtonen H. Zooplankton rhapsody: Unexpected response in community following increased fish predation // Boreal Environ. Res. 2017. No. 22. P. 157–167.

Ferdous Z., Muktadir A. K. M. A review: Potentiality of zooplankton as bioindicator // Am. J. Appl. Sci. 2009. Vol. 6, no. 10. P. 1815–1819. doi: 10.3844/ajassp.2009.1815.1819

Fryer G. Functional morphology and the adaptive radiation of the Daphniidae (Branchiopoda: Anomopoda) // Philosophical Trans. of the Royal Soc. of London. 1991. Vol. 331, no. 331. P. 1–99.

Geller W., Müller H. The filtration apparatus of Cladocera: Filter mesh-sizes and their implications on food selectivity // Oecologia. 1981. Vol. 49, no. 3. P. 316–321. doi: 10.1007/BF00347591

Geraldes A. M., Boavida M. J. Do littoral macrophytes influence crustacean zooplankton distribution? // Limnetica. 2004. No. 23. P. 57–64. doi: 10.23818/limn.23.05

Keller W., Conlon M. Crustacean zooplankton communities and lake morphometry in Precambrian shield lakes // Can. J. Fish. Aquat. Sci. 1994. Vol. 51, no. 11. P. 2424–2434. doi: 10.1139/f94-242

Lehtovaara A., Arvola L., Keskitalo J., Olin M., Rask M., Salonen K., Sarvala J., Tulonen T., Vuoremaa J. Responses of zooplankton to long-term environmental changes in a small boreal lake // Boreal Environ. Res. 2014. No. 19. P. 97–111.

Matveev V. F. Effect of competition on the demography of planktonic cladocerans – Daphnia and Diaphanosoma // Oecologia. 1987. Vol. 74, no. 3. P. 468–477.

Поступила в редакцию 25.02.2021

## References

Andronnikova I. N. Strukturno-funktsional'naya organizatsiya zooplanktona ozernykh ekosistem raznykh troficheskikh tipov [Structural and functional organization of zooplankton in lake ecosystems of different trophic types]. St. Petersburg: Nauka, 1996. 189 p.

Chernyshev A. N., Sergeeva V. O., Kotova A. K., Nikitina S. N., Babin A. V., Voyakina E. Yu., Stepanova A. B. Osobennosti limnologicheskikh parametrov sistemy "Leshchevoe ozero – Leshchevyy zaliv" v period maksimal'nogo progreva vody (Valaamskii arkhipelag,

Ladozhskoe ozero) [Limnological parameters features of the Lake Leschovoye – Leschovi Bay system in the maximum water heating period (Valaam Archipelago, Lake Ladoga)]. *Gidrometeorol. i ekol.* [Hydro meteorol. and Ecol.]. 2020. No. 61. P. 460–479. doi: 10.33933/2074-2762-2020-61-460-479

Chernyshev A. N., Stepanova A. B. Kharakteristika soobshchestva zooplanktona oz. Leshchevoe (o. Valaam, Ladozhskoe ozero) [Description of zooplankton community in Lake Leschovoye (Valaam island, Lake



Ladoga)]. *Sovr. probl. gidrometeorol. i ustoichivo-go razvitiya Rossiiskoi Federatsii*: Sb. tezisov Vseros. nauch.-prakt. konf. (Sankt-Peterburg, 14–15 marta 2019 g.) [Modern probl. of hydrometeorol. and sustainable development of the Russian Federation: Proceed. All-Russ. sci. pract. conf. (St. Petersburg, March 14–15, 2019)]. St. Petersburg, 2019. P. 859–860.

*Ekosistemy Valaamskogo arhipelaga (Ladozhskoe ozero) na rubezhe 20 i 21 vekov. Cherty unikal'nosti i sovremennoe sostoyanie* [Valaam Archipelago (Lake Ladoga) ecosystems at the turn of the 20<sup>th</sup> and 21<sup>st</sup> centuries. Unique features and the current state]. Ed. A. B. Stepanova. St. Petersburg: RSHU, 2016. 44 p.

*GOST R 52769-2007. Voda. Metody opredeleniya tsvetnosti* [Federal standard R 52769-2007. Water. Methods for water color measurement]. Moscow: Standartinform, 2007. 12 p.

*Ivanov B. V.* Kosvennyi metod opredeleniya kontsentratsii vzveshennykh chastits v vodakh Finskogo zaliva (na primere bukhty Portovaya, Vyborgskii zaliv) [An indirect method for determining the concentration of suspended particles in the waters of the Gulf of Finland (on the example of Portovaya Bay, Vyborg Bay)]. *Uchenye zapiski RGGMU* [Proceed. Russ. St. Hydrometeorol. Univ.]. 2007. No. 7. P. 92–100.

*Kitaev S. P.* Ekologicheskie osnovy bioproduktivnosti ozer raznykh prirodnykh zon [Ecological bases of biological productivity of lakes of different natural zones]. Moscow: Nauka, 1984. 207 p.

*Kononova O. N., Fefilova E. B.* Metodicheskoe rukovodstvo po opredeleniyu razmerno-vesovykh kharakteristik zooplanktona Evropeiskogo Severa Rossii [Methodological guidelines for determining the size and weight characteristics of zooplankton in the European North of Russia]. Syktyvkar: IB Komi SC UB RAS, 2018. 152 p.

*Korovchinskii N. M.* Vetvistousye rakoobraznye otryada Ctenopoda mirovoi fauny (morfologiya, sistematika, ekologiya, zoogeografiya) [Cladocerans of the Ctenopoda order of the world fauna (morphology, taxonomy, ecology, zoogeography)]. Moscow: KMK, 2004. 410 p.

*Kulikova T. P.* Zooplankton vodnykh ob"ektov basseina Onezhskogo ozera [Zooplankton of water bodies of the Lake Onego basin]. Petrozavodsk: KarRC RAS, 2007. 223 p.

*Kulikova T. P., Kukharev V. I., Ryabinkin A. V., Cherkryzheva T. A.* Gidrobiologicheskaya kharakteristika vodnykh ekosistem osobo okhranyaemykh prirodnykh territorii Respubliki Kareliya [Hydrobiological characteristic of water ecosystems of the Republic of Karelia specially protected nature conservation areas]. *Trudy Kareli'skogo nauch. tsentra RAN* [Transactions of KarRC RAS]. 2009. No. 2. P. 56–70.

*Lazareva V. I.* Zooplankton ozer razlichnykh tipologicheskikh grupp [Zooplankton of lakes of different typological groups]. *Fauna i ecol. bespozvonochnykh zhivotnykh v zapoved. RSFSR* [Fauna and ecol. of invertebrates in the reserves of the RSFSR]. Moscow, 1986. P. 10–15.

*Lozovik P. A., Shkiperova O. F., Zobkov M. B., Platonov A. V.* Geokhimicheskie osobennosti poverkhnostnykh vod Karelii i ikh klassifikatsiya po khimicheskim pokazatelyam [Hydrochemical features of Karelia surface

waters and their classification by chemical parameters]. *Trudy Kareli'skogo nauch. tsentra RAN* [Transactions of KarRC RAS]. 2006. No. 9. P. 130–143.

*Menshutkin V. V., Filatov N. N., Potakhin M. S.* Ekspertnaya sistema "Ozera Karelii". 1. Poryadkovye i nominal'nye kharakteristiki ozer ["Karelian lakes" expert system: 1. Ordinal and nominal characteristics of lakes]. *Vodnye resursy* [Water Resources]. 2009. Vol. 36, no. 2. P. 160–171.

*Ozera Karelii. Spravochnik* [Lakes of Karelia. A reference book]. Ed. N. N. Filatov. Petrozavodsk: KarRC RAS, 2013. 464 p.

*Pidgaiko M. L.* Zooplankton vodoemov Evropeiskoi chasti SSSR [Zooplankton of the European part of the USSR water bodies]. Moscow: Nauka, 1984. 207 p.

*PND F 14.1:2:3.101-97. Kolichestvennyi khimicheskii analiz vod. Metodika vypolneniya izmerenii massovoi kontsentratsii rastvorenogo kisloroda v probakh prirodnykh i ochishchennykh stochnykh vod iodometricheskim metodom* [Conservational normative document F 14.1:2:3.101-97. Quantitative chemical analysis of waters. Procedure of measurements of dissolved oxygen weight concentration in samples from natural and treated sewage waters with the iodometric method]. Moscow: NPP Akvatest, 2017. 27 p.

*PND F 14.1:2:3:4.121-97. Kolichestvennyi khimicheskii analiz vod. Metodika vypolneniya izmereniya pH v vodakh potentsiometricheskim metodom* [Conservational normative document F 14.1:2:3:4.121-97. Quantitative chemical analysis of waters. Procedure of pH measurement in waters with the potentiometric method]. Moscow: FCAO, 2004. 14 p.

*PND F 14.1:2:4.213-05. Metodika vypolneniya izmerenii mutnosti pit'evykh, prirodnykh i stochnykh vod turbidimetricheskim metodom po kaolinu i po formazinu* [Conservational normative document F 14.1:2:4.213-05. Procedure of turbidity measurement in drinking waters, natural waters and sewage waters with turbidimetric method on kaolin and formazin]. Moscow: FCAM MPR Rossii, 2005. 17 p.

*Rogozin A. G., Snit'ko L. V., Timoshkin O. A.* Termoinikatornye svoistva vidov zooplanktona i ikh izmerenie [Temperature-indicating parameters of zooplankton species and their measurement]. *Vodnye resursy* [Water Resources]. 2015. Vol. 42, no. 1. P. 85–91. doi: 10.7868/S0321059615010125

*Rukovodstvo po metodam gidrobiologicheskogo analiza poverkhnostnykh vod i donnykh otlozhenii* [Manual for hydrobiological analysis of surface waters and bottom sediments]. Ed. V. A. Abakumov. Leningrad: Gidrometeoizdat, 1983. 239 p.

*Ryzhkov L. P.* Ozera basseina Severnoi Ladogi [Lakes of the North Ladoga Lake basin]. Petrozavodsk: Izd-vo PetrGU, 1999. 204 p.

*Ryabinkina M. G., Kulikova T. P., Ryzhkov L. P.* Zooplankton vodoemov basseina Severnoi Ladogi [Zooplankton of the North Lake Ladoga basin water bodies]. *Trudy Kareli'skogo nauch. tsentra RAN* [Transactions of KarRC RAS]. 2012. No. 1. P. 113–125.

*Sobstvennyye nauchnye proekty* [Own research projects]. *Uchebno-nauch. stantsiya "Valaam"* [Valaam educational and scientific station].



URL: <http://valaam.rshu.ru/nauka.php> (accessed: 20.03.2021).

Stepanova A. B. Zooplankton vnutrennikh vodoemov Valaamskogo arhipelaga i privileyushchei akvatorii Ladozhskogo ozera [Zooplankton of inland water bodies of Valaam archipelago and Ladoga Lake contiguous waters]: Summary of PhD (Cand. of Biol.) thesis. St. Petersburg, 1998. 19 p.

Stepanova A. B. Vliyanie vodosbora na mezhgodovuyu izmenchivost' zooplanktona malykh lesnykh ozer o. Valaam (Ladozhskoe ozero), 1997–2015 gg. [Influence of the catchment area on the interannual variability of zooplankton in small forest lakes of the Valaam island (Ladoga Lake), 1997–2015]. *Ozernye ekosistemy: biol. protsessy, antropogennaya transformatsiya, kachestvo vody: Mater. V Mezhdunar. nauch. konf. (Minsk-Naroch', 12–17 sent. 2016 g.)* [Lake ecosystems: biol. processes, anthropogenic transformation, water quality: Proceed. V int. sci. conf. (Minsk-Naroch, Sept. 12–17, 2016)]. Minsk, 2016. P. 108–109.

Stepanova A. B., Petushkova A. B. Rezul'taty issledovaniya zooplanktona dvukh ozer Valaamskogo arhipelaga (oz. Sis'yarvi i oz. Leshchevogo) [Results of the study of zooplankton of two lakes of the Valaam archipelago (Lake Sis'yarvi and Lake Leshchovoye)]. *Voprosy priklad. ekol.: Sb. nauch. trudov* [Appl. Ecol. Iss.: Proceed.]. St. Petersburg: Krismas +, 2002. P. 75–83.

Stepanova A. B., Sharafutdinova G. F., Voyakina E. Yu. Gidrokhimicheskie osobennosti malykh ozer o. Valaam [Hydrochemical features of Valaam island small lakes]. *Uchenye zapiski RGGMU* [Proceed. Russ. St. Hydrometeorol. Univ.]. 2010. No. 12. P. 97–109.

TsV 1.01.17-2004. Kachestvo vody. Metodika vypolneniya izmerenii sodержaniya svobodnoi uglekisloty v probakh pit'evykh i prirodnykh vod. Titrimetricheskii metod [TsV 1.01.17-2004. Water quality. Manual for measuring concentration of free carbon dioxide in samples of drinking waters and natural waters. Titration method]. St. Petersburg, 2005. 10 p.

Zinov'ev E. A., Kitaev A. B. O vozdeistvii vzheshennykh chastits na gidrofaunu [On the effect of suspended particles on hydrofauna]. *Izv. Samarskogo nauch.*

*tsentra RAN* [Izvestia RAS SamSC]. 2015. Vol. 17, no. 5. P. 283–288.

Bergquist A. M., Carpenter S. R., Latino J. C. Shifts in phytoplankton size structure and community composition during grazing by contrasting zooplankton assemblages: Phytoplankton size structure. *Limnol. Oceanogr.* 1985. Vol. 30, no. 5. P. 1037–1045. doi: 10.4319/lo.1985.30.5.1037

Estlander S., Horppila J., Olin M., Nurminen L., Rask M., Lehtonen H. Zooplankton rhapsody: Unexpected response in community following increased fish predation. *Boreal Environ. Res.* 2017. No. 22. P. 157–167.

Ferdous Z., Muktadir A. K. M. A review: Potentiality of zooplankton as bioindicator. *Am. J. Appl. Sci.* 2009. Vol. 6, no. 10. P. 1815–1819. doi: 10.3844/ajassp.2009.1815.1819

Fryer G. Functional morphology and the adaptive radiation of the Daphniidae (Branchiopoda: Anomopoda). *Philosophical Trans. of the Royal Soc. of London.* 1991. Vol. 331, no. 331. P. 1–99.

Geller W., Müller H. The filtration apparatus of Cladocera: Filter mesh-sizes and their implications on food selectivity. *Oecologia.* 1981. Vol. 49, no. 3. P. 316–321. doi: 10.1007/BF00347591

Geraldes A. M., Boavida M. J. Do littoral macrophytes influence crustacean zooplankton distribution? *Limnetica.* 2004. No. 23. P. 57–64. doi: 10.23818/limn.23.05

Keller W., Conlon M. Crustacean zooplankton communities and lake morphometry in Precambrian shield lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 1994. Vol. 51, no. 11. P. 2424–2434. doi: 10.1139/f94-242

Lehtovaara A., Arvola L., Keskitalo J., Olin M., Rask M., Salonen K., Sarvala J., Tulonen T., Vuoremaa J. Responses of zooplankton to long-term environmental changes in a small boreal lake. *Boreal Environ. Res.* 2014. No. 19. P. 97–111.

Matveev V. F. Effect of competition on the demography of planktonic cladocerans – Daphnia and Diaphanosoma. *Oecologia.* 1987. Vol. 74, no. 3. P. 468–477.

Received February 25, 2021

## СВЕДЕНИЯ ОБ АВТОРАХ:

### Чернышев Александр Николаевич

магистрант  
Российский государственный гидрометеорологический университет  
ул. Воронежская, 79, Санкт-Петербург, Россия, 192007  
эл. почта: chernyshev.alexander2015@yandex.ru

### Степанова Анастасия Борисовна

доцент кафедры прикладной и системной экологии, начальник Учебно-научной станции на о. Валаам, к. б. н. Российский государственный гидрометеорологический университет  
ул. Воронежская, 79, Санкт-Петербург, Россия, 192007  
эл. почта: ab-stepanova@yandex.ru

## CONTRIBUTORS:

### Chernyshev, Alexander

Russian State Hydrometeorological University  
79 Voronezhskaya St., 192007 St. Petersburg, Russia  
e-mail: chernyshev.alexander2015@yandex.ru

### Stepanova, Anastasia

Russian State Hydrometeorological University  
79 Voronezhskaya St., 192007 St. Petersburg, Russia  
e-mail: ab-stepanova@yandex.ru

## МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

УДК 581.526

### ИССЛЕДОВАНИЕ ДИНАМИКИ ЗАРАСТАНИЯ ЛИТОРАЛИ ПСКОВСКОГО ОЗЕРА С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ДАННЫХ ДИСТАНЦИОННОГО ЗОНДИРОВАНИЯ ЗЕМЛИ (ДЗЗ)

К. Б. Михайлова<sup>1</sup>, С. Г. Михалап<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup> Псковский филиал Всероссийского научно-исследовательского института рыбного хозяйства и океанографии, Россия

<sup>2</sup> Псковский государственный университет, Россия

Представлены результаты оценки пространственно-временной динамики зарастания гелофитной растительностью литоральной зоны Псковского озера за период с 1989 по 2019 г. Псковское озеро отличается мелководностью, повышенным уровнем трофии, ежегодными колебаниями уровня режима, наличием большой площади литоральной зоны (около 15 % от площади водного зеркала водоема). Основные вышеперечисленные факторы, в совокупности с глобальным потеплением климата, создают благоприятные условия для развития высшей водной растительности. Дается подробный анализ истории изучения акватории, приводятся типы зарастания озера в различные годы исследований с указанием преобладающих экологических групп и доминирующих видов. Для Псковского озера характерен гелофитный – «фрагментарно-поясный» тип зарастания. Проведен анализ литературных данных, собственных полевых исследований и тематическая обработка мультиспектральных спутниковых снимков разных лет. Процесс зарастания литорали за рассматриваемый период носит флуктуирующий характер с положительной трендовой составляющей. В маловодные годы отмечено увеличение встречаемости прибрежно-водных растений. Прирост гелофитов относительно конфигурации усредненной береговой линии колебался в пределах от 26,56 до 641,9 га, что составило 0,04–0,9 % общей площади водоема. Рассматриваются изменения по годам основных структурных показателей тростника южного (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. et Steud., 1840) – эдификатора, которому принадлежит ведущая роль в зарастании Псковского озера. За период наблюдений отмечается увеличение показателей плотности зарослей и биомассы этого гелофита.

Ключевые слова: ДЗЗ – дистанционное зондирование земли; зарастание; литораль; Псковское озеро; динамика; гелофитная растительность.

**K. B. Mikhailova, S. G. Mikhalap. EXPLORATION OF HELOPHYTE GROWTH DYNAMICS IN THE PSKOVSKOE LAKE LITTORAL ZONE USING REMOTE SENSING DATA**

The article presents the results of an assessment of the spatio-temporal dynamics of the Pskovskoe Lake littoral zone overgrowing with helophytes in the period from 1989

to 2019. Lake Pskovskoe is a shallow body of water with a high trophic status, annual water level fluctuations, and an extensive littoral zone (about 15 % of the water surface area). The said factors, coupled with global warming, create favorable conditions for the expansion of higher aquatic vegetation. A detailed analysis of the history of research of the lake water area is provided. The types of the lake overgrowing in different years with indication of the prevalent ecological groups and dominant species are suggested. Lake Pskovskoe is characterized by the helophytic – “fragmentary-belt” type of overgrowing. Data from the literature and own field data were analyzed; multispectral satellite images taken in different years were thematically processed. The process of littoral overgrowing in this period has been fluctuating, with a positive trend component. In low-water years, the occurrence of helophytic plants increased. The expansion of helophytes in relation to the averaged shoreline configuration ranged from 26.56 to 641.9 ha, i. e. 0.04–0.9 % of the lake total area. The largest helophyte expansion was noted at Talabsk station, where the overgrown area gained 7.5 hectares in the period from 2007 to 2017. Among-year changes of the main structural parameters of the southern reed (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. Et Steud., 1840), the species playing the key role in the overgrowing of Lake Pskovskoe, are analyzed. The density and biomass of the reed stands have increased over the period of observations.

**Key words:** remote sensing of the Earth; overgrowing; littoral zone; Lake Pskov; dynamics; helophytic vegetation.

## Введение

На долю пресных внутренних водоемов приходится менее одного процента общемировых запасов воды, однако они играют ключевую роль в поддержании стабильности естественных природных комплексов, обеспечивая местообитаниями более 100 тысяч известных видов и формируя уникальные природные сообщества [Dudgeon et al., 2006; Palmik et al., 2013].

Псковское озеро – южная часть Чудско-Псковского озерного комплекса, относящегося к бассейну Финского залива Балтийского моря и расположенного на границе двух государств – России и Эстонии. Этот крупнейший на Северо-Западе РФ трансграничный пресный водоем имеет большое рыбохозяйственное значение, выполняет роль транспортной магистрали и является источником снабжения пресной водой многочисленных населенных пунктов, размещенных на его берегах.

При формировании экосистем внутренних водоемов важнейшую функцию выполняет высшая водная (макрофитная) растительность. Макрофиты способствуют формированию первичной продукции водоема, оказывают значительное влияние на накопление и стабилизацию донных отложений, принимают участие в круговороте биогенных элементов и создают местообитания и источники пищи водной и полуводной биоты [Jeppesen et al., 2012]. Помимо этого сообщества макрофитов также способствуют формированию целого комплекса экосистемных услуг, таких как производство сельскохозяйственного сырья, рекреационные возможности и очистка

природных вод [Engelhardt, Ritchie, 2001; Hilt et al., 2017].

Зарастание – это естественный процесс экосистемной динамики любого пресного непроточного или полупроточного водоема. Умеренное зарастание (до 20 % площади акватории), согласно данным некоторых авторов, положительно влияет на развитие прибрежной фауны, создавая благоприятные условия для обитания животных различных видов [Садчиков, Кудряшов, 2004]. Водоемы с биомассой растительности до 25 т/га практически не оказывают негативного воздействия на формирование их продуктивности. Но когда биомасса растительности становится чрезмерной (более 25 т/га), площадь, занимаемая ими, достигает свыше 50 %, негативный эффект становится все более очевидным. Вследствие этого на нерестилищах наблюдается снижение рыбопродуктивности на 20–40 %. Избыток макрофитов при этом, поглощая биогенные элементы, ослабляет интенсивность всех дальнейших продукционных процессов, последовательно снижая биомассу фито- и зоопланктона [Чавычалова, Кушнаренок, 2008]. Степень и скорость зарастания озер определяются целым рядом факторов, среди которых особенно выделяются два: мелководность и трофический уровень водоема [Ниценко, 1967; Гигевич, 1991]. Одним из основных факторов, определяющих зарастание, также является колебание уровня режима водоема.

В зарастании озера участвуют как погруженные водные растения (гидрофиты), так и воздушно-водные, или гелофиты [Папченков, 2001]. Подъем уровня воды, как правило, негативно сказывается на сообществах прибреж-

но-водных растений, приводя к значительному сокращению площади зарастания водоемов [Hudon et al., 2005]. Маловодные годы благоприятны для развития и продуцирования гелофитов. Однако при дальнейшем понижении уровня, его стабилизации и меньших амплитудах колебаний многие сообщества прибрежно-водной растительности произрастают уже не в воде, но на обсохших частях побережья. Происходит постепенное заболачивание водоема за счет постоянного отложения растительных остатков на дно [Денисова и др., 1999].

Водность тесно связана с другим климатическим фактором – тепловым режимом водоема. Водосбор Чудско-Псковского озера располагается в области перехода от океанического климата к континентальному, из-за чего «данная территория представляет собой весьма изменчивую природную систему, четко реагирующую на климатические изменения» [Шевкунова и др., 2001]. В последние годы в Псковском озере наблюдается устойчивая тенденция к увеличению продолжительности периода «открытой воды» и повышению его теплообеспеченности. По данным гидрометеостанции на о. Залита, в Псковском озере наблюдается повышение температуры воды в апреле (0,33 град. за 10 лет), мае и июле (0,24 град. за 10 лет), но понижение в сентябре и декабре. В целом температура в Псковском озере за указанное время повысилась на 1,2 градуса (по материалам Псковского областного центра по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды (ЦГМС) по Псковскому озеру на водном посту острова им. Залита). Глобальные средние температуры воздуха выросли на  $0,74 \pm 0,18$  °C, если оценивать по линейной тенденции за последние 100 лет (1906–2005 гг.). Скорость потепления за последние 50 лет почти вдвое выше, чем за последние 100 лет [Nöges et al., 2009]. Исследования климата Эстонии показывают, что во второй половине XX столетия температура воздуха поднялась на 1–1,7 °C. Максимальный прирост температуры относится к весеннему периоду [Jaagus, 2003], когда влияние температурных изменений на растительный и животный мир является наиболее интенсивным. Влияние на водные экосистемы выражается в раннем ледоходе, увеличении вегетационного периода и росте продуктивности водоемов [Irigoiien et al., 2000].

Воздействия климатических переменных (особенно температуры и инсоляции, а также осадков и ветра) – важных движущих сил процессов в пресноводных экосистемах, описаны в ряде исследований региона Балтийского моря [Smith et al., 2008].

Заиление грунтов и общее потепление климата способствуют интенсивному распространению воздушно-водных растений в береговой зоне. Площадь, занятая высшей водной растительностью (в процентах от площади водного зеркала), растет с уменьшением средней глубины озер и с увеличением площади литорали (глубина менее 1–2 м) [Драбкова, Сорокин, 1979].

Макрофитная растительность Чудско-Псковского водоема, и Псковского озера в частности, изучалась спорадически с 50-х годов прошлого столетия [Иванов, 1966; Тувикене, 1966; Недоспасова, 1974; Мяметс, 1983; Судницына, 1990]. С 2007 г. макрофиты, как важнейший компонент гидроэкосистемы, включены в объекты экологического мониторинга Чудско-Псковского озера.

По данным первых исследователей Лиррмаа [1928] и В. А. Монюшко [1927], берега Чудско-Псковского водоема зарастают слабо ввиду сильного их размыва. У берегов Псковского озера эстонский ботаник Лиррмаа описал встречаемость воздушно-водных растений: тростника, камыша, а также настоящих водных: кубышки и кувшинки, рдеста пронзеннолистного и рдеста плавающего. По его наблюдениям, тростник наступает и вытесняет водные формы, которые вынуждены отступать в сторону открытой воды. Таким образом, зарастание озера в этот период (до Второй мировой войны) можно отнести к первому типу: «сильно фрагментарное» [Синкявичене, 1992].

Второй тип – «фрагментарное» зарастание, отмечен в Псковском озере в середине прошлого века В. В. Ивановым [1949] и Х. М. Тувикене [1966]. Облик растительности, по их данным, определяли три вида: *Phragmites australis* (Cav.) Trin. et Steud., 1840, *Schoenoplectus lacustris* (L.) Palla, 1888 и *Potamogeton perfoliatus* L., 1753. Пионером зарастания в Псковском озере был назван *Phragmites australis*, на его долю приходилось 80 % зарослей, на долю других гелофитов (*Schoenoplectus lacustris*, *Typha angustifolia* L., 1753, *Sparganium erectum* L., 1753 и др.) – не более 10 %.

В период с 1966 по 1970 г., согласно данным Г. В. Недоспасовой [1974], зарастаемость Псковского озера составляла 5 % от общей площади водоема. При этом площади, занятые гелофитами и погруженными растениями, были примерно одинаковые (48,6 и 50,9 % соответственно). По занимаемой площади и роли в зарастании озера преобладали те же три вида: *Phragmites australis*, *Schoenoplectus lacustris* и *Potamogeton perfoliatus*. Наибольшее разнообразие видов и сообществ, а также степень зарастания были отмечены



ею в Псковском озере. Сообщества воздушно-водных растений, преимущественно тростника и камыша, образовывали разреженную полосу шириной 200–500 м. Средняя биомасса тростника (воздушно-сухой вес) составила 130 г/м<sup>2</sup>. Заросли рдеста располагались пятнами обычно на большом расстоянии от берега (иногда до 1–2 км) на глубине от 1,5 до 3 м. Средняя биомасса – 690 г/м<sup>2</sup>. По описаниям тип зарастания озера можно определить как «прибрежно-фрагментарный».

Процесс зарастания Чудско-Псковского озера значительно усилился в начале 70-х годов, которые характеризовались повышением биогенной нагрузки на водоем, а также теплой погодой и понижением уровня воды, приведшими к расширению мелководий [Капутерко и др., 1985; Kangur, Möls, 2008]. На мелководных участках начали активно распространяться прибрежно-водные растения. Основная роль принадлежала гелофитам.

По данным Д. Н. Судницыной [1990], в конце 80-х годов на прибрежных мелководьях Псковского озера почти сплошной полосой располагались заросли высокотравных гелофитов, среди которых преобладали довольно плотные (64–118 побегов на 1 м<sup>2</sup>) монодоминантные сообщества тростника южного. Прибрежно-водная растительность отсутствовала лишь на небольших участках вблизи ряда населенных пунктов. Погруженные макрофиты были представлены преимущественно зарослями рдестов разной плотности, которые располагались отдельными пятнами на границе группировок тростника или на некотором удалении от них. По сравнению с данными Г. В. Недоспасовой, биомасса тростника стала выше (достигала 900 г/м<sup>2</sup>), биомасса рдеста пронзеннолистного уменьшилась примерно в 10 раз (значения упали до 58–70 г/м<sup>2</sup>). В Псковском озере появились сообщества, образованные *Stuckenia pectinate* (L.) Börner и *Eleocharis palustris* (L.) Roem. & Schult., 1810, которые ранее здесь не отмечались. В зарослях высших растений были отмечены большие скопления зеленых нитчатых водорослей (преимущественно рода *Cladophora*). Общая зарастаемость Псковского озера составила 7,9 % [Судницына и др., 1990]. Тип зарастания – «прибрежно-фрагментарный».

В 2004–2006 гг. сотрудниками Псковского отделения ФГБНУ «ГосНИОРХ» проводились рекогносцировочные обследования прибрежных зон Чудско-Псковского водоема для анализа полученных данных по высшей водной растительности и создания программы мониторинга макрофитов. Зарастаемость Псковского озера составила примерно 12 %.

В прибрежной зоне преобладали монодоминантные ассоциации тростника южного. Заросли довольно плотные (64–118 побегов на 1 м<sup>2</sup>), достигали высоты до 3 м, образовывали сплошной пояс, местами выдвигались в озеро на расстояние до 400 м. Погруженные макрофиты были представлены преимущественно зарослями рдестов разной плотности, которые располагались отдельными пятнами на границе группировок тростника или на некотором удалении от них. Тип зарастания можно определить как «фрагментарно-поясный».

Почти такую же картину зарастаемости озера отмечали и в последующие годы [Судницына, Михайлова, 2016].

С 2007 г. на Чудско-Псковском водоеме сотрудниками Псковского отделения ФГБНУ «ГосНИОРХ» (после реорганизации отраслевых рыбохозяйственных институтов – Псковский филиал «ВНИРО») ведется регулярный мониторинг высшей водной растительности в рамках «Соглашения между правительствами России и Эстонии по сотрудничеству в области охраны и рационального использования трансграничных вод» от 19 апреля 1996 г.

В течение 2007–2019 гг. в рамках мониторинга нами совместно с эстонскими коллегами изучались геоботанические особенности и структурные показатели тростника южного с целью выявления его роли в зарастании Чудско-Псковского озера. Исследования показали, что в настоящее время заросли тростника распространены в Псковском озере вдоль всей береговой линии, а также окружают многочисленные острова. В целом ширина зарослей тростника колеблется от 50 до 1000 м и зависит в первую очередь от ширины отмели. Глубина, на которой встречается в озере тростник, изменяется от 0,3 до 1,6 м. Тростник распространяется не только в озеро, но и на берег, вызывая зарастание болотистых лугов.

Таким образом, зарастание Чудско-Псковского озера образуют прежде всего устойчивые сообщества тростника южного, камыша озерного и рдеста пронзеннолистного.

В зарастании берегов Псковского озера основная роль принадлежит тростнику южному – самому мощному эдификатору, сообщества которого способны вытеснять другие растения [Садчиков, Кудряшов, 2004]. Второе место занимает камыш озерный. Для Псковского озера характерен гелофитный тип зарастания [Гигевич и др., 1999].

По результатам обработки спутниковых снимков за период с 1988 по 2017 г. средняя площадь, занимаемая гелофитами, составила 4,14 % [Михайлова, Михалап, 2019].



Однако полученные данные по степени зарастания Псковского озера требуют верификации, что объясняется нерегулярностью исследований и отсутствием системы постоянного мониторинга до 2007 г.

Представление о степени развития сообществ прибрежно-водной растительности по акватории позволяет оценить экологическое состояние водоема, что важно для целого ряда экологических исследований.

Цель работы – выявить динамику зарастания литоральной зоны Псковского озера гелофитной растительностью в период с 1989 по 2019 г.

### **Физико-географическая характеристика района исследований**

Псковское озеро (площадь 708 км<sup>2</sup>) почти полностью находится на территории Российской Федерации, характеризуется относительной мелководностью (средняя глубина 3,8 м, максимальная – 5,3 м) и наличием низких заболоченных берегов. Протяженность озера с севера на юг составляет 41 км, средняя ширина – 17 км [Чудско-Псковское..., 1983]. Дно озера преимущественно покрыто озерным илом. На прибрежных территориях встречается песок. Средний показатель цветности составляет 52°, прозрачность воды в среднем 0,6 м. Концентрация общего и минерального фосфора в поверхностном слое Псковского озера в безледный период 1997–2006 гг. составила соответственно 150 и 36 мг/м<sup>3</sup>; концентрация общего азота – 1028 мг/м<sup>3</sup> [Милиус, Халдна, 2012]. По химическому составу воды Чудско-Псковского озера относятся к гидрокарбонатному классу, к группе кальция [Куллус, Мерила, 1966; Костюченко и др., 1974; Starast et al., 1999]. По уровню трофии Псковское озеро является эвтрофным с признаками гипертрофии водоемом [Laugaste, Lessok, 2004]. Таким образом, мелководность и повышенный уровень трофии Псковского озера создают оптимальные условия для зарастания данного водоема.

### **Материалы и методы**

В качестве исходного материала для анализа зарастания Псковского озера использованы спутниковые снимки Landsat 5 (TM) и 8 (OLI) разных лет с минимальной облачностью, отражающие состояние прибрежно-водной растительности в водоеме. В итоге было выбрано 8 сцен за июнь–июль 1989, 1999, 2000, 2001, 2002, 2011, 2013 и 2019 гг.

Для проверки качества дешифрирования снимков использовались данные собственных

мониторинговых исследований, проведенные сотрудниками Псковского отделения ФГБНУ «ВНИРО» в рамках Соглашения между правительствами России и Эстонии по сотрудничеству в области охраны и рационального использования трансграничных вод.

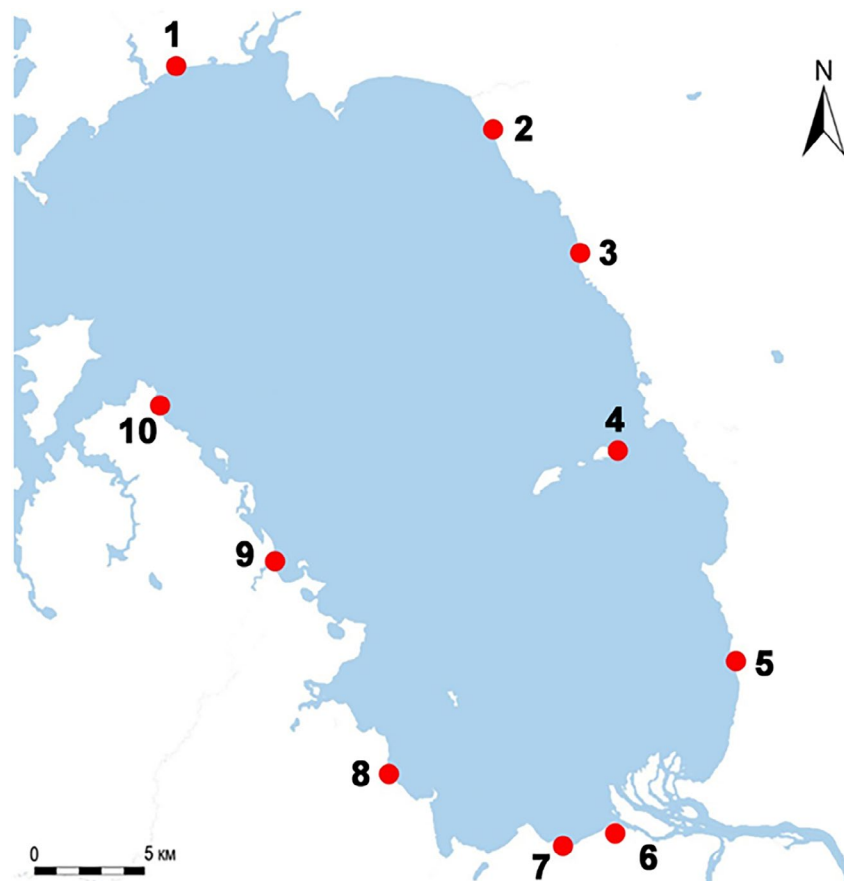
Полевые геоботанические исследования осуществлялись нами с 2007 г. в рамках общеэкологического мониторинга Чудско-Псковского водоема. Изучение высшей водной растительности Псковского озера проводилось в конце июля – начале августа на 10 стационарных станциях (трансектах) с использованием общепринятых методов [Белавская, 1979; Катанская, 1981] (рис. 1). Трансекта представляет собой учетную полосу вдоль береговой линии размером 20–50 м. Растительность описывалась стандартным методом экологических (геоботанических) профилей. Профили закладывались от границы озера, которую определяли по «плавнику» на суше, до исчезновения погруженных растений на глубине. Описание начинали с характеристики прибрежной растительности. По профилю отмечалась протяженность отдельных ассоциаций и проводились геоботанические описания с взятием укосов для дальнейшего определения надземной биомассы.

Описания растительных сообществ проводили на пробных площадках размером 4–10 м<sup>2</sup> или, при малых размерах ценозов, в их естественных пределах.

Определение фитомассы тростника южного – основного эдификатора среди гелофитов производилось на учетных площадках размером 0,25 м<sup>2</sup>. Площадки закладывались на профиле в нескольких повторностях. С учетной площадки срезались у поверхности грунта все растения и взвешивались. После взвешивания сырых укосов измеряли высоту и диаметр (у корня) побегов, подсчитывали их количество. Затем брали навеску из нескольких стеблей для дальнейшей обработки. В лаборатории навеску взвешивали, высушивали в сушильном шкафу при температуре 85 °С. Абсолютно сухая масса навески потом пересчитывалась на вес всего укоса. Фитомассу выражали в абсолютно сухом виде в г/м<sup>2</sup>.

Для выявления динамики биомассы тростника за период с 2007 по 2019 г. анализировали данные четырех станций: Зимний Борок, Жидилов Бор, Мешколь, Баглицы. Проводили сравнение средних значений надземной биомассы (в абсолютно сухом виде) на этих трансектах за 1 год.

На каждой станции (трансекте) ежегодно подсчитывали количество прибрежно-водных растений. Прибрежно-водные растения – группа, объединяющая воздушно-водные растения и растения уреза воды [Папченков и др., 2003].



*Рис. 1.* Расположение Псковского озера и основные точки полевых исследований:  
 1 – Балсово; 2 – Баглицы; 3 – Мешоколь; 4 – Талабск; 5 – Жидилов Бор; 6 – Большая Листовка; 7 – Видовичи; 8 – Зимний Борок; 9 – устье р. Пимжа; 10 – Дрисливик

*Fig. 1.* Location of Lake Pskov and the main points of field research:

1 – Balsovo; 2 – Baglicy; 3 – Meshokol'; 4 – Talabsk; 5 – Zhidilov Bor; 6 – Bol'shaya Listovka; 7 – Vidovichy; 8 – Zimnij Borok; 9 – the mouth of the Pimzha River; 10 – Drislivik

Для оценки зависимости числа видов прибрежно-водных растений и биомассы тростника от ежегодных колебаний уровня воды в Псковском озере был использован корреляционно-регрессионный анализ.

Общий характер зарастания и его динамика во многом определяются цикличностью гидрологического режима, климатическими флуктуациями и антропогенным влиянием. Уровень воды и, как следствие этого, количество воды и площадь акватории в Псковском озере могут изменяться в широких пределах. Большая часть берегов не имеет четких границ. Урез воды в многоводные годы теряется в зарослях тростника, в маловодные – располагается перед зарослями (весь тростник на берегу).

Поскольку конфигурация зарослей гелофитов в значительной степени зависит от уровня воды и площади водного зеркала, в ряде случаев по данным как полевых исследований, так и методов дистанционного зондирования

земли (ДЗЗ) бывает достаточно затруднительно сделать вывод о том, действительно ли площадь является вновь образовавшейся или же это результат годовых флуктуаций площади водного зеркала, в ходе которых часть макрофитов просто затопляется и делает их трудноидентифицируемыми на космических снимках. Для решения этой проблемы мы получили ряд конфигураций площадей водного зеркала Псковского озера с 1989 по 2019 г. и обобщили информацию о них в QGIS для создания усредненной береговой линии озера – условной границы, которая без учета уровня воды позволила бы выявить площадь прироста гелофитов в глубь акватории озера и игнорировать те заросли, которые остались на материковой части. Информация о площадях водного зеркала была получена с сайта Геологической службы США (USGS, <https://glovis.usgs.gov/>) в виде мультиспектральных снимков спутников Landsat 5 (TM) и 8 (OLI) из репозитория данных проектов

Global Land Analysis and Discovery (GLAD) [Pickens et al., 2020] и Global Surface Water – Data Access [Pekel et al., 2016]. Каждый из упомянутых проектов имеет подробное методическое описание содержащейся в нем картографической информации и особенностей работы с ней.

Все этапы подготовки данных ДЗЗ и их последующая обработка осуществлялись в геоинформационной среде QGIS 3.8 и пакете Microsoft Excel. Для построения конфигурации водного зеркала Псковского озера в каждый отдельный год использовался соответствующий растровый снимок с данными, содержащими информацию о водности территории в рассматриваемый период в процентах. Далее на основе каждого растра создавались изолинии с регулярным шагом в 10 % и для построения конфигурации водного зеркала выбирались те из них, которые описывали контур по пикселям, покрытым водой 90 % времени года или выше. Для определения «среднегодовой береговой линии» озера все растровые изображения подвергались усреднению при помощи инструмента «калькулятор растров» в программе

QGIS, после чего на основе этого усредненного растра строились изолинии по вышеописанному алгоритму. Именно эта линия использовалась в дальнейших процедурах по определению степени зарастания озера (рис. 2).

Заросли гелофитов определяли по натурным съемкам и идентифицировали при помощи многоканальных спутниковых снимков Landsat 5 и 8. Данные анализировали, используя различные комбинации каналов Landsat, подбираемые для наилучшей визуализации зарослей гелофитов. Для оценки зарастания Псковского озера была выбрана комбинация каналов 4–3–2 для Landsat (TM) и 5–4–3 для Landsat 8 (OLI), в которой растительные сообщества представлены многообразием оттенков красного цвета. Корректность результатов дешифрирования проверялась данными полевого картографирования участков зарастания.

На первом этапе производилась радиометрическая и атмосферная коррекция данных при помощи плагина для QGIS Semi-Automatic Classification Plugin (SCP). Затем одноканальные снимки Landsat объединялись в единый

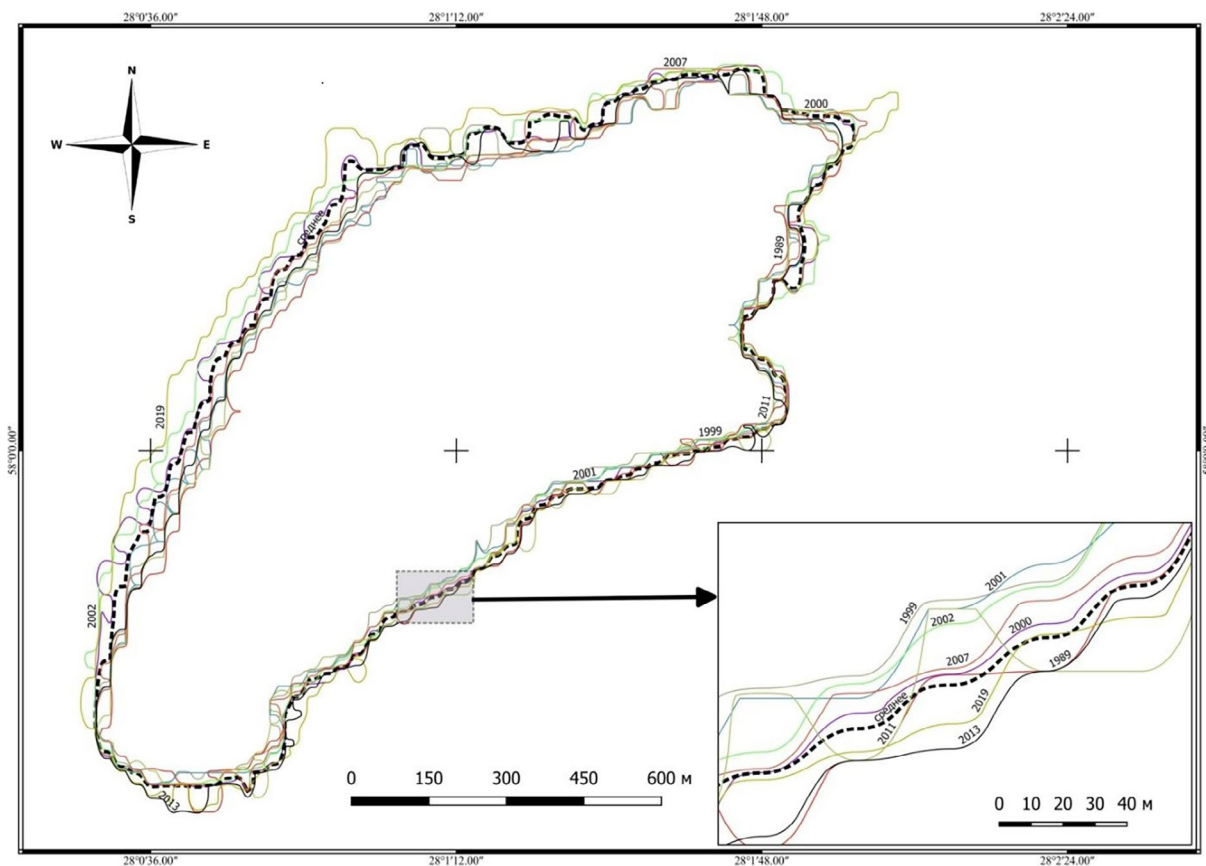


Рис. 2. Конфигурация усредненной береговой линии и линий ряда отдельных лет на примере острова Белов, входящего в группу Талабских островов Псковского озера. Усредненная береговая линия отмечена пунктиром  
Fig. 2. Configuration of the average coastline (dotted line) and lines of a number of years using the example of Belov Island (Lake Pskov)

многоканальный снимок для каждого года наблюдения при помощи инструмента «Объединение» в программе QGIS.

Далее осуществлялась дешифровка изображений с целью выявления конфигурации зарослей прибрежно-водных растений в Псковском озере. Так как полностью погруженные растения практически не идентифицируются при проведении процедуры классификации, в анализ были включены только гелофиты, хорошо распознаваемые при дешифровке. Растения данной группы занимают прибрежные мелководья с глубиной до 1–2 м [Папченков и др., 2003]. В качестве основного инструмента для дешифровки использовалась процедура классификации с обучением, включенная в модуль SCP. После выбора наиболее удачного варианта классификации и коррекции все изображения переводились в векторный формат, и при помощи инструмента «калькулятор полей» в QGIS производился подсчет площадей зарастания гелофитами в гектарах.

### Результаты и обсуждение

В период наших исследований маловодными годами (уровень воды 147–175 см) были 2006, 2007, 2014, 2015 и 2016 гг. Самым низким уровнем характеризовался 2006 г. Многоводными (уровень воды 189–241 см) оказались 2005, 2008–2013, 2017 и 2018 гг. Средний многолетний уровень за период с 1956 по 2018 г. составил 191 см (данные Псковской ЦГМС по в/п о. Залита).

Регрессионный анализ зависимости видового богатства от среднегодовых значений уровня воды в озере показал, что количество прибрежно-водных растений на станциях мониторинга достоверно увеличивается со снижением уровня воды (рис. 3). В маловодные годы уменьшается глубина распространения основных эдификаторов гелофитной растительности – тростника южного и камыша озерного. В акватории озера безусловное преобладание получала погруженная водная растительность.

По результатам классификации спутниковых снимков разных лет нами высчитаны значения прироста (в га) воздушно-водной растительности литоральной части Псковского озера (табл.). Наименьшая доля прироста (0,04 % от площади озера) отмечена в маловодном 2007 г., когда заросли гелофитов почти полностью располагались на суше. Также следует отметить, что конфигурация береговой линии 2007 г. из всех принимавших участие в анализе зарастания гелофитами в наибольшей степени близка к усредненной береговой линии, полученной в ходе обобщения результатов дешифрирования космических снимков (рис. 2). Наибольший прирост гелофитов (0,9 %) – в 2011 г.

Среди гелофитов ведущая роль в зарастании литоральной зоны Псковского озера, так же как и большинства крупных озер Северо-Запада (Ладожское, Онежское, Белое, Воже, Лача), принадлежит сообществам тростника южного [Распопов, 1985; Русанов, 2011].

Для оценки состояния зарослей тростника, как основного эдификатора литоральной зоны

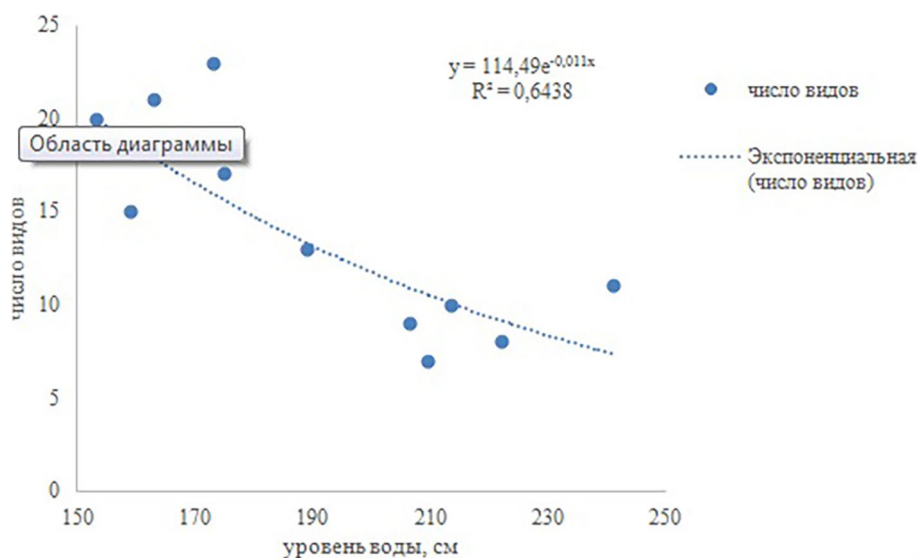


Рис. 3. Зависимость количества прибрежно-водных растений от уровня воды в Псковском озере на примере станции Зимний Борок (1989–2019 гг.)

Fig. 3. The dependence of the number of coastal-aquatic plants at the stations Zimnij Borok on the water level in Lake Pskov (1989–2019)

Прирост гелофитов (га) от средней границы Псковского озера (1989–2019)

Increase in gelophytes (hectare) from the middle border of Lake Pskov (1989–2019)

Год Year	Прирост от среднего, га Increase from the average, ha	Доля от площади водоема, % Share of the pond area, %
1989	52,8	0,07
2005	288	0,4
2007	26,56	0,04
2011	641,9	0,9
2019	238,9	0,3

Псковского озера, измерялись основные структурные показатели: длина, диаметр побега, плотность травостоя, биомасса. Многочисленными исследованиями доказано [Кроткевич, 1970; Эйнон, 1992; Lenssen et al., 1999; Судницyna, Козырева (Михайлова), 2005; Фрейберг, 2006], что эти показатели зависят от климатических условий, особенностей местообитания (характер грунта и динамичность водной массы), а также от количества биогенных элементов в воде. По нашим наблюдениям, высота и диаметр растений прибрежных зарослей зависят от типа почв и длительности затопления.

Как отмечают Л. П. Федорова и С. В. Сентищева [2014], в настоящее время многие исследователи, изучающие процессы зарастания водохранилищ с переменным уровнем воды, считают, что увеличиваются не площади зарастания, но фитомасса и продукция ассоциаций, а также их плотность. Регулярное определение плотно-

сти растительных сообществ Псковского озера, особенно тростника и камыша, проводилось только в последние годы (с 2005 г). В. В. Иванов [1949] отмечает, что плотность тростника в этот период варьирует от 25 до 104 экз./м<sup>2</sup> (в среднем 65 экз./м<sup>2</sup>). В 1989 г. среднее значение плотности тростника составило 91 экз./м<sup>2</sup>. По нашим наблюдениям, плотность зарослей тростника и высота стеблей значительно изменяется по ширине зарослей, станциям и годам. В период с 2007 по 2019 г. средний показатель плотности стеблей равен 105 экз./м<sup>2</sup>. В последние годы на станциях мониторинга отмечается увеличение плотности стеблей тростника (120–144 экз./м<sup>2</sup>) из-за наличия прошлогодних сухих стеблей. На некоторых пробных площадках доля сухих побегов на 1 м<sup>2</sup> составляла от 16 до 40 % от общего числа побегов. Скорее всего, этот факт объясняется отсутствием ледохода, во время которого прошлогодние сухие растения срезаются выбрасываемыми на берег льдинами.

Анализируя литературные данные и результаты собственных наблюдений, можно сделать вывод о явной тенденции к увеличению показателей надземной биомассы тростника за исследуемый период (рис. 4).

В то же время показатели биомассы тростника изменяются в зависимости от ежегодных колебаний уровня воды в водоеме. Известно, что подъем уровня сопровождается значительным снижением фитомассы и плотности зарослей тростника [Schmieder et al., 2002]. Чаще всего, повышение уровня воды в Псковском озере сопровождается уменьшением значений

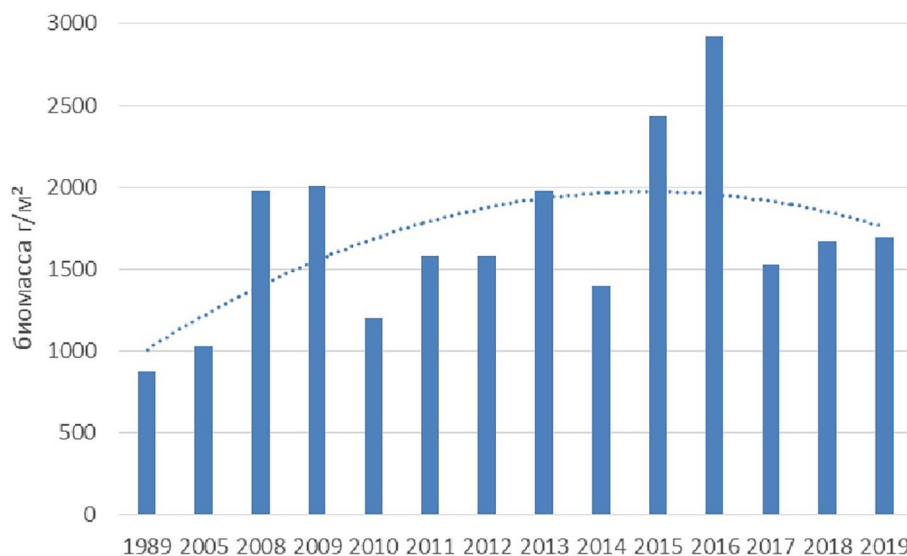


Рис. 4. Средние значения надземной биомассы (в абсолютно сухом виде) тростника южной литоральной зоны Псковского озера (1989–2019 гг.)

Fig. 4. Average values of aboveground biomass (oven-dry mass) of reeds of the southern littoral zone of Lake Pskov (1989–2019)



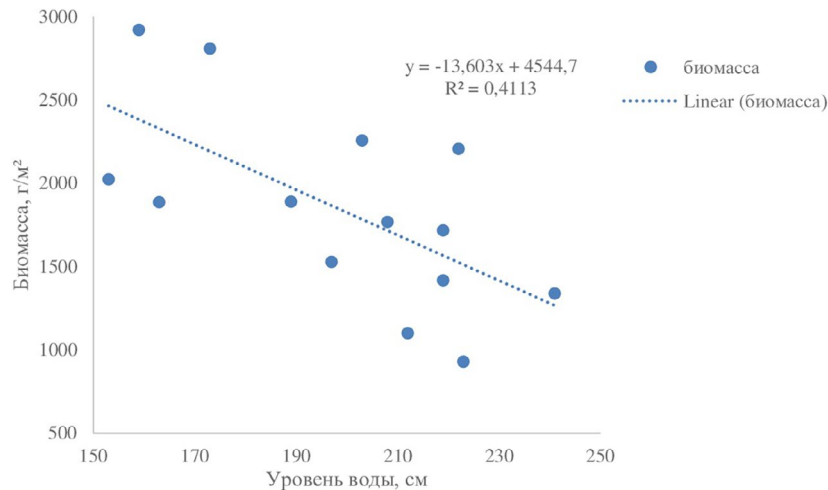


Рис. 5. Зависимость средних значений надземной биомассы (в абсолютно сухом виде) тростника от среднего уровня воды в Псковском озере (1989–2018 гг.)

Fig. 5. The dependence of the average values of aboveground biomass (oven-dry mass) of reeds on the average water level in Lake Pskov (1989–2018)

надземной биомассы. В маловодные годы наблюдается некоторое увеличение этого показателя (рис. 5). Подобные результаты получены исследователями литоральной зоны Ладожского озера [Русанов, 2011].

По данным авторов, изучающих водоемы с переменным режимом уровня, при повышении уровня воды возрастает биогенная нагрузка на водохранилища, увеличивается вынос минеральных элементов с водосборной площади [Шилькрот, 1979]. Дополнительным источником биогенных веществ в многоводные годы становятся залитые участки осушной зоны с остатками обильных зарослей высшей водной растительности, образовавшихся в предшествующие вегетационные сезоны. Многие из поступающих с поверхностным стоком биогенов

мигрируют вместе с взвесью, которая попадает в водохранилище и быстро оседает [Зиминова, 1967]. В маловодные годы в связи с повышением температуры на мелководных участках идут интенсивные процессы разложения осевшей в грунтах органики, которая активно поглощается гелофитами, что ведет, в свою очередь, к увеличению величины их биомассы.

Анализ данных, полученных с помощью спутниковых снимков за период с 1989 по 2019 г., позволяет сделать вывод о том, что процесс зарастания литоральной зоны Псковского озера гелофитной растительностью носит флуктуирующий характер с выраженной положительной трендовой составляющей площади прироста гелофитов относительно конфигурации средней береговой линии озера (табл., рис. 6).

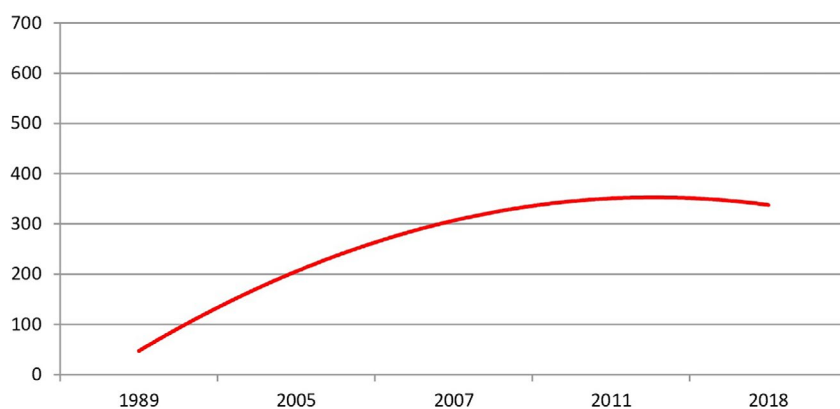


Рис. 6. Тренд многолетней динамики изменения площади зарастания (в га) литоральной зоны Псковского озера (1989–2018 гг.)

Fig. 6. Trend of the long-term dynamics of overgrowth area change (in ha) in the littoral zone of Lake Pskov (1989–2018)

Аналогичные результаты отмечают и другие авторы, проводившие исследования процессов зарастания водоемов с использованием спутниковых снимков [Филоненко, Комарова, 2015; Peterson, Liira, 2016].

## Заключение

Общий характер и динамика зарастания Псковского озера во многом определяются мелководностью, высоким трофическим уровнем, климатическими флуктуациями, цикличностью гидрологического режима.

В годы с низким уровнем воды, с увеличением зоны литорали растет площадь, занимаемая высшей водной растительностью, увеличивается количество прибрежно-водных растений.

В зарастании берегов Псковского озера ведущая роль принадлежит самому мощному эдификатору среди гелофитов – тростнику южному. Основные структурные показатели тростника (высота побега, плотность травостоя, биомасса) варьируют по ширине зарослей, станциям и годам и находятся в зависимости от ежегодных колебаний уровня воды в водоеме.

Анализ данных, полученных с помощью спутниковых снимков за период с 1989 по 2019 г., выявил положительную трендовую составляющую площади прироста гелофитов в литоральной зоне водоема.

Использование снимков ДЗЗ позволяет получить широкую площадь обзора и хорошие возможности дешифрирования за счет комбинаций спектральных каналов, что дает возможность подобрать наиболее контрастное отображение интересующих растительных сообществ [Филоненко, Комарова, 2015; Михайлова, Михалап, 2019].

Полученные результаты подтверждают возможность использования данных ДЗЗ как надежного инструмента для оценки состояния и степени зарастания гелофитной растительностью литоральной зоны Псковского озера, который в совокупности с полевой верификацией позволяет выявить достаточно полную картину процессов зарастания литорали внутренних водоемов.

Работа выполнена при финансовой поддержке Российского научного фонда, грант № 20-64-46018.

## Литература

Белавская А. П. К методике изучения водной растительности // Бот. журн. 1979. Т. 64, № 1. С. 32–41.

Гигевич Г. С. Биоиндикаторная роль макрофитов при антропогенном воздействии (на примере озер Белоруссии) // Антропогенные изменения экосистем малых озер (причины, последствия, возможность управления). Кн. 2. СПб.: Гидрометеиздат, 1991. С. 204–206.

Гигевич Г. С., Власов Б. П., Вынаев Г. В. Ресурсы высших водных растений озер Беларуси // Вестник Белорусского государственного университета. Сер. 2. Химия. Биология. География. 1999. № 3. С. 66–71.

Денисова И. А., Драбкова В. Г., Прыткова М. Я. Проблема зарастания озер, причины и экологические последствия / Ред. В. Г. Драбкова, М. Я. Прыткова. СПб.: Наука, 1999. С. 5–11.

Драбкова В. Г., Сорокин И. Н. Озеро и его водосбор – единая природная система. Л.: Наука, 1979. 196 с.

Зиминова Н. А. Факторы, определяющие количество и состав взвешенных веществ в Рыбинском водохранилище // Круговорот вещества и энергии в озерных водоемах. М.: Наука, 1967. С. 124–131.

Иванов В. В. Закономерности распределения и практическое использование высшей водной растительности Псковского озера: Дис. ... канд. биол. наук. Л., 1949. 210 с.

Иванов В. В. К вопросу о зарастании озер Псковской области // Малые озера Псковской и смежных областей и их использование: Тезисы межвузов. науч. конф. Псков, 1966. С. 43–45.

Капутерко С. А., Соколов А. А., Филатова Т. Н. Состояние и перспективы исследований экосистемы Чудско-Псковского озера // Проблемы исследования крупных озер СССР / Ред. О. А. Алекин. Л.: Наука, 1985. С. 155–159.

Катанская В. М. Высшая водная растительность континентальных водоемов СССР. Л.: Наука, 1981. 187 с.

Костюченко В. П., Семенова А. А., Хлобастина Г. А. Гидролого-гидрохимическая характеристика Псковско-Чудского водоема // Изв. ГосНИОРХ. 1974. Т. 83. С. 5–15.

Кроткевич П. Г. Биолого-экологические свойства и народно-хозяйственное использование тростника обыкновенного – *Phragmites communis* Trin.: Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. Киев, 1970. 71 с.

Куллус Л. П., Мерила Л. А. Данные по изученности, гидрометеорологическому и гидрохимическому режимам Псковско-Чудского озера // Гидробиология и рыбное хоз-во Псковско-Чудского озера. Таллин: Валгус, 1966. С. 9–34.

Милюс А., Халдна М. Гидрохимия // Псковско-Чудское озеро. Тарту: Eesti Loodusfoto, 2012. С. 159–183.

Михайлова К. Б., Михалап С. Г. Многолетняя динамика площади зарастания гелофитной растительностью Псковского озера // Трансформация экосистем. 2019. Т. 2, № 1. С. 86–93. doi: 10.23859/estr-200404

Монюшко В. А. К распределению растительности в Гдовском уезде // Труды Лен. общества изучения местного края. Т. 1. Л., 1927. С. 41–54.

Мяэметс А. А. Высшая водная растительность // Чудско-Псковское озеро. Л.: Гидрометеиздат, 1983. С. 125–126.

Недоспасова Г. В. Высшая водная растительность Псковско-Чудского водоема // Известия ГосНИОРХа. 1974. Т. 83. С. 26–32.

Ниценко А. А. Краткий курс болотоведения. М.: Высшая школа, 1967. 148 с.

Папченков В. Г. Растительный покров водоемов и водотоков Среднего Поволжья. Ярославль: ЦМП МУБиНТ, 2001. 200 с.

Папченков В. Г., Щербаков А. В., Лапиров А. Г. Основные гидробиологические понятия и сопутствующие им термины // Гидробиология: методология, методы: Матер. Школы по гидробиол. Рыбинск: Рыбинский Дом печати, 2003. С. 27–38.

Распопов И. М. Высшая водная растительность больших озер Северо-Запада СССР. Л.: Наука, 1985. 200 с.

Русанов А. Г. Пространственное распределение высшей водной растительности Ладожского озера в зависимости от природных и антропогенных факторов // Литоральная зона Ладожского озера / Ред. Е. А. Курашов. СПб.: Нестор-История, 2011. С. 68–101.

Садчиков А. П., Кудряшов М. А. Экология прибрежно-водной растительности (учебное пособие для студентов вузов). М.: НИА-Природа; РЭФИА, 2004. 220 с.

Синкявичене З. В. Характеристика растительности средних и малых рек Литвы: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Вильнюс, 1992. 28 с.

Судницына Д. Н. Особенности зарастания Псковско-Чудского озера // Экологические проблемы Северо-Запада. Псков, 1990. С. 32–35.

Судницына Д. Н., Ганго А., Осипова Н. Особенности зарастания Псковско-Чудского озера // Экологические проблемы Северо-Запада России: Крат. тезисы конф. Псков, 1990. С. 32–35.

Судницына Д. Н., Козырева (Михайлова) К. Б. Биоэкологическая и геоботаническая характеристика тростника обыкновенного Псковско-Чудского озера // Запад и ближнее зарубежье: устойчивость социально-культурных и эколого-хозяйственных систем. Псков, 2005. С. 148–151.

Судницына Д. Н., Михайлова К. Б. Влияние колебаний уровня воды Псковско-Чудского озера на структуру флоры Талабских островов // Вестник Псковского государственного университета. Сер. Естественные и физико-математические науки. 2016. Вып. 9. С. 42–50.

Тувикене Х. М. О высшей водной растительности Чудско-Псковского озера // Гидробиология и рыбное хозяйство Псковско-Чудского озера. Таллин, 1966. С. 75–81.

Федорова Л. П., Сентищева С. В. Перспективы использования белого амура в мелиоративных целях в зарастающих заливах Иваньковского водохранилища // Рыбное хозяйство. 2014. Спецвыпуск. С. 37–41.

Филоненко И. В., Комарова А. С. Многолетняя динамика площади зарастания прибрежно-водной растительностью оз. Воже // Принципы экологии. 2015. Т. 4, № 4. С. 63–72.

Фрейберг Л. Характеристика тростника в Эстонской части Чудско-Псковского озера // Гидробиоло-

ника 2005: Матер. VI Всерос. шк.-конф. по водным макрофитам. Рыбинск, 2006. С. 367–368.

Чавычалова Н. И., Кушнаренко А. И. Влияние зарастаемости нерестилищ макрофитами на эффективность естественного воспроизводства северокаспийской воблы // Юг России: экология и развитие. 2008. № 4. С. 115–121.

Чудско-Псковское озеро (Гидрометеорологический режим озер и водохранилищ СССР) / Под ред. А. А. Соколова. Л.: Гидрометеиздат, 1983. 162 с.

Шевкунова Э. И., Мещерская А. В., Яни А. Э. Прибалтика – особый район климатических изменений // Социальные и экологические проблемы Балтийского региона: Матер. обществ.-науч. конф. (Псков, ноябрь 2000 г.). Ч. 2. Псков: ПГПИ, 2001. С. 9–21.

Шилькрот Г. С. Типологические изменения режима озер в условиях культурных ландшафтов. М.: Наука, 1979. 168 с.

Эйнон Л. О. Макрофиты в экологии водоема. М.: Изд-во ИВП РАН, 1992. 256 с.

Dudgeon D., Arthington A. H., Gessner M. O., Kawabata Z.-I., Knowler D. J., Lévêque C., Naiman R. J., Prieur-Richard A.-H., Soto D., Stiassny M. L. J., Sullivan C. A. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges // Biol. Rev. 2006. Vol. 81, iss. 2. P. 163–182. doi: 10.1017/S1464793105006950

Engelhardt K. A. M., Ritchie M. E. Effects of macrophyte species richness on wetland ecosystem functioning and services // Nature. 2001. Vol. 411. P. 687–689.

Hilt S., Brothers S., Jeppesen E., Veraart A. J., Kosten S. Translating regime shifts in shallow lakes into changes in ecosystem functions and services // BioSci. 2017. Vol. 67, iss. 10. P. 928–936.

Hudon C., Gagnon P., Jean M. Hydrological factors controlling the spread of common reed (*Phragmites australis*) in the St. Lawrence River (Québec, Canada) // Écosci. 2005. Vol. 12. doi: 10.2980/i1195-6860-12-3-347.1

Irigoien X., Harris R. P., Head R. N., Harbour D. North Atlantic Oscillation and spring bloom phytoplankton compositions in the English Channel // J. Plankton Res. 2000. Vol. 22, iss. 12. P. 2367–2371.

Jaagus J. Uusi andmeid Eesti kliimast // Uurimusi Eesti kliimast: Publicationes Instituti Geographici Universitatis Tartuensis. 2003. P. 78–101.

Jeppesen E., Mehner T., Winfield I. J., Kangur K., Sarvala J., Gerdeaux D., Rask M., Malmquist H. J., Holmgren K., Volta P., Romo S., Eckmann R., Sandström A., Blanco S., Kangur A., Stabo H. R., Tarvainen M., Ventelä A.-M., Søndergaard M., Lauridsen T. L., Meerhoff M. Impacts of climate warming on the long-term dynamics of key fish species in 24 European lakes // Hydrobiologia. 2012. Vol. 694. P. 1–39. doi: 10.1007/s10750-012-1182-1

Kangur K., Möls T. Changes in spatial distribution of phosphorus and nitrogen in large north-temperate lowland Lake Peipsi (Estonia / Russia) // Hydrobiologia. 2008. Vol. 599. P. 31–39. doi: 10.1007/s10750-007-9204-0

Laugaste R., Lessok K. Planctonic algae and epiphyton of the littoral in Lake Peipsi, Estonia // Limnologica. 2004. Vol. 34. P. 90–97. doi: 10.1016/S0075-9511(04)80026-4

Lenssen J. P. M., Menting F. B. J., van der Putten W. H., Blom C. W. P. M. Effects of sediment type and water level on biomass production of wetland plant species // *Aquat. Bot.* 1999. Vol. 64. P. 151–165.

Lippmaa T. Lobotka ja Petseri vallarühmade taimkate Eesti. Maateaduslik, tulunduslik ja ajalooline kirjeldus. II. Setumaa. Tartu, 1928. P. 247–254, 294–297.

Nöges T., Nöges P., Jolma A., Kaitaranta J. Impacts of climate change on physical characteristics of lakes in Europe. Luxembourg: OOEPEC, 2009. doi: 10.2788/41235

Palmik K., Mäemets H., Haldna M., Kangur K. A comparative study of macrophyte species richness in differently managed shore stretches of Lake Peipsi // *Limnologica*. 2013. Vol. 43, iss. 4. P. 245–253. doi: 10.1016/j.limno.2012.11.005

Pekel J.-F., Cottam A., Gorelick N., Belward A. S. High-resolution mapping of global surface water and its long-term changes // *Nature*. 2016. Vol. 540. P. 418–422. doi: 10.1038/nature20584

Peterson U., Liira J. Eesti ja Euroopa järvede kalda-veetaimestiku, põhiliselt rannarostike dünaamika Landsati piltide aegreas / Eds. U. Peterson, T. Lillemaa. Eesti kaugseire. Tartu Observatoorium, Tõravere, Estonia, 2016. P. 119–135.

## References

Belavskaya A. P. K metodike izucheniya vodnoi rastitel'nosti [To the methodology of studying aquatic vegetation]. *Bot. zhurn.* [Bot. J.] 1979. Vol. 64, no. 1. P. 32–41.

Chavychalova N. I., Kushnarenko A. I. Vliyanie zarastanosti nerestilishch makrofitami na effektivnost' estestvennogo vosproizvodstva severokaspiiskoi vobly [The impact of spawning grounds overgrowth with macrophytes on the effectiveness of natural reproduction of the North Caspian Wobble]. *Yug Rossii: ekol. i razvitie* [South of Russia: ecol. and development]. 2008. No. 4. P. 115–121.

Chudsko-Pskovskoe ozero (Gidrometeorologicheskii rezhim ozer i vodokhranilishch SSSR) [Lake Chudsko-Pskovskoe (Hydrometeorological regime of lakes and reservoirs of the USSR)]. Leningrad: Gidrometeorizdat, 1983. 162 p.

Denisova I. A., Drabkova V. G., Prytkova M. Ya. Problema zarastaniya ozer, prichiny i ekologicheskie posledstviya [The problem of overgrowing lakes, causes and environmental consequences]. St. Petersburg: Nauka, 1999. P. 5–11.

Drabkova V. G., Sorokin I. N. Ozero i ego vodosbor – edinaya prirodnyaya sistema [The lake and its catchment – a single natural system]. Leningrad: Nauka, 1979. 196 p.

Einor L. O. Makrofity v ekologii vodoema [Macrophytes in the ecology of the reservoir]. Moscow: Izd-vo IVP RAN, 1992. 256 p.

Fedorova L. P., Sentishcheva S. V. Perspektivy ispol'zovaniya belogo amura v meliorativnykh tselyakh v zarastayushchikh zalivakh Ivan'kovskogo vodokhranilishcha [Prospects for the use of the white amur for reclamation purposes in the overgrowing bays of the Ivan'kovo reservoir]. *Rybnoe khozyaistvo* [Fisheries]. 2014. Special issue. P. 37–41.

Pickens A. H., Hansen M. C., Hancher M., Stehman S. V., Tyukavina A., Potapov P., Marroquin B., She-rani Z. Mapping and sampling to characterize global inland water dynamics from 1999 to 2018 with full Landsat time-series // *Remote Sens. Environ.* 2020. Vol. 243. doi: 10.1016/j.rse.2020.111792

Schmieder K., Dienst M., Ostendorp W. Effects of the extreme flood in 1999 on the spatial dynamics and stand structure of the reed belts in Lake Constance // *Limnologica*. 2002. Vol. 32. P. 131–146.

Smith B., Aasa A., Ahas R., Blenckner T., Callaghan T., de Chazal J., Humborg C., Jönsson A. M., Kellomäki S., Kull A., Lehikoinen E., Mander Ü., Nöges P., Nöges T., Rounsevell M., Sofiev M., Tryjanowski P., Wolf A. Climate-related change in terrestrial and freshwater ecosystems // *Assessment of Climate Change for the Baltic Sea Basin* / Eds. H.-J. Bolle, M. Menenti, I. Rasool. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag, 2008. P. 221–308.

Starast H., Lindpere A., Milius A. Hydrochemical regime of three parts of lake Peipsi during vegetation period // *Biol. Ecol.* 1999. Vol. 48, no. 3. P. 199–215.

Поступила в редакцию 13.01.2021

Filonenko I. V., Komarova A. S. Mnogoletnyaya dinamika ploshchadi zarastaniya pribrezhno-vodnoi rastitel'nost'yu oz. Vozhe [Long-term dynamics of the area of overgrown with coastal-aquatic vegetation of Lake Vozhe]. *Printsipy ekol.* [Principles of Ecol.]. 2015. Vol. 4, no. 4. P. 63–72.

Freiberg L. Kharakteristika trostnika v Estonskoi chasti Chudsko-Pskovskogo ozera [Characteristics of reeds in the Estonian part of Lake Peipsi-Pskov]. *Gidrobotanika 2005: Mat. VI Vseros. shk.-konf. po vodnym makrofitam* [Hydrobotany 2005: Proceed. VI All-Russ. school – conf. on water macrophytes]. Rybinsk, 2006. P. 367–368.

Gigevich G. S. Bioindikatornaya rol' makrofitov pri antropogennom vozdeistvii (na primere ozer Belorusii) [Bioindicator role of the macrophytes under anthropogenic impact (on the example of the lakes of Belarus)]. *Antropogennye izmeneniya ekosistem malykh ozer (prichiny, posledstviya, vozmozhnost' upravleniya): Mater. Vsesoyuzn. konf.* [Anthropogenic changes in ecosystems of small lakes (causes, consequences, and management opportunity): Proceed. All-Union conf.]. Vol. 2. St. Petersburg: Gidrometeorizdat, 1991. P. 204–206.

Gigevich G. S., Vlasov B. P., Vynaev G. V. Resursy vysshikh vodnykh rastenii ozer Belarusi [Resources of higher aquatic plants of lakes in Belarus]. *Vestnik Belorusskogo gos. univ. Ser. 2. Khim. Biol. Geografiya* [Bull. Belarusian St. Univ. Ser. 2. Chem. Biol. Geography]. 1999. No. 3. P. 66–71.

Ivanov V. V. Zakonomernosti raspredeleniya i prakticheskoe ispol'zovanie vysshei vodnoi rastitel'nosti Pskovskogo ozera [Patterns of distribution and practical use of higher aquatic vegetation of Lake Pskov]: DSc (Cand. of Biol.) thesis. Leningrad, 1949. 210 p.



Ivanov V. V. K voprosu o zarastanii ozer Pskovskoi oblasti [On the issue of overgrowing of lakes in the Pskov Region]. *Malye ozera Pskovskoi i smezhnykh oblastei i ikh ispol'zovanie*: Tezisy mezhvuzov. nauch. konf. [Small lakes of the Pskov and related regions and their use: Abs. interuniv. sci. conf.]. Pskov, 1966. P. 43–45.

Kaputerko S. A., Sokolov A. A., Filatova T. N. So-stoyanie i perspektivy issledovaniya ekosistemy Chudsko-Pskovskogo ozera [The state and prospects of research on the ecosystem of Lake Peipsi-Pskov]. *Problemy issled. krupnykh ozer SSSR* [Research probl. of large lakes in the USSR]. Leningrad: Nauka, 1985. P. 155–159.

Katanskaya V. M. Vysshaya vodnaya rastitel'nost' kontinental'nykh vodoemov SSSR [Higher aquatic vegetation of the continental reservoirs of the USSR]. Leningrad: Nauka, 1981. 187 p.

Kostyuchenko V. P., Semenova A. A., Khlobastina G. A. Gidrologo-gidrokhimicheskaya kharakteristika Pskovsko-Chudskogo vodoema [Hydrological and hydrochemical characteristics of the Pskov-Peipsi reservoir]. *Izv. GosNIORKh* [Proceed. National Res. Inst. of Lake and River Fisheries]. 1974. Vol. 83. P. 5–15.

Krotkevich P. G. Biologo-ekologicheskie svoystva i narodno-khozyaistvennoe ispol'zovanie trostnika obyknovennogo – *Phragmites communis* Trin. [Biological and ecological properties and national economic use of common reed]: Summary of DSc (Dr. of Biol.) thesis. Kiev, 1970. 71 p.

Kullus L. P., Merila L. A. Dannye po izuchennosti, gidrometeorologicheskomu i gidrokhimicheskomu rezhimam Pskovsko-Chudskogo ozera [Data on the level of knowledge, hydrometeorological and hydrochemical regimes of the Pskov-Peipsi lake]. *Gidrobiol. i rybnoe khoz-vo Pskovsko-Chudskogo ozera* [Hydrobiol. and fish industry of the Pskov-Peipsi lake]. Tallin: Valgus, 1966. P. 9–34.

Milius A., Khaldna M. Gidrokimiya [Hydrochemistry]. *Pskovsko-Chudskoe ozero* [Lake Pskov-Peipsi]. Tartu: Eesti Loodusfoto, 2012. P. 159–183.

Mikhailova K. B., Mikhailap S. G. Mnogoletnyaya dinamika ploshchadi zarastaniya gelofitnoi rastitel'nosti v Pskovskogo ozera [Long-term dynamics of the area of overgrowth with gelophytic vegetation of Lake Pskov]. *Transformatsiya ekosistem* [Transformation of ecosystems]. 2019. Vol. 2, no. 1. P. 86–93. doi: 10.23859/estr-200404

Monyushko V. A. K raspredeleniyu rastitel'nosti v Gdovskom uезде [To the distribution of vegetation in the Gdovsky District of the Leningrad Province]. *Trudy Len. obshchestva izucheniya mestnogo kraya* [Works of the Leningrad Society for the Local Territory Study]. Vol. 1. Leningrad, 1927. P. 41–54.

Myaemets A. A. Vysshaya vodnaya rastitel'nost' [Higher water vegetation]. *Chudsko-Pskovskoe ozero* [Lake Peipsi-Pskov]. Leningrad: Gidrometeoizdat, 1983. P. 125–126.

Nedospasova G. V. Vysshaya vodnaya rastitel'nost' Pskovsko-Chudskogo vodoema [Highest water vegetation of the Pskov-Peipsi reservoir]. *Izv. GosNIORKh* [Proceed. National Res. Inst. of Lake and River Fisheries]. 1974. Vol. 83. P. 26–32.

Nitsenko A. A. Kratkii kurs bolotovedeniya [Short Course of Marsh Studies]. Moscow: Vyssh. shk., 1967. 148 p.

Papchenkov V. G. Rastitel'nyi pokrov vodoemov i vodotokov Srednego Povolzh'ya [Plant cover of reservoirs and watercourses of the Middle Volga region]. Yaroslavl': TsMP MUBiNT, 2001. 200 p.

Papchenkov V. G., Shcherbakov A. V., Lapirov A. G. Osnovnye gidrobiologicheskie ponyatiya i sopushtvuyushchie im terminy [The main hydrobiological concepts and the terms accompanying them]. *Gidrobotanika: metodologiya, metody*: Mat. Shkoly po gidrobot. [Hydrobotany: methodology, methods: Proceed. hydrobot. schools]. Rybinsk: Rybinskii Dom pechati, 2003. P. 27–38.

Raspopov I. M. Vysshaya vodnaya rastitel'nost' bol'shikh ozer Severo-Zapada SSSR [The highest water vegetation of large lakes of the North-West of the USSR]. Leningrad: Nauka, 1985. 200 p.

Rusanov A. G. Prostranstvennoe raspredelenie vysshei vodnoi rastitel'nosti Ladozhskogo ozera v zavisimosti ot prirodnykh i antropogennykh faktorov [Spatial distribution of the highest aquatic vegetation of Lake Ladoga depending on natural and anthropogenic factors]. *Litoral'naya zona Ladozhskogo ozera* [Littoral zone of Lake Ladoga]. St. Petersburg: Nestor-Istoriya, 2011. P. 68–101.

Sadchikov A. P., Kudryashov M. A. Ekologiya pribrezhno-vodnoi rastitel'nosti (uchebnoe posobie dlya studentov vuzov) [Ecology of coastal-aquatic vegetation (a university textbook)]. Moscow: NIA-Priroda, REFIA, 2004. 220 p.

Shevkunova E. I., Meshcherskaya A. V., Yaani A. E. Pribaltika – osobyi raion klimaticheskikh izmenenii [Baltic states – a special area of climate change]. *Sotsial'nye i ekol. probl. Baltiiskogo regiona*: Mater. obshch.-nauch. konf. (Pskov, noyabr' 2000 g.) [Social and environ. probl. of the Baltic region: Proceed. socio-sci. conf. (Pskov, Nov. 2000)]. Part. 2. Stat'i. Pskov: PGPI, 2001. P. 9–21.

Shil'krot G. S. Tipologicheskie izmeneniya rezhima ozer v usloviyakh kul'turnykh landshaftov [Typological changes in the regime of lakes in conditions of cultural landscapes]. Moscow: Nauka, 1979. 168 p.

Sinkyavichene Z. V. Kharakteristika rastitel'nosti srednykh i malyykh rek Litvy [Characteristics of the vegetation of the medium and small rivers of Lithuania]: Summary of PhD (Cand. of Biol.) thesis. Vil'nyus, 1992. 28 p.

Sudnitsyna D. N. Osobennosti zarastaniya Pskovsko-Chudskogo ozera [Features of overgrowing of Lake Pskov-Peipsi]. *Ekol. probl. Severo-Zapada* [Environ. probl. of the North-West]. Pskov, 1990. P. 32–35.

Sudnitsyna D. N., Gango A., Osipova N. Osobennosti zarastaniya Pskovsko-Chudskogo ozera [Features of overgrowing of Lake Pskov-Peipsi]. *Ekol. probl. Severo-Zapada Rossii*: Krat. tez. konf. [Environ. probl. of North-West Russia: Abs.]. Pskov, 1990. P. 32–35.

Sudnitsyna D. N., Kozyreva (Mikhailova) K. B. Bioekologicheskaya i geobotanicheskaya kharakteristika trostnika obyknovennogo Pskovsko-Chudskogo ozera [Bioecological and geobotanical description of the reed of ordinary Lake Pskov-Peipsi]. *Zapad i blizhnee zarubezh'e: ustoychivost' sotsial'no-kul'turnykh i ekologo-khozyaistvennykh sistem* [West and near abroad: Stability of socio-cultural and ecological-economic systems]. Pskov, 2005. P. 148–151.

Sudnitsyna D. N., Mikhailova K. B. Vliyanie kolebaniy urovnya vody Pskovsko-Chudskogo ozera na strukturu



- flory Talabskikh ostrovov [The influence of fluctuations in the water level of Lake Pskov-Peipsi on the structure of the flora of the Talab Islands]. *Vestnik Pskovskogo gos. univ. Ser. Estestv. i fiziko-mat. nauki* [Bull. Pskov St. Univ. Ser. Nat. and Physical and Math. Sciences]. 2016. Iss. 9. P. 42–50.
- Tuvikene H. M.* O vysshei vodnoi rastitel'nosti Chudsko-Pskovskogo ozera [On the highest aquatic vegetation of Lake Peipsi-Pskov]. *Gidrobiol. i rybnoe khozyaistvo Pskovsko-Chudskogo ozera* [Hydrobiol. and fisheries of Lake Pskov-Peipsi]. Tallin, 1966. P. 75–81.
- Ziminova N. A.* Faktory, opredelyayushchie kolichestvo i sostav vzveshennykh veshchestv v Rybinskom vodokhranilishche [Factors determining the amount and composition of suspended solids in the Rybinsk reservoir]. *Krugovorot veshchestva i energii v ozernykh vo-doemakh* [The cycle of substances and energy in lakes]. Moscow, 1967. P. 124–131.
- Dudgeon D., Arthington A. H., Gessner M. O., Kawabata Z.-I., Knowler D. J., Lévêque C., Naiman R. J., Prieur-Richard A.-H., Soto D., Stiassny M. L. J., Sullivan C. A.* Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biol. Rev.* 2006. Vol. 81, iss. 2. P. 163–182. doi: 10.1017/S1464793105006950
- Engelhardt K. A. M., Ritchie M. E.* Effects of macrophyte species richness on wetland ecosystem functioning and services. *Nature*. 2001. Vol. 411. P. 687–689.
- Hilt S., Brothers S., Jeppesen E., Veraart A. J., Kosten S.* Translating regime shifts in shallow lakes into changes in ecosystem functions and services. *BioSci*. 2017. Vol. 67, iss. 10. P. 928–936.
- Hudon C., Gagnon P., Jean M.* Hydrological factors controlling the spread of common reed (*Phragmites australis*) in the St. Lawrence River (Québec, Canada). *Écosci.* 2005. Vol. 12. doi: 10.2980/i1195-6860-12-3-347.1
- Irigoien X., Harris R. P., Head R. N., Harbour D.* North Atlantic Oscillation and spring bloom phytoplankton compositions in the English Channel. *J. Plankton Res.* 2000. Vol. 22, iss. 12. P. 2367–2371.
- Jaagus J.* Uusi andmeid Eesti kliimast. *Uurimusi Eesti kliimast*: Publications Instituti Geographici Universitatis Tartuensis. 2003. P. 78–101.
- Jeppesen E., Mehner T., Winfield I. J., Kangur K., Sarvala J., Gerdeaux D., Rask M., Malmquist H. J., Holmgren K., Volta P., Romo S., Eckmann R., Sandström A., Blanco S., Kangur A., Stabo H. R., Tarvainen M., Ventelä A.-M., Søndergaard M., Lauridsen T. L., Meerhoff M.* Impacts of climate warming on the long-term dynamics of key fish species in 24 European lakes. *Hydrobiologia*. 2012. Vol. 694. P. 1–39. doi: 10.1007/s10750-012-1182-1
- Kangur K., Möls T.* Changes in spatial distribution of phosphorus and nitrogen in large north-temperate lowland Lake Peipsi (Estonia / Russia). *Hydrobiologia*. 2008. Vol. 599. P. 31–39. doi: 10.1007/s10750-007-9204-0
- Laugaste R., Lessok K.* Planctonic algae and epiphyton of the littoral in Lake Peipsi, Estonia. *Limnologia*. 2004. Vol. 34. P. 90–97. doi: 10.1016/S0075-9511(04)80026-4
- Lenssen J. P. M., Menting F. B. J., van der Putten W. H., Blom C. W. P. M.* Effects of sediment type and water level on biomass production of wetland plant species. *Aquat. Bot.* 1999. Vol. 64. P. 151–165.
- Lippmaa T.* Lobotka ja Petseri vallaarumade taimkate Eesti. Maateaduslik, tulunduslik ja ajalooline kirjeldus. II. Setumaa. Tartu, 1928. P. 247–254, 294–297.
- Nöges T., Nöges P., Jolma A., Kaitaranta J.* Impacts of climate change on physical characteristics of lakes in Europe. Luxembourg: OOEPEC, 2009. doi: 10.2788/41235
- Palmik K., Mäemets H., Haldna M., Kangur K.* A comparative study of macrophyte species richness in differently managed shore stretches of Lake Peipsi. *Limnologia*. 2013. Vol. 43, iss. 4. P. 245–253. doi: 10.1016/j.limno.2012.11.005
- Pekel J.-F., Cottam A., Gorelick N., Belward A. S.* High-resolution mapping of global surface water and its long-term changes. *Nature*. 2016. Vol. 540. P. 418–422. doi: 10.1038/nature20584
- Peterson U., Liira J.* Eesti ja Euroopa järvede kalda-veetaimestiku, põhiliselt rannarostike dünaamika Landsati piltide aegreas. Eds. U. Peterson, T. Lillemaa. Eesti kaugeire. Tartu Observatoorium, Tõravere, Estonia, 2016. P. 119–135.
- Pickens A. H., Hansen M. C., Hancher M., Stehman S. V., Tyukavina A., Potapov P., Marroquin B., She-rani Z.* Mapping and sampling to characterize global inland water dynamics from 1999 to 2018 with full Landsat time-series. *Remote Sens. Environ.* 2020. Vol. 243. doi: 10.1016/j.rse.2020.111792
- Schmieder K., Dienst M., Ostendorp W.* Effects of the extreme flood in 1999 on the spatial dynamics and stand structure of the reed belts in Lake Constance. *Limnologia*. 2002. Vol. 32. P. 131–146.
- Smith B., Aasa A., Ahas R., Blenckner T., Callaghan T., de Chazal J., Humborg C., Jönsson A. M., Kellomäki S., Kull A., Lehtikainen E., Mander Ü., Nöges P., Nöges T., Rounsevell M., Sofiev M., Tryjanowski P., Wolf A.* Climate-related change in terrestrial and freshwater ecosystems. *Assessment of Climate Change for the Baltic Sea Basin*. Eds. H.-J. Bolle, M. Menenti, I. Rasool. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag, 2008. P. 221–308.
- Starast H., Lindpere A., Milius A.* Hydrochemical regime of three parts of lake Peipsi during vegetation period. *Biol. Ecol.* 1999. Vol. 48, no. 3. P. 199–215.

Received January 13, 2021

## **СВЕДЕНИЯ ОБ АВТОРАХ:**

### **Михайлова Кристина Борисовна**

специалист лаборатории экологии рыбохозяйственных водоемов  
Псковский филиал ФГБНУ «ВНИРО»  
ул. Максима Горького, 13, Псков, Россия, 180007  
эл. почта: kristina.pismo@yandex.ru

### **Михалап Сергей Геннадьевич**

и. о. руководителя  
Псковский филиал ФГБНУ «ВНИРО»  
ул. Максима Горького, 13, Псков, Россия, 180007

старший преподаватель  
Псковский государственный университет  
пл. Ленина, 2, Псков, Россия, 180000  
эл. почта: sgmkhalap@gmail.com

## **CONTRIBUTORS:**

### **Mikhailova, Kristina**

Pskov Branch of the Russian Federal Research Institute of Fisheries and Oceanography (VNIRO)  
13 Maksima Gor'kogo St., 180007 Pskov, Russia  
e-mail: kristina.pismo@yandex.ru

### **Mikhalap, Sergey**

Pskov Branch of the Russian Federal Research Institute of Fisheries and Oceanography (VNIRO)  
13 Maksima Gor'kogo St., 180007 Pskov, Russia

Pskov State University  
2 Lenin Sq., 180000 Pskov, Russia  
e-mail: sgmkhalap@gmail.com

УДК 574.5 + 615.917

## **ПОДХОД «ЕДИНОЕ ЗДОРОВЬЕ» КАК ВОЗМОЖНЫЙ СПОСОБ ОЦЕНКИ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ РИСКОВ (НА ПРИМЕРЕ ЦИАНОТОКСИНОВ)**

**Т. Б. Калининкова, А. В. Егорова, Р. Р. Шагидуллин**

*Институт проблем экологии и недропользования Академии наук Республики Татарстан, Казань, Россия*

Цианобактерии – это большая группа фотосинтезирующих прокариотических организмов, которые обитают в пресной и морской воде и во влажной почве. Цианобактерии продуцируют такие вторичные метаболиты, как цианотоксины, которые представляют потенциальную опасность для организма человека и животных при возможном их попадании в питьевую воду и реальную опасность для организмов водоплавающих птиц, рыб и зоопланктона. Поэтому цианобактерии часто рассматривают как патогенные организмы, хотя они не способны развиваться в организме животных. По данным международной гидрологической программы ЮНЕСКО CYANONET, цианобактерии и цианотоксины обнаружены в поверхностных водах 65 стран мира. Для изучения распространения цианобактерий и цианотоксинов в озерах Европы реализованы программы международного сотрудничества CYANOCOST в 2012–2016 гг. и EMLS (European Multi Lake Survey) в 2015 году. Цианотоксины подразделяются на группы, которые отражают особенности их действия на организм человека (гепатотоксины, нейротоксины, дерматоксины, цитотоксины). В последнее время выявлено и описано большое количество случаев влияния токсичных цианобактерий на здоровье. При этом случаи заболевания и гибели человека и животных, связанные с опасными цианобактериями, анализируются независимо друг от друга. Концепция «Единое здоровье» подразумевает, что здоровье человека находится в тесной взаимосвязи со здоровьем животных и состоянием окружающей среды. В данном обзоре приведены примеры того, как исследование болезней и гибели животных вследствие отравления цианотоксинами может быть использовано для уменьшения возможного вреда, причиняемого здоровью человека опасными цианобактериями. Использование подхода «Единое здоровье» является одним из способов управления экологическими рисками, который требует объединения усилий специалистов разного профиля.

**Ключевые слова:** цианобактерии; микроцистины; пресноводные экосистемы; влияние цианотоксинов на здоровье человека; негативное влияние цианобактерий на организм животных.

### **T. B. Kalinnikova, A. V. Egorova, R. R. Shagidullin. THE “ONE HEALTH” APPROACH AS A POSSIBLE MODE OF ECOLOGICAL RISK ASSESSMENT (EXAMPLE OF CYANOTOXINS)**

Cyanobacteria are a big group of photosynthetic prokaryotic organisms inhabiting fresh and sea waters and damp soils. Cyanobacteria produce secondary metabolites – cyanotoxins, which are potentially dangerous for humans and animals if present in drinking

water, and pose real danger for waterfowl, fish, and zooplankton. Therefore, cyanobacteria are often considered as pathogenic organisms albeit they are unable to develop in animals' organisms. As reported by the UNESCO international hydrological program CYANONET, cyanobacteria and cyanotoxins were found in surface waters in 65 countries. To study the occurrence of cyanobacteria and cyanotoxins in European lakes, two international cooperation programs were implemented, namely CYANOCOST in 2012–2016 and EMLS (European Multi Lake Survey) in 2015. Cyanotoxins are divided into groups according to their action on human organisms (hepatotoxins, neurotoxins, dermatotoxins, and cytotoxins). Lately, the health impacts of harmful cyanobacteria have been more frequently detected and reported. However, reports of human and animal illnesses or death associated with harmful cyanobacteria tend to be investigated separately. One Health is an approach that recognizes that the health of people is closely connected to the health of animals and our shared environment. This review illustrates how the investigation of cyanotoxin-associated animal illnesses and death can be used to reduce the risks of human exposure to harmful cyanobacteria. The One Health approach is an environmental risk management method that requires the integration of efforts of different specialists.

**Key words:** cyanobacteria; microcystins; freshwater ecosystems; cyanotoxin effects on human health; harmful effects of cyanobacteria on animal organisms.

Подход «Единое здоровье» был предложен в начале XXI века с целью создания национальных механизмов координации, коммуникации и сотрудничества для устранения угроз здоровью при контактах между человеком, животными и окружающей средой. Трехстороннее сотрудничество Продовольственной и сельскохозяйственной организации Объединенных Наций, Всемирной организации охраны здоровья животных и Всемирной организации здравоохранения служит примером многолетнего и успешного партнерства в деле практического применения подхода «Единое здоровье» для решения глобальных проблем охраны здоровья человека, животных (как домашних, так и диких) и окружающей среды.

С точки зрения биологии человек – это всего лишь один из многих видов, населяющих нашу планету, хотя и обладающий специфическими характеристиками, способностями и навыками. В последние десятилетия усиливается опасность переноса заболеваний от животных к человеку. В качестве примеров можно привести пандемию «свиного» гриппа A/H1N1 в 2009 г., вспышку лихорадки Эбола в Западной Африке в 2014–2015 гг., вспышку лихорадки Зика в Латинской Америке в 2015–2016 гг. [Destoumieux-Garzón et al., 2018] и текущую пандемию коронавирусной инфекции COVID-19, вызванную коронавирусом SARS-Cov-2 [Huang et al., 2020]. Первоначально термин «Единое здоровье» использовался для обозначения объединения усилий медицинских работников и ветеринаров в борьбе с зоонозными инфекциями. В настоящее время этот термин употребляется в более широком смысле и подразумевает защиту здоровья человека и животных от не-

благоприятных внешних воздействий [Hilborn, Beasley, 2015]. Человек и животные в равной степени испытывают на себе последствия загрязнения окружающей среды. По данным Всемирной организации здравоохранения, вследствие воздействия неблагоприятных факторов среды в Европе ежегодно погибает 1,4 млн человек [Destoumieux-Garzón et al., 2018]. Очень часто первыми жертвами опасных изменений в экосистеме становятся дикие и домашние животные. Одним из неблагоприятных изменений в водных экосистемах является размножение цианобактерий и накопление цианотоксинов в воде. В подготовленном Всемирной организацией здравоохранения «Руководстве по качеству питьевой воды» отмечается необходимость контроля в воде не только патогенных микроорганизмов, вирусов и простейших, но и непатогенных микроорганизмов – цианобактерий [WHO..., 2011]. В научной литературе описано немало примеров того, как гибель животных инициировала исследования, результатом которых было обнаружение цианотоксинов в воде и установление их химической природы и физиологического действия. Например, так были идентифицированы анатоксин-а [Devlin et al., 1977] и анатоксин-а(s) [Mahmood et al., 1988]. В этой статье проведен анализ исследований влияния цианотоксинов на здоровье человека, домашнего скота, домашних и диких животных.

### **Концепция «Единое здоровье»**

Термин «единое здоровье» активно используется с начала XXI века для характеристики взаимодействия между специалистами в об-

ласти здравоохранения, ветеринарии и охраны окружающей среды с целью предотвращения угроз здоровью человека и животных. При этом сама концепция «Единое здоровье», предусматривающая единый подход к изучению проблем, связанных со здоровьем в межвидовом сообществе, появилась достаточно давно. Еще в XI–XIII веке в Китае существовала система здравоохранения, включавшая в себя не только врачей, но и ветеринаров [Zinsstag et al., 2011]. Хорошо известным примером взаимосвязи здоровья человека и животных является кросс-реактивность антител против вируса натуральной оспы и вируса коровьей оспы [Hilborn, Beasley, 2015]. Зависимость здоровья человека и животных от состояния окружающей среды проявилась при массовом отравлении метилртутью в городе Миннамата (Япония) в 1950-е годы. Причиной отравления стал продолжительный сброс в воду залива Миннамата неорганической ртути, которую донные микроорганизмы преобразовывали в метилртуть – сильный нейротоксин. По пищевой цепи метилртуть попадала в организмы рыб, птиц, а затем и человека, вызывая сильные неврологические расстройства, а в ряде случаев гибель пациентов [Harada, 1995]. Возможность интенсивной аккумуляции ртути в организмах рыб в водоемах с низким содержанием этого металла в абиотических компонентах среды показана в работе Н. Н. Немовой с соавторами [2014]. Накопление ртути в организмах рыб в концентрациях, намного превышающих ее содержание в окружающей среде, позволяет использовать рыб в качестве индикаторов загрязнения водоемов ртутью, в том числе и для прогнозирования рисков здоровью человека. Это особенно важно, учитывая, что максимально допустимую по рекомендации Всемирной организации здравоохранения безопасную суточную дозу ртути человек может получить при употреблении всего 100 г нехищной или 50 г хищной рыбы, содержание ртути в которой не превышает нормативы, действующие в Российской Федерации (0,3 мг/кг в пресноводной нехищной рыбе и 0,6 мг/кг в хищной рыбе) [Немова и др., 2014]. Уже с начала массового применения пестицидов в сельском хозяйстве появились сообщения об их негативном действии не только на насекомых-вредителей, но и на организм человека, домашних и диких животных (как наземных, так и водных) [Yadav, Devi, 2017].

### **Общая характеристика цианотоксинов**

Цианотоксины – это вторичные метаболиты, продуцируемые цианобактериями. По химиче-

ской структуре цианотоксины представляют собой циклические пептиды (микроцистины и нодулярины), алкалоиды (цилиндропермопсины, сакситоксины, анатоксин-а, анатоксин-а(s), лингбиатоксины и аплизиатоксины), липопептиды, липополисахариды и аминокислоты, не входящие в состав белков ( $\beta$ -N-метиламино-L-аланин, 2,4-диаминомасляная кислота и N-(2-аминоэтил)глицин). По биологической активности различают гепатотоксины (микроцистины, нодулярины, цилиндроспермопсины и др.), нейротоксины (сакситоксины, анатоксин-а, анатоксин-а(s), некоторые липопептиды,  $\beta$ -N-метиламино-L-аланин и др.), дерматоксины (лингбиатоксины, аплизиатоксины и др.) и цитотоксины (большинство липопептидов) [Codd et al., 2005]. Помимо перечисленных цианотоксинов в водоемах присутствует большое количество неидентифицированных экзометаболитов цианобактерий [Elerseck et al., 2017].

### **Распространение токсигенных цианобактерий в поверхностных водах**

Цианобактерии – это прокариотические фотосинтезирующие организмы. Они широко распространены в пресноводных экосистемах, реже встречаются в морской воде и в почве. Несмотря на большое количество исследований, посвященных распространению цианобактерий и факторов, влияющих на их численность и токсигенность [Codd et al., 2005; Степанова и др., 2012; Белых и др., 2013; Селезнева и др., 2014; Сиделев, Зубишина, 2014; Cyanobacteria..., 2014; Сиделев и др., 2016; Meriluoto et al., 2017; Mantzouki et al., 2018a, б; Davydov, 2018; Сиделев, 2019; Сиделев, Бабаназарова, 2020], интерес к изучению цианобактерий не ослабевает. Это определяется, в частности, расширением ареалов обитания многих цианобактерий вследствие современного глобального потепления климата Земли. Увеличению продуктивности цианобактерий и, как следствие, повышению содержания цианотоксинов в воде могут способствовать аномальные погодные условия. В 2010 году в летний период в бассейне Средней и Нижней Волги температура была существенно выше, а осадки ниже нормы, что привело к увеличению температуры воды и маловодью на Куйбышевском, Саратовском и Волгоградском водохранилищах. Следствием этого стало многократное увеличение численности сине-зеленых водорослей [Селезнева и др., 2014]. Во многих водоемах появляются инвазивные виды цианобактерий, и состав продуцируемых ими токсинов может изменяться в зависимости от особенностей акваэко-



стемы. Например, цианобактерия *Raphidiopsis raciborskii* ((Woloszynska) Aguilera, Berrendero Gómez, Kastovsky, Echenique & Salerno 2018), обитающая в австралийских водоемах, продуцирует цилиндроспермопсин, а в европейских водоемах, где она является видом-вселенцем, эта цианобактерия синтезирует нодулярин [Meriluoto et al., 2017]. Среди других инвазивных видов цианобактерий в водоемах Европы можно назвать *Chrysochloris bergii* ((Ostenfeld) E. Zapomelová, O. Skácelová, P. Pummann, R. Kopp & E. Janeczek 2012), *Chrysochloris ovalisporum* ((Forti) E. Zapomelová, O. Skácelová, P. Pummann, R. Kopp & E. Janeczek, nom. inval. 2012) и *Sphaerospermopsis aphanizomenoides* ((Forti) Zapomelová, Jezberová, Hrouzek, Hisem, Reháková & Komárková 2010) [Quesada et al., 2006; Kaštovský et al., 2010; Koreivienė, Kasperovičienė, 2011]. Виды-вселенцы успешно адаптируются к условиям обитания в водоемах умеренного климата и могут составить конкуренцию аборигенным видам. Например, оптимальные температуры для роста инвазивного вида *S. aphanizomenoides* в озерах Литвы такие же, как и для аборигенных видов *Planktothrix agardhii* ((Gomont) Anagnostidis & Komárek 1988) и *Aphanizomenon gracile* (Lemmermann 1907) (20–28 °C), а температурный оптимум вида-вселенца *C. bergii* составляет 26–30 °C [Savadova et al., 2018]. Дальнейшее распространение этих видов и увеличение их численности усилит токсикологическую нагрузку на европейские водоемы.

Накопленные к настоящему времени сведения позволяют сделать вывод о практически повсеместном распространении цианобактерий. По данным международной гидрологической программы ЮНЕСКО CYANONET, цианобактерии и цианотоксины обнаружены в поверхностных водах 65 стран мира [Codd et al., 2005]. В водоемах Южной Калифорнии определены цианобактерии, относящиеся к родам *Anabaena*, *Nostoc*, *Oscillatoria*, *Cylindrospermum*, *Phormidium* и *Geitlerinema*. Цианотоксины установлены в 45 % исследованных проб воды [Tatters et al., 2019]. В озере Кабетогамма, расположенном в одном из национальных парков США, методом полимеразной цепной реакции токсигенные цианобактерии были выявлены до начала их массового размножения. Помимо микроцистинов в этом водоеме обнаружены сакситоксины и анатоксин-а [Christensen et al., 2019]. В результате многолетнего (2010–2017 гг.) изучения нескольких десятков озер в штате Виктория (Австралия) были выявлены штаммы цианобактерий, продуцирующие анатоксин-а. До этого исследования в водое-

мах Австралии обнаруживали микроцистины, нодулярины, цилиндроспермопсины и сакситоксины. После обнаружения в воде анатоксина-а были даны рекомендации по дополнению системы мониторинга цианотоксинов в водоемах [John et al., 2019]. В третьем по величине озере Китая – Тайху – присутствие цианобактерий описано еще в 1980-е годы. Возросшая антропогенная нагрузка привела к тому, что высокая численность цианобактерий в этом озере в 1998–2007 гг. отмечалась в течение всего года, за исключением января и февраля. После 2008 года вспышки численности цианобактерий в озере Тайху увеличились и наблюдались даже в январе. Озеро является источником питьевой воды для населения нескольких крупных городов. Содержание микроцистина-LR в озере составляет 0,069–0,701 мкг/л. Это меньше, чем рекомендованная Всемирной организацией здравоохранения ПДК для микроцистинов в питьевой воде (1 мкг/л). Однако, учитывая мелководность озера (средняя глубина 1,9 м), степень его эвтрофикации и большую антропогенную нагрузку, необходимо регулярно контролировать этот показатель [Li et al., 2018].

В нашей стране до сих пор отсутствуют стандарты безопасного содержания цианотоксинов в воде, несмотря на большое количество работ, посвященных изучению распространения цианобактерий и токсикологических последствий их массового размножения. Цианобактерии встречаются в водоемах всех регионов России. В качестве примера можно привести исследование О. И. Белых с соавторами [2013], в котором дана характеристика микроцистин-продуцирующих цианобактерий в водоемах Украины, Беларуси и России. В России эти авторы проводили обследования водоемов Иркутской области, Республики Бурятия, Красноярского края и Калининградской области. В большинстве исследованных водоемов выявлены токсигенные цианобактерии, способные продуцировать микроцистины [Белых и др., 2013]. На архипелагах Новая Земля, Земля Франца-Иосифа и Свальбард в зоне полярных пустынь выявлено 176 видов цианобактерий [Davydov, 2018]. В водоемах рекреационной зоны Казанского региона выявлено шесть видов цианобактерий. Содержание микроцистинов в воде, определенное методом иммуноферментного анализа, составило 0,25–5,72 мкг/л. Выявленная зависимость суммарного содержания микроцистинов от численности цианобактерий позволила предложить ориентировочный критический уровень численности сине-зеленых водорослей 20,9 млн кл./л, соответствующий нормативному содержанию цианотоксинов

в воде, рекомендованному ВОЗ [Степанова и др., 2012].

Водоемы, в которых присутствуют токсигенные цианобактерии, часто используются для снабжения населения питьевой водой, для обеспечения потребностей сельского хозяйства, рыбоводства, а также в рекреационных целях и в качестве объектов туризма. Для объединения усилий научных сотрудников, специалистов в области сельского хозяйства, здравоохранения, водоснабжения, охраны окружающей среды, организации отдыха и туризма с целью защиты населения от негативного воздействия цианотоксинов и для разработки методов мониторинга цианобактерий и цианотоксинов в водоемах и методов очистки воды для конечного потребителя от цианотоксинов Межправительственной структурой в области науки и технологий COST в 2012–2016 гг. была реализована программа CYANOCOST, в которой приняли участие представители 23 стран Европейского союза [Meriluoto et al., 2017]. В рамках программы взаимодействовали четыре рабочие группы, которые изучали распространение цианобактерий и цианотоксинов в водоемах; разрабатывали методы их мониторинга и анализа; изучали влияние цианотоксинов на здоровье; разрабатывали методы предупреждения развития цианобактерий, методы учета цианобактерий и определения содержания цианотоксинов; разрабатывали рекомендации для конечных потребителей воды [Meriluoto et al., 2017].

Другим примером международного сотрудничества в изучении распространения цианобактерий в водоемах является исследование 369 озер Европы, проведенное в 2015 году по программе Комплексного обследования озер Европы (EMLS – European Multi Lake Survey) и объединившее ученых из 27 стран [Mantzouki et al., 2018a, b]. В каждом из исследо-

ванных озер пробы отбирались однократно в самый теплый для данного региона период. В пробах определяли содержание азота, фосфора, пигментов водорослей, цианотоксинов и ряд других показателей. Данные по каждому из озер оформлялись в виде стандартного протокола [Mantzouki et al., 2018a]. Результаты этого исследования позволили охарактеризовать пространственное распределение семи цианотоксинов (пяти микроцистинов (MC-YR, MC-dmLR, MC-LR, MC-RR, MC-dmRR), анатоксина и цилиндроспермопсина) в 137 озерах. Все семь исследованных цианотоксинов присутствовали лишь в трех озерах. Наличие четырех, пяти или шести цианотоксинов было обнаружено в 34, 26 и 25 озерах соответственно. И, наконец, в 18 озерах найдено по два цианотоксина, а в 13 – всего один. Микроцистины выявлены в 93 % из 137 озер, при этом чаще других встречался MC-YR, а самым редким был MC-dmRR. Цилиндроспермопсин, как и анатоксин, обнаружен в 39 % из 137 озер. При этом в шести озерах присутствовал только цилиндроспермопсин в относительно низких концентрациях (менее 0,05 мкг/л) (табл. 1). В озере Dziekanowskie (Польша) был выявлен только анатоксин в очень низкой концентрации – 0,002 мкг/л.

Таким образом, самыми распространенными цианотоксинами в озерах Европы являются микроцистины. Цилиндроспермопсин встречается реже, но во многих случаях он является единственным цианотоксином, обнаруженным в водоеме. Вероятно, продуценты цилиндроспермопсина подавляют рост цианобактерий, продуцирующих другие токсины [Mantzouki et al., 2018b]. При этом цилиндроспермопсин может обнаруживаться в водоемах на протяжении длительного времени, поскольку он продуцируется несколькими видами цианобактерий. Например, в озере Альбано (Италия) цилин-

Таблица 1. Содержание цианотоксинов в озерах, обследованных по программе EMLS [Mantzouki et al., 2018b]

Table 1. Cyanotoxins content in the investigated EMLS lakes [Mantzouki et al., 2018b]

Тип цианотоксина Cyanotoxin variant	Число озер, в которых обнаружен цианотоксин Number of lakes where cyanotoxin was found	Диапазон концентраций (мкг/л) Concentration range (µg/L)	Тип цианотоксина Cyanotoxin variant	Число озер, в которых обнаружен цианотоксин Number of lakes where cyanotoxin was found	Диапазон концентраций (мкг/л) Concentration range (µg/L)
MC-Tot	127	0–17,18	MC-RR	67	0–3,31
MC-YR	113	0–4,92	ATX	54	0–1,33
MC-dmLR	108	0–3,16	CYN	53	0–2,01
MC-LR	93	0–3,97	MC-dmRR	52	0–14,89

Примечание. MC-Tot – общее содержание микроцистинов; MC – микроцистины; ATX – анатоксины; CYN – цилиндроспермопсин.

Note. MC-Tot – total microcystins; MC – microcystins; ATX – anatoxins; CYN – cylindrospermopsin.

дроспермопсин присутствует с начала лета до осени благодаря последовательной смене продуцентов этого токсина *C. raciborskii* на *C. ovalisporum*, также продуцирующих цилиндроспермопсин [Messineo et al., 2010]. Анатоксин тоже нередко бывает единственным цианотоксином, выявляемым в водоеме, хотя и в очень низких концентрациях. В работе N. Salmaso с соавторами [2016] описано замещение цианобактерий *Planktothrix rubescens* ((De Candolle ex Gomont) Anagnostidis & Komárek, 1988), в основном синтезирующих MC-dmRR, продуцентами анатоксина *Tychonema bourrellyi* ((J. W. G. Lund) Anagnostidis & Komárek, 1988), происходящее в настоящее время в озере Гарда (Италия).

В литературе, посвященной цианобактериям, данные о токсинах, как правило, обсуждаются в связи с видами-продуцентами. E. Mantzouki с соавторами [2018b] считают, что прямое качественное и количественное определение содержания цианотоксинов в воде, независимо от видового состава фитопланктона, является более эффективным подходом для мониторинга состояния водоема. Содержание цианотоксинов в воде зависит не только от биомассы и видового состава цианобактерий, но и от доли потенциально токсигенных генотипов. Идентификация токсигенных штаммов цианобактерий при мониторинге состояния водоемов является необходимым этапом для принятия решений о технологии обработки питьевой воды на водопроводных станциях или о временном запрете использования водоема в рекреационных и/или водохозяйственных целях. Световая микроскопия не позволяет отделить токсигенные штаммы цианобактерий от нетоксигенных, поскольку они морфологически идентичны. Решить эту проблему можно используя метод полимеразной цепной реакции, который позволяет выявить наличие токсигенных цианобактерий в водоемах задолго до их массового размножения [Сиделев, Зубишина, 2014; Сиделев и др., 2016; Сиделев, 2019; Сиделев, Бабаназарова, 2020].

### **Влияние цианотоксинов на здоровье человека**

При рассмотрении влияния цианотоксинов на организм человека основное внимание уделяется их потенциальной опасности в питьевой воде. Цианотоксины, содержащиеся в питьевой воде, вызывают у человека различные гастроэнтериты, заболевания печени и почек [Byth, 1980; Falconer et al., 1983]. Длительное употребление питьевой воды, содержащей цианотоксины в низких концентрациях (меньше

ПДК), может приводить к онкологическим заболеваниям [Zhou et al., 2002; Maatouk et al., 2004; Grosse et al., 2006; Svirčev et al., 2009]. По данным Международного агентства по изучению рака, микроцистины и нодулярины могут провоцировать развитие рака печени [Grosse et al., 2006]. Высокий уровень заболевания колоректальным раком в китайской провинции Чжэцзян связывают с хроническим употреблением питьевой воды, загрязненной микроцистинами [Zhou et al., 2002]. Случайное использование для приготовления диализата воды, содержащей микроцистины, привело к появлению неврологических расстройств и токсического гепатита у пациентов гемодиализного центра в г. Каруару (Бразилия) в феврале 1996 г. В течение месяца после процедуры гемодиализа 60 пациентов этого центра умерли от острой печеночной недостаточности [Pouria et al., 1998; Hilborn et al., 2013].

Цианотоксины могут попадать в организм человека не только с питьевой водой, но и с продуктами питания. Воду из водоемов с высокой численностью цианобактерий нередко используют для полива. При этом цианотоксины могут накапливаться в растениях, таких как пшеница, кукуруза, рис, горох, чечевица и др. Аккумуляция цианотоксинов растениями имеет несколько последствий. С одной стороны, отмечается угнетение растений, замедляется их рост, уменьшается количество хлорофилла и, как следствие, снижается эффективность фотосинтеза [Saqrane et al., 2009; Drobac et al., 2013]. С другой стороны, цианотоксины могут накапливаться в растениях [Liana-Ruiz Cabello et al., 2019]. Употребляя в пищу такие растения, человек может получить дозу цианотоксинов, превышающую установленную ВОЗ безопасную суточную дозу (0,04 мкг/кг массы тела) [Crush et al., 2008].

Цианотоксины кумулируются и в организмах животных, которых человек употребляет в пищу, таких как ракообразные, моллюски, рыбы и водоплавающие птицы. В Китае на примере трех крупных озер было проведено большое исследование содержания цианотоксинов в организмах 26 видов рыб, наиболее часто употребляемых человеком в пищу. Результаты исследования показали, что такое использование этой рыбы опасно для человека вследствие высокого содержания в ней микроцистинов [Peng et al., 2010].

Контакт цианотоксинов с кожей во время отдыха или занятий водными видами спорта вызывает шелушение кожи, сыпь, астму, пневмонию, периодический сухой кашель с рвотой и другими желудочно-кишечными симптомами,

сенную лихорадку, конъюнктивиты, раздражение глаз и ушей, аллергические реакции, сильные головные боли, миалгию, головокружение, поражения слизистой полости рта (появление волдырей). Эти симптомы появляются как после отдыха на море, так и от пресной воды. При купании в воде с высокой численностью цианобактерий зуд и жжение кожи проявляются в период от нескольких минут до нескольких часов [Grauer, Arnold, 1961; Cardellina et al., 1979; Yasumoto, Murata, 1993; Codd et al., 1999; Stewart et al., 2006].

Нельзя игнорировать и попадание цианобактерий через нос при купании, занятиях водными видами спорта, во время сельхозработ [Hawser et al., 1991; Falconer, 1998; Drobac et al., 2013]. Обработка слизистой носа у мышей микроцистинами приводила к повреждению печени и некрозу эпителия обонятельной и дыхательной зоны. При этом чувствительность к цианотоксинам была примерно в 10 раз выше, чем при их пероральном введении [Fitzgeorge et al., 1994].

### **Влияние цианотоксинов на здоровье животных**

Первое документальное упоминание о негативном влиянии цианобактерий на организмы животных относится к 1833 году и описывает гибель рыб и крупного рогатого скота, связанную с «большим» озером, поверхность которого была покрыта зеленой субстанцией. Природа этой субстанции не охарактеризована. По мнению автора описания, она могла состоять из водных растений, насекомых или минералов [Moestrup, 1996]. Долгое время не удавалось однозначно связать гибель животных вблизи водоемов с цветением цианобактерий. Первым, кто доказал токсичность цианобактерий для животных, был G. Francis [Hilborn, Beasley, 2015], экспериментально показавший, что причиной массовой гибели овец на озере Александрина (Австралия) является *Nodularia spumigena* (Mertens ex Bornet & Flahault, 1888). Случаи гибели диких животных, домашнего скота и домашних животных вследствие негативного влияния токсигенных цианобактерий описаны на всех континентах [Stewart et al., 2008; Hilborn, Beasley, 2015].

Данных о гибели домашнего скота после контакта с цианобактериями очень много, они включают в себя информацию о гибели жвачных животных, свиней, лошадей, домашних птиц, искусственно выращиваемой рыбы и даже пчел [May, McBarron, 1973; Galey et al., 1987; Beasley et al., 1989; Zimba et al., 2000; Singh et al., 2014;

Hilborn, Beasley, 2015]. Признаки интоксикации проявляются по-разному и зависят от цианотоксина, дозы, времени экспозиции и индивидуальных особенностей животного. Эффект острого отравления, как правило, включает в себя обильное слюноотечение, беспокойство, отказ от пищи, бледность слизистых оболочек, слабость, одышку, угнетенное состояние, нарушения координации, диарею, непроизвольное сокращение мышц, конвульсии, лежачее положение, частичную потерю зрения и внезапную гибель. У птиц перед смертью могут проявляться слабость, нарушения координации и запрокидывание головы. Цианобактерии могут вызывать массовую гибель рыбы в рыбоводческих прудах вследствие поражения печени [Zimba et al., 2000; Singh et al., 2014].

Имеющиеся в научной литературе данные о действии цианотоксинов на домашних животных в основном описывают случаи отравления собак. Собаки контактируют с цианобактериями и цианотоксинами во время купания. При этом они могут заглатывать биомассу цианобактерий на мелководьях, пить воду, содержащую цианобактерии, и слизывать цианобактерии с шерсти [Codd et al., 1992; Hilborn, Beasley, 2015]. Анализу отравления собак цианотоксинами в США в период с 1920-х по 2012 г. посвящен обзор L. C. Backer с соавторами [2013]. В этом обзоре рассматриваются 368 случаев отравления собак цианотоксинами, которые представляют собой лишь малую часть реального количества подобных отравлений. У пострадавших животных отмечались такие симптомы, как рвота, диарея, обильное слюноотделение, неврологические расстройства, геморрагия и внезапная гибель. Более трети случаев отравления собак цианотоксинами с летальным исходом были связаны с действием анатоксина [Backer et al., 2013]. Случаи отравления цианотоксинами других домашних животных, например кошек, описываются крайне редко [Hilborn, Beasley, 2015].

В дикой природе позвоночные животные, от рыб до птиц и млекопитающих, нередко испытывают на себе негативное действие цианотоксинов. К сожалению, не всегда возможно связать гибель диких животных с отравлением цианотоксинами, поскольку тушки животных часто бывают непригодны для токсикологического и патологоанатомического анализа вследствие их разложения. Наибольшему риску при воздействии цианотоксинов подвергаются рыбы и водоплавающие птицы [Hilborn, Beasley, 2015]. Цианобактерии могут оказывать на организмы рыб и водоплавающих птиц как прямое, так и не прямое действие. Прямое



токсическое действие наблюдается в случае непосредственного контакта с цианобактериями или при употреблении воды и пищи, загрязненной цианотоксинами. Непрямое действие связано со снижением содержания в воде растворенного кислорода вследствие высокой численности цианобактерий. В этом случае в водоеме могут создаваться условия, благоприятные для размножения анаэробных бактерий *Clostridium botulinum* ((van Ermengem 1896) Bergey et al. 1923) и, как следствие, накопления ботулотоксина в воде [Keumer et al., 1972; Murphy et al., 1999].

### **Заболевание и гибель животных вследствие действия цианобактерий как индикатор опасности для здоровья человека**

Известно немало случаев, когда гибель животных инициировала исследования, результатом которых являлось обнаружение цианотоксинов в воде и установление их химической природы и физиологического действия. Например, анатоксин-а впервые выделен при изучении гибели крупного рогатого скота вследствие воздействия цианобактерий [Devlin et al., 1977]. Было установлено, что причиной гибели собак и других животных на одном из озер Южной Дакоты (США) послужил цианотоксин, ингибирующий ацетилхолинэстеразу [Mahmood et al., 1988]. Дальнейшие исследования позволили охарактеризовать анатоксин-а(s) – единственный известный фосфорорганический ингибитор ацетилхолинэстеразы природного происхождения [Matsunaga et al., 1989]. В обзоре E. D. Hilborn и Val R. Beasley [2015] приводятся примеры того, как отравление и гибель животных явились толчком для изучения цианобактерий и цианотоксинов в водоемах, которые не использовались для снабжения населения водой или для рекреации.

В качестве животных – индикаторов опасного содержания в воде цианотоксинов в научной литературе, как правило, упоминают собак, домашний скот и рыб. Обнаружение погибших или умирающих животных в водоеме либо рядом с ним всегда предостерегает о потенциальной опасности воды для здоровья человека. Для оценки реальной опасности в таких случаях необходимо тщательное токсикологическое и патологоанатомическое исследование обнаруженных животных и анализ проб воды.

Концепция «Единое здоровье» чаще всего используется для выявления зоонозов и разработки мер по предотвращению их распространения. Потребность в комплексных исследо-

ваниях влияния состояния окружающей среды на здоровье человека и животных в настоящее время возрастает. Результаты этих исследований публикуются, в частности, в мультидисциплинарных научных журналах. В качестве примера можно привести журнал «One Health», издаваемый Международной ассоциацией тропической медицины, который публикует исследования внутри- и межвидового переноса патогенов. Издаваемый с 2015 года «International Journal of One Health» публикует статьи, посвященные этномедицине, результаты исследований зоонозов и лекарственной устойчивости возбудителей болезней человека и животных. В США с 2008 г. издается журнал «One Health Newsletter», большинство статей в котором посвящены проблеме предотвращения заболеваний, передающихся человеку от животных. Проблеме планирования и проведения комплексных исследований состояния окружающей среды посвящена статья J. Lebow et al. [2017].

В странах Евросоюза разработана и реализуется комплексная программа «Единое здоровье» (The One Health European Joint Programme, 2018–2022) [Brown et al., 2020]. Программой предусмотрено комплексное изучение зоонозов, лекарственной устойчивости возбудителей заболеваний, вновь возникающих инфекций и заболеваний, передающихся с пищей. Мониторинг численности и видового состава цианобактерий в водоемах питьевого, бытового, рыбохозяйственного и рекреационного назначения и содержания цианотоксинов в этих водоемах может стать частью оценки опасности загрязнения окружающей среды для здоровья человека.

В научной литературе описано немало случаев, когда негативные последствия влияния цианобактерий на здоровье людей сопровождались заболеваниями или гибелью животных, также подвергшихся воздействию цианобактерий. Некоторые из этих эпизодов обобщены в обзоре E. D. Hilborn и Val R. Beasley [2015] и приведены в табл. 2.

Цианобактерии не всегда продуцируют токсины; распространение цианобактерий и цианотоксинов неоднородно во времени и пространстве. Острое отравление и гибель животных являются полезными индикаторами для оценки опасности для здоровья человека. Однако отсутствие в водоеме больных и погибших животных нельзя однозначно интерпретировать как отсутствие опасности для человека. Опубликованные данные о болезнях и гибели животных вследствие контакта с цианобактериями E. D. Hilborn и Val R. Beasley [2015] рас-



Таблица 2. Случаи заболевания и гибели животных, связанные с цианобактериями, как индикаторы риска для здоровья человека [Hilborn, Beasley, 2015]

Table 2. Reports of animal illnesses and deaths associated with cyanobacteria as sentinel events for health risks [Hilborn, Beasley, 2015]

Местоположение Location	Год Year	Цианобактерии, выявленные в воде Cyanobacteria identified in water	Заболевания животных Animal illness	Заболевания человека, способ экспозиции Human illness, exposure route
Реки Элк, Канова в Западной Виргинии; река Огайо в Западной Виргинии, Огайо и Кентукки, США Elk River, Kanawha River, West Virginia; Ohio River, West Virginia, Ohio, Kentucky, United States	1930–1931	<i>Dolichospermum flosaquae</i>	Гибель рыбы Fish deaths	Заболевания желудочно-кишечного тракта у тысяч людей, получавших питьевую воду из рек Gastrointestinal illness among thousands of people receiving drinking water from rivers
Озеро Ку'Аппель и другие озера провинции Саскачеван, Канада Qu'Appelle Lake, other lakes in Saskatchewan, Canada	1959	<i>Dolichospermum circinale</i>	Гибель большого количества рыбы, гусей, собак и домашнего скота Multiple livestock, fish, geese, dogs died	Заболевания желудочно-кишечного тракта у людей, отдыхавших на озерах Gastrointestinal illness among individuals with recreational exposure to lakes
Река Гвадиана, Португалия Guadiana River in Portugal	1987	<i>Aphanizomenon flosaquae</i>	Гибель рыбы Fish deaths	Гастроэнтериты и дерматиты у людей, употреблявших питьевую воду из озера Gastroenteritis, dermatitis among those who consumed drinking water
Озеро Ратленд, графство Лейстершир, Великобритания Rutland Lake in Leicestershire, United Kingdom	1989	<i>Microcystis aeruginosa</i>	Гибель собак и овец Dogs and sheep deaths	Гастроэнтериты и дерматиты у людей, отдыхавших на озере Gastroenteritis, dermatitis among those who recreated in water
Пруд в Мименсингх, Бангладеш Pond in Mymensingh, Bangladesh	2002	<i>Dolichospermum flosaquae</i> and <i>Microcystis aeruginosa</i>	Гибель рыбы и коз Fish and goats deaths	Сыпь, раздражение глаз и ушей Rash, eye and ear irritation
Озера в штате Небраска, США Lakes, Nebraska, United States	2004	<i>Dolichospermum</i> , <i>Microcystis</i> , <i>Oscillatoria</i> , <i>Aphanizomenon</i>	Гибель собак, домашнего скота и диких животных Dogs, livestock, wildlife deaths	Сыпь, поражения кожи, головные боли и гастроэнтериты Rash, skin lesions, headache and gastroenteritis
Озера штата Огайо, США Lakes, Ohio, United States	2010	<i>Dolichospermum</i> spp., <i>Raphidiopsis raciborskii</i> , <i>Aphanizomenon</i> spp., <i>Planktolyngbya limnetica</i>	Гибель рыбы и собак, заболевания птиц Dogs, fish deaths, birds illness	Заболевания кожи, органов дыхания, нервной системы, гастроэнтериты Dermatologic, respiratory, neurologic illness and gastroenteritis

смаатривают как неполные. Значительная часть информации оседает в архивах ветеринаров и муниципальных органов. Кроме того, могут остаться незамеченными многие случаи гибели небольшого количества мелких животных из-за цианотоксинов. Очень часто исследование погибших животных проводится недостаточно тщательно и не позволяет однозначно связать их гибель с отравлением цианотоксинами. Это может быть обусловлено недостаточной квалификацией исследователей, отсутствием единого подхода к исследованию органов и тканей животных и высокой стоимостью анализа содержания цианотоксинов в организме.

## Заключение

В данном обзоре приведены примеры того, как исследование болезней и гибели животных вследствие отравления цианотоксинами может быть использовано для уменьшения возможного вреда, причиняемого здоровью человека опасными цианобактериями. Использование подхода «Единое здоровье» является эффективным способом управления экологическими рисками, который требует объединения усилий специалистов разного профиля. Основными препятствиями для использования животных в качестве индикаторов экологической опасности являются:

недостаток информации о неблагоприятных событиях; ограниченные возможности для наблюдения и исследования неблагоприятных событий; возможный недостаток средств коммуникации между потенциальными партнерами – специалистами в области экологического контроля, ветеринарии и медицины. В настоящее время накоплены знания об опасности цианотоксинов для здоровья человека и животных; разработаны доступные методы идентификации и количественной оценки опасных цианобактерий в водоемах; разработаны методы определения содержания цианотоксинов в клетках цианобактерий, воде и биологических образцах; проводится мониторинг цветения опасных цианобактерий в водоемах. Это позволяет использовать данные о численности и видовом составе цианобактерий в водоемах при прогнозе их негативного воздействия на человека и животных, а также использовать животных в качестве маркеров опасных для здоровья человека событий, связанных с цианобактериями.

## Литература

- Белых О. И., Гладких А. С., Сорокикова Е. Г., Тихонова И. В., Потапов С. А., Федорова Г. А. Микроцистин-продуцирующие цианобактерии в водоемах России, Беларуси и Украины // *Химия в интересах устойчивого развития*. 2013. Т. 21. С. 363–378.
- Немова Н. Н., Лысенко Л. А., Мещерякова О. В., Комов В. Т. Ртуть в рыбах: биохимическая индикация // *Биосфера*. 2014. Т. 6. С. 176–186. doi: 10.24855/biosfera.v6i2.215
- Селезнева А. В., Селезнев В. А., Беспалова К. В. Массовое развитие водорослей на водохранилищах р. Волги в условиях маловодья // *Поволжский экологический журнал*. 2014. № 1. С. 88–96.
- Сиделев С. И. Новый способ детекции токсигенных цианобактерий на основе мультиплексной полимеразной цепной реакции // *Микробиология*. 2019. Т. 88. С. 372–374. doi: 10.1134/s0026365619030121
- Сиделев С. И., Зубишина А. А. Мониторинг содержания цианотоксинов микроцистинов в водоемах Верхней Волги: молекулярно-генетический и аналитический подходы // *Вода: химия и экология*. 2014. № 8. С. 88–94.
- Сиделев С. И., Корнева Л. Г., Соловьева В. В., Зубишина А. А., Плигин Д. Н. Молекулярно-генетическая идентификация и сезонная сукцессия токсигенных цианобактерий в фитопланктоне Рыбинского водохранилища // *Биология внутренних вод*. 2016. № 4. С. 37–44. doi: 10.7868/s0320965216040124
- Сиделев С. И., Бабаназарова О. В. Обнаружение цианобактериальных токсинов в источниках водоснабжения и водопроводной воде некоторых городов России: поиск продуцентов и апробация методов удаления // *Водные ресурсы*. 2020. Т. 47. С. 218–229. doi: 10.31857/s0321059620020182
- Степанова Н. Ю., Халиуллина Л. Ю., Никитин О. В., Латыпова В. З. Структура и токсичность цианобактерий в рекреационных зонах водоемов Казанского региона // *Вода: химия и экология*. 2012. № 11. С. 67–72.
- Backer L. C., Landsberg J. H., Miller M., Keel K., Taylor T. K. Canine cyanotoxins poisonings in the United States (1920s–2012): Review of suspected and confirmed cases from three data sources // *Toxins*. 2013. Vol. 5. P. 1597–1628. doi: 10.3390/toxins5091597
- Beasley V. R., Cook W. O., Dahlem A. M., Lovell R. A., Valentine W. M. Algae intoxications in livestock and waterfowl // *Vet. Clin. N. Am. Food Anim. Pract.* 1989. Vol. 5. P. 345–361. doi: 10.1016/s0749-0720(15)30980-4
- Brown H. L., Passey J. L., Getino M., Pursley I., Basu P., Horton D. L., La Ragione R. M. The One Health European Join Programme (OHEJP), 2018–2022: an exemplary One Health initiative // *J. Med. Microbiol.* 2020. Vol. 69. P. 1037–1039. doi: 10.1099/jmm.0.001228
- Byth S. Palm Island mystery disease // *Med. J. Aust.* 1980. Vol. 2. P. 40–42. doi: 10.5694/j.1326-5377.1980.tb131814.x
- Cardellina J. H. 2<sup>nd</sup>, Marner F. J., Moore R. E. Seaweed dermatitis: structure of lyngbyatoxin A // *Science*. 1979. Vol. 204. P. 193–195. doi: 10.1126/science.107586
- Christensen V. G., Maki R. P., Stelzer E. A., Norland J. E., Khan E. Phytoplankton community and algal toxicity at a recurring bloom in Sullivan bay, Kabetogama lake, Minnesota, USA // *Sci. Reports*. 2019. Vol. 9. e16129. doi: 10.1038/s41598-019-52639-y
- Codd G. A., Azevedo S. M. F. O., Bagchi S., Burch M. D., Carmichael W. W., Kaya K., Utkilen H. C. CYANONET. A global network for cyanobacterial bloom and toxin risk management. Initial situation assessment and recommendations // *Int. Hydrol. Progr. VI (Unesco, Paris)*, Tech. Doc. Hydrol. 2005. No. 176. 138 p.
- Codd G. A., Bell S. G., Kaya K., Ward C. J., Beattie K., Metcalf J. Cyanobacterial toxins, exposure routes and human health // *Eur. J. Phycol.* 1999. Vol. 34. P. 405–415. doi: 10.1080/09670269910001736462
- Codd G. A., Edwards C., Beattie K. A., Barr W. M., Gunn G. J. Fatal attraction to cyanobacteria? // *Nature*. 1992. Vol. 359. P. 110–111. doi: 10.1038/359110b0
- Crush J. R., Briggs L. R., Sprosen J. M., Nichols S. N. Effect of irrigation with lake water containing microcystins on microcystin content and growth of ryegrass, clover, rape, and lettuce // *Environ. Toxicol.* 2008. Vol. 23. P. 246–252. doi: 10.1002/tox.20331
- Cyanobacteria and cyanotoxins: Information for drinking water systems* // EPA USA. 2014. 11 p.
- Davydov D. Checklist of cyanobacteria from the European polar desert zone // *Botanica*. 2018. Vol. 24. P. 185–201. doi: 10.2478/botlit-2018-0018
- Devlin J. P., Edwards O. E., Gorham P. R., Hunter N. R., Pike R. K., Stavric B. Anatoxin-a, a toxic alkaloid from *Anabaena flos-aquae* NRC 44-h // *Can. J. Chem.* 1977. Vol. 55. P. 1367–1371. doi: 10.1139/v77-189
- Destoumiex-Garzón D., Mavingui P., Boetsch G., Boussier J., Darriet F., Duboz P., Fritsch C., Giraudoux P., Le Roux F., Morand S., Paillard C., Pontier D., Sueuer C., Voiturion Y. The one health concept: 10 years old and a long road ahead // *Front. Vet. Sci.* 2018. Vol. 5. Art. 14. doi: 10.3389/fvets.2018.00014

- Drobac D., Tokodi N., Simenovic J., Baltic V., Stanic D., Svircev Z.* Human exposure to cyanotoxins and their effects on health // *Arh. Hig. Rada. Toksikol.* 2013. Vol. 64. P. 305–316. doi: 10.2478/10004-1254-64-2013-2320
- Elersek T., Bláha L., Mazur-Marzec H., Schmidt W., Carmeli S.* Other cyanobacterial bioactive substances // *Handbook of cyanobacterial monitoring and cyanotoxin analysis* / Eds. J. Meriluoto, L. Spoof, G. A. Codd. John Wiley & Sons, LTD., 2017. P. 179–195. doi: 10.1002/9781119068761.ch19
- Falconer I. R.* Algal toxins and human health // *Handbook of environ. chemistry.* Vol. 5, part C / Ed. J. Hrubec. Berlin: Springer-Verlag, 1998. P. 53–82. doi: 10.1007/978-3-540-68089-5\_4
- Falconer I. R., Beresford A. M., Runnegar M. T.* Evidence of liver damage by toxin from a bloom of the blue-green alga, *Microcystis aeruginosa* // *Med. J. Aust.* 1983. Vol. 1. P. 511–514. doi: 10.5694/j.1326-5377.1983.tb136192.x
- Fitzgeorge R. B., Clark C. A., Keevil C. W.* Routes of intoxication // *Detection methods for cyanobacterial toxins* / Eds. G. A. Codd, T. M. Jefferies, C. W. Keevil, E. Potter. Cambridge: The Royal Society of Chemistry, 1994. P. 69–74. doi: 10.1533/9781845698164.1.69
- Galey F. D., Beasley V. R., Carmichael W. W., Klepepe G., Hooser S. B., Yaschek W. M.* Blue-green algae (*Microcystis aeruginosa*) hepatotoxicosis in dairy cows // *Am. J. Vet. Res.* 1987. Vol. 48. P. 1415–1420.
- Grauer F. H., Arnold H. L.* Seaweed dermatitis: first report of dermatitis-producing marine algae // *Arch. Dermatol.* 1961. Vol. 84. P. 720–732. doi: 10.1001/archderm.1961.01580170014003
- Grosse Y., Baan R., Secretan B., Ghissassi F., Coglianov V. on behalf of the WHO International Agency on Cancer Monograph Working Group.* Carcinogenicity of nitrate, nitrite and cyanobacterial peptide toxins // *Lancet. Oncol.* 2006. Vol. 7. P. 628–629. doi: 10.1016/s1470-2045(06)70789-6
- Harada M.* Minamata disease: methylmercury poisoning in Japan caused by environmental pollution // *Crit. Rev. Toxicol.* 1995. Vol. 25. P. 1–24. doi: 10.3109/10408449509089885
- Hawser S. P., Codd G. A., Capone D. G., Carpenter E. J.* A neurotoxic factor associated with the bloom-forming cyanobacterium *Trichodesmium* // *Toxicon.* 1991. Vol. 29. P. 277–278. doi: 10.1016/0041-0101(91)90231-f
- Hilborn E. D., Beasley V. R.* One Health and cyanobacteria in freshwater systems: animal illnesses and deaths are sentinel events for human health risks // *Toxins.* 2015. Vol. 7. P. 1374–1395. doi: 10.3390/toxins7041374
- Hilborn E. D., Soares R. M., Servaites J. C., Delgado A. G., Magalhães V. F., Carmichael W. W., Azevedo S. M.* Sublethal microcystin exposure and biochemical outcomes among hemodialysis patients // *PLoS One.* 2013. Vol. 8. e69518. doi: 10.1371/journal.pone.0069518
- Huang C., Wang Y., Li X., Ren L., Zhao J., Hu Y., Zhang L., Fan G., Xu J., Gu X., Cheng Z., Yu T., Xia J., Wei Y., Wu W., Xie X., Yin W., Li H., Liu M., Xiao Y., Gao H., Guo L., Xie J., Wang G., Jiang R., Gao Z., Jin Q., Wang J., Cao B.* Clinical features of patients infected with 2019 novel coronavirus in Wuhan, China // *Lancet.* 2020. Vol. 395. P. 497–506. doi: 10.1016/S0140-6736(20)30183-5
- John N., Baker L., Ansell B. R. E., Newham S., Crosbie N. D., Jex A. R.* First report of anatoxin-a-producing cyanobacteria in Australia illustrates need to regularly up-date monitoring strategies in a shifting global distribution // *Sci. Reports.* 2019. Vol. 10. e10894. doi: 10.1038/s41598-019-46945-8
- Kaštovský J., Hauer T., Mareš J., Krautová M., Bešta T., Komárek J., Desortová B., Heteša J., Hindáková A., Houk V., Janeček E., Kopp R., Marvan P., Pumann P., Skácelova O., Zapomělová E.* A review of the alien and expansive species of freshwater cyanobacteria and algae in the Czech Republic // *Biol. Invasions.* 2010. Vol. 12. P. 3599–3625. doi: 10.1007/s10530-010-9754-3
- Keymer I. F., Smith G. R., Roberts T. A., Heaney S. I., Hibberd D. J.* Botulism as a factor in waterfowl mortality at St. James's park // *Vet. Rec.* 1972. Vol. 90. P. 111–114. doi: 10.1136/vr.90.5.111
- Koreivienė J., Kasperovičienė J.* Alien cyanobacteria *Anabaenabergii* var. *limnetica* Couté et Preisig from Lithuania: Some aspects of taxonomy, ecology and distribution // *Limnologia.* 2011. Vol. 41. P. 325–333. doi: 10.1016/j.limno.2011.01.004
- Lebov J., Grieger K., Womack D., Zaccaro D., Whitehead N., Kowalczyk B., MacDonald P. D. M.* A framework for One Health research // *One Health.* 2017. Vol. 3. P. 44–50. doi: 10.1016/j.onehlt.2017.03.004
- Li D., Wu N., Tang S., Su G., Li X., Zhang Y., Wang G., Zhang J., Liu H., Hecker M., Giesy J. P., Yu H.* Factors associated with blooms of cyanobacteria in a large shallow lake, China // *Environ Sci. Eur.* 2018. Vol. 30. e27. doi: 10.1186/s12302-018-0152-2
- Liana-Ruiz Cabello M., Jos A., Cameán A., Oliveira F., Barreiro A., Machado J., Azevedo J., Pinto E., Almeida A., Campos A., Vasconcelos V., Freitas M.* Analysis of the use of cylindrospermopsin and/or microcystin-contaminated water in the growth, mineral content, and contamination of *Spinacia oleracea* and *Lactuca sativa* // *Toxins.* 2019. Vol. 11. e624. doi: 10.3390/toxins11110624
- Maatouk I., Bouaich N., Plessis M. J., Perin F.* Detection by 32P-postlabeling detection of 8-oxo-7,8-dihydro-2' – deoxyguanosine in DNA damages in vitro in primary cultured rat hepatocytes and in vivo rat liver // *Mutat. Res.* 2004. Vol. 564. P. 9–20. doi: 10.1016/j.mrgentox.2004.06.010
- Mahmood N. A., Carmichael W. W., Pfahler D.* Anticholinesterase poisonings in dogs from a cyanobacterial (blue-green algae) bloom dominated by *Anabaena flos-aquae* // *Am. J. Vet. Res.* 1988. Vol. 49. P. 500–503.
- Mantzouki E., Campbell J., van Loon E. et al.* A European Multi Lake Survey dataset of environmental variables, phytoplankton pigments and cyanotoxins // *Sci. Data.* 2018a. Vol. 5. e180226. doi: 10.1038/sdata.2018.226
- Mantzouki E., Lüring M., Fastner J. et al.* Temperature effects explain continental scale distribution of cyanobacterial toxins // *Toxins.* 2018b. Vol. 10. e156. doi: 10.3390/toxins10040156



- Matsunaga H., Moore R. E., Niemczura W. P., Carmichael W. W. Anatoxin-a(s), a potent anticholinesterase from *Anabaena flos-aquae* // J. Am. Chem. Soc. 1989. Vol. 111. P. 8021–8023. doi: 10.1021/ja00202a057
- May V., McBarron E. J. Occurrence of blue-green alga, *Anabaena circiniuis* Rabenh., in New South Wales and toxicity to mice and honey bees // J. Aust. Inst. Agric. Sci. 1973. Vol. 39. P. 264–266.
- Meriluoto J., Blaha L., Bojadzija G., Bormans M., Brient L., Codd G. A., Drobac D., Faasen E. J., Fastner J., Hiskia A., Ibeling B. W., Kaloudis T., Kokocinski M., Kurmayer R., Pantelić D., Quesada A., Salmaso N., Tokodi N., Triantis T. M., Visser P. M., Svirčev Z. Toxic cyanobacteria and cyanotoxins in European waters – recent progress achieved through CYANO-COST Action and challenges for further research // Adv. Oceanogr. Limnol. 2017. Vol. 8. P. 161–178. doi: 10.4081/aiol.2017.6429
- Messineo V., Melchiorre S., Corcia A., Gallo P., Bruno M. Seasonal succession of *Cylindrospermopsis raciborskii* and *Aphanizomenon ovalisporum* blooms with cylindrospermopsin occurrence in the volcanic lake Albano, Central Italy // Environ. Toxicol. 2010. Vol. 25. P. 18–27. doi: 10.1002/tox.20469
- Moestrup Ø. Toxic blue-green algae (cyanobacteria) in 1833 // Phycologia. 1996. Vol. 35. P. 5. doi: 10.2216/i0031-8884-35-6s-5.1
- Murphy T., Lawson A., Nalewajko C., Murkin H., Ross L., Oguma K., McIntyre T. Algal toxins – initiators of avian botulism? // Environ. Toxicol. 1999. Vol. 15. P. 558–567. doi: 10.1002/1522-7278(2000)15:5%3C558::aid-tox29%3E3.0.co;2-r
- Peng L., Liu Y., Chen W., Liu L., Kent M., Song L. Health risks associated with consumption of microcystin-contaminated fish and shellfish in three Chinese lakes: Significance for freshwater aquacultures // Ecotoxicol. Environ. Saf. 2010. Vol. 73. P. 1804–1811. doi: 10.1016/j.ecoenv.2010.07.043
- Pouria S., de Andrade A., Barbosa J., Cavalcanti R. L., Barreto V. T., Ward C. J., Preiser W., Poon G. K., Neild G. H., Codd G. A. Fatal microcystin intoxication in haemodialysis unit in Caruaru, Brazil // Lancet. 1998. Vol. 352. P. 21–26. doi: 10.1016/s0140-6736(97)12285-1
- Quesada A., Moreno E., Carrasco D., Paniagua T., Wormer L., De Hoyos C., Sukenik A. Toxicity of *Aphanizomenon ovalisporum* (Cyanobacteria) in Spanish water reservoir // Eur. J. Phycol. 2006. Vol. 41. P. 39–45. doi: 10.1080/09670260500480926
- Salmaso N., Cerasino L., Boscaini A., Capelli C. Planktic *Tychonema* (Cyanobacteria) in the large lakes south of the Alps: phylogenetic assessment and toxigenic potential // FEMS Microbiol. Ecol. 2016. Vol. 92, iss. 10. P. 155. doi: 10.1093/femsec/fiw155
- Saqrane S., Ouahid Y., El Ghazali I., Oudra B., Bouarab L., del Campo F. Physiological changes in *Triticum durum*, *Zea mays*, *Pisum sativum* and *Lens esculenta* cultivars, caused by irrigation with water contaminated with microcystins: A laboratory experimental approach // Toxicon. 2009. Vol. 53. P. 786–796. doi: 10.1016/j.toxicon.2009.01.028
- Savadova K., Mazur-Marzec H., Karosiené J., Kasperovičienė J., Vitonyté I., Toruńska-Sitarz A., Koreivienė J. Effect of increased temperature on native and alien nuisance cyanobacteria from temperate lakes: an experimental approach // Toxins. 2018. Vol. 10. P. e445. doi: 10.3390/toxins10110445
- Singh S., Asthana R. K. Assessment of microcystin concentration in carp and catfish: A case study from Lakshmikund pond, Varanasi, India // Bull. Environ. Contam. Toxicol. 2014. Vol. 92. P. 687–692. doi: 10.1007/s00128-014-1277-7
- Stewart I., Seawright A. A., Shaw G. R. Cyanobacterial poisoning in livestock, wild mammals and birds – an overview // Adv. Exp. Med. Biol. 2008. Vol. 619. P. 613–637. doi: 10.1007/978-0-387-75865-7\_28
- Stewart I., Webb P. M., Schluter P. J., Shaw G. R. Recreational and occupational field exposure to freshwater cyanobacteria – a review of anecdotal and case reports, epidemiological studies and the challenges for epidemiologic assessment // Environ. Health. 2006. Vol. 5. Art. 6. doi: 10.1186/1476-069x-5-6
- Svirčev Z., Kristić S., Miladinov-Mikov M., Baltić V., Vidović M. Freshwater cyanobacterial blooms and primary liver cancer epidemiological studies in Serbia // J. Environ. Sci. Health. C Environ. Carcinog. Ecotoxicol. Rev. 2009. Vol. 27. P. 36–55. doi: 10.1080/10590500802668016
- Tatters A. O., Howard M. D. A., Nagoda C., Fetscher A. E., Kudela R. M., Caron D. A. Heterogeneity of toxin-producing cyanobacteria and cyanotoxins in coastal watersheds of Southern California // Estuaries and Coasts. 2019. Vol. 42. P. 958–975. doi: 10.1007/s12237-019-00546-w
- WHO – World Health Organization. Guidelines for drinking water quality. 4<sup>th</sup> ed. Geneva: WHO, 2011. 541 p.
- Yadav I. C., Devi N. L. Pesticides classification and its impact on human and environment // Environ. science and engineering. Vol. 6: Toxicology / Eds. R. Chandra, B. R. Gurjar & J. N. Govil. Houston: Studium Press LLC, 2017. P. 140–158.
- Yasumoto Y., Murata M. Marine toxins // Chem. Rev. 1993. Vol. 93. P. 1897–1909. doi: 10.1021/cr00021a011
- Zimba P. V., Khoo L., Carmichael W. W., Gaunt P. Confirmation of catfish mortalities resulting from microcystin produced during *Microcystis* blooms // J. Phycol. 2000. Vol. 36. P. 72–73. doi: 10.1046/j.1529-8817.1999.00001-215.x
- Zinsstag J., Schellin E., Waltner-Toews D., Tanner M. From “one medicine” to “one health” and systemic approaches to health and well-being // Prev. Vet. Med. 2011. Vol. 101. P. 148–156. doi: 10.1016/j.prevetmed.2010.07.003
- Zhou L., Yu H., Chen K. Relationship between microcystin in drinking water and colorectal cancer // Biomed. Environ. Sci. 2002. Vol. 15. P. 166–171.

Поступила в редакцию 14.01.2021

## References

- Belykh O. I., Gladkikh A. S., Sorokovikova E. G., Tikhonova I. V., Potapov S. A., Fedorova G. A. Microcystine-producing cyanobacteria in water reservoirs of Russia, Belarus and Ukraine. *Chem. for Sustainable Development*. 2013. Vol. 21. P. 347–361.
- Nemova N. N., Lysenko L. A., Meshcheryakova O. V., Komov V. T. Rtut' v rybakh: biokhimitseskaya indikatsiya [Mercury in fish: biochemical indication]. *Biosphera*. [Biosphere]. 2013. Vol. 6. P. 176–186. doi: 10.24855/biosfera.v6i2.215
- Selezneva A. V., Seleznev V. A., Bessalova K. V. Massovoe razvitiye vodoroslei na vodokhranilishchakh r. Volgi v usloviyakh malovod'ya [Mass seaweed development in the Volga reservoirs when shortage of water]. *Povolzhskiy ekol. zhurn.* [Volga Region J. Ecol.]. 2014. No. 1. P. 88–96.
- Sidelev S. I. A novel multiplex PCR-based technique for detection of toxigenic cyanobacteria. *Microbiol.* 2019. Vol. 88. P. 375–377. doi: 10.1134/S0026261719030123
- Sidelev S. I., Zubishina A. A. Monitoring sodержaniya tsianotoksinov mikrotsistinov v vodoemakh Verkhnei Volgi: molekulyarno-geneticheskii i analiticheskii podkhody [Monitoring of cyanotoxins microcystins content in the Upper Volga water bodies: molecular-genetic and analytical approaches]. *Voda: khimiya i ekol.* [Water: Chemistry and Ecol.]. 2014. No. 8. P. 88–94.
- Sidelev S. I., Korneva L. G., Solovyeva V. V., Zubishina A. A., Pligin D. N. Molecular genetic identification and seasonal succession of toxigenic cyanobacteria in phytoplankton of the Rybinsk reservoir. *Inland Water Biol.* 2016. Vol. 9. P. 368–374. doi: 10.1134/S199508291604012X
- Sidelev S. I., Babanazarova O. V. Detection of cyanobacterial toxins in water supply sources and tap water in some Russian cities: searching producers and testing removal methods. *Water Resources*. 2020. Vol. 47. P. 304–314. doi: 10.1134/S0097807820020189
- Stepanova N. Yu., Khaliullina L. Yu., Nikitin O. V., Latypova V. Z. Struktura i toksichnost' tsianobakterii v rekreatsionnykh zonakh vodoemov Kazanskogo regiona [Structure and toxicity of cyanobacteria in recreative zones of the Kazan region]. *Voda: khimiya i ekol.* [Water: Chemistry and Ecol.]. 2012. No. 11. P. 67–72.
- Backer L. C., Landsberg J. H., Miller M., Keel K., Taylor T. K. Canine cyanotoxins poisonings in the United States (1920s–2012): Review of suspected and confirmed cases from three data sources. *Toxins*. 2013. Vol. 5. P. 1597–1628. doi: 10.3390/toxins5091597
- Beasley V. R., Cook W. O., Dahlem A. M., Lovell R. A., Valentine W. M. Algae intoxications in livestock and waterfowl. *Vet. Clin. N. Am. Food Anim. Pract.* 1989. Vol. 5. P. 345–361. doi: 10.1016/s0749-0720(15)30980-4
- Brown H. L., Passey J. L., Getino M., Pursley I., Basu P., Horton D. L., La Ragione R. M. The One Health European Joint Programme (OHEJP), 2018–2022: an exemplary One Health initiative. *J. Med. Microbiol.* 2020. Vol. 69. P. 1037–1039. doi: 10.1099/jmm.0.001228
- Byth S. Palm Island mystery disease. *Med. J. Aust.* 1980. Vol. 2. P. 40–42. doi: 10.5694/j.1326-5377.1980.tb131814.x
- Cardellina J. H. 2<sup>nd</sup>, Marner F. J., Moore R. E. Seaweed dermatitis: structure of lyngbyatoxin A. *Science*. 1979. Vol. 204. P. 193–195. doi: 10.1126/science.107586
- Christensen V. G., Maki R. P., Stelzer E. A., Norland J. E., Khan E. Phytoplankton community and algal toxicity at a recurring bloom in Sullivan bay, Kabetogama lake, Minnesota, USA. *Sci. Reports*. 2019. Vol. 9. e16129. doi: 10.1038/s41598-019-52639-y
- Codd G. A., Azevedo S. M. F. O., Bagchi S., Burch M. D., Carmichael W. W., Kaya K., Utkilen H. C. CYANONET. A global network for cyanobacterial bloom and toxin risk management. Initial situation assessment and recommendations. *Int. Hydrol. Progr. VI (Unesco, Paris)*, *Tech. Doc. Hydrol.* 2005. No. 176. 138 p.
- Codd G. A., Bell S. G., Kaya K., Ward C. J., Beattie K., Metcalf J. Cyanobacterial toxins, exposure routes and human health. *Eur. J. Phycol.* 1999. Vol. 34. P. 405–415. doi: 10.1080/09670269910001736462
- Codd G. A., Edwards C., Beattie K. A., Barr W. M., Gunn G. J. Fatal attraction to cyanobacteria? *Nature*. 1992. Vol. 359. P. 110–111. doi: 10.1038/359110b0
- Crush J. R., Briggs L. R., Sprosen J. M., Nichols S. N. Effect of irrigation with lake water containing microcystins on microcystin content and growth of ryegrass, clover, rape, and lettuce. *Environ. Toxicol.* 2008. Vol. 23. P. 246–252. doi: 10.1002/tox.20331
- Cyanobacteria and cyanotoxins: Information for drinking water systems. *EPA USA*. 2014. 11 p.
- Davydov D. Checklist of cyanobacteria from the European polar desert zone. *Botanica*. 2018. Vol. 24. P. 185–201. doi: 10.2478/botlit-2018-0018
- Devlin J. P., Edwards O. E., Gorham P. R., Hunter N. R., Pike R. K., Stavric B. Anatoxin-a, a toxic alkaloid from *Anabaena flos-aquae* NRC 44-h. *Can. J. Chem.* 1977. Vol. 55. P. 1367–1371. doi: 10.1139/v77-189
- Destoumiex-Garzon D., Mavingui P., Boetsch G., Boussier J., Darriet F., Duboz P., Fritsch C., Giraudoux P., Le Roux F., Morand S., Paillard C., Pontier D., Sueuer C., Voiturion Y. The one health concept: 10 years old and a long road ahead. *Front. Vet. Sci.* 2018. Vol. 5. Art. 14. doi: 10.3389/fvets.2018.00014
- Drobac D., Tokodi N., Simenovic J., Baltic V., Stanic D., Svircev Z. Human exposure to cyanotoxins and their effects on health. *Arh. Hig. Rada. Toksikol.* 2013. Vol. 64. P. 305–316. doi: 10.2478/10004-1254-64-2013-2320
- Elersek T., Blaha L., Mazur-Marzec H., Schmidt W., Carmeli S. Other cyanobacterial bioactive substances. *Handbook of cyanobacterial monitoring and cyanotoxin analysis*. Eds. J. Meriluoto, L. Spoof ana G. A. Codd. John Wiley & Sons, LTD., 2017. P. 179–195. doi: 10.1002/9781119068761.ch19
- Falconer I. R. Algal toxins and human health. *Handbook of environ. chemistry*. Vol. 5, part C. Ed. J. Hrubec. Berlin: Springer-Verlag, 1998. P. 53–82. doi: 10.1007/978-3-540-68089-5\_4
- Falconer I. R., Beresford A. M., Runnegar M. T. Evidence of liver damage by toxin from a bloom of the blue-green alga, *Microcystis aeruginosa*. *Med. J. Aust.* 1983. Vol. 1. P. 511–514. doi: 10.5694/j.1326-5377.1983.tb136192.x
- Fitzgeorge R. B., Clark C. A., Keevil C. W. Routes of intoxication. *Detection methods for cyanobacteri-*



- al toxins*. Eds. G. A. Codd, T. M. Jefferies, C. W. Keevil, E. Potter. Cambridge: The Royal Society of Chemistry, 1994. P. 69–74. doi: 10.1533/9781845698164.1.69
- Galey F. D., Beasley V. R., Carmichael W. W., Klepepe G., Hooser S. B., Yaschek W. M. Blue-green algae (*Microcystis aeruginosa*) hepatotoxicosis in dairy cows. *Am. J. Vet. Res.* 1987. Vol. 48. P. 1415–1420.
- Grauer F. H., Arnold H. L. Seaweed dermatitis: first report of dermatitis-producing marine algae. *Arch. Dermatol.* 1961. Vol. 84. P. 720–732. doi: 10.1001/archderm.1961.01580170014003
- Grosse Y., Baan R., Secretan B., Ghissassi F., Coglianov V. on behalf of the WHO International Agency on Cancer Monograph Working Group. Carcinogenicity of nitrate, nitrite and cyanobacterial peptide toxins. *Lancet. Oncol.* 2006. Vol. 7. P. 628–629. doi: 10.1016/s1470-2045(06)70789-6
- Harada M. Minamata disease: methylmercury poisoning in Japan caused by environmental pollution. *Crit. Rev. Toxicol.* 1995. Vol. 25. P. 1–24. doi: 10.3109/10408449509089885
- Hawser S. P., Codd G. A., Capone D. G., Carpenter E. J. A neurotoxic factor associated with the bloom-forming cyanobacterium *Trichodesmium*. *Toxicon.* 1991. Vol. 29. P. 277–278. doi: 10.1016/0041-0101(91)90231-f
- Hilborn E. D., Beasley V. R. One Health and cyanobacteria in freshwater systems: animal illnesses and deaths are sentinel events for human health risks. *Toxins.* 2015. Vol. 7. P. 1374–1395. doi: 10.3390/toxins7041374
- Hilborn E. D., Soares R. M., Servaites J. C., Delgado A. G., Magalhães V. F., Carmichael W. W., Azevedo S. M. Sublethal microcystin exposure and biochemical outcomes among hemodialysis patients. *PLoS One.* 2013. Vol. 8. e69518. doi: 10.1371/journal.pone.0069518
- Huang C., Wang Y., Li X., Ren L., Zhao J., Hu Y., Zhang L., Fan G., Xu J., Gu X., Cheng Z., Yu T., Xia J., Wei Y., Wu W., Xie X., Yin W., Li H., Liu M., Xiao Y., Gao H., Guo L., Xie J., Wang G., Jiang R., Gao Z., Jin Q., Wang J., Cao B. Clinical features of patients infected with 2019 novel coronavirus in Wuhan, China. *Lancet.* 2020. Vol. 395. P. 497–506. doi: 10.1016/S0140-6736(20)30183-5
- John N., Baker L., Ansell B. R. E., Newham S., Crosbie N. D., Jex A. R. First report of anatoxin-a-producing cyanobacteria in Australia illustrates need to regularly up-date monitoring strategies in a shifting global distribution. *Sci. Reports.* 2019. Vol. 10. e10894. doi: 10.1038/s41598-019-46945-8
- Kaštovský J., Hauer T., Mareš J., Krautová M., Bešta T., Komárek J., Desortová B., Heteša J., Hindáková A., Houk V., Janeček E., Kopp R., Marvan P., Pummann P., Skácelova O., Zapomělová E. A review of the alien and expansive species of freshwater cyanobacteria and algae in the Czech Republic. *Biol. Invasions.* 2010. Vol. 12. P. 3599–3625. doi: 10.1007/s10530-010-9754-3
- Keymer I. F., Smith G. R., Roberts T. A., Heaney S. I., Hibberd D. J. Botulism as a factor in waterfowl mortality at St. James's park. *Vet. Rec.* 1972. Vol. 90. P. 111–114. doi: 10.1136/vr.90.5.111
- Koreivienė J., Kasperovičienė J. Alien cyanobacteria *Anabaenabergii* var. *limnetica* Couté et Preisig from Lithuania: Some aspects of taxonomy, ecology and distribution. *Limnologica.* 2011. Vol. 41. P. 325–333. doi: 10.1016/j.limno.2011.01.004
- Lebov J., Grieger K., Womack D., Zaccaro D., Whitehead N., Kowalczyk B., MacDonald P. D. M. A framework for One Health research. *One Health.* 2017. Vol. 3. P. 44–50. doi: 10.1016/j.onehlt.2017.03.004
- Li D., Wu N., Tang S., Su G., Li X., Zhang Y., Wang G., Zhang J., Liu H., Hecker M., Giesy J. P., Yu H. Factors associated with blooms of cyanobacteria in a large shallow lake, China. *Environ Sci. Eur.* 2018. Vol. 30. e27. doi: 10.1186/s12302-018-0152-2
- Liana-Ruiz Cabello M., Jos A., Cameán A., Oliveira F., Barreiro A., Machado J., Azevedo J., Pinto E., Almeida A., Campos A., Vasconcelos V., Freitas M. Analysis of the use of cylindrospermopsin and/or microcystin-contaminated water in the growth, mineral content, and contamination of *Spinacia oleracea* and *Lactuca sativa*. *Toxins.* 2019. Vol. 11. e624. doi: 10.3390/toxins11110624
- Maatouk I., Bouaich N., Plessis M. J., Perin F. Detection by 32P-postlabeling detection of 8-oxo-7,8-dihydro-2'-deoxyguanosine in DNA damages in vitro in primary cultured rat hepatocytes and in vivo rat liver. *Mutat. Res.* 2004. Vol. 564. P. 9–20. doi: 10.1016/j.mrgentox.2004.06.010
- Mahmood N. A., Carmichael W. W., Pfahler D. Anticholinesterase poisonings in dogs from a cyanobacterial (blue-green algae) bloom dominated by *Anabaena flos-aquae*. *Am. J. Vet. Res.* 1988. Vol. 49. P. 500–503.
- Mantzouki E., Campbell J., van Loon E. et al. A European Multi Lake Survey dataset of environmental variables, phytoplankton pigments and cyanotoxins. *Sci. Data.* 2018a. Vol. 5. e180226. doi: 10.1038/sdata.2018.226
- Mantzouki E., Lürling M., Fastner J. et al. Temperature effects explain continental scale distribution of cyanobacterial toxins. *Toxins.* 2018b. Vol. 10. e156. doi: 10.3390/toxins10040156
- Matsunaga H., Moore R. E., Niemczura W. P., Carmichael W. W. Anatoxin-a(s), a potent anticholinesterase from *Anabaena flos-aquae*. *J. Am. Chem. Soc.* 1989. Vol. 111. P. 8021–8023. doi: 10.1021/ja00202a057
- May V., McBarron E. J. Occurrence of blue-green alga, *Anabaena circinulis* Rabenh., in New South Wales and toxicity to mice and honey bees. *J. Aust. Inst. Agric. Sci.* 1973. Vol. 39. P. 264–266.
- Meriluoto J., Blaha L., Bojadzija G., Bormans M., Brient L., Codd G. A., Drobac D., Faasen E. J., Fastner J., Hiskia A., Ibeling B. W., Kaloudis T., Kokocinski M., Kurmayer R., Pantelić D., Quesada A., Salmaso N., Tokodi N., Triantis T. M., Visser P. M., Svirčev Z. Toxic cyanobacteria and cyanotoxins in European waters – recent progress achieved through CYANO-COST Action and challenges for further research. *Adv. Oceanogr. Limnol.* 2017. Vol. 8. P. 161–178. doi: 10.4081/aiol.2017.6429
- Messineo V., Melchiorre S., Corcia A., Gallo P., Bruno M. Seasonal succession of *Cylindrospermopsis raciborskii* and *Aphanizomenon ovalisporum* blooms with cylindrospermopsin occurrence in the volcanic

lake Albano, Central Italy. *Environ. Toxicol.* 2010. Vol. 25. P. 18–27. doi: 10.1002/tox.20469

Moestrup Ø. Toxic blue-green algae (cyanobacteria) in 1833. *Phycologia*. 1996. Vol. 35. P. 5. doi: 10.2216/i0031-8884-35-6s-5.1

Murphy T., Lawson A., Nalewajko C., Murkin H., Ross L., Oguma K., McIntyre T. Algal toxins – initiators of avian botulism? *Environ. Toxicol.* 1999. Vol. 15. P. 558–567. doi: 10.1002/1522-7278(2000)15:5%3C558::aid-tox29%3E3.0.co;2-r

Peng L., Liu Y., Chen W., Liu L., Kent M., Song L. Health risks associated with consumption of microcystin-contaminated fish and shellfish in three Chinese lakes: Significance for freshwater aquacultures. *Eco-toxicol. Environ. Saf.* 2010. Vol. 73. P. 1804–1811. doi: 10.1016/j.ecoenv.2010.07.043

Pouria S., de Andrade A., Barbosa J., Cavalcanti R. L., Barreto V. T., Ward C. J., Preiser W., Poon G. K., Neild G. H., Codd G. A. Fatal microcystin intoxication in haemodialysis unit in Caruaru, Brazil. *Lancet*. 1998. Vol. 352. P. 21–26. doi: 10.1016/S0140-6736(97)12285-1

Quesada A., Moreno E., Carrasco D., Paniagua T., Wormer L., De Hoyos C., Sukenik A. Toxicity of *Aphanizomenon ovalisporum* (Cyanobacteria) in Spanish water reservoir. *Eur. J. Phycol.* 2006. Vol. 41. P. 39–45. doi: 10.1080/09670260500480926

Salmaso N., Cerasino L., Boscaini A., Capelli C. Planktic *Tychonema* (Cyanobacteria) in the large lakes south of the Alps: phylogenetic assessment and toxigenic potential. *FEMS Microbiol. Ecol.* 2016. Vol. 92, iss. 10. P. 155–155. doi: 10.1093/femsec/fiw155

Saqrane S., Ouahid Y., El Ghazali I., Oudra B., Bouarab L., del Campo F. Physiological changes in *Triticum durum*, *Zea mays*, *Pisum sativum* and *Lens esculenta* cultivars, caused by irrigation with water contaminated with microcystins: A laboratory experimental approach. *Toxicon*. 2009. Vol. 53. P. 786–796. doi: 10.1016/j.toxicon.2009.01.028

Savadova K., Mazur-Marzec H., Karosiené J., Kasperičienė J., Vitonytė I., Toruńska-Sitarz A., Koreivienė J. Effect of increased temperature on native and alien nuisance cyanobacteria from temperate lakes: an experimental approach. *Toxins*. 2018. Vol. 10. P. 445. doi: 10.3390/toxins10110445

Singh S., Asthana R. K. Assessment of microcystin concentration in carp and catfish: A case study from Lakshmikund pond, Varanasi, India. *Bull. Environ. Con-*

*tam. Toxicol.* 2014. Vol. 92. P. 687–692. doi: 10.1007/s00128-014-1277-7

Stewart I., Seawright A. A., Shaw G. R. Cyanobacterial poisoning in livestock, wild mammals and birds – an overview. *Adv. Exp. Med. Biol.* 2008. Vol. 619. P. 613–637. doi: 10.1007/978-0-387-75865-7\_28

Stewart I., Webb P. M., Schluter P. J., Shaw G. R. Recreational and occupational field exposure to freshwater cyanobacteria – a review of anecdotal and case reports, epidemiological studies and the challenges for epidemiologic assessment. *Environ. Health*. 2006. Vol. 5. Art. 6. doi: 10.1186/1476-069x-5-6

Svirčev Z., Kristić S., Miladinov-Mikov M., Baltić V., Vidović M. Freshwater cyanobacterial blooms and primary liver cancer epidemiological studies in Serbia. *J. Environ. Sci. Health. C Environ. Carcinog. Eco-toxicol. Rev.* 2009. Vol. 27. P. 36–55. doi: 10.1080/10590500802668016

Tatters A. O., Howard M. D. A., Nagoda C., Fetscher A. E., Kudela R. M., Caron D. A. Heterogeneity of toxin-producing cyanobacteria and cyanotoxins in coastal watersheds of Southern California. *Estuaries and Coasts*. 2019. Vol. 42. P. 958–975. doi: 10.1007/s12237-019-00546-w

World Health Organization (WHO). Guidelines for drinking water quality. 4<sup>th</sup> ed. Geneva: WHO, 2011. 541 p.

Yadav I. C., Devi N. L. Pesticides classification and its impact on human and environment. *Environ. science and engineering*. Vol. 6: Toxicology. Eds. R. Chandra, B. R. Gurjar & J. N. Govil. Houston: Studium Press LLC, 2017. P. 140–158.

Yasumoto Y., Murata M. Marine toxins. *Chem. Rev.* 1993. Vol. 93. P. 1897–1909. doi: 10.1021/cr00021a011

Zimba P. V., Khoo L., Carmichael W. W., Gaunt P. Confirmation of catfish mortalities resulting from microcystin produced during *Microcystis* blooms. *J. Phycol.* 2000. Vol. 36. P. 72–73. doi: 10.1046/j.1529-8817.1999.00001-215.x

Zinsstag J., Schellin E., Waltner-Toews D., Tanner M. From “one medicine” to “one health” and systemic approaches to health and well-being. *Prev. Vet. Med.* 2011. Vol. 101. P. 148–156. doi: 10.1016/j.prevetmed.2010.07.003

Zhou L., Yu H., Chen K. Relationship between microcystin in drinking water and colorectal cancer. *Biomed. Environ. Sci.* 2002. Vol. 15. P. 166–171.

Received January 14, 2021

## СВЕДЕНИЯ ОБ АВТОРАХ:

### Калинникова Татьяна Борисовна

заведующая лаб. экспериментальной экологии, к. б. н. Институт проблем экологии и недропользования Академии наук Республики Татарстан ул. Даурская, 28, Казань, Республика Татарстан, Россия, 420087  
эл. почта: tbkalinnikova@gmail.com

## CONTRIBUTORS:

### Kalinnikova, Tatyana

Research Institute for Problems of Ecology and Mineral Wealth Use, Tatarstan Academy of Sciences 28 Daur'skaya St., 420087 Kazan, Republic of Tatarstan, Russia  
e-mail: tbkalinnikova@gmail.com

**Егорова Анастасия Васильевна**

младший научный сотрудник лаб. экспериментальной экологии

Институт проблем экологии и недропользования  
Академии наук Республики Татарстан  
ул. Даурская, 28, Казань, Республика Татарстан,  
Россия, 420087  
эл. почта: egorovanastassia@gmail.com

**Шагидуллин Рифгат Роальдович**

директор, чл.-корр. АН РТ, д. х. н.

Институт проблем экологии и недропользования  
Академии наук Республики Татарстан  
ул. Даурская, 28, Казань, Республика Татарстан,  
Россия, 420087  
эл. почта: shagidullin@mail.ru

**Egorova, Anastasia**

Research Institute for Problems of Ecology  
and Mineral Wealth Use, Tatarstan Academy of Sciences  
28 Dauruskaya St., 420087 Kazan, Republic of Tatarstan, Russia  
e-mail: egorovanastassia@gmail.com

**Shagidullin, Rifgat**

Research Institute for Problems of Ecology  
and Mineral Wealth Use, Tatarstan Academy of Sciences  
28 Dauruskaya St., 420087 Kazan, Republic of Tatarstan, Russia  
e-mail: shagidullin@mail.ru

УДК 519.688:528.88:556.551

## РАСЧЕТ ЭВАПОТРАНСПИРАЦИИ НА ТЕРРИТОРИИ БАССЕЙНА ЛАДОЖСКОГО ОЗЕРА

**А. М. Расулова**

*Институт озероведения РАН, Санкт-Петербургский Федеральный  
исследовательский центр РАН, Россия*

Оценивается возможность расчета эвапотранспирации и валовой первичной продукции по комбинированной биофизической модели Пенмана – Монтейта – Леунинга на больших территориях водосборов. В частности, в работе рассмотрено применение указанной модели для водосбора Ладожского озера. Описаны теоретические основы модели, схема ее реализации и возможности обращения к ней через интерфейс облачной платформы анализа и обработки геопространственных данных Google Earth Engine. Модель в качестве входных данных о свойствах подстилающей поверхности использует спутниковые снимки MODIS, для метеорологических – модель реанализа GLDAS, подстилающая поверхность классифицирована согласно классификации IBCG. На основе модели Пенмана – Монтейта – Леунинга получены карты геопространственного распределения эвапотранспирации и составляющих ее компонент (транспирации растительности, испарения с почвы, испарения осадков, перехваченных растительностью) и валовой первичной продукции на водосборе Ладожского озера. Результаты указывают на то, что максимальная эвапотранспирация и валовая первичная продукция достигается на юге Ладожского водосбора, в районах смешанных лесов. Согласно модели за период с июля 2002 по декабрь 2017 года не отмечено существенного изменения валовой первичной продукции, эвапотранспирации и ее компонент. Для всех компонент эвапотранспирации и валовой первичной продукции наблюдается сезонность, связанная с вегетационным периодом в регионе. Результаты, полученные на основе модели, согласуются с данными по испарению и валовой первичной продукции, приведенными другими авторами. Это обеспечивает хорошую согласованность модели Пенмана – Монтейта – Леунинга для применения ее к водосбору Ладожского озера. Результаты работы могут быть использованы для эффективно-го водопользования, в частности мелиорации сельскохозяйственных угодий на исследуемой территории.

**Ключевые слова:** модель Пенмана – Монтейта – Леунинга; Google Earth Engine; Ладожский водосбор; дистанционное зондирование Земли; MODIS; транспирация растительности; испарение с почвы; валовая первичная продукция.

### **A. M. Rasulova. CALCULATING EVAPOTRANSPIRATION FOR THE LAKE LADOGA CATCHMENT AREA**

The paper evaluates the possibility of calculating evapotranspiration and gross primary production using a coupled biophysical Penman-Monteith-Leuning model for large catchment areas. In particular, the paper considers the application of the Penman-Monteith-Leuning model for the Lake Ladoga catchment. The theoretical foundations of the model,

its flowchart, and the possibility of accessing it through the interface of the cloud platform for the analysis and processing of geospatial data Google Earth Engine are outlined. The model uses MODIS satellite images as input data, from which it receives the properties of the underlying surface. For meteorological data, the model uses the reanalysis model GLDAS. The land cover is classified according to the IBCG classification. Based on the Penman-Monteith-Leuning model, maps of the geospatial distribution of evapotranspiration and its constituent components (vegetation transpiration, soil evaporation, interception from vegetation canopy) and gross primary production in the Lake Ladoga catchment were obtained. The results indicate that evapotranspiration and gross primary production were the greatest in the south of the Lake Ladoga catchment, in areas of mixed forests. For the period from July 2002 to December 2017, there was no significant change in gross primary production, evapotranspiration and its components. For all components of evapotranspiration and gross primary production, seasonality associated with the growing season in the region is observed. The model outputs are consistent with the data on evaporation reported by other authors. The Penman-Monteith-Leuning model is hence fit for application to the Lake Ladoga catchment. The results of the study can be used for efficient water management, in particular for the reclamation of agricultural land in the study area.

**Keywords:** Penman-Monteith-Leuning model; Google Earth Engine; Lake Ladoga catchment; remote sensing of the Earth; MODIS; transpiration by vegetation; evaporation from the soil; gross primary production.

## Введение

Эвапотранспирация является неотъемлемой частью водного баланса и определяется множеством характеристик. К основным из них относятся климатические характеристики, подстилающая поверхность и растительность. Эвапотранспирацию ( $ET$ ) определяют как сумму транспирации растительности ( $E_t$ ), испарения с почвы ( $E_s$ ) и испарения осадков, задержанных растительностью ( $E_r$ ):

$$ET = E_t + E_s + E_r. \quad (1)$$

Как правило, компоненты суммарной эвапотранспирации определяются в совокупности. Зная величину эвапотранспирации, можно определить валовый первичный продукт (GPP, от англ. Gross Primary Production), т. е. скорость, с которой солнечная энергия усваивается в процессе фотосинтеза и образует молекулы сахара, генерируя биомассу экосистемы. GPP напрямую зависит от транспирации с растительности, два других слагаемых в (1) лишь косвенно влияют на ассимиляцию углерода растениями. Определение компонент (1) основано на методе Пенмана – Монтейта [Monteith, 1965]. Он учитывает климат исследуемого региона, типы подстилающей поверхности и разнообразие растительного покрова.

В настоящей работе исследовался водосбор Ладожского озера. Его площадь занимает примерно 282 тыс. км<sup>2</sup> и расположена на территориях Северо-Западного региона России и Финляндии. Бассейн Ладожского озера делится на четыре частных водосбора –

Сайма-Вуоксинский, Ильмень-Волховский, Онежско-Свирский и собственный Ладожский. Климат изучаемой территории относится к типично бореальному и умеренно континентальному в восточной части водосбора. Вегетационный период длится примерно 150–175 суток. На территории Ладожского бассейна наблюдается повышенная влажность воздуха. Так, на пунктах мониторинга, находящихся на собственном Ладожском водосборе, наблюдается влажность воздуха в среднем 85–90 % с ноября по январь и 65–75 % в мае–июне. В температурном режиме могут проявляться значительные колебания с годовой амплитудой средних температур наиболее теплого и наиболее холодного месяцев в 26–30°. Самыми холодными месяцами являются январь–февраль со средними температурами от –6,8 до –9,8 °С, самым теплым месяцем – июль со средней температурой +15,2...+17,2 °С. В южной части водосбора среднегодовая температура составляет +3 °С, в северной – +1,5 °С. Величина суммарной солнечной радиации летом достигает 9,5–14,5 ккал/см<sup>2</sup>, зимой, в феврале, – 2 ккал/см<sup>2</sup> [Ладожское..., 2015]. Годовое количество осадков на территории бассейна Ладожского озера составляет от 600 до 800 мм/год, большая часть из них выпадает в виде снега [Кудерский, 2013; Ладожское..., 2015]. При этом регион характеризуется небольшим испарением (350–450 мм/год). Это ведет к созданию на территории Ладожского водосбора избытка влаги. Однако влага не может быть полностью использована растениями на транспирацию и увеличение биомассы или



испариться с почвы в силу недостаточного тепла [Исаченко и др., 1965; Исаченко, 1991]. С учетом низменного рельефа это приводит к заболачиванию и образованию мощных торфяных залежей (до 8–10 м).

Одним из немаловажных факторов, влияющих на эвапотранспирацию, также являются почвы. На севере и северо-западе водосбора в области Балтийского кристаллического щита преобладает сельговый ландшафт с примитивно-аккумулятивными почвами, карликовыми подзолами, глееподзолистыми и низинными болотными почвами, развитыми на делювии кислых изверженных пород. При движении на юго-восток ландшафт меняется на кристаллический фундамент, перекрытый маломощной толщей четвертичных отложений. Подстилающая поверхность здесь представляет собой подзолы и дерново-подзолистые глеевые почвы в сочетании с торфяно-болотными и болотными почвами низинного типа. На северо-востоке Онежско-Свирского частного водосбора преобладают дерновые литогенные почвы, иллювиально-железогумусовые подзолы, торфяно-болотные почвы, развитые на делювии основных и ультраосновных изверженных пород. В южных частях собственного Ладожского и Онежско-Свирского водосборов преобладает низменный моренный рельеф. Почвы представляют собой сочетание подзолистых, торфяно-подзолисто-глеевых и болотных верхового и переходного типов. В области Русской равнины, на большей части Ильмень-Волховского водосбора, находятся водно-ледниковые и моренные равнины, почвы средне- и сильноподзолистые с дерново-подзолисто-глеевыми и торфяно-подзолисто-глеевыми. В южной и восточной частях Ильмень-Волховского водосбора – возвышенный холмисто-моренный рельеф. В этих частях преобладают развитые на промытых карбонатных и бескарбонатных суглинках автоморфные слабоподзолистые и дерново-подзолистые остаточно-карбонатные почвы [Исаченко и др., 1965; Ладожское..., 2015].

Одними из главных составляющих эвапотранспирации и валового первичного продукта являются растительность и распаханность территории Ладожского бассейна. Водосбор находится в пределах трех геоботанических подзон тайги – северной, средней и южной. На собственном Ладожском и Сайма-Вуоксинском водосборах преобладают в основном сосновые среднетаежные леса, в низменностях рельефа – темнохвойные разреженные еловые леса с примесью березы. На Онежско-Свирском водосборе чаще главенствуют среднетаежные леса – ельники-черничники без подлеска со сплошным покровом зеленых

мхов и сомкнутым древостоем. По мере движения к югу по Ильмень-Волховскому водосбору начинает доминировать южно-таежная растительность. На юге Ильмень-Волховского водосбора преобладают смешанные широколиственно-хвойные леса с кустарниковым ярусом [Ладога..., 2013]. При этом на леса приходится 55 % площади российской части водосбора и 11 % – на сельскохозяйственное производство. Наиболее распространенными сельскохозяйственными культурами являются картофель и кормовые культуры для животноводства.

Из описания территории бассейна Ладожского озера можно сделать вывод о наличии климатического и почвенного разнообразия. Это следует учитывать при выборе модели расчета эвапотранспирации и валовой первичной продукции.

Основными целями работы являются:

- расчет и анализ эвапотранспирации, ее компонент и валовой первичной продукции по модели Пенмана – Монтейта – Леунига для водосбора Ладожского озера с 2002 по 2017 г.;
- получение геопространственного распределения указанных характеристик на исследуемой территории и динамики их изменения за выбранный промежуток времени;
- проверка согласованности результатов расчета по модели Пенмана – Монтейта – Леунига с натурными данными и возможности ее применения для выделенных водосборов.

В силу сложности экспериментального исследования процессов естественного испарения с почвы и транспирации с растительности на всей территории водосбора Ладожского озера наиболее оптимальным методом оценки эвапотранспирации является математическое моделирование на основе спутниковых данных. Моделирование процесса эвапотранспирации было сделано на основе метода Пенмана – Монтейта – Леунига.

Существуют различные методы определения эвапотранспирации. В России наиболее часто используют методы теплового и водного баланса [Мезенцев, Карнацевич, 1969]. Однако они не учитывают возможную неоднородность почв на исследуемой территории и вычисляют только суммарную эвапотранспирацию. Также широко распространены методы нахождения эвапотранспирации в зависимости от определенных климатических факторов и биофизические методы, которые учитывают отклик растений на внешние факторы [Шаров, 1959; Штойко, 1965; Мезенцев, Карнацевич, 1969; Черемисинов, Черемисинов, 2016]. В 1990 г. Продовольственная и сельскохозяйственная организация

ООН (ФАО) (Food and Agriculture Organization of the United Nations, FAO), одной из основных задач которой является повышение продуктивности сельского хозяйства и эффективности агропродовольственных систем, рекомендовала в качестве метода оценки эвапотранспирации метод Пенмана – Монтейта. Несомненными достоинствами данного метода являются его биофизическая устойчивость, учет неоднородностей подстилающей поверхности и климатических параметров. Однако модель Пенмана – Монтейта не лишена недостатков. Основные из них – это неопределенность, возникающая при классификации подстилающей поверхности, и отсутствие учета вариаций транспирации с водной поверхности, снега и льда в зависимости от географических зон.

### Материалы и методы

В основе модели Пенмана – Монтейта – Леунинга лежит расчет эвапотранспирации на основе уравнений теплового баланса и массопереноса с открытой водной поверхности, впервые предложенный Г. Л. Пенманом [Penman, 1948]. В 1964 г. это уравнение модифицировано Дж. Л. Монтейтом с учетом растительности и почвы, которые были включены в уравнение в виде аэродинамического сопротивления и теплового потока почвы соответственно [Monteith, 1965]. Аэродинамическое сопротивление учитывает перенос тепла и паров воды с поверхности растения. Позднее уравнение Пенмана – Монтейта (модель РМ или FAO-56) было доработано Р. Леунингом формулировкой поверхностной проводимости, в которой учтены физические характеристики растительного покрова и потеря влаги почвой (модель PML) [Leuning et al., 2008]. Модель PML была усовершенствована за счет включения испарения осадков, перехватываемых растениями, и разделения компонент суммарной эвапотранспирации на  $E_s$ ,  $E_t$  и  $E_i$  (модель PML\_V1) [Zhang et al., 2016]. Впоследствии модель PML\_V1 была соединена с биофизической проводимостью полога, что дало возможность использовать ее для расчета валовой первичной продукции (модель PML\_V2) [Gan et al., 2018].

Модификацию уравнения Пенмана – Монтейта с разделением компонент транспирации растительности (2, 3), испарения с почвы (2, 4) и испарения осадков, перехватываемых растительностью (5), можно записать в виде системы уравнений:

$$E_t + E_s = \frac{\varepsilon A + (\rho c_p / \gamma) D_a G_a}{\varepsilon + 1 + G_a / G_s}, \quad (2)$$

$$E_t = \frac{\varepsilon A_c + (\rho c_p / \gamma) D_a G_a}{\varepsilon + 1 + G_a / G_c}, \quad (3)$$

$$E_s = \frac{f \varepsilon A_s}{\varepsilon + 1}, \quad (4)$$

$$E_i = \begin{cases} f_v P, & \text{при } P < P_{wet} \\ f_v P_{wet} + f_{ER} (P - P_{wet}), & \text{при } P \geq P_{wet} \end{cases}, \quad (5)$$

где  $\varepsilon = \frac{1}{\gamma} \frac{de^0(T_a)}{dT}$ ,  $\gamma$  – психрометрическая постоянная, кПа/°С,  $\frac{de^0(T_a)}{dT}$  – тангенс угла наклона

кривой насыщенного водяного пара, кПа/°С;  $A = R_n - G$  – разница радиации, поглощенной поверхностью растений,  $A_c$ , и радиации, поглощенной почвой,  $A_s$ , т. е. общая доступная растению энергия, МДж/(м<sup>2</sup>·сут);  $\rho$  – средняя плотность воздуха при постоянном давлении, г/м<sup>3</sup>,  $c_p$  – удельная теплоемкость воздуха при постоянном давлении, Дж/(г·°С);  $D_a = e^*(T_a) - e_a$  – дефицит давления водяных паров в воздухе, кПа,  $e^*(T_a)$  – давление насыщенного водяного пара при температуре  $T_a$ , кПа;  $e_a$  – фактическое давление водяного пара, кПа;  $G_a$  – аэродинамическая проводимость, м/с;  $G_s$  – поверхностная проводимость почвы, м/с;  $G_c$  – проводимость растительного покрова, м/с;  $f$  – безразмерная переменная, определяющая доступность испарения воды с почвы;  $f_v$  – безразмерная величина, показывающая эффективную часть почвы, покрытой растительностью;  $f_{ER}$  – безразмерная величина, характеризующая отношение средней скорости испарения к средней интенсивности осадков;  $P$  – суточное количество осадков, мм/сут;  $P_{wet}$  – эталонное пороговое количество осадков, если полог влажный, мм/сут. Общая доступная растению энергия  $A$  является экспоненциальной функцией индекса поверхности листвы (LAI) и коэффициента экстинкции ( $k_Q$ ).

Аэродинамическая проводимость  $G_a$  в (2)–(3) показывает интенсивность переноса тепла и водяных паров с поверхности испарения в атмосферу поверх кроны и зависит от скорости ветра, температуры и влажности воздуха, высоты растительного покрова, шероховатости подстилающей поверхности, т. е., по сути, описывает ветровой режим в кронах растений.

Проводимость растительности  $G_c$  в (3) определяется следующим выражением:

$$G_c = \frac{g_{sx}}{k_Q} \ln \left( \frac{Q_h + Q_{50}}{Q_h \exp(-k_Q LAI) + Q_{50}} \right) \left( \frac{1}{1 + D_a / D_{50}} \right),$$

где  $g_{sx}$  – максимальная устьичная проводимость листьев в верхней части полога, м/с;

$k_Q$  – коэффициент экстинкции для фотосинтетической активной радиации;  $Q_h$  – интенсивность фотосинтетической активной радиации (PAR) в верхней части полога, МДж/(м<sup>2</sup>·сут);  $Q_{50}$  и  $D_{50}$  – интенсивность фотосинтетической радиации в верхней части полога и дефицит давления водяных паров в воздухе соответственно при  $\frac{g_{sx}}{2}$ .

Доступность испарения воды с почвы  $f$  в (3)–(4) определяется как минимум функции отношения накопленных осадков за  $i$ -й день  $P_i$  к средней скорости равновесного испарения с поверхности почвы за  $i$ -й день  $E_{eq-s,i}$ :

$$f = \min \left( \frac{\sum_{i=1}^n P_i}{\sum_{i=1}^n E_{eq-s,i}}, 1 \right).$$

Оценка испарения осадков, перехваченных растительностью,  $E_r$ , в модели PML\_V1 происходит на основе модификации аналитической модели Гэша [Gash, 1979], включающей в себя характеристики растительного покрова и осадков.

Как уже было сказано выше, в модели PML\_V2 можно рассчитать валовую первичную продукцию (GPP). Оценка GPP основана на модели устьичной проводимости  $g_s$  [Ball et al., 1987], в которую включены модели биохимической составляющей фотосинтеза [Collatz et al., 1991], и имеет вид:

$$GPP = \frac{P_1 C_a}{k_Q (P_2 + P_4)} \cdot \left[ k_Q LAI + \ln \left( \frac{P_2 + P_3 + P_4}{P_2 + P_3 \exp\{k_Q LAI\} + P_4} \right) \right],$$

где  $P_1 = A_m \beta I_0 \eta$ ,  $P_2 = A_m \beta I_0$ ,  $P_3 = A_m \eta C_a$ ,  $P_4 = \beta I_0 \eta C_a$ ,  $I_0$  – падающий поток PAR, мкмоль/(м<sup>2</sup>·с);  $\beta$  – тангенс угла наклона начала кривой светового отклика к скорости ассимиляции, мкмоль·CO<sub>2</sub>/(мкмоль·PAR);  $\eta$  – тангенс угла наклона начала кривой отклика CO<sub>2</sub> на скорость ассимиляции, мкмоль/(м<sup>2</sup>·с);  $C_a$  – концентрация CO<sub>2</sub> в атмосфере, мкмоль/моль;  $A_m$  – максимальная скорость фотосинтеза, полученная при насыщении  $I$  и  $C_a$ , мкмоль/(м<sup>2</sup>·с).

С учетом большой площади водосбора для численных расчетов была выбрана реализация модели Пенмана – Монтейта – Леунинга на базе облачной платформы обработки и анализа геопространственных данных Google Earth Engine (GEE). Схема работы модели подробно описана в [Zhang et al., 2019], здесь приводится только ее упрощенный

вид (рис. 1). Из рис. 1 видно, что в качестве входных геопространственных данных используются снимки с MODIS (от англ. Moderate-resolution Imaging Spectroradiometer – сканирующий спектрорадиометр среднего разрешения) с разрешением 500 м и интервалом 1–4 дня, а также с разрешением 1 км и интервалом 8 дней. Методами сглаживания и интерполяции спутниковые снимки приводят к 8-дневным периодам. Обработанные 8-дневные снимки дешифрируют и получают данные об индексе поверхности листа, альbedo «белого неба» и радиации. Также на вход модели поступают 3-часовые климатические данные с модели реанализа GLDAS (от англ. Global Land Data Assimilation System – Глобальная система ассимиляции данных о суше) с разрешением 0,25 градуса. В качестве климатических данных модель использует приведенные к 8-дневным: максимальную, минимальную и среднюю температуру, атмосферное давление, скорость ветра на высоте 10 м над поверхностью, удельную влажность воздуха, осадки, длинноволновую и коротковолновую составляющие солнечной радиации. Входные биофизические данные рассчитываются по спутниковым снимкам MODIS и включают в себя параметры подстилающей поверхности, основанные на классификации IGBP (от англ. International Geosphere-Biosphere Programme – Международная геосферно-биосферная программа). К ним относятся (обозначения приведены в соответствии с кодом программы и ее блок-схемой (рис. 1)): Alpha – тангенс угла наклона кривой светового отклика к скорости ассимиляции, Theta – тангенс угла наклона кривой реакции на CO<sub>2</sub> в зависимости от скорости ассимиляции,  $m$  – коэффициент устьичной проводимости,  $A_m$  – максимальная каталитическая емкость RuBisCO на единицу площади листа при 25 °C,  $D_0$  – дефицит давления водяного пара в воздухе,  $k_Q$  – коэффициент экстинкции PAR,  $k_A$  – коэффициент затухания доступной энергии,  $S_{sls}$  – удельная емкость накопления дождевых осадков в навесе на единицу площади листьев,  $f_{ERO}$  – удельное отношение средней скорости испарения к средней интенсивности дождя во время штормов на единицу растительного покрова.

Расчет эвапотранспирации, ее компонент и валовой первичной продукции происходит по формулам, описанным выше, на серверах GEE для всей поверхности Земли. Выходные данные для дальнейшей обработки доступны через пользовательский интерфейс GEE и являются объектом ImageCollection. Код моде-

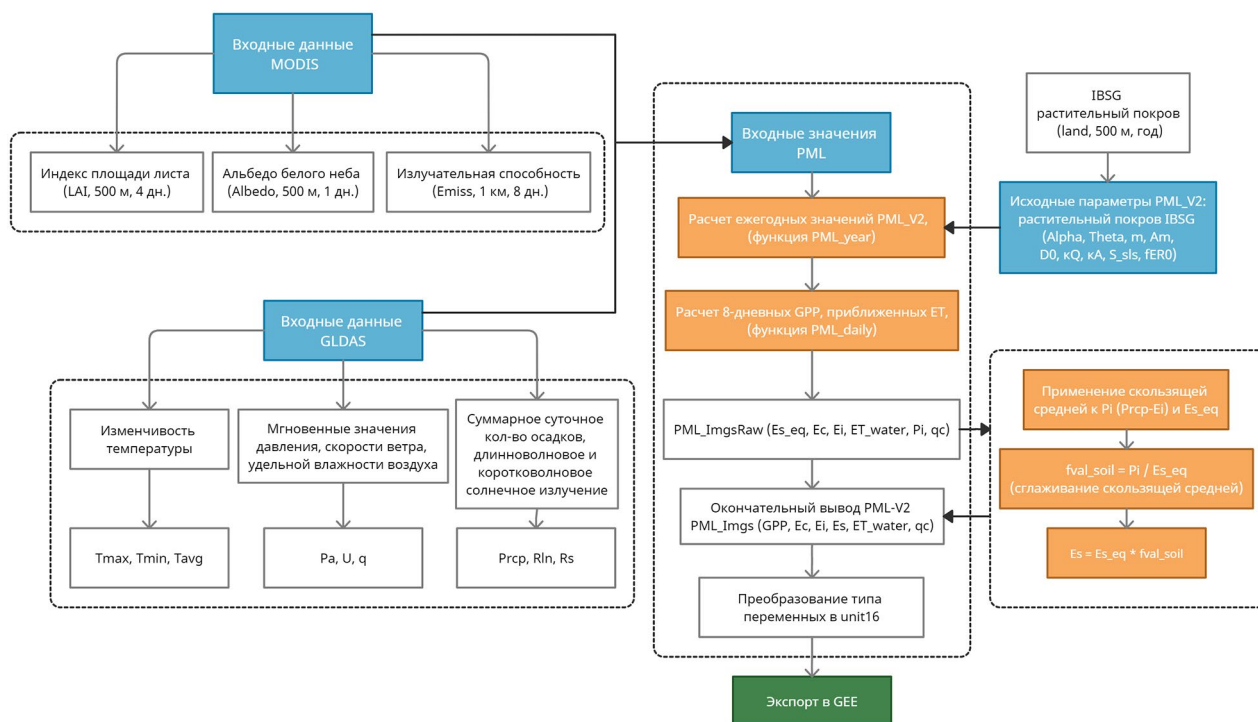


Рис. 1. Блок-схема реализации модели Пенмана – Монтейта – Леунинга в Google Earth Engine:

Tmax, Tmin, Tavg – максимальная, минимальная и средняя дневная температура воздуха (°C), Pa – атмосферное давление (Па), U – скорость ветра на высоте 10 м (м/с), q – удельная влажность воздуха (кг/кг), Prcp – осадки (мм/сут), Rln – длинноволновая солнечная радиация (Вт/м<sup>2</sup>), Rs – коротковолновая солнечная радиация (Вт/м<sup>2</sup>), Es\_eq – равновесное испарение (мм/сут), ET\_water – испарение с зеркала водоема, снега и льда (мм/сут), qc – переменная контроля качества для альbedo и излучения поверхности, Alpha, Theta, m, Am, D0, kQ, kA, S\_sls, fER0 – параметры растительного покрова IBSG, Pi = Prc-Ei. Все входные значения для PML агрегированы до 8-дневных

Fig. 1. Block diagram of the Penman-Monteith-Leuning model implementation in the Google Earth Engine:

The daily maximum, minimum and mean air temperature, Tmax, Tmin, Tavg (°C); atmospheric pressure, Pa (Pa); wind speed at 10-m height, U (m/s); specific air humidity, q (kg/kg); precipitation, Prcp (mm/day); longwave solar radiation, Rln, (W/m<sup>2</sup>); short-wave solar radiation, Rs (W/m<sup>2</sup>); equilibrium evaporation, Es\_eq (mm/day); water body, snow and ice evaporation, ET\_water (mm/day); quality control variable for albedo and surface radiation, qc; vegetation parameters of IBSG (Alpha, Theta, m, Am, D0, kQ, kA, S\_sls, fER0), Pi = Prc-Ei. All input values for PML are aggregated to 8 days

ли находится в открытом доступе на [GitHub] и распространяется по лицензии GPLv2. В GEE модель Пенмана – Монтейта – Леунинга доступна в качестве каталога данных [PML...]. Обращение к модели происходит за счет выполнения пользовательских запросов, написанных в редакторе кода в GEE с помощью функций из библиотеки API [Earth...].

К основным недостаткам моделей PML\_V1 и PML\_V2 относится использование архива спутниковых данных, который может быть недоступен для некоторых регионов в силу географического положения, а также отсутствия непрерывного ряда спутниковых снимков с недельными интервалами съемки одной и той же площади. Еще одним недостатком является отсутствие возможности прогнозирования эвапотранспирации и валовой первичной продукции без привлечения данных с других прогнозных климатических и биофизических моделей.

## Результаты и обсуждение

В рамках применения модели Пенмана – Монтейта – Леунинга к водосбору Ладожского озера был написан сценарий для GEE. Работа программы происходит по следующему алгоритму:

1. Обращение к файлу с контурами Ладожского водосбора. Этот файл получен на основе цифровой модели рельефа и загружен в пользовательский каталог GEE.
2. Обращение к каталогу данных PML\_V2 с учетом исследуемой территории и определенного временного интервала. Временной промежуток работы модели ограничивается доступными спутниковыми снимками MODIS (с 4 июля 2002 г. по 27 декабря 2017 г.).
3. Вызов выходных данных модели PML\_V2 –  $E_s$ ,  $E_i$ , GPP.
4. Геопространственная визуализация переменных из п. 3 с учетом их возможных мини-



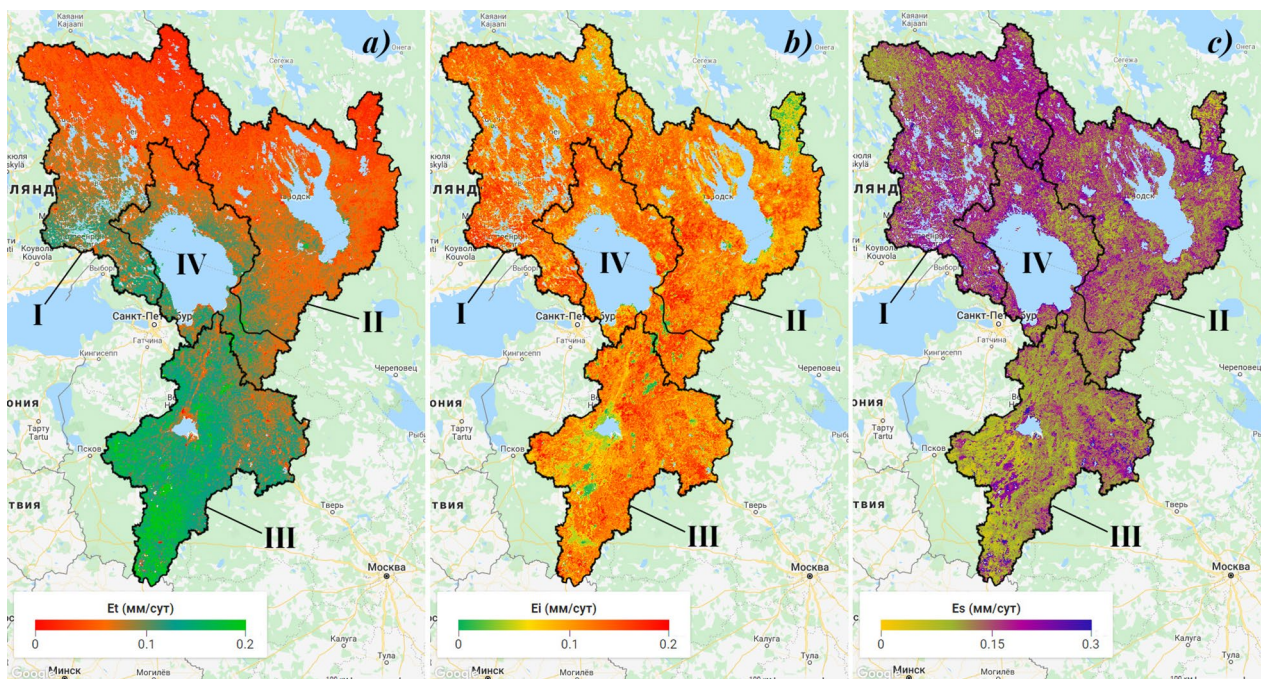


Рис. 2. Карты геопространственного распределения медианных значений компонент полного испарения на Ладожском водосборе с 2002 по 2017 г., построенных по модели PML\_V2:

а) транспирация растительности ( $E_t$ ), б) испарение осадков, перехваченных растительностью ( $E_i$ ), с) испарение с почвы ( $E_s$ ). Здесь и на рис. 3 римскими цифрами обозначены частные водосборы: I – Сайма-Вуоксинский, II – Онежско-Свирский, III – Ильмень-Волховский, IV – собственный Ладожский

Fig. 2. Maps of the geospatial distribution of the median values of the components of total evaporation in the Ladoga catchment from 2002 to 2017, constructed using the PML\_V2 model:

a) vegetation transpiration ( $E_t$ ), b) interception from vegetation canopy ( $E_i$ ), c) soil evaporation ( $E_s$ ). Roman numerals are the partial catchment areas: I – Saimaa-Vuoksinskie, II – Onega-Svirsky, III – Ilmen-Volkhov, IV – own Ladoga

мальных и максимальных значений в исследуемом регионе (рис. 2, 3), как и медианных значений за весь интервал времени, доступный модели.

##### 5. Динамическая визуализация переменных из п. 3.

Результаты выполнения сценария приведены на рис. 2–5. Из рис. 2 (а) видно, что транспирация растительности максимальна на юге Ильмень-Волховского бассейна, где преобладают лиственные леса, и минимальна на севере водосбора, где произрастает по большей части хвойная растительность. При этом в южной части Ильмень-Волховского водосбора – минимальные значения испарения с почвы и максимальный валовый первичный продукт (рис. 3, б).

В среднем для исследуемой территории эвапотранспирация за 15 лет (2002–2017 гг.) составляет 0,962 мм/сут, что совпадает с данными, приведенными во Введении, полученными экспериментальным путем. Согласно модели, за исследуемый период наибольшее испарение на территории Ладожского бассейна достигается за счет испарения осадков, перехвачен-

ных растительностью  $E_i$ , и в среднем составляет 0,548 мм/сут, против транспирации растительности и испарения с почвы (средние значения 0,237 и 0,176 мм/сут соответственно). Из рис. 4 видно, что с 2002 по 2017 г. изменений как в общей эвапотранспирации, так и в ее компонентах на всем водосборе Ладожского озера не наблюдается. Линии тренда компонент эвапотранспирации всего водосбора имеют незначительное, около  $10^{-5}$ – $10^{-6}$ , увеличение за исследуемый промежуток времени. Для частных водосборов большинство линий тренда транспирации растительности, испарения с почвы и испарения осадков, перехваченных растительностью, имеет также небольшую положительную динамику. Исключения составляют транспирация растительности на Ильмень-Волховском водосборе и испарения растительностью перехваченных осадков на Сайма-Вуоксинском и собственном Ладожском водосборах, где наблюдается незначительный нисходящий тренд. Но поскольку исследуемые характеристики являются многофакторными, доподлинно нельзя выяснить, какой из климатических, вегетационных и др. факторов ведет к небольшому изменению линий



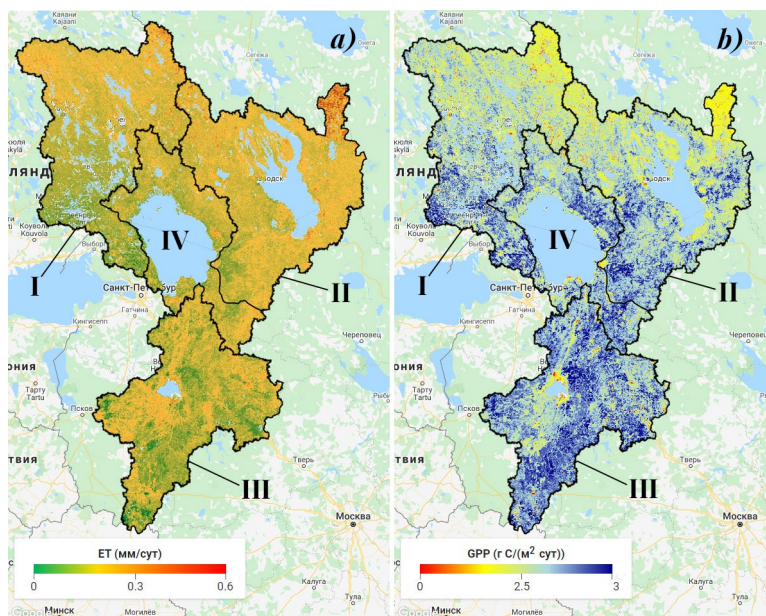


Рис. 3. Карты геопространственного распределения медианных значений эвапотранспирации (a) и валового первичного продукта (b) на Ладожском водосборе с 2002 по 2017 г., рассчитанных по модели PML\_V2

Fig. 3. Maps of the geospatial distribution of the median of evapotranspiration (a) and gross primary product (b) in the Ladoga catchment from 2002 to 2017, calculated using the PML\_V2 model

тренда за исследуемые 15 лет. Следовательно, величины эвапотранспирации и ее компонент с 2002 по 2017 год на исследуемой территории имеют достаточно постоянные средние значения и внутригодовые колебания. Модельные расчеты показывают, что среднее значение валовой первичной продукции на Ладожском водосборе составляет 3,342 г·С/м<sup>2</sup>·сут и оста-

ся почти постоянным на исследуемой территории за 15 лет. Минимальное среднее значение GPP наблюдается на Сайма-Вуоксинском водосборе, а максимальное среднее – на Ильмень-Волховском (2,984 и 3,704 г·С/м<sup>2</sup>·сут соответственно). На рис. 4 и 5 отчетливо видна сезонная зависимость с максимальными значениями в вегетационный период.

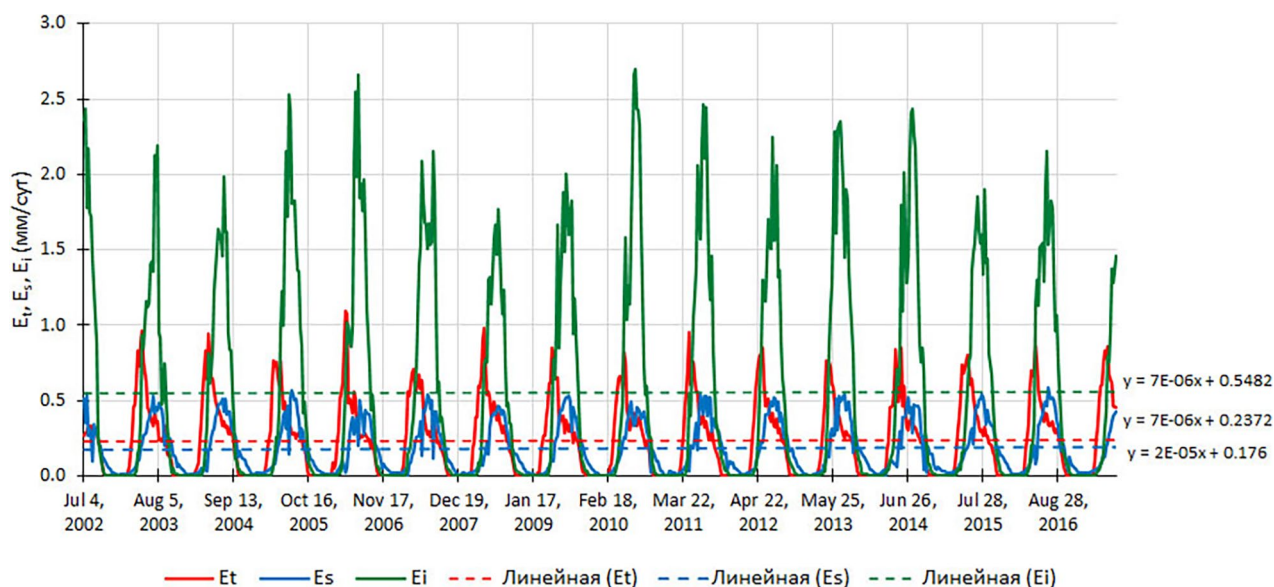


Рис. 4. Динамика компонент эвапотранспирации ( $E_t$ ,  $E_s$ ,  $E_i$ ) по модели PML\_V2 на водосборе Ладожского озера с 4 июля 2002 г. по 27 декабря 2017 г.

Fig. 4. Dynamics of evapotranspiration components ( $E_t$ ,  $E_s$ ,  $E_i$ ) according to the PML\_V2 model in the catchment area of Lake Ladoga from July 04, 2002 to December 27, 2017

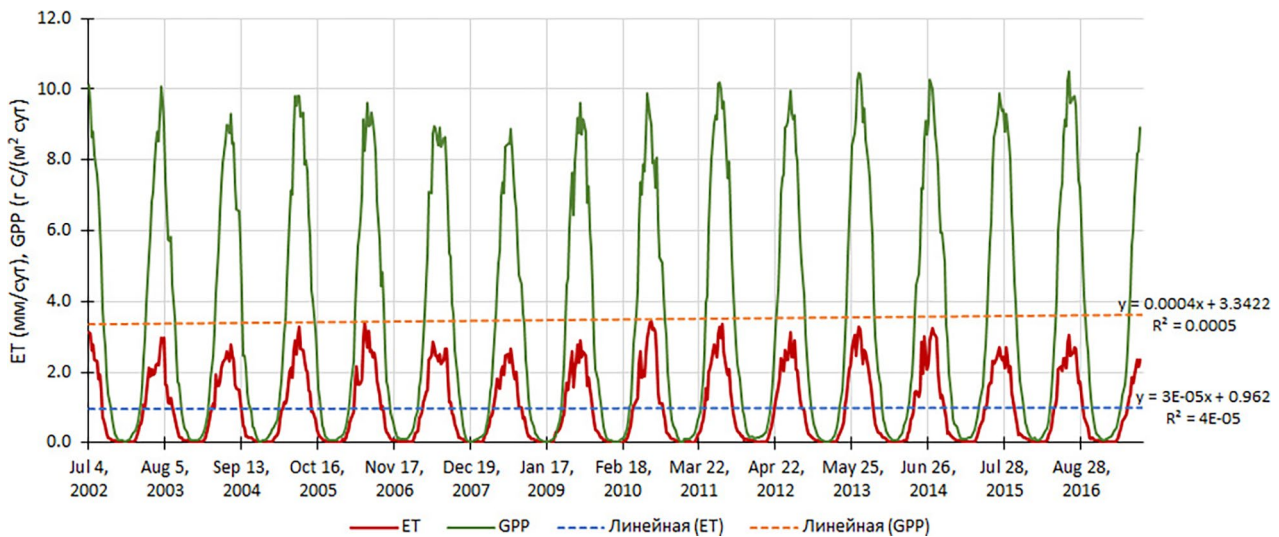


Рис. 5. Динамика эвапотранспирации (ET) и валового первичного продукта (GPP) по модели PML\_V2 на водосборе Ладожского озера с 4 июля 2002 г. по 27 декабря 2017 г.

Fig. 5. Evapotranspiration (ET) and gross primary product (GPP) dynamics according to the PML\_V2 model in the catchment area of Lake Ladoga from July 04, 2002 to December 27, 2017

Территорию Ладожского водосбора по валовой первичной продукции можно отнести к сообществу умеренной продуктивности с  $GPP = 0,684-2,739$  г-С/м<sup>2</sup>сут [Экология..., 2001]. К этому классу относят основную массу возделываемых сельскохозяйственных культур и кустарники. Согласно [Экология..., 2001], первичная продуктивность тайги составляет 1,365–2,739 г-С/м<sup>2</sup>сут, для лиственных лесов  $GPP = 2,739-8,217$  г-С/м<sup>2</sup>сут. В частности, показатели продуктивности ельников для зоны северной тайги – от 1,084 (чернично-зеленомошные) до 1,706 (травные), для зоны средней тайги – от 1,618 (зеленомошные) до 1,947 (черничные), для зоны южной тайги – от 2,482 (зеленомошные) до 4,528 (травные и мохово-травные), для зоны широколиственно-хвойных лесов – от 2,547 (травные и кустарничково-травные) до 3,7 (чернично-зеленомошные) г-С/м<sup>2</sup>сут [Базилевич, 1993]. Как видно из рис. 5, средние значения валовой первичной продукции составляют 3,342 г-С/м<sup>2</sup>сут по всему водосбору Ладожского озера по модели PML\_V2. Это значение хорошо согласуется с данными по GPP, приведенными у других авторов. Также известно, что на европейской территории России в зонах достаточного увлажнения первичная продуктивность увеличивается с севера на юг, с увеличением солнечной радиации и продолжительности вегетационного периода. На карте с геопространственным распределением валовой первичной продукции (рис. 3, б) видно аналогичное распределение на территории Ладожского водосбора.

## Заключение

В исследовании проведен расчет эвапотранспирации, ее компонент и валовой первичной продукции на территории бассейна Ладожского озера по модели Пенмана – Монтейта – Леунинга за период с 2002 по 2017 г. В рамках работы написан скрипт в Google Earth Engine для обращения к модели PML\_V2, который в качестве входных данных использовал площадь Ладожского водосбора, полученную на основе цифровой модели рельефа. Выходными данными работы скрипта являются карты геопространственного распределения транспирации растительности, испарения с почвы, испарения осадков, перехваченных растительностью, эвапотранспирация и валовая первичная продукция. Также впервые получена динамика изменения указанных величин за последние 15 лет (с 2002 по 2017 г.), с четко прослеживаемыми максимальными значениями в вегетационный период по модели Пенмана – Монтейта – Леунинга. Отмечено небольшое изменение средних значений эвапотранспирации, ее компонент и валовой первичной продукции за исследуемый период. Карты геопространственного распределения и количественные значения величин хорошо согласуются с данными, приведенными у ряда других авторов [Ладожское..., 2015; Государственный..., 2018], что подтверждает возможность применения модели PML\_V2 для водосбора Ладожского озера.

*Работа выполнена за счет средств федерального бюджета в рамках темы*

№ 0154-2019-0001 «Комплексная оценка динамики экосистем Ладожского озера и водоемов его бассейна под воздействием природных и антропогенных факторов».

## Литература

Базилевич Н. И. Биологическая продуктивность экосистем Северной Евразии. М.: Наука, 1993. 293 с.

Государственный доклад: О состоянии и использовании водных ресурсов Российской Федерации в 2017 году. М.: НИИ-Природа, 2018. 298 с.

Исаченко А. Г., Дашкевич З. В., Карнаухова Е. В. Физико-географическое районирование Северо-Запада СССР. Л.: Изд-во ЛГУ, 1965. 248 с.

Исаченко А. Г. Ландшафтоведение и физико-географическое районирование. М.: Высш. школа, 1991. 366 с.

Кудерский Л. А. Избранные труды. Т. 3. Исследования по ихтиологии, рыбному хозяйству и смежным дисциплинам. М.: КМК, 2013. 528 с.

Ладога. СПб.: Нестор-История, 2013. 560 с.

Ладожское озеро и достопримечательности его побережья / Под. ред. В. А. Румянцева. СПб.: Нестор-История, 2015. 200 с.

Мезенцев В. С., Карнацевич И. В. Увлажненность Западно-Сибирской равнины. Л.: Гидрометеиздат, 1969. 168 с.

Черемисинов А. А., Черемисинов А. Ю. Обзор расчетных методов определения суммарного испарения орошаемых сельскохозяйственных полей // Научный журнал Российского НИИ проблем мелиорации. 2016. № 1(21). С. 113–133.

Шаров И. А. Эксплуатация гидромелиоративных систем. М.: Сельхозгиз, 1959. 448 с.

Штойко Д. А. Нормативы проектирования режимов орошения сельскохозяйственных культур и гидромодуля в условиях интенсивного использования орошаемых земель // Орошаемое земледелие в ЕЧ СССР. М.: Колос, 1965. С. 171–185.

Экология: Учебник для вузов. М.: ЮНИТИ-ДАНА, 2001. 703 с.

Ball J. T., Woodrow I. E., Berr J. A. A model predicting stomatal conductance and its contribution to the control of photosynthesis under different environmental conditions // Progress in Photosynthesis Research. Netherlands: Martinus Nijhoff Publ., 1987. P. 221–224. doi: 10.1007/978-94-017-0519-6\_48

Collatz G. J., Ball J. T., Grivet C., Berry J. A. Physiological and environmental regulation of stomatal conductance, photosynthesis and transpiration: A model that includes a laminar boundary layer // Agric. For. Meteorol. 1991. Vol. 54. P. 107–136. doi: 10.1016/0168-1923(91)90002-8

Earth Engine API Reference [Электронный ресурс]. URL: [https://developers.google.com/earth-engine/api\\_docs](https://developers.google.com/earth-engine/api_docs) (дата обращения: 05.04.2021).

Gan R., Zhang Y. Q., Shi H., Yang Y. T., Eamus D., Cheng L., Chiew F. H. S., Yu Q. Use of satellite leaf area index estimating evapotranspiration and gross assimilation for Australian ecosystems // Ecohydrology. 2018. Vol. 11. e1974. doi: 10.1002/eco.1974

Gash J. H. C. Analytical model of rainfall interception by forests // Q. J. R. Meteorol. Soc. 1979. Vol. 105. P. 43–55. doi: 10.1002/qj.49710544304

GitHub [Электронный ресурс]. URL: [https://github.com/gee-hydro/gee\\_PML](https://github.com/gee-hydro/gee_PML) (дата обращения: 05.04.2021).

Leuning R., Zhang Y. Q., Rajaud A., Cleugh H., Tu K. A simple surface conductance model to estimate regional evaporation using MODIS leaf area index and the Penman-Monteith equation // Water Resour. Res. 2008. Vol. 44. W10419. doi: 10.1029/2007WR006562

Monteith J. Evaporation and environment // 19<sup>th</sup> Symposium of the Soc. for Experimental Biol. 1965. Vol. 19. P. 205–234.

Penman H. L. Natural evaporation from open water, bare soil and grass // Proc. R. Soc., London (A). 1948. Vol. 193. P. 120–145.

PML\_V2: Coupled Evapotranspiration and Gross Primary Product [Электронный ресурс]. URL: [https://developers.google.com/earth-engine/datasets/catalog/CAS\\_IGSNRR\\_PML\\_V2](https://developers.google.com/earth-engine/datasets/catalog/CAS_IGSNRR_PML_V2) (дата обращения: 05.04.2021).

Zhang Y., Kong D., Gan R., Chiew F. H. S., McVicar T. R., Zhang Q., Yang Y. Coupled estimation of 500-m and 8-day resolution global evapotranspiration and gross primary production in 2002–2017 // Remote Sensing of Environ. 2019. Vol. 222. P. 165–182. doi: 10.1016/j.rse.2018.12.031

Zhang Y. Q., Pena-Arancibia J. L., McVicar T. R., Chiew F. H., Vaze J., Liu C., Lu X., Zheng H., Wang Y., Liu Y. Y., Miralles D. G., Pan M. Multi-decadal trends in global terrestrial evapotranspiration and its components // Sci. Rep. 2016. Vol. 6. Art. 19124. doi: 10.1038/srep19124

Поступила в редакцию 23.04.2021

## References

Basilevich N. I. Biologicheskaya produktivnost' ekosistem Severnoi Evrazii [Biological productivity of ecosystems of Northern Eurasia]. Moscow: Nauka, 1993. 293 p.

Cheremisinov A. A., Cheremisinov A. Yu. Obzor raschetnykh metodov opredeleniya summarnogo ispareniya oroshaemykh sel'skokhozyaistvennykh polei [Overview of settlement methods for determining the total evaporation of irrigated agricultural fields]. Nauch. zhurn. Ross. Nil probl. melioratsii [Sci. J. Russ. Res. Inst. Melioration Probl.]. 2016. No. 1(21). P. 113–133.

Ekologiya: Uchebnik dlya vuzov [Ecology: A university textbook]. Moscow: Uniti-Dana, 2001. 703 p.

Gosudarstvennyi doklad: O sostoyanii i ispol'zovanii vodnykh resursov Rossiiskoi Federatsii v 2017 godu [State report: on the status and use of water resources of the Russian Federation in 2017]. Moscow: NIA-Nature, 2018. 298 p.

Isachenko A. G., Dashkevich Z. V., Karnukhova E. V. Fiziko-geograficheskoe raionirovanie Severo-Zapada SSSR [Physical and geographical zoning of the North-



West of the USSR]. Leningrad: Izd-vo LGU, 1965. 248 p.

*Isachenko A. G.* Landshaftovedenie i fiziko-geograficheskoe raionirovanie [Landscape studies and physical and geographical zoning]. Moscow: Vysshaya shkola, 1991. 366 p.

*Kuderskii L. A.* Izbrannye trudy. T. 3. Issledovaniya po ikhtiologii, rybnomu khozyaistvu i smezhnym distsiplinam [Selected works. Vol. 3. Research on ichthyology, fisheries, and related disciplines]. Moscow: KMK, 2013. 528 p.

*Ladoga.* St. Petersburg: Nestor-History, 2013. 560 p.

*Ladozhskoe ozero i dostoprimechatel'nosti ego poberezh'ya* [Lake Ladoga and the sights of his coast]. St. Petersburg: Nestor-History, 2015. 200 p.

*Mezentsev V. S., Karnatsevich I. V.* Uvlazhnennost' Zapadno-Sibirskoi ravniny [Moisture content of the West Siberian Plain]. Leningrad: Gydrometeoisdat, 1969. 168 p.

*Sharov I. A.* Ekspluatatsiya gidromeliorativnykh sistem [Operation of hydro-reclamation systems]. Moscow: Sel'khozgiz, 1959. 448 p.

*Shoneko D. A.* Normativy proektirovaniya rezhimov orosheniya sel'skokhozyaistvennykh kul'tur i gidromodulya v usloviyakh intensivnogo ispol'zovaniya oroshayemykh zemel' [Standards for designing irrigation regimes of crops and hydromodules in conditions of intensive use of irrigated land]. *Oroshaemoe zemledelie v ECh SSSR* [Irrigated agriculture in the USSR]. Moscow: Kolos, 1965. P. 171–185.

*Ball J. T., Woodro I. E., Berr J. A.* A model predicting stomatal conductance and its contribution to the control of photosynthesis under different environmental conditions. *Progress in Photosynthesis Research*. Martinus Nijhoff Publ., Netherlands, 1987. P. 221–224. doi: 10.1007/978-94-017-0519-6\_48

*Collatz G. J., Ball J. T., Grivet C., Berry J. A.* Physiological and environmental regulation of stomatal conductance, photosynthesis and transpiration: A model that includes a laminar boundary layer. *Agric. For. Meteorol.* 1991. Vol. 54. P. 107–136. doi: 10.1016/0168-1923(91)90002-8

*Earth Engine API Reference.* URL: [https://developers.google.com/earth-engine/api\\_docs](https://developers.google.com/earth-engine/api_docs) (accessed: 05.04.2021).

*Gan R., Zhang Y. Q., Shi H., Yang Y. T., Eamus D., Cheng L., Chiew F. H. S., Yu Q.* Use of satellite leaf area index estimating evapotranspiration and gross assimilation for Australian ecosystems. *Ecohydrology*. 2018. Vol. 11. e1974. doi: 10.1002/eco.1974

*Gash J. H. C.* Analytical model of rainfall interception by forests. *Q. J. R. Meteorol. Soc.* 1979. Vol. 105. P. 43–55. doi: 10.1002/qj.49710544304

*GitHub.* URL: [https://github.com/gee-hydro/gee\\_PML](https://github.com/gee-hydro/gee_PML) (accessed: 05.04.2021).

*Leuning R., Zhang Y. Q., Rajaud A., Cleugh H., Tu K.* A simple surface conductance model to estimate regional evaporation using MODIS leaf area index and the Penman-Monteith equation. *Water Resour. Res.* 2008. Vol. 44. W10419. doi: 10.1029/2007WR006562

*Monteith J.* Evaporation and environment. *19<sup>th</sup> Symposia of the Soc. for Experimental Biol.* 1965. Vol. 19. P. 205–234.

*Penman H. L.* Natural evaporation from open water, bare soil and grass. *Proc. R. Soc., London (A)*. 1948. Vol. 193. P. 120–145.

*PML\_V2: Coupled Evapotranspiration and Gross Primary Product.* URL: [https://developers.google.com/earth-engine/datasets/catalog/CAS\\_IGSNRR\\_PML\\_V2](https://developers.google.com/earth-engine/datasets/catalog/CAS_IGSNRR_PML_V2) (accessed: 05.04.2021).

*Zhang Y., Kong D., Gan R., Chiew F. H. S., McVicar T. R., Zhang Q., Yang Y.* Coupled estimation of 500-m and 8-day resolution global evapotranspiration and gross primary production in 2002–2017. *Remote Sens. Environ.* 2019. Vol. 222. P. 165–182. doi: 10.1016/j.rse.2018.12.031

*Zhang Y. Q., Pena-Arancibia J. L., McVicar T. R., Chiew F. H., Vaze J., Liu C., Lu X., Zheng H., Wang Y., Liu Y. Y., Miralles D. G., Pan M.* Multi-decadal trends in global terrestrial evapotranspiration and its components. *Sci. Reports*. 2016. Vol. 6. Art. 19124. doi: 10.1038/srep19124

Received April 23, 2021

## СВЕДЕНИЯ ОБ АВТОРЕ:

### Расулова Анна Мурадovна

научный сотрудник, к. ф. -м. н.  
Институт озераведения РАН – обособленное структурное подразделение ФГБУН «Санкт-Петербургский Федеральный исследовательский центр Российской академии наук» (ИНОЗ РАН – СПбФИЦ РАН)  
ул. Севастьянова, 9, Санкт-Петербург, Россия, 196105  
эл. почта: ARasulova@gmail.com  
тел.: +79582013668

## CONTRIBUTOR:

### Rasulova, Anna

Institute of Limnology, Russian Academy of Sciences  
9 Sevastyanov St., 196105 St. Petersburg, Russia  
e-mail: ARasulova@gmail.com  
tel.: +79582013668



## ИСТОРИЯ НАУКИ

УДК 004:574

### ОПЫТ РАБОТЫ С ПРИМЕНЕНИЕМ ВЫЧИСЛИТЕЛЬНОЙ ТЕХНИКИ В ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЯХ

**В. В. Меншуткин**

*Институт проблем региональной экономики РАН, Санкт-Петербург, Россия*

Представлены краткие записи о том, как развивалось использование вычислительной техники в разнообразных экологических исследованиях. На примере опыта работы автора с различными задачами показана эволюция становления и использования вычислительной техники на начальных этапах ее появления и до наших дней. Менялись не только ЭВМ, компьютеры, но и задачи, для которых решались разные экологические проблемы в области наук о Земле и о жизни.

**Ключевые слова:** вычислительная техника; экологические исследования; моделирование в экологии.

#### **V. V. Menshutkin. THE EXPERIENCE OF COMPUTING TECHNOLOGY APPLICATION IN ECOLOGICAL RESEARCH**

Brief notes on how the application of computing machinery in various ecological studies has developed are offered. The author's own experience of handling diverse tasks is described as an example of the evolution and uses of computing machines from their early days until now. Not only computers have been changing, but also the tasks addressed through solution of various ecological problems in Earth and Life Sciences.

**Keywords:** computing machinery; ecological research; modeling in ecology.

---

Участвовать в научной работе я начал в 1942 году метеонаблюдателем в экспедиции по Байкалу знаменитого лимнолога, профессора Г. Ю. Верещагина, на ледоколе «Ангара» [Меншуткин, 2007, с. 75]. С тех пор прошло много времени и произошли большие изменения не только в науке. Появилась возможность на примере одной научной судьбы посмотреть на те кардинальные сдвиги, которые свершились

в самой сущности науки, и в частности, науки о Земле и о жизни. Ключевым моментом в этих изменениях было появление и бурное развитие вычислительной техники. На рис. 1 представлена в самом общем виде схема работ по изучению свойств некоего объекта с минимальным привлечением вычислительной техники (только для статистической обработки данных), которая использовалась в 70-х годах прошлого века.

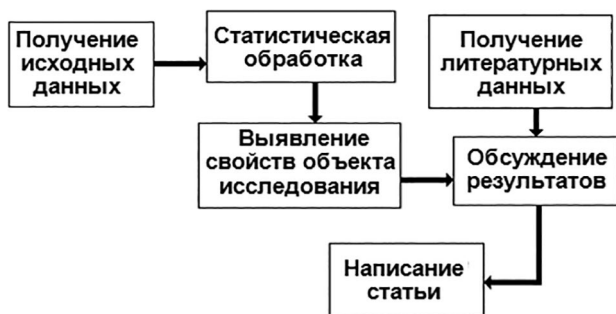


Рис. 1. Традиционная схема исследования объекта  
 Fig. 1. Traditional scheme of the object study

В моем детстве (в 30-х годах XX века), когда никаких компьютеров еще не существовало, вычислительная техника была представлена логарифмической линейкой, которая имела у отца. Во втором классе школы я уже научился умножать и делить на логарифмической линейке, но складывать и вычитать все равно приходилось столбиком. Арифмометр «Феликс» как-то не произвел тогда на меня впечатления. Другое дело – дореволюционный арифмометр Однера размером с кассовую машину в известном магазине Елисеева на Невском проспекте Ленинграда. На этой машине я считал отладочный вариант модели популяции окуня в озере Херя-ярви, расположенном под Ленинградом. Для оз. Байкал мне пришлось рассчитывать тепловые потоки через байкальский лед [Меншуткин, 1964] на очень шумной машинке – арифмометре «Рейнметалл».

Появление компьютеров коренным образом изменило положение вещей, а расчеты на «Рейнметалле» легли в основу моей первой компьютерной программы, написанной для машины «БЭСМ-2» в истинных адресах и машинных кодах. Никаких трансляторов тогда еще не было, во всяком случае, в городе Иркутске, где я в то время жил и работал. Наконец появился вариант транслятора с АЛГОЛ-60, разработанный А. П. Ершовым. Это было как «луч света в темном царстве». На Алголе мной была написана модель сообщества рыб озера Дальнего на Камчатке. В те времена на Камчатке вообще ни у кого не было вычислительной машины, за исключением военных, к которым и близко нельзя было подойти. Программу из Петропавловска-Камчатского в Иркутск передавали по радио в виде служебной телеграммы. При первой попытке передачи программы в виде обыкновенной телеграммы я встретил категорический отказ: «Шифрованных текстов не передаем», – прозвучало из почтового окошка. Пришлось сочинять могучую бумагу от Института на предмет разрешения передачи програм-

мы на Алголе с Камчатки в Иркутск под видом радиogramмы. Надо сказать, что камчатские почтари постарались и передали текст программы без единой ошибки [Крогиус и др., 1969].

Став в 1965 году сотрудником Института эволюционной физиологии и биохимии им. И. М. Сеченова в Ленинграде (ИЭФБ АН СССР), я остался фактически без вычислительной машины. Поиски ее привели меня в Ленинградский нейрохирургический институт имени Поленова на улице Маяковского, в котором появилась новенькая ЭВМ «Минск-2» и были приняты на работу два инженера, окончивших ЛЭТИ – Володя Темов и Саша Клещев. Никаких конкретных вычислительных задач в нейрохирургическом институте не было, и ЭВМ «Минск-2» использовалась в основном для «отопления» первого этажа в холодную ленинградскую зиму. Первые программы пришлось писать в машинных кодах (это была модель внутричерепного кровообращения для космической лаборатории ИЭФБ АН СССР [Москаленко, 1967]). А. С. Клещев и В. Л. Темов начали придумывать собственный язык программирования с транслятором, но уже не для «Минск-2», а для более мощной ЭВМ «Днепр-2». «Днепр-2» была установлена не в ВЦ Ленинградского нейрохирургического института, а в Институте физиологии им. И. П. Павлова АН СССР в Колтушах под Ленинградом. А. С. Клещев и В. Л. Темов стали сотрудниками Института физиологии, где они разработали язык программирования ИНФ для ЭВМ «Днепр-2». Я «потянулся» вслед за ними и стал постоянным пользователем языка ИНФ в этом институте.

На языке ИНФ я написал программы для моделирования экологической системы Японского моря (по материалам 42-го рейса НИС «Витязь», в котором принимал участие) и модели сообщества рыб в озере Воже<sup>1</sup>. Самой интересной стала, пожалуй, модель дарвиновской эволюции, созданная под непосредственным влиянием профессора МГУ Б. М. Медникова [Меншуткин, 1977]. Элементом этой модели была особь со своим фенотипом и генотипом. Чтобы смоделировать, например, такое событие, как выход позвоночных животных из водной среды на сушу, требовалось одновременное существование десятков, а то и тысяч таких особей. При не слишком высоком, на современный взгляд, быстродействии ЭВМ «Днепр-2» на проход только одной реализации

<sup>1</sup> Воже – озеро в Вологодской обл., через которое в 70-х годах XX века планировалась «перевоска» вод с Севера в р. Волгу, для повышения уровня Каспия (прим. Н. Н. Филатова).

случайного процесса эволюции уходило несколько часов. Учитывая это обстоятельство, моделировать эволюцию можно было только в летнее время, когда в институте основная масса пользователей ЭВМ уходила в отпуск. За те белые петербургские ночи я и дежурные инженеры «Днепр-2» могли воочию наблюдать процесс эволюции со всей его непредсказуемостью. Вот вроде уже все готово к выходу из моря на сушу – и воздухом дышать научились, и вместо плавников что-то вроде лап... Ну, давай, выходи, дерзай! Дерзают..., но не приживаются и гибнут. Пройдет еще миллион лет (как теперь говорят, виртуальных лет), и другие, более удачливые, выйдут на землю и начнут там плодиться и размножаться. Инженеры предлагают заключить пари на бутылку пива тому, кто точнее предскажет срок выхода на сушу в следующих реализациях. Я, как автор программы, тоже участвую в этом деле, но, к всеобщему удивлению, мое предсказание оказывается самым неудачным. Вот она – эволюция, пусть и очень далекая от реальности. У организма в модели всего два десятка генов в геноме, а в природе их десятки тысяч. Да и самих участников маловато – в природе счет идет на миллионы. При использовании современных суперкомпьютеров сейчас можно достичь большего приближения к природе, но тогда, в 70-е годы прошлого века, это не представлялось возможным.

Участие в океанских рейсах ИО АН СССР на экспедиционных судах «Менделеев» и «Курчатов» было сопряжено с переходом на бортовые американские компьютеры «Хьюлетт-Паккард» и персональные компьютеры IBM-486, которые поставляла экспедиции Польская академия наук в лице академика Ромуальда Клековского [Меншуткин, 2018]. По части программного обеспечения предпочтение тогда отдавалось языку QBASIC. Из созданных моделей мне запомнилась экосистема экваториального апвеллинга. Эту модель мы делали совместно с З. З. Финенко из Севастополя. Замечательна модель тем, что объясняла высокие концентрации неорганического фосфора в поверхностном слое при избытке освещенности. Оказалось, что все дело в экстремально высоких значениях вертикального турбулентного перемешивания в течении Кромвелла.

Время, проведенное в океанских рейсах (всего около двух лет), было временем активного освоения экранного редактора, машинной графики, методов построения и статистического исследования баз данных океанологических наблюдений. К этому же времени относится создание монте-карловской модели вертикаль-

ных суточных миграций зоопланктона. Сначала в соавторстве с Ю. А. Рудяковым (океанские остракоды), а затем совместно с М. Годлевской (антарктический криль).

Работа по руководству комплексной программой «Невская губа» [Меншуткин, 1997] была направлена на решение вопроса целесообразности продолжения работ по сооружению дамбы, предназначенной для защиты Санкт-Петербурга от наводнений. Основным критерием модели являлась защита Невской губы от антропогенных загрязнений. Обобщающая модель, предназначенная для поддержки решений Правительством Санкт-Петербурга (исполнитель – малое предприятие «ЭКРОС» при «Военмехе», рук. М. М. Степанов), опиралась на целый комплекс подмоделей. Это подмодель экосистемы Финского залива, как часть модели Балтийского моря, разрабатываемая в Стокгольмском университете нашим соотечественником О. П. Савчуком. Создание подмодели экосистемы самой Невской губы брал на себя Зоологический институт РАН (д. б. н. А. А. Умнов). Далее шла разработка подмодели реки Невы («ЭКРОС», рук. В. В. Семенов). Подмодель экосистемы Ладожского озера обеспечивала группа д. ф.-м. н. Л. А. Руховца (СПб ЭМИ РАН и Институт озероведения РАН). Связь между подмоделями осуществлялась при помощи передачи числовых массивов и фрагментов программ. Существенные трудности были связаны с тем, что при создании подмоделей использовались различные языки программирования и вычислительные машины. Например, модель экосистемы Ладожского озера реализована на машине БЭСМ-6, а Финского залива и Невской губы – на персональных компьютерах «Хьюлетт-Паккард». На кардинальную переделку всего программного материала просто не было времени. В обобщающую программу поступали результаты заранее разработанных режимов функционирования подмоделей. Для обсуждения результатов работы на заседании Городской думы Санкт-Петербурга по инициативе ученого секретаря Объединенного научного совета по комплексной программе «Экология и природные ресурсы» был создан специальный демонстрационный вариант обобщающей модели со звуковым музыкальным сопровождением.

Полученные результаты со временем полностью оправдались – защитная дамба города была построена, но никакого катастрофического загрязнения Невской губы, которое предсказывали скептики, не произошло.

Во время работы в Международном экологическом центре в местечке Дзеканув Лесны

около Варшавы (1996–2004 гг.) кроме обычной научной работы мне пришлось принимать участие в коммерческом использовании вычислительной техники. Уже после ухода пани Зоси Фишер с поста директора центра и назначения нового директора в центре появились три польских пана коммерческой наружности и спрашивали: «Кто здесь у вас делает модели на компьютере?». Руководство центра указало на меня. Оказалось, что паны представляют некоторую коммерческую организацию, подрядившуюся очистить реку Варту до общеевропейского уровня, с тем чтобы облегчить Польше вхождение в Европейский союз. Под эту очистку Брюссель может дать крупные кредиты в евро, но для получения кредита нужен научно обоснованный расчет затрат на очистку реки. Кто-то сказал панам, что тут без компьютерной модели не обойтись, вот они и пришли в центр. Новый директор центра одобрил заключение договора, и работа началась. Мне в помощники выделили молодого сотрудника по имени Бартош, который недавно окончил гидрологический колледж или что-то вроде этого. По-русски Бартош говорил плохо, но меня отлично понимал. Я по-польски говорил еще хуже, но польский Бартоша вполне разбирал. Так мы и вели диалог на двух языках. Пан Клевковский говорил, что слушать нас со стороны было очень забавно.

У Бартоша был автомобиль «Малюх», и мы начали работу с визуального осмотра объекта моделирования – реки Варты. Оказалось, что это самая обыкновенная река, вроде нашей Луги, в меру загрязненная бытовыми сбросами и без вопиющих промышленных отходов. Дальше последовал визит в гидрометеослужбу, где симпатичная пожилая пани выложила перед нами данные по Варте за последние 20 лет. Бартош занялся формальной стороной передачи данных, а я вернулся в Дзеканув Лесны стряпать саму модель. У меня в руках был работающий прототип для Невы, который сделали ребята из «ЭКРОСа», но его пришлось кардинально переделать. С экономической стороны проблемы я столкнулся впервые, до этого были только туманные рассуждения о том, сколько стоит очистка воды, а тут нужны конкретные цифры, выраженные в евро. На поиск таких данных был командирован Бартош, который умело справился с заданием. Оказалось, что в Польше есть несколько готовых проектов очистных сооружений на заданные мощности. Правда, ни один проект не соответствовал тому, что требовалось для р. Варты, но заказывать новый проект было настолько дорого, что от этого пришлось сразу отказаться.

В результате функция стоимости очистных сооружений из гладкой возрастающей кривой в теоретических построениях превратилась в ломаную линию.

При оптимизации модели, то есть при нахождении таких вариантов расположения и мощностей очистных сооружений, при которых достигается требуемое качество воды в реке Варта, выяснилось, что решение имеет локальные максимумы. Это происходило в тех случаях, когда требуемые мощности очистных сооружений согласовывались с уже готовыми проектами.

Мы с Бартошем сочинили отчет с картинками и графиками и сдали его заказчикам в срок [Меншуткин, 2010, с. 215–221]. Результаты удовлетворили заказчиков, а существо дела и устройство модели их не интересовало. Дали Брюссель деньги на очистку реки Варты или нет, я так и не узнал, поскольку Международный экологический центр прекратил свое существование. Его переименовали в Региональный центр и перевели в Лодзь. Иностранцы вроде меня там были больше не нужны, и я вернулся в Санкт-Петербург.

Приведенных примеров из личной практики научных исследований достаточно для того, чтобы в общем виде представить схему научного исследования в современных условиях компьютеризации и развития методов искусственного интеллекта (рис. 2).

Согласно этой схеме выполнялись описанные выше работы. Действительно, во всех случаях фигурировали исходные данные и их первичная статистическая обработка. В примерах с озером Дальним на Камчатке, рекой Вартой и Невской губой базы данных фигурировали в виде самостоятельных элементов. В задаче моделирования эволюции позвоночных животных база знаний, по существу, представляла собой предельно сжатый и закодированный учебник по зоологии. Выбор типа модели диктовался особенностями объекта исследования. Для рыб и Невской губы это были системы дифференциальных уравнений, для реки Варты – уравнения в конечных разностях, для вертикальных миграций зоопланктона – аппарат случайных функций.

Для выполнения процедуры идентификации модели применялись данные, которые не использовались при построении модели. Критерий оценки состояния управляемого объекта выбирался исходя из специфики поставленной задачи. Для популяций рыб это был устойчивый вылов, для Невской губы и реки Варты – качество воды, для эволюции – выход животных на сушу. При переходе к исследованию динамики эколого-экономических систем в качестве



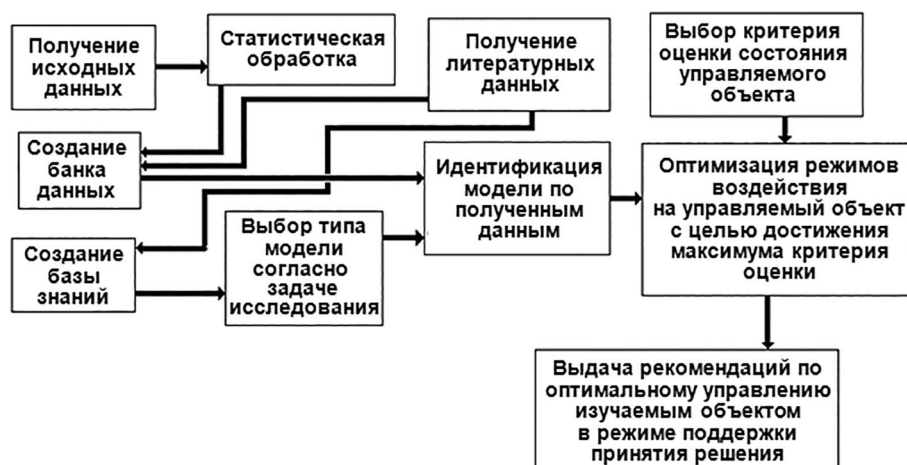


Рис. 2. Схема исследования объекта с применением компьютерных технологий и элементов искусственного интеллекта

Fig. 2. Scheme of the object study with the use of computer technologies and elements of artificial intelligence

критерия управления может выступать уровень жизни населения [Меншуткин, Филатов, 2019].

В поиске оптимальных значений входных переменных для достижения максимума критерия управления разработаны многочисленные стандартные алгоритмы, которые использовались для выявления наилучших режимов рыболовства. В задаче о качестве воды в реке Варте функция полезности системы оказалась со многими локальными экстремумами из-за дискретности в параметрах проектов очистных сооружений. Поэтому в данном случае пришлось прибегнуть к генетическому алгоритму.

Применение вычислительной техники изменило подход к решению экологических проблем не только количественно, но и качественно, что видно из сравнения рисунков 1 и 2. Если в докомпьютерный период научное исследование ограничивалось в основном констатацией фактов и общими соображениями, то современная компьютеризация позволяет поставить вопрос о нахождении оптимального варианта взаимодействия человеческого общества и биосферы в свете парадигмы устойчивого развития.

Работа выполнена по теме НИР ИПРЭ РАН № АААА-А19-119021390164-1.

## References

- Krogius F. V., Krokhin E. M., Menshutkin V. V. Soobshchestvo ryb ozera Dal'nego (Kamchatka) (Opyt kiberneticheskogo modelirovaniya) [Fish community in Lake Dalnee (Kamchatka) (experience in cybernetic modeling)]. Leningrad: Nauka, 1969. 86 p.
- Menshutkin V. V. Iskusstvo modelirovaniya (ekologiya, fiziologiya, evolyutsiya) [The art of modeling (ecology, physiology, and evolution)]. Petrozavodsk-St. Petersburg: KarRC RAS, 2010. 414 p.
- Menshutkin V. V. (red.) Nevskaya guba – opyt modelirovaniya [The Neva Bay: modeling experience]. St. Petersburg, 1997. 376 p.
- Menshutkin V. V. Okeanskije ekspeditsii Akademii nauk. Dnevnik i zametki uchastnika [Ocean expeditions of the Academy of Sciences. Diary and notes of the participant]. St. Petersburg: Nestor-Istoriya, 2018. 288 p.
- Menshutkin V. V. Opyt imitatsii evolyucionnogo protsess na vychislitel'noy mashine // Zhurnal evolyucionnoy biokhimi i fiziologii. 1977. T. 15. S. 515–555.
- Menshutkin V. V. Put' k modelirovaniyu v ekologii. SPb.: Nestor-Istoriya, 2007. 394 s.
- Menshutkin V. V. Teploobmen cherez ledyanoy p'okrov' Yuzhnogo Байкала // Труды ЛИИ. 1964. Т. 5(25). С. 162–175.
- Menshutkin V. V., Filatov N. N. Kognitivnoe modelirovaniye vliyaniya rybolovstva na uroven' zhizni naseleniya Belomorya // Труды КарНЦ РАН. 2019. № 9. С. 145–154. doi: 10.17076/lim1120
- Moskalenko Yu. E. Dinamika krovnapolneniya golovnogo mozga pri peregruzkakh. L.: Nauka, 1967. 128 s.

## Литература

- Krogius F. V., Krokhin E. M., Menshutkin V. V. Soobshchestvo ryb ozera Dal'nego (Kamchatka) (Opyt kiberneticheskogo modelirovaniya). L.: Nauka, 1969. 86 s.
- Menshutkin V. V. Iskusstvo modelirovaniya (ekologiya, fiziologiya, evolyutsiya). Petrozavodsk-SPb.: KarNЦ РАН, 2010. 414 s.
- Menshutkin V. V. (red.) Nevskaya guba – opyt modelirovaniya. SPb.: SPbNЦ РАН, 1997. 376 s.
- Menshutkin V. V. Okeanskije ekspeditsii Akademii nauk. Dnevnik i zametki uchastnika. SPb.: Nestor-Istoriya, 2018. 288 s.
- Menshutkin V. V. Opyt imitatsii evolyucionnogo protsess na vychislitel'noy mashine // Zhurnal evolyucionnoy biokhimi i fiziologii. 1977. T. 15. S. 515–555.
- Menshutkin V. V. Put' k modelirovaniyu v ekologii. SPb.: Nestor-Istoriya, 2007. 394 s.
- Menshutkin V. V. Teploobmen cherez ledyanoy p'okrov' Yuzhnogo Байкала // Труды ЛИИ. 1964. Т. 5(25). С. 162–175.
- Menshutkin V. V., Filatov N. N. Kognitivnoe modelirovaniye vliyaniya rybolovstva na uroven' zhizni naseleniya Belomorya // Труды КарНЦ РАН. 2019. № 9. С. 145–154. doi: 10.17076/lim1120
- Moskalenko Yu. E. Dinamika krovnapolneniya golovnogo mozga pri peregruzkakh. L.: Nauka, 1967. 128 s.

Поступила в редакцию 23.03.2021

tions of the Academy of Sciences. Diaries and notes of a member]. St. Petersburg: Nestor-Istoriya, 2018. 288 p.

*Menshutkin V. V.* Opyt imitatsii evolyutsionnogo protsessa na vychislitel'noi mashine [Experience in simulating the evolutionary process on a computer]. *Zhurn. evolyutsionnoi biokhim. i fiziol.* [J. Evolutionary Biochem. and Physiol.]. 1977. Vol. 15. P. 515–555.

*Menshutkin V. V.* Put' k modelirovaniyu v ekologii [A way to modeling in ecology]. St. Petersburg: Nestor-Istoriya, 2007. 394 p.

*Menshutkin V. V.* Teploobmen cherez ledyanoi pokrov Yuzhnogo Baikala [Heat transfer through the ice

sheet of South Baikal]. *Trudy LIN* [Proceed. Limnol. Inst.]. 1964. Vol. 5(25). P. 162–175.

*Menshutkin V. V., Filatov N. N.* Kognitivnoe modelirovanie vliyaniya rybolovstva na uroven' zhizni naseleniya Belomor'ya [Cognitive modeling of the fisheries effect on the standard of living in the White Sea area]. *Trudy KarNTs RAN* [Transactions of KarRC RAS]. 2019. No. 9. P. 145–154. doi: 10.17076/lim1120

*Moskalenko Yu. E.* Dinamika krovenapolneniya golovnogogo mozga pri peregruzkakh [Dynamics of blood circulation in the brain during overload]. Leningrad: Nauka, 1967. 128 p.

*Received March 23, 2021*

## **СВЕДЕНИЯ ОБ АВТОРЕ:**

### **Меншуткин Владимир Васильевич**

главный научный сотрудник, д. б. н., проф.  
Институт проблем региональной экономики РАН  
ул. Серпуховская, 38, Санкт-Петербург, Россия, 190013  
эл. почта: menshutkina.n@gmail.com

## **CONTRIBUTOR:**

### **Menshutkin, Vladimir**

Institute for Problems of Regional Economics, Russian  
Academy of Sciences  
38 Serpukhovskaya St., 190013 St. Petersburg, Russia  
e-mail: menshutkina.n@gmail.com

УДК 574.5

## **ПОЛВЕКА ГИДРОБИОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ (к 90-летию со дня рождения ученого-гидробиолога, байкаловеда О. М. Кожовой)**

**О. Т. Русинек**

*Байкальский музей Иркутского научного центра, Россия  
Иркутский государственный университет, Россия*

Представлены основные биографические сведения об Ольге Михайловне Кожовой – ученом-альгологе, экологе, байкаловеде, которая внесла значительный вклад в изучение вопросов эволюции и механизмов функционирования водных экосистем Восточной Сибири и Монголии. Ее жизнь была связана с Байкальской лимнологической станцией АН СССР, Лимнологическим институтом СО РАН, Иркутским государственным университетом и Научно-исследовательским институтом биологии при ИГУ. О. М. Кожова продолжила дело своего отца, профессора М. М. Кожова. Она не только сохранила, но и укрепила молодыми кадрами иркутскую и советскую гидробиологическую школу. В трудные для нашей науки и страны 90-е годы О. М. Кожова сохранила институт биологии, сотрудников и развивала перспективные фундаментальные гидробиологические исследования. Научное наследие О. М. Кожовой включает 706 опубликованных и 211 неопубликованных научных работ.

Ключевые слова: О. М. Кожова; альгология; водная экология; фитопланктон; моделирование; прогнозирование; Байкал; Хубсугул; ангарские водохранилища.

### **O. T. Rusinek. HALF A CENTURY OF HYDROBIOLOGICAL RESEARCH (celebrating 90<sup>th</sup> anniversary since the birth of O. M. Kozhova, hydrobiologist and researcher of Baikal)**

The article presents the main biographical information about O. M. Kozhova, algologist, ecologist, and Baikal researcher, who has contributed significantly to the study of the evolution and functional mechanisms of aquatic ecosystems in Eastern Siberia and Mongolia. Her life was connected with the Baikal Limnological Station of the USSR Academy of Sciences, Limnological Institute of the Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences, Irkutsk State University and its Institute of Biology. O. M. Kozhova continued the work of her father, Professor M. M. Kozhov. She has perpetuated the Irkutsk and Soviet hydrobiological science schools and empowered them with young professionals. In the 1990s, a time of trials for our science and the country, O. M. Kozhova managed to preserve the Institute of Biology and its staff, and developed promising areas of basic hydrobiological research. O. M. Kozhova left behind a scientific legacy of 706 published and 211 unpublished papers.

Keywords: O. M. Kozhova; algology; aquatic ecology; phytoplankton; modeling; forecasting; Baikal; Khubsugul; Angara storage reservoirs.

Ольга Михайловна Кожова (рис. 1) родилась 3 февраля 1931 г. в Иркутске, в семье профессора Иркутского государственного университета Михаила Михайловича Кожова и его супруги Раисы Васильевны Кожовой – преподавателя биологии и химии. Детство будущего ученого прошло на Байкале с родителями. Еще ребенком Оля Кожова знала о труде ученых не понаслышке, так как вместе с отцом была в экспедициях и на студенческих практиках. Поэтому после окончания в 1948 г. средней школы поступила в Иркутский государственный университет, выбрав профессию биолога. В университете Ольга Кожова заинтересовалась гидробиологией. Она специализировалась на двух кафедрах – зоологии беспозвоночных и гидробиологии и ботаники. Для дипломной работы была выбрана тема «Питание *Epischura baicalensis* Sars в оз. Байкал».

После окончания с отличием университета в 1953 г. она поступила в аспирантуру Байкальской лимнологической станции Восточно-Сибирского филиала АН СССР.

По результатам дипломной работы в 1953 г. в «Докладах Академии наук СССР» была опубликована ее первая научная статья «Питание *Epischura baicalensis* (Copepoda, Calanoida) на озере Байкал» [Кожова, 1953]. Работу представил академик Е. Н. Павловский.

После поступления в аспирантуру О. Кожова на два месяца уехала работать на Тихий океан. Она участвовала в Курило-Камчатской экспедиции, проводившей комплексные исследования Курило-Камчатского желоба (рис. 2). Руководил экспедицией выдающийся океанолог Л. А. Зенкевич. Работали ученые на легендарном научно-исследовательском судне «Витязь». Это был плавучий институт, на котором проводились масштабные комплексные исследования по всем направлениям океанологии. Для Ольги Михайловны, сразу после университета, было важно понять и освоить методы работы на морях и океанах, чтобы применить эти знания и навыки на Байкале – пресноводном глубоководном озере морского и океанического типа.

В аспирантуре ее работой руководил известный ученый-альголог, океанолог Петр Иванович Усачев, один из основателей Института океанологии РАН им. П. П. Ширшова. В 1956 г. О. М. Кожова окончила аспирантуру Байкальской лимнологической станции и защитила в Ботаническом институте АН СССР кандидатскую диссертацию на тему «Фитопланктон озера Байкал» [Кожова, 1956].

С 1956 по 1969 г. Ольга Михайловна работала в Лимнологическом институте СО АН СССР сначала младшим, затем старшим научным



Рис. 1. Ольга Михайловна Кожова. 1980 г.

Fig. 1. Olga M. Kozhova. 1980

сотрудником. Все это время она по совместительству преподавала на биолого-почвенном факультете ИГУ.

Байкальская лимнологическая станция (с 1961 г. Лимнологический институт) сыграла огромную роль в жизни О. М. Кожовой. С 1954 г. этим научным учреждением руководил геоботаник, будущий академик Григорий Иванович Галазий. У Г. И. Галазия и О. М. Кожовой были разные научные специальности, но их всегда объединяло понимание системных процессов, происходящих в Байкале, значимости Байкала для всего человечества и необходимости его охраны. Несмотря на то что впоследствии они работали в разных научных учреждениях, они были единомышленниками, уважали и ценили друг друга. И главным для них была объективная научная истина (рис. 3).

Годы становления Лимнологического института, а вместе с ним и годы формирования многих ученых-лимнологов, в том числе и Ольги Михайловны Кожовой, д. б. н. Владимир Николаевич Моложников вспоминает так: «В то время все мы варились в кипящем лимнологическом котле, который стоял у исто-





Рис. 2. О. М. Кожова во время экспедиции на «Витязе». 1953 г.

Fig. 2. O. M. Kozhova during the expedition on the "Vityaz". 1953

ков реки Ангары в местности Рогатка. Когда я пришел в Лимнологический институт – прошло всего три года, как он был создан на базе существующей Лимнологической станции, основанной в свое время известным байкаловедом Г. Ю. Верещагиным. Тогда все еще было новым: здание института, жилые дома, мастерские. По заказу института было построено и спущено на воду крупное научно-исследовательское судно «Г. Ю. Верещагин». Шли его ходовые испытания, осваивались каюты, новое оборудование. Флот пополнялся и другими судами. Большинство научных сотрудников также были молоды, горячи и настойчивы в поисках научных истин. В те годы свет в здании института не гас до 12 часов ночи. Сотрудники готовили научные статьи, доклады, писали монографии и диссертации, обрабатывали полевые материалы, проводили лабораторные анализы, штурмовали научную литературу, заседали в президиумах Байкальского отдела Географического общества, выпускали газету «Институтские новости», участвовали в капустниках, «пятницах», встречах с бывальыми и именитыми, проявляли свои таланты в художественной самодеятельности. Ежемесячно

проводились научные семинары по проблемам истории, биогеоценологии и лимнологии. В такой обстановке проходило становление ученых и организаторов байкальской науки Г. И. Галазия и О. М. Кожовой. Вместе с ними из этого же лимнологического котла вышло не менее десятка докторов наук и известных общественных деятелей России. Лимнологическая наука развивалась, на ученых советах шли бурные дискуссии по теории и практике озераведения. Много внимания уделялось проблемам классификации озер, их истории, круговороту вещества и энергии в водоемах, проблемам продуктивности и охраны. Ставились задачи освоения новых сибирских территорий. Создавались специализированные экспедиции в другие регионы Сибири. Вскоре новым направлением в деятельности института стало изучение искусственных водохранилищ». Первой это направление возглавила О. М. Кожова.

В 1969 г. О. М. Кожова стала заведовать кафедрой зоологии беспозвоночных и гидробиологии Иркутского государственного университета, а в 1971 г. возглавила Научно-исследовательский институт биологии при Иркутском государственном университете. Этот



*Рис. 3.* Участники расширенного заседания ВГБО, посвященного 90-летию со дня рождения профессора М. М. Кожова. Москва, февраль 1980 г. О. М. Кожова и Г. Г. Винберг – в первом ряду в центре. Г. И. Галазий – в центре последнего ряда

*Fig. 3.* Participants of the extended meeting of the All-Union Hydrobiological Society dedicated to the 90<sup>th</sup> anniversary of the birth of Professor M. M. Kozhov. February 1980, Moscow. O. M. Kozhova and G. G. Vinberg are in the front row, in the center. G. I. Galaziy is in the center of the back row

этап ее деятельности был более сложным. К научной работе добавились административные и организационные обязанности, увеличилась учебная нагрузка, в том числе и работа с аспирантами.

В 1970 г. О. М. Кожова защитила докторскую диссертацию на тему «Фитопланктон и формирование гидробиологического режима Байкало-Ангарских водохранилищ» по специальности «ботаника» [Кожова, 1970].

О. М. Кожова была первой женщиной, совершившей погружение на глубоководном обитаемом аппарате (ГОО) «Пайсис» в 1977 г. (рис. 4). Тогда она своими глазами увидела красоту подводного Байкала и жизнь его обитателей. Во время экспедиции было проведено семь погружений по биологической программе. По результатам работ впервые в естественной среде обитания эндемиков Байкала были зафиксированы особенности обитания голомянок (нахождение на дне), распределения по горизонтали и вертикали озера пелаго- и нектобионтов [Кожова и др., 1979].

В конце 1982 г. обстоятельства жизни заставили О. М. Кожову перейти работать в Байкальский филиал Института экологической токсикологии (ИЭТ) ВНПОбумпрома Минлеспрома СССР<sup>1</sup> в г. Байкальске. Этим учреждением руководил кандидат химических наук, талантливый организатор А. М. Бейм. С задачами института она была знакома, потому что проблемами влияния БЦБК на биоту Байкала занималась и в ЛИНе, и в НИИ биологии. О. М. Кожова так определила суть работ института: «Основной задачей ИЭТа являлась и является оценка токсичности отдельных веществ и в целом сточных вод целлюлозно-бумажной промышленности. Другими словами, экспериментальный токсикологический контроль. Он давал оценку состояния воды на каждый определенный момент времени и в том или ином месте водопотребления, где лучше, где хуже. По этим данным предпри-

<sup>1</sup> Позднее – Институт экологической токсикологии им. А. М. Бейма Минэкологии РФ, в 2011 г. ликвидирован.



Рис. 4. О. М. Кожова после погружения на ГОА «Пайсис». 1977 г.

Fig. 4. O. M. Kozhova after diving on the deep-submergence manned vehicle "Pisces". 1977

тие могло судить, в каком месте технологической цепочки происходит сбой, какие вещества наиболее ядовиты, генетически опасные» [Рассказ..., 2008].

С 1983 по 1990 г., работая в ИЭТ, Ольга Михайловна возглавляла Лабораторию общей и прикладной гидробиологии. Она организовала под восточным берегом Байкала регулярные натурные наблюдения, с еженедельным отбором проб. Эти данные были очень важны, поскольку позволяли сравнивать состояние планктонных и бентосных сообществ в районе влияния сточных вод БЦБК с аналогичными материалами, собираемыми у западного побережья с 1946 г. (точка № 1). Материал отбирали и обрабатывали по одной методике и в те же сроки. Ольга Михайловна лично научила сотрудниц института гидробиологическим методам исследований: отбору и обработке проб фито- и зоопланктона, определению видового состава организмов. Для оценки пространственного распределения планктона в зоне

сброса сточных вод был организован полигон из 49 станций. Они находились напротив трубы сброса сточных вод комбината. Наблюдения проводились трижды в период открытой воды. Кроме того, регулярно у уреза воды отбирались пробы зообентоса для изучения влияния сточных вод на его состояние. По результатам этих исследований опубликовано в соавторстве с коллегами несколько монографий по прогнозированию состояния экосистем под влиянием природных и антропогенных факторов [Кожова, Измestьева, 1985; Кожова, Бейм, 1985; Приемы..., 1985; Долгосрочное..., 1988; Кожова, Широбокова, 1988].

В этот период жизни О. М. Кожова продолжала работу по подготовке научных кадров – она по-прежнему руководила работами студентов, аспирантов, соискателей и докторантов.

В 1990 г. новым ректором университета стал Федор Карлович Шмидт, крупный ученый, доктор химических наук, профессор, талантливый руководитель и организатор. Одним из первых



его решений на поприще ректора было вернуть Ольгу Михайловну в университет. Он сам поехал в Байкальск и уговорил ее вернуться. Конечно, времена уже были другие, страна другая, но Институт биологии был снова с Ольгой Михайловной, а она – с Институтом биологии. Дальнейшая работа в университете – и с Федором Карловичем Шмидтом, и со следующим ректором – Александром Ильичом Смирновым – была для Ольги Михайловны продуктивной и творческой.

О. М. Кожова всегда поддерживала научные контакты с советскими и зарубежными научными учреждениями. Особенно значимой для нее были школы Г. Г. Винберга и Л. А. Зенкевича. С ними и многими их сотрудниками она поддерживала постоянные научные связи, консультировалась у них, обменивалась научными трудами, делилась научными мыслями, отправляла к ним своих учеников на стажировки, принимала молодых специалистов из Москвы и Ленинграда.

Коллегами и единомышленниками О. М. Кожовой из разных институтов нашей страны были выдающиеся гидробиологи А. Ф. Алимов, Л. М. Суценья, Т. М. Михеева, М. Е. Виноградов, Ю. И. Сорокин, Л. А. Сиренко, Э. А. Шушкина и многие другие.

Свои научные интересы О. М. Кожова определяла следующим образом – выяснение особенностей функционирования и эволюции биоты крупнейших водоемов Азии – Байкала, Хубсугула, других озер и ангарских водохранилищ, изучение биоценологических взаимоотношений и продукционных возможностей их экосистем и влияния на них антропогенных факторов, охрана и рациональное использование природных ресурсов.

О. М. Кожова внесла фундаментальный вклад в изучение проблем водной экологии. В результате многолетних научных исследований была разработана концепция изменчивости и устойчивости водных экосистем Центральной Азии (оз. Байкал и сопряженных с ним оз. Хубсугул, р. Селенга и водохранилищ Ангарского каскада – Иркутского, Братского, Усть-Илимского) [Кожова, Мамонтова, 1979; Водохранилища..., 1979; Планктон..., 1982; Кожова и др., 1984; Кожова, Широбокова, 1988]. На основе изучения круговорота веществ и потока энергии установлены причинно-следственные связи, определяющие экологический статус водных систем. С применением электронной микроскопии, эколого-популяционных и биохимических методов были описаны уникальные свойства биоты Байкала и водоемов Байкальского региона – эндемичность фауны и флоры

и новые для науки виды [Kozhova, Izmest'eva, 1998].

О. М. Кожовой, ее учениками и сотрудниками НИИ биологии были уточнены положения теории о функционировании водных экосистем, разработанные для внутренних водоемов, ввиду специфичности условий в Байкальском регионе, а также установлена связь устойчивости водных экосистем байкальского типа с наличием длинно- и короткопериодных циклов развития фито- и зоопланктона. Эти результаты представлены в цикле работ, посвященных, в частности, изучению процесса первичного продуцирования в ангарских водохранилищах. Показано, что долгопериодные изменения продуктивности обусловлены изменениями водности Ангары, связанной с колебаниями уровня Байкала. Существование же короткопериодных циклов довольно стохастично, и проявляются они в основном в структуре биоценозов. Циклические колебания характерны не только для Байкала, хотя в нем это явление выражено наиболее сильно. Установление причин изменчивости процессов, связей между компонентами биоты и абиотическими факторами составляет главный предмет современных исследований, особенно с учетом глобальных изменений климата и усиления антропогенного фактора [Кожова, Мельник, 1977; Методические..., 1980; Кожова, Павлов, 1982; Мониторинг..., 1991; Кожова, Бейм, 1993; Методология..., 2000].

В работах О. М. Кожовой дана характеристика антропогенного влияния на водные экосистемы, разработаны принципы управления состоянием водных экосистем: определены экологически допустимые нормы сбросов веществ, теплового загрязнения, вылова рыбы и т. д., в том числе для оз. Байкал. Концепция экологически допустимого воздействия на экосистемы разработана исходя из принципов сохранения структурно-функциональных параметров экосистем и их биоразнообразия и оптимальности их использования, в том числе как источников питьевого, хозяйственно-бытового и промышленного водоснабжения и высокоценных белковых продуктов.

С целью практической реализации принципов оптимизации управления состоянием экосистем было разработано два подхода:

- система комплексного экологического мониторинга, включая анализ воздействия конкретных импактных источников загрязнения (в том числе предприятий целлюлозно-бумажной промышленности), ранжирование их воздействия;
- способы детоксикации сточных вод и аэропромвыбросов с использованием принципов



ально новых систем их очистки и доочистки (селекция микроорганизмов и беспозвоночных, физико-химические методы).

О. М. Кожовой разработана стратегия сохранения биоразнообразия экосистемы оз. Байкал. В ней изложены все экосистемные и эколого-правовые аспекты сохранения биоразнообразия уникального водоема нашей планеты [Кожова и др., 1998].

Реализация этих задач позволила количественно охарактеризовать экологические процессы, происходящие в водоемах Байкальского региона, дать организациям, принимающим решения, рекомендации по оптимальному использованию водных ресурсов.

Итоги изучения Байкала подведены в книге «Lake Baikal. Evolution and Biodiversity», в подготовке которой приняли участие и ученики М. М. и О. М. Кожовых [Kozhova, Izmest'eva, 1998].

Научное наследие О. М. Кожовой включает 706 опубликованных, в том числе 27 монографий, и 211 неопубликованных научных работ. Она была инициатором создания уникального атласа оз. Хубсугул [Атлас..., 1989; Создание..., 1996]. Публикации охватывают широкий круг вопросов экологии и гидробиологии, решающихся на высоком научном уровне, который подтвержден отзывами ведущих специалистов России, стран ближнего и дальнего зарубежья. Оригинальные научные разработки защищены авторскими свидетельствами и патентами. О. М. Кожова была редактором многочисленных тематических сборников, монографий и других публикаций. Она неоднократно выступала на научных совещаниях, конференциях и симпозиумах, в том числе международных (Польша, Чехословакия, Монголия, США, Англия, Швеция, Япония, Германия и др.), где представляла российскую науку.

За время своей работы О. М. Кожова проявила себя как незаурядный организатор науки. Во время ее руководства НИИ биологии вырос в крупное авторитетное научное учреждение, способное решать важные научно-практические задачи. Штат сотрудников института увеличился с 1971 по 1983 г. в 4 раза, к 1980 г. в институте работало около 300 человек. Число кандидатов и докторов наук возросло в 8 раз. Значительно вырос объем госбюджетных и хоздоговорных работ, к 1981 г. он приблизился к 2 млн руб.

Суммарный экономический эффект от внедрения результатов законченных научно-исследовательских работ, подтвержденных производственными организациями, в 1970–1980 гг.

составил 26,3 млн руб., т. е. на 1 рубль затрат получено 3,7 рубля экономического эффекта.

Для решения всех научных проблем и успешной реализации задач, которые были поставлены еще М. М. Кожовым, а впоследствии реализовались под руководством О. М. Кожовой, требовалась прочная материальная база с катерами, пирсами и, главное, биостанциями непосредственно на месте проводимых исследований. Разовые, кратковременные выезды в экспедиции уже не соответствовали глубине и объему научных задач, стоявших перед институтом. Для изучения процессов перестроения речных биоценозов в озерах в Балаганске, в 300 км от Иркутска, была построена Ангарская биологическая станция. Здесь круглогодично проводился весь комплекс гидробиологических работ – исследования формирования гидрохимического и гидробиологического режима в глубоководной и мелководной зонах водохранилища и прилегающих заливов, ихтиологические исследования по формированию ихтиофауны, трансформации бентических сообществ и формированию околководной орнитофауны. В годы интенсивного исследования водохранилищ Ангарского каскада Ангарская биостанция по объему проводившихся там работ, числу задействованных сотрудников была своеобразным «институтом в институте».

В те же годы в районе, примыкающем к дельте р. Селенги, в пос. Мурзино построена Селенгинская биостанция. Она была организована с целью исследования околководных наземных биоценозов, и в первую очередь – орнито-, терио- и паразитофауны. Биостанцию институт построил за счет собственных средств, не привлекая государственные, и руками своих сотрудников, без участия сторонних строительных организаций. На биостанции было все необходимое для работы и жизни сотрудников. Кроме фаунистических работ здесь проводились геоботанические исследования, исследования наземных насекомых как элементов пищевой цепи, гельминтологические работы и многие другие. Кроме Селенгинской биостанции было организовано два стационара: Маломорский – вблизи впадения р. Сарма в Малое Море и Северобайкальский – в устье р. Верхняя Ангара. Научным руководителем этих работ был к. б. н., зав. лабораторией наземных экосистем Н. Г. Скрябин. Работы велись по единому плану, с учетом всех компонентов биоты. Лаборатория наземных экосистем вместе с тремя стационарами по важности, объему и комплексности выполняемых работ также была своеобразным «институтом

в институте». Особого внимания, труда и заботы О. М. Кожовой требовала главная биостанция института – Байкальская биологическая станция, расположенная в пос. Большие Коты, в 20 км от пос. Листвянка. Несмотря на относительно благополучное состояние лабораторных и жилых построек, существовала «глобальная» проблема. К Большим Котам не была проведена линия электропередачи, электричество давал только маломощный электрогенератор на дизельном топливе. Топливо завозили зимой по ледовой дороге. В таких условиях невозможно проведение экспериментальных аквариальных работ с использованием приборов и проточной воды. О. М. Кожова, ее заместитель по общим и хозяйственным вопросам Б. А. Бормашенко и директор биостанции, к. б. н., старший научный сотрудник В. Н. Максимов сделали все, чтобы постоянное электроснабжение появилось на биостанции и в Больших Котах. Это произошло в 1983 г.

В период работы О. М. Кожовой существенно увеличился флот биостанции, что позволило расширить объем экспедиционных исследований. Здесь перечислены только основные хозяйственно-организационные задачи О. М. Кожовой и ее сотрудников, понятно, что их у нее было значительно больше.

Многие исследования института стали основополагающими в практическом освоении ресурсов Восточной Сибири и Монголии, а общетеоретические работы вошли в золотой фонд не только отечественной, но и мировой науки. Особенно это касается познания оз. Байкал как уникального звена биосферы.

В Институте под руководством и при непосредственном участии О. М. Кожовой ученые занимались разработкой ряда фундаментальных проблем по оценке биоразнообразия и эволюции флоры и фауны Байкала и ангарских водохранилищ, включая:

- особенности экосистем рифтовых озер Азии и Африки (Байкал, Хубсугул, Ньяса);
- формирование гидробиологического режима ангарских водохранилищ;
- условия и факторы изменения качества воды экосистем;
- факторы, определяющие скорость продукционных процессов растений и животных, и т. д.

Активная научная деятельность О. М. Кожовой успешно сочеталась с педагогической работой. На базе Иркутского государственного университета Ольга Михайловна разработала и внедрила концепцию непрерывного экологического образования и воспитания, суть которой состоит в распространении знаний, полу-

ченных фундаментальной наукой, на все уровни образовательного и воспитательного процессов. Для студентов биолого-почвенного, геологического, исторического и юридического факультетов О. М. Кожова читала оригинальные, отличающиеся высоким научно-теоретическим уровнем курсы лекций «Байкаловедение», «Гидробиология», «Общая экология», «Экологический мониторинг», «Гидробиологический мониторинг» и «Эволюция человека и экология».

О. М. Кожова ежегодно, начиная с 1979 г., организовывала экологические конференции «Проблемы экологии. Чтения памяти профессора М. М. Кожова», совещания, круглые столы. Общим для всех конференций является участие в них экологов всех уровней (от школьников до академиков РАН и зарубежных специалистов). Примером этого можно назвать ежегодный студенческий круглый стол «Байкал и мы».

Под руководством О. М. Кожовой выполнено и успешно защищено большое число студенческих курсовых и дипломных работ, 40 кандидатских и 1 докторская диссертация, что способствовало усилению Иркутской гидробиологической школы, которую развивал М. М. Кожов.

Профессор О. М. Кожова подготовила целый ряд высококвалифицированных экологов и гидробиологов, работающих в вузах, академиях наук (РАН, Академия медицинских наук и др.) в Сибири и далеко за ее пределами – в Белоруссии, Украине, Монголии, в учреждениях охраны природы, национальных парках и др.

О. М. Кожова была членом президиума Всесоюзного гидробиологического общества, возглавляла его Иркутское отделение. Работала в составе Научного совета по проблемам Байкала.

Ольга Михайловна Кожова была не только выдающимся биологом и экологом, но и широко эрудированным интеллигентным человеком. Она имела музыкальное образование, очень хорошо знала русскую и зарубежную литературу и поэзию. Любила и великолепно читала наизусть лирику русских поэтов – А. С. Пушкина, М. Ю. Лермонтова, Ф. И. Тютчева, А. А. Фета, Б. Л. Пастернака, Н. М. Рубцова, Л. Н. Мартынова, М. И. Цветаевой, Н. С. Гумилева, А. А. Ахматовой и других.

О. М. Кожова активно занималась научно-общественной деятельностью, являясь членом советов разного уровня, редколлегий научных журналов, экспертом ряда программ. Была председателем или членом Оргкомитетов международных, российских, региональных, профессиональных конференций; членом президиума Российского гидробиологического общества при РАН, председателем прези-

диума Иркутского регионального отделения Российской экологической академии, членом президиума экологической общественной организации «Байкальский экологический парламент»; руководителем грантов Минобробразования РФ, Миннауки РФ, РФФИ, в том числе по федеральным целевым программам «Интеграция», «Биологическое разнообразие». О. М. Кожова постоянно контактировала с общественными экологическими организациями, участвовала в общественных экологических слушаниях по актуальным проблемам Байкальского региона (например, о запрете строительства нового химического предприятия на берегу Байкала, об экологическом нормировании, об усовершенствовании текста Федерального закона «Об охране озера Байкал», о Ковытинском проекте по нефтедобыче и др.). Много времени уделяла популяризации научных знаний, читая лекции учителям, школьникам, выступая в средствах массовой информации о проблемах экологии, природе Байкала и охране окружающей среды.

В Иркутской области 2021 г. объявлен годом Байкала. Также в этом году исполняется 25 лет, как озеро Байкал вошло в Список объектов всемирного наследия ЮНЕСКО. Весьма знаменательно, что в этом же году мы отмечаем юбилей выдающегося ученого-эколога, байкаловеда Ольги Михайловны Кожовой. Ее научное наследие требует отдельного изучения и оценки не только коллегами, но и государственными организациями, принимающими решения об использовании ресурсов Байкала и водоемов Сибири. О. М. Кожова неоднократно обращала внимание на проблему рационального использования и охраны Байкала – уникального природного явления, опираясь исключительно на естественно-научные данные и законы.

*Работа выполнена в рамках госзадания Байкальского музея ИНЦ, № 075-00743-21-01 по теме «Экологическая диагностика изменений некоторых элементов биогеоценозов территории Восточной Сибири». Блок 5. Изучение, обобщение и популяризация научных знаний об озере Байкал с целью распространения научных знаний, повышения престижа науки и формирования научной картины мира у широких слоев населения.*

## Литература

Атлас озера Хубсугул / Под ред. Б. А. Богоявленского. М.: ГУГК при СМ СССР, 1989. 118 с.  
Водохранилища мира / Отв. ред. Г. В. Воропаев, С. Л. Вендров. М.: Наука, 1979. 287 с.

Долгосрочное прогнозирование состояния экосистем / Под ред. О. М. Кожовой и Л. Я. Ащепковой. Новосибирск: Наука, 1988. 238 с.

Кожова О. М. Питание *Epishura baicalensis* Sars (Copepoda, Calanoida) на озере Байкал // ДАН СССР. 1953. Т. 90, № 2. С. 299–301.

Кожова О. М. Фитопланктон озера Байкал: дис. ... канд. биол. наук. Иркутск, 1956. 277 с.

Кожова О. М. Фитопланктон и формирование гидробиологического режима байкало-ангарских водохранилищ: дис. ... докт. биол. наук. Харьков, 1970. 572 с.

Кожова О. М., Бейм А. М. Сукцессии фитопланктона и эвтрофирование // Эвтрофирование малых водохранилищ. Новосибирск: Наука, 1985. С. 142–145.

Кожова О. М., Бейм А. М. Экологический мониторинг Байкала. М.: Экология, 1993. 349 с.

Кожова О. М., Измestьева Л. Р. Закономерности эвтрофирования водохранилищ // Эвтрофирование малых водохранилищ. Новосибирск: Наука, 1985. С. 134–142.

Кожова О. М., Измestьева Л. Р., Паутова В. Н. Хлорофилл «а» в водоемах как прогнозная характеристика (в системе озеро Байкал – Иркутское – Братское – Усть-Илимское водохранилища) // Геологические и экологические прогнозы / Отв. ред. О. М. Кожова, Н. В. Хамьянова, Г. М. Пуляевский. Новосибирск, 1984. С. 121–128.

Кожова О. М., Кузнецов Г. И., Павлов Б. К., Пермяков Б. Г., Шорников Д. В. О стратегии сохранения биоразнообразия экосистемы озера Байкал [On the strategy of biodiversity preserving of the Lake Baikal ecosystem]. Иркутск, 1998. 46 с.

Кожова О. М., Мамонтова Л. М. Бактериопланктон ангарских водохранилищ и статистические методы его анализа. Л.: Гидрометеиздат, 1979. 119 с.

Кожова О. М., Мельник Н. Г. К вопросу о цикличности процесса многолетних колебаний биомассы зоопланктона в оз. Байкал // Гидробиологический журнал. 1977. Т. 13, № 1. С. 36–39.

Кожова О. М., Павлов Б. К. Экологическое прогнозирование и состояние планктона Байкала // Изменчивость природных явлений во времени / Отв. ред. О. М. Кожова, Т. Г. Рященко. Новосибирск, 1982. С. 141–152.

Кожова О. М., Сиделев Г. Н., Резинков Н. С. Наблюдения планктонных и нектобентических сообществ // Геолого-геофизические и подводные исследования оз. Байкал. М., 1979. С. 87–91.

Кожова О. М., Широбокова Н. П. Фитопланктон Братского водохранилища и прогноз его состояния // Долгосрочное прогнозирование состояния экосистем. Новосибирск: Наука, 1988. С. 69–85.

Методические аспекты прогнозирования природных явлений Сибири / Под ред. И. П. Дружинина, В. П. Кукушкиной, А. В. Резниковой. Новосибирск: Наука, 1980. 144 с.

Методология оценки состояния экосистем: учеб. пособие / Отв. ред. О. М. Кожова, В. В. Воробьев. Ростов-на-Дону: ЦВВР, 2000. 128 с.



Мониторинг состояния озера Байкал / Под ред. Ю. А. Израэля, Ю. А. Анохина. Л.: Гидрометеоздат, 1991. 260 с.

Планктон Усть-Илимского водохранилища / Под ред. О. М. Кожовой. Л.: Гидрометеоздат, 1982. 134 с.

Приемы прогнозирования экологических систем / Под ред. О. М. Кожовой. Новосибирск: Наука, 1985. 127 с.

Рассказ профессора Ольги Кожовой: Беседа записана С. Гольдфарбом в ноябре 1988 г. // *Алма та-*

*ter*: дыхание века: к 90-летию Иркутского государственного университета. Иркутск, 2008. С. 68–75. (Замечательные люди университета).

Создание атласа озера Хубсугул: опыт комплексного картографирования / Отв. ред. В. В. Воробьев. Иркутск: Изд-во Иркут. гос. ун-та, 1996. 216 с.

Kozhova O. M., Izmet'seva L. R. Lake Baikal. Evolution and biodiversity. Leiden: Backhuys Publ., 1998. 447 p.

Поступила в редакцию 05.08.2021

## References

*Atlas ozera Khubsugul* [Atlas of Lake Hubsugul]. Ed. V. A. Bogoyavlensky. Moscow: GUGK pri SM SSSR, 1989. 118 p.

*Dolgosrochnoe prognozirovanie sostoyaniya ekosistem* [Long-term forecasting of the state of ecosystems]. Eds. O. M. Kozhova, L. Ya. Ashchepkova. Novosibirsk: Nauka, 1988. 238 p.

Kozhova O. M. Pitanie *Epishura baicalensis* Sars (Copepoda, Calanoida) na ozere Baikal [Nutrition of *Epishura baicalensis* Sars (Copepoda, Calanoida) in Lake Baikal]. *DAN SSSR* [Proceed. USSR Acad. Sci.]. 1953. Vol. 90, no. 2. P. 299–301.

Kozhova O. M. Fitoplankton озера Байкал [Phytoplankton of Lake Baikal]: PhD (Cand. of Biol.) thesis. Irkutsk, 1956. 277 p.

Kozhova O. M. Fitoplankton i formirovanie gidrobiologicheskogo rezhima baikalo-angarskikh vodokhranilishch [Phytoplankton and the hydrobiological regime formation of the Baikal-Angara reservoirs]: PhD (Cand. of Biol.) thesis. Khar'kov, 1970. 572 p.

Kozhova O. M., Beim A. M. Suktsessii fitoplanktona i evtrofirovanie [Phytoplankton succession and eutrophication]. *Evtrofirovanie malykh vodokhranilishch* [Eutrophication of small reservoirs]. Novosibirsk: Nauka, 1985. P. 142–145.

Kozhova O. M., Beim A. M. Ekologicheskii monitoring Baikala [Ecological monitoring of Baikal]. Moscow: *Ekologiya*, 1993. 349 p.

Kozhova O. M., Izmet'seva L. R. Zakonomernosti evtrofirovaniya vodokhranilishch [Patterns of reservoir eutrophication]. *Evtrofirovanie malykh vodokhranilishch* [Eutrophication of small reservoirs]. Novosibirsk: Nauka, 1985. P. 134–142.

Kozhova O. M., Izmet'seva L. R., Pautova V. N. Khlorofill "a" v vodoemakh kak prognoznaya kharakteristika (v sisteme ozero Baikal – Irkutskoe – Bratskoe – Ust'-Il'mskoe vodokhranilishcha) [Chlorophyll "a" in reservoirs as a predictive characteristic (in the Lake Baikal-Irkutsk-Bratsk-Ust'-Il'msk reservoir system)]. *Geol. i ecol. prognozy* [Geol. and ecol. forecasts]. Eds. O. M. Kozhova, N. V. Kham'yanova, G. M. Pulyaevskii. Novosibirsk, 1984. P. 121–128.

Kozhova O. M., Kuznetsov G. I., Pavlov B. K., Permyakov B. G., Shornikov D. V. O strategii sokhraneniya bioraznoobraziya ekosistemy озера Байкал [On the strategy of biodiversity preserving of the Lake Baikal ecosystem]. Irkutsk, 1998. 46 p.

Kozhova O. M., Mamontova L. M. Bakterioplankton angarskikh vodokhranilishch i statisticheskie metody

ego analiza [Bacterial plankton of the Angara reservoirs and statistical methods of its analysis]. Leningrad: Gidrometeozdat, 1979. 119 p.

Kozhova O. M., Mel'nik N. G. K voprosu o tsiklichnosti protsessa mnogoletnikh kolebanii biomassy zooplanktona v oz. Baikal [On the question of the cyclicity of the long-term fluctuations of zooplankton biomass in Lake Baikal]. *Gidrobiol. zhurn.* [Hydrobiol. J.]. 1977. Vol. 13, no. 1. P. 36–39.

Kozhova O. M., Pavlov B. K. Ekologicheskoe prognozirovanie i sostoyanie planktona Baikala [Ecological forecasting and the state of the Baikal plankton]. *Izmenchivost' prirod. yavlenii vo vremeni* [Variability of nat. phenomena over time]. Eds. O. M. Kozhova, T. G. Ryashchenko. Novosibirsk, 1982. P. 141–152.

Kozhova O. M., Sidelev G. N., Rezinkov N. S. Nablyudeniya planktonnykh i nektobenticheskikh soobshchestv [Observations of planktonic and nektobenthic communities]. *Geologo-geofizicheskie i podvodnye issled. oz. Baikal* [Geological-geophysical and submarine studies of Lake Baikal]. Moscow, 1979. P. 87–91.

Kozhova O. M., Shirobokova N. P. Fitoplankton Bratskogo vodokhranilishcha i prognoz ego sostoyaniya [Phytoplankton of the Bratsk reservoir and the forecast of its condition]. *Dolgosrochnoe prognozirovanie sostoyaniya ekosistem* [Long-term forecasting of the state of ecosystems]. Novosibirsk: Nauka, 1988. P. 69–85.

*Metodicheskie aspekty prognozirovaniya prirodnykh yavlenii Sibiri* [Methodological aspects of natural phenomena forecasting in Siberia]. Eds. I. P. Druzhinin, V. P. Kukushkina, A. V. Reznikova. Novosibirsk: Nauka, 1980. 144 p.

*Metodologiya otsenki sostoyaniya ekosistem: ucheb. posobie* [Methodology for assessing the state of ecosystems: a study guide]. Eds. O. M. Kozhova, V. V. Vorob'ev. Rostov-na-Donu: TsVVR, 2000. 128 p.

*Monitoring sostoyaniya озера Байкал* [Monitoring of the state of Lake Baikal]. Eds. Yu. A. Izrael, Yu. A. Anokhin. Leningrad: Gidrometeozdat, 1991. 260 p.

*Plankton Ust'-Il'mskogo vodokhranilishcha* [Plankton of the Ust'-Il'msk reservoir]. Ed. O. M. Kozhova. Leningrad: Gidrometeozdat, 1982. 134 p.

*Priemy prognozirovaniya ekologicheskikh sistem* [Methods of forecasting ecological systems]. Ed. O. M. Kozhova. Novosibirsk: Nauka, 1985. 127 p.

*Rasskaz professora Ol'gi Kozhovoi: Beseda zapisana S. Gol'dfarbom v noyabre 1988 g.* [The story of Pro-



fessor Olga Kozhova: The conversation was recorded by S. Goldfarb in November 1988]. *Alma mater: dykhanie veka: k 90-letiyu Irkutskogo gos. univ.* [Alma mater: the breath of the century: to the 90<sup>th</sup> anniv. of Irkutsk St. Univ.]. Irkutsk, 2008. P. 68–75.

*Sozdanie atlasa ozera Khubsugul: opyt kompleksno-go kartografirovaniya* [Creating an atlas of Lake Hubsugul: the experience of complex mapping]. Ed. V. V. Vorob'ev. Irkutsk: Izd-vo Irkut. gos. un-ta, 1996. 216 p.

*Vodokhranilishcha mira* [Reservoirs of the world]. Eds. G. V. Voropaev, S. L. Vendrov. Moscow: Nauka, 1979. 287 p.

*Kozhova O. M., Izmest'eva L. R.* Lake Baikal. Evolution and biodiversity. Leiden: Bachuys Publ., 1998. 447 p.

*Received August 05, 2021*

## **СВЕДЕНИЯ ОБ АВТОРЕ:**

### **Русинек Ольга Тимофеевна**

главный научный сотрудник, д. б. н.  
Байкальский музей Иркутского научного центра  
ул. Академическая, 1, пос. Листвянка, Иркутская область,  
Россия, 664520

профессор кафедры гидрологии и природопользования  
Иркутский государственный университет  
ул. Карла Маркса, 1, Иркутск, 664003  
эл. почта: rusinek@isc.irk.ru

## **CONTRIBUTOR:**

### **Rusinek, Olga**

Baikal Museum of Irkutsk Scientific Center  
1 Academicheskaya St., 664520 Vlg. Listvyanka, Irkutsk  
Region, Russia

Irkutsk State University  
1 Karl Marx St., 664003 Irkutsk, Russia  
e-mail: rusinek@isc.irk.ru

## ХРОНИКА

### ПОЛЯРНАЯ ШКОЛА-ПРАКТИКА (Апатиты, 11–17 апреля 2021 г.)



Зимняя лимнологическая школа-практика – это традиционное мероприятие, которое проводится с 2006 года при тесном сотрудничестве Института водных проблем Севера (ИВПС) КарНЦ РАН и Университета Хельсинки с целью организации научных исследований, в основ-

ном в области гидрофизики и экологического просвещения.

В ИВПС работы велись по Программе Президиума РАН «Поддержка молодых ученых» раздела «Поддержка деятельности институтов РАН по привлечению талантливой молодежи



Участники Полярной школы-практики

к научной работе». С финской стороны организаторами выступали сотрудники биологической базы «Lammi», расположенной недалеко от одноименного населенного пункта в регионе Северная Карелия, которая до 2021 года была постоянным местом проведения школы-практики. Инфраструктура базы позволяла участникам осуществлять свои исследовательские проекты, так как здесь есть все необходимое: научные лаборатории и оборудование, озера в шаговой доступности, библиотека, столовая, номера для проживания. Возможность обмениваться опытом с иностранными коллегами, в том числе и в неформальной обстановке, всегда была важным преимуществом этого мероприятия.

Традиционно в г. Петрозаводске осенью проходила международная молодежная конференция, а весной следующего года – лимнологическая школа-практика на базе «Lammi». Организатором этих конференций с 2006 г. выступал ИВПС КарНЦ РАН, и они включали следующие направления работы:

- формирование водных ресурсов суши в условиях антропогенных воздействий;
- проблема рационального природопользования, охраны водных ресурсов и управления ими;
- проблемы трансграничных водных объектов России;
- донные отложения: геохимия, палеоэкологические и палеоклиматические реконструкции водоемов и их водосборов;
- моделирование гидрологических и экосистемных процессов;
- реакция водных объектов на изменение климата;
- функционирование водных сообществ в условиях изменения климата;
- формирование и современное состояние биоресурсов водоемов;
- биоиндикация и биомониторинг, оценка экотоксикологического состояния водных объектов;
- влияние гидрофизических процессов в водоеме на состояние и развитие гидробионтов.

Эти конференции каждый год назывались по-разному, а с 2016 г. закрепилось название «Водные ресурсы: изучение и управление» (Water resources: research and management (WRRM)).

События, связанные с пандемией коронавируса, стали причиной изменения формата и места проведения этого мероприятия. В сентябре 2020 г. состоялась VI конференция WRRM в очно-дистанционном формате (Регеранд Т. И., Галахина Н. Е., Толстикова А. В.

VI Международная конференция молодых ученых (школа-практика) «Водные ресурсы: изучение и управление» (Петрозаводск, 1–5 сентября 2020 г.) // Труды Карельского научного центра РАН. 2020. № 9. С. 133–138), с соблюдением всех санитарно-эпидемиологических предписаний, но для проведения практического этапа требовалось найти новую научно-стационарную базу. Начался поиск организаций, которые могли бы предоставить условия, сопоставимые с условиями «Lammi». Рассматривалось несколько вариантов, из которых оптимальным стала база Кольского научного центра РАН (Мурманская область). Таким образом, в 2021 г. принимающей стороной зимней лимнологической школы-практики выступил Институт проблем промышленной экологии Севера (ИППЭС) КНЦ РАН (г. Апатиты). Мероприятие проходило на берегу озера Имандра, крупнейшего водоема Мурманской области в 20 км от г. Апатиты. Поскольку впервые данное мероприятие планировалось провести за полярным кругом, ему дали название «Полярная школа-практика».

Полярная школа была задумана с целью обучения молодых лимнологов практическим навыкам работы в зимних условиях. Поэтому при отборе кандидатов на участие в мероприятии упор делался на студентов старших курсов профильных направлений вузов, на аспирантов и молодых ученых, которые в перспективе нацелены заниматься изучением водных объектов. В итоге было отобрано 30 человек почти из всех субъектов Северо-Запада РФ.

Исходя из опыта проведения совместных с финскими коллегами зимних школ, программа Полярной школы-практики состояла из теоретической части, в рамках которой ведущими специалистами в области гидрофизики, гидробиологии, гидрохимии прочитаны очные и дистанционные лекции, а также практической, включавшей в себя полевые работы на оз. Имандра, обработку полученных материалов под руководством наставников и представление результатов.

Основными лекторами выступили сотрудники Института проблем промышленной экологии Севера Кольского научного центра РАН и Института водных проблем Севера Карельского научного центра РАН. Следует отметить, что в дистанционном формате лекции читали не только российские ученые (Петрозаводск), но и зарубежные коллеги из Финляндии и Китая, что позволило присвоить мероприятию международный статус.

Для выполнения исследовательских проектов все участники школы-практики были раз-





Участники конференции 2020 г.

делены на группы по направлениям: гидрофизика, гидрохимия-геохимия, гидробиология и ихтиология. У каждой группы имелся куратор, который помогал ставить задачу, работать с полученными данными и готовить итоговый доклад. Гидрофизики получили общие представления о работе с STD-зондами, измерителями течений, гидрохимии и геохимии научились работать с портативными измерительными приборами и обрабатывать гидрологические данные, полученные в ходе полевых работ, гидробиологи и ихтиологи работали с бинокулярными микроскопами.

Количественно группы ненамного отличались друг от друга, так как в работе с оборудованием играет роль мобильность и вклад каждого участника в выполнение проекта должен быть заметен. Для получения обратной связи от студентов применялся подход, ранее использованный при проведении российско-финских школ: все участники обязательно должны выступить при защите проекта.

Следует отметить, что задачи Полярной школы-практики выполнены, а в рамках ее работы издан сборник лекций «Современные исследования водоемов Севера» (Учеб. пособие. Пет-



Полевые работы





Выполнение и защита проектов

розаводск: КарНЦ РАН, 2021) при поддержке Ученого совета ИВПС КарНЦ РАН и Министерства образования и спорта Республики Карелия. Лекции были подготовлены научными сотрудниками ИВПС КарНЦ РАН, ИППЭС КНЦ РАН, преподавателями Российского государственного педагогического университета им. А. И. Герцена



(г. Санкт-Петербург) и Петрозаводского государственного университета. В резолюции к Полярной школе-практике отмечено, что ее проведение планируется сделать ежегодным.

*А. В. Толстикова, Н. Е. Галахина,  
З. И. Слуковский*

## **ПРАВИЛА ДЛЯ АВТОРОВ**

(требования к работам, представляемым к публикации  
в «Трудах Карельского научного центра Российской академии наук»)

«Труды Карельского научного центра Российской академии наук» (далее – Труды КарНЦ РАН) публикуют результаты завершённых оригинальных исследований в различных областях современной науки: теоретические и обзорные статьи, сообщения, материалы о научных мероприятиях (симпозиумах, конференциях и др.), персоналии (юбилеи и даты, потери науки), статьи по истории науки. Представляемые работы должны содержать новые, ранее не публиковавшиеся данные.

Статьи проходят обязательное рецензирование. Решение о публикации принимается редакционной коллегией серии или тематического выпуска Трудов КарНЦ РАН после рецензирования, с учётом научной значимости и актуальности представленных материалов. Редколлегия серий и отдельных выпусков Трудов КарНЦ РАН оставляет за собой право возвращать без регистрации рукописи, не отвечающие настоящим правилам.

При получении редакцией рукопись регистрируется (в случае выполнения авторами основных правил ее оформления) и направляется на отзыв рецензентам. Отзыв состоит из ответов на типовые вопросы анкеты и может содержать дополнительные расширенные комментарии. Кроме того, рецензент может вносить замечания и правки в текст рукописи. Авторам высылаются электронная версия анкеты и комментарии рецензентов. Доработанный экземпляр автор должен вернуть в редакцию вместе с первоначальным экземпляром и ответом на все вопросы рецензента не позднее чем через месяц после получения рецензии. Перед опубликованием авторам высылаются распечатанная версия статьи, которая вычитывается, подписывается авторами и возвращается в редакцию.

Журнал имеет полноценную электронную версию на базе Open Journal System (OJS), позволяющую перевести предоставление и редактирование рукописи, общение автора с редколлегиями серий и рецензентами в электронный формат и обеспечивающую прозрачность процесса рецензирования при сохранении анонимности рецензентов (<http://journals.krc.karelia.ru/>).

Редакционный совет журнала «Труды Карельского научного центра РАН» (Труды КарНЦ РАН) определил для себя в качестве одного из приоритетов полную открытость издания. Это означает, что пользователям на условиях свободного доступа разрешается: читать, скачивать, копировать, распространять, печатать, искать или находить полные тексты статей журнала по ссылке без предварительного разрешения от издателя и автора. Учредители журнала берут на себя все расходы по редакционно-издательской подготовке статей и их опубликованию.

Содержание номеров Трудов КарНЦ РАН, аннотации и полнотекстовые электронные варианты статей, а также другая полезная информация, включая настоящие Правила, доступны на сайтах – <http://transactions.krc.karelia.ru>; <http://journals.krc.karelia.ru>

Почтовый адрес редакции: 185000, г. Петрозаводск, ул. Пушкинская, 11, КарНЦ РАН, редакция Трудов КарНЦ РАН. Телефон: (8142) 762018.

### **ПРАВИЛА ОФОРМЛЕНИЯ РУКОПИСИ**

Статьи публикуются на русском или английском языке. Рукописи должны быть тщательно выверены и отредактированы авторами.

Объём рукописи (включая таблицы, список литературы, подписи к рисункам, рисунки) не должен превышать: для обзорных статей – 30 страниц, для оригинальных – 25, для сообщений – 15, для хроники и рецензий – 5–6. Объём рисунков не должен превышать 1/4 объёма статьи. Рукописи большего объёма (в исключительных случаях) принимаются при достаточном обосновании по согласованию с ответственным редактором.

При оформлении рукописи применяется полуторный межстрочный интервал, шрифт Times New Roman, кегль 12, выравнивание по обоим краям. Размер полей страницы – 2,5 см со всех сторон. Все страницы, включая список литературы и подписи к рисункам, должны иметь сплошную нумерацию в нижнем правом углу. Страницы с рисунками не нумеруются.

Рукописи подаются в электронном виде в формате MS Word на сайте <http://journals.krc.karelia.ru> либо на e-mail: [trudy@krc.karelia.ru](mailto:trudy@krc.karelia.ru) или представляются в редакцию лично (г. Петрозаводск, ул. Пушкинская, 11, каб. 502).

## ОБЩИЙ ПОРЯДОК РАСПОЛОЖЕНИЯ ЧАСТЕЙ СТАТЬИ

Элементы статьи должны располагаться в следующем порядке: *УДК* курсивом на первой странице, в левом верхнем углу; заглавие статьи на русском языке заглавными буквами полужирным шрифтом; инициалы, фамилии всех авторов на русском языке полужирным шрифтом; полное название организации – места работы каждого автора в именительном падеже на русском языке курсивом (если авторов несколько и работают они в разных учреждениях, следует отметить арабскими цифрами соответствие фамилий авторов учреждениям, в которых они работают; если все авторы статьи работают в одном учреждении, можно не указывать место работы каждого автора отдельно); аннотация на русском языке; ключевые слова на русском языке; инициалы, фамилии всех авторов на английском языке полужирным шрифтом; название статьи на английском языке заглавными буквами полужирным шрифтом; аннотация на английском языке; ключевые слова на английском языке; текст статьи (статья экспериментального характера, как правило, должны иметь разделы: **Введение. Материалы и методы. Результаты и обсуждение. Выводы** либо **Заключение**); благодарности и указание источников финансирования выполненных исследований; списки литературы: с библиографическими описаниями на языке и алфавите оригинала (**Литература**) и транслитерированный в латиницу с переводом русскоязычных источников на английский язык (**References**); двуязычные таблицы (на русском и английском языках); рисунки; подписи к рисункам на русском и английском языках.

Сведения об авторах: фамилии, имена, отчества всех авторов полностью на русском и английском языке; полный почтовый адрес каждой организации (с указанием почтового индекса) на русском и английском языке; должности, ученые звания, ученые степени авторов; адрес электронной почты каждого автора; телефон для контактов с авторами статьи (можно один на всех авторов).

ЗАГЛАВИЕ СТАТЬИ должно точно отражать содержание статьи\* и состоять из 8–10 значимых слов.

АННОТАЦИЯ должна быть лишена вводных фраз, создавать возможно полное представление о содержании статьи и иметь объем не менее 200 слов. Рукопись с недостаточно раскрывающей содержание аннотацией может быть отклонена.

Отдельной строкой приводится перечень КЛЮЧЕВЫХ СЛОВ (не менее 5). Ключевые слова или словосочетания отделяются друг от друга точкой с запятой, в конце фразы ставится точка. Слова, фигурирующие в заголовке статьи, ключевыми являться не могут.

Раздел «Материалы и методы» должен содержать сведения об объекте исследования с обязательным указанием латинских названий и сводок, по которым они приводятся, авторов классификаций и пр. Транскрипция географических названий должна соответствовать атласу последнего года издания. Единицы физических величин приводятся по Международной системе СИ. Желательна статистическая обработка всех количественных данных. Необходимо возможно точнее обозначать местонахождения (в идеале – с точным указанием географических координат).

Изложение результатов должно заключаться не в пересказе содержания таблиц и графиков, а в выявлении следующих из них закономерностей. Автор должен сравнить полученную им информацию с имеющейся в литературе и показать, в чем заключается ее новизна. Следует ссылаться на табличный и иллюстративный материал так: на рисунки, фотографии и таблицы в тексте (рис. 1, рис. 2, табл. 1, табл. 2 и т. д.), фотографии, помещаемые на вкладышах (рис. I, рис. II). Обсуждение завершается формулировкой в разделе «Заключение» основного вывода, которая должна содержать конкретный ответ на вопрос, поставленный во «Введении». Ссылки на литературу в тексте даются фамилиями, например: Карху, 1990 (один автор); Раменская, Андреева, 1982 (два автора); Крутов и др., 2008 (три автора или более) либо начальным словом библиографического описания источника, приведенного в списке литературы, и заключаются в квадратные скобки. При перечислении нескольких источников работы располагаются в хронологическом порядке, например: [Иванов, Топоров, 1965; Успенский, 1982; Erwin et al., 1989; Атлас..., 1994; Longman, 2001].

ТАБЛИЦЫ нумеруются в порядке упоминания их в тексте, каждая таблица имеет свой заголовок. Заголовки таблиц, заголовки и содержание столбцов, строк, а также примечания приводятся на русском и английском языках. На полях бумажного экземпляра рукописи (слева) карандашом указываются места расположения таблиц при первом упоминании их в тексте. Диаграммы и графики не должны дублировать таблицы. Материал таблиц должен быть понятен без дополнительного обращения к тексту. Все сокращения, использованные в таблице, поясняются в Примечании, расположенном под ней. При повторении цифр в столбцах нужно их повторять, при повторении слов – в столбцах ставить кавычки. Таблицы могут быть книжной или альбомной ориентации (при соблюдении вышеуказанных параметров страницы).

РИСУНКИ при первичной подаче материала в редакцию вставляются в общий текстовый файл. При сдаче материала, принятого в печать, все рисунки должны быть представлены в виде отдельных файлов в формате TIF (\*.TIF) или JPG. Графические материалы должны быть снабжены распечатками с указанием желательного размера рисунка, пожеланий и требований к конкретным иллюстрациям. На каждый рисунок должна быть как минимум одна ссылка в тексте. Иллюстрации объектов, исследованных с помощью фотосъемки, микроскопа (оптического, элек-

\* Названия видов приводятся на латинском языке КУРСИВОМ, в скобках указываются высшие таксоны (семейства), к которым относятся объекты исследования.

тронного трансмиссионного и сканирующего), должны сопровождаться масштабными линейками, причем в подрисуночных подписях надо указать длину линейки. Приводить данные о кратности увеличения необязательно, поскольку при публикации рисунков размеры изменятся. Крупномасштабные карты желательно приводить с координатной сеткой, обозначениями населенных пунктов и/или названиями физико-географических объектов и разной фактурой для воды и суши. В углу карты желательна врезка с мелкомасштабной картой, где был бы указан участок, увеличенный в крупном масштабе в виде основной карты.

**ПОДПИСИ К РИСУНКАМ** приводятся на русском и английском языках, должны содержать достаточно полную информацию, для того чтобы приводимые данные могли быть понятны без обращения к тексту (если эта информация уже не дана в другой иллюстрации). Аббревиации расшифровываются в подрисуночных подписях, детали на рисунках следует обозначать цифрами или буквами, значение которых также приводится в подписях.

**ЛАТИНСКИЕ НАЗВАНИЯ.** В расширенных латинских названиях таксонов не ставится запятая между фамилией авторов и годом, чтобы была понятна разница между полным названием таксона и ссылкой на публикацию в списке литературы. Названия таксонов рода и вида печатаются курсивом. Вписывать латинские названия в текст от руки недопустимо. Для флористических, фаунистических и таксономических работ при первом упоминании в тексте и таблицах приводится русское название вида (если такое название имеется) и полностью – латинское, с автором и желательно с годом, например: водяной ослик (*Asellus aquaticus* (L., 1758)). В дальнейшем можно употреблять только русское название или сокращенное латинское без фамилии автора и года опубликования, например, для брюхоногого моллюска *Margarites groenlandicis* (Gmelin, 1790) – *M. groenlandicus* или для подвида *M. g. umbilicalis*.

**СОКРАЩЕНИЯ.** Разрешаются лишь общепринятые сокращения – названия мер, физических, химических и математических величин и терминов и т. п. Все сокращения должны быть расшифрованы, за исключением небольшого числа общеупотребительных.

**БЛАГОДАРНОСТИ.** В этой рубрике выражается признательность частным лицам, сотрудникам учреждений и фондам, оказавшим содействие в проведении исследований и подготовке статьи, а также указываются источники финансирования работы.

**СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ.** Пристатейные ссылки и/или списки пристатейной литературы следует оформлять по ГОСТ Р 7.0.5-2008. Библиографическая ссылка. Общие требования и правила составления ([http://www.bookchamber.ru/GOST\\_P\\_7.0.5.-2008](http://www.bookchamber.ru/GOST_P_7.0.5.-2008)). Список работ представляется в алфавитном порядке. Все ссылки даются на языке оригинала (названия на японском, китайском и других языках, использующих нелатинский шрифт, пишутся в русской транскрипции). Сначала приводится список работ на русском языке и на языках с близким алфавитом (украинский, болгарский и др.), а затем – работы на языках с латинским алфавитом. В списке литературы между инициалами ставится пробел.

**ТРАНСЛИТЕРИРОВАННЫЙ СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ (REFERENCES).** Приводится отдельным списком, повторяя все позиции основного списка литературы. Библиографические описания русскоязычных работ даются в латинской транслитерации, рядом в квадратных скобках помещается их перевод на английский язык. Выходные данные приводятся на английском языке (допускается транслитерация названия издательства). При наличии переводной версии источника можно указать ее. Описания прочих работ приводятся на языке оригинала. Для составления списка рекомендуется использование бесплатных онлайн-сервисов транслитерации, вариант BSI.

Внимание! С 2015 года каждой статье, публикуемой в «Трудах Карельского научного центра РАН», редакцией присваивается уникальный идентификационный номер цифрового объекта (DOI) и статья включается в базу данных Crossref. **Обязательным условием является указание в списках литературы DOI для тех работ, у которых он есть.**

## **ОБРАЗЕЦ ОФОРМЛЕНИЯ 1-Й СТРАНИЦЫ**

УДК 631.53.027.32:635.63

### **ВЛИЯНИЕ РАЗЛИЧНЫХ РЕЖИМОВ ПРЕДПОСЕВНОГО ЗАКАЛИВАНИЯ СЕМЯН НА ХОЛОДОУСТОЙЧИВОСТЬ РАСТЕНИЙ ОГУРЦА**

**Е. Г. Шерудило<sup>1</sup>, М. И. Сысоева<sup>1</sup>, Г. Н. Алексейчук<sup>2</sup>, Е. Ф. Марковская<sup>1</sup>**

<sup>1</sup>Институт биологии Карельского научного центра РАН

<sup>2</sup>Институт экспериментальной ботаники НАН Республики Беларусь им. В. Ф. Купревича

Аннотация на русском языке

Ключевые слова: *Cucumis sativus* L.; кратковременное снижение температуры; устойчивость.



**E. G. Sherudilo, M. I. Sysoeva, G. N. Alekseichuk, E. F. Markovskaya. EFFECTS OF DIFFERENT REGIMES OF SEED HARDENING ON COLD RESISTANCE IN CUCUMBER PLANTS**

Аннотация на английском языке

Keywords: *Cucumis sativus* L.; temperature drop; resistance.

**ОБРАЗЕЦ ОФОРМЛЕНИЯ ТАБЛИЦЫ**

Таблица 2. Ультраструктура клеток мезофилла листа в последствии 10-минутного охлаждения (2 °С) проростков или корней пшеницы

Table 2. Ultrastructure of leaf mesophyll cells after the exposure of wheat seedlings or roots to 10 min of chilling at 2 °C

Показатель Index	Контроль Control	Охлаждение проростков Seedling chilling	Охлаждение корней Root chilling
Площадь среза хлоропласта, мкм <sup>2</sup> Chloroplast cross-sectional area, μm <sup>2</sup>	10,0 ± 0,7	13,5 ± 1,1	12,7 ± 0,5
Площадь среза митохондрии, мкм <sup>2</sup> Mitochondria cross-sectional area, μm <sup>2</sup>	0,4 ± 0,03	0,5 ± 0,03	0,6 ± 0,04
Площадь среза пероксисомы, мкм <sup>2</sup> Peroxisome cross-sectional area, μm <sup>2</sup>	0,5 ± 0,1	0,5 ± 0,1	0,7 ± 0,1
Число хлоропластов на срезе клетки, шт. Number of chloroplasts in cell cross-section	9 ± 1	8 ± 1	10 ± 1
Число митохондрий на срезе клетки, шт. Number of mitochondria in cell cross-section	8 ± 1	8 ± 1	10 ± 1
Число пероксисом на срезе клетки, шт. Number of peroxisomes in cell cross-section	2 ± 0,3	2 ± 0,3	3 ± 0,4

Примечание. Здесь и в табл. 3: все параметры ультраструктуры измеряли через 24 ч после охлаждения.

Note. Here and in Tab. 3 all ultrastructure parameters were measured 24 h after chilling.

**ОБРАЗЕЦ ОФОРМЛЕНИЯ ПОДПИСИ К РИСУНКУ**

Рис. 1. Северный точильщик (*Hadrobregmus confuses* Kraaz.)

Fig. 1. Woodboring beetle *Hadrobregmus confuses* Kraaz.

Рис. 5. Результаты изучения кристаллитов и демпферных зон в образце кварца из Дульдурги:

(а) – электронная микрофотография кварца; (б) – картина микродифракции, полученная для участка 1 в области кристаллитов; (в) – картина микродифракции, отвечающая участку 2 в области демпферных зон

Fig. 5. Results of the study of crystallites and damping zones in a quartz sample from Duldurga:

(а) – electron microphotograph of the quartz sample; (б) – microdiffraction image of site 1 in the crystallite area; (в) – microdiffraction image corresponding to site 2 in the damping area

**ОБРАЗЕЦ ОФОРМЛЕНИЯ СПИСКА ЛИТЕРАТУРЫ**

Ссылки на книги

Вольф Г. Н. Дисперсия оптического вращения и круговой дихроизм в органической химии / Ред. Г. Снатцке. М.: Мир, 1970. С. 348–350.

Патрушев Л. И. Экспрессия генов. М.: Наука, 2000. 830 с.

Knorre D. G., Laric O. L. Theory and practice in affinity techniques / Eds P. V. Sundaram, F. L. Eckstein. N. Y., San Francisco: Acad. Press, 1978. P. 169–188.

References:

Vol'f G. N. Dispersiya opticheskogo vrashheniya i krugovoj dikhroizm v organicheskoy khimii [Optical rotatory dispersion and circular dichroism in Organic Chemistry]. Ed. G. Snattske. Moscow: Mir, 1970. P. 348–350.

Patrushev L. I. Ekspressiya genov [Gene expression]. Moscow: Nauka, 2000. 830 p.

Knorre D. G., Laric O. L. Theory and practice in affinity techniques. Eds P. V. Sundaram, F. L. Eckstein. N. Y., San Francisco: Acad. Press, 1978. P. 169–188.

Ссылки на статьи

Викторов Г. А. Межвидовая конкуренция и сосуществование экологических гомологов у паразитических перепончатокрылых // Журн. общ. биол. 1970. Т. 31, № 2. С. 247–255.

Grove D. J., Loisesides L., Nott J. Satiation amount, frequency of feeding and emptying rate in *Salmo gairdneri* // J. Fish. Biol. 1978. Vol. 12, no. 4. P. 507–516.

Noctor G., Queval G., Mhamdi A., Chaouch A., Foyer C. H. Glutathione // Arabidopsis Book. American Society of plant Biologists, Rockville, MD. 2011. doi:10.1199/tab.0142

References:

Viktorov G. A. Mezhhvidovaya konkurentsiya i sosushhestvovanie ehkologicheskikh gomologov u paraziticheskikh pereponchatokrylykh [Interspecific competition and coexistence ecological homologues in parasitic Hymenoptera]. *Zhurn. obshh. biol.* [Biol. Bull. Reviews]. 1970. Vol. 31, no. 2. P. 247–255.

Grove D. J., Loisesides L., Nott J. Satiation amount, frequency of feeding and emptying rate in *Salmo gairdneri*. *J. Fish. Biol.* 1978. Vol. 12, no. 4. P. 507–516.

Noctor G., Queval G., Mhamdi A., Chaouch A., Foyer C. H. Glutathione. Arabidopsis Book. American Society of plant Biologists, Rockville, MD. 2011. doi: 10.1199/tab.0142

Ссылки на материалы конференций

Марьинских Д. М. Разработка ландшафтного плана как необходимое условие устойчивого развития города (на примере Тюмени) // Экология ландшафта и планирование землепользования: тезисы докл. Всерос. конф. (Иркутск, 11–12 сент. 2000 г.). Новосибирск, 2000. С. 125–128.

References:

Mar'inskikh D. M. Razrabotka landshaftnogo plana kak neobkhodimoe uslovie ustoichivogo razvitiya goroda (na primere Tyumeni) [Landscape planning as a necessary condition for sustainable development of a city (example of Tyumen)]. *Ekologiya landshafta i planirovanie zemlepol'zovaniya: Tezisy dokl. Vseros. konf.* (Irkutsk, 11–12 sent. 2000 g.) [Landscape ecology and land-use planning: abstracts of all-Russian conference (Irkutsk, Sept. 11–12, 2000)]. Novosibirsk, 2000. P. 125–128.

Ссылки на диссертации или авторефераты диссертаций

Шефтель Б. И. Экологические аспекты пространственно-временных межвидовых взаимоотношений землероек Средней Сибири: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М., 1985. 23 с.

Лозовик П. А. Гидрогеохимические критерии состояния поверхностных вод гумидной зоны и их устойчивости к антропогенному воздействию: Дис. ... докт. хим. наук. Петрозаводск, 2006. 481 с.

References:

Sheftel' B. I. Ekologicheskie aspekty prostranstvenno-vremennykh mezhvidovykh vzaimootnoshenii zemlerоек Srednei Sibiri [Ecological aspects of spatio-temporal interspecies relations of shrews of Middle Siberia]: Summary of PhD (Cand. of Biol.) thesis. Moscow, 1985. 23 p.

Lozovik P. A. Gidrogeokhimicheskie kriterii sostoyaniya poverkhnostnykh vod gumidnoi zony i ikh ustoichivosti k antropogennomu vozdeistviyu [Hydrogeochemical criteria of the state of surface water in humid zone and their tolerance to anthropogenic impact]: DSc (Dr. of Chem.) thesis. Petrozavodsk, 2006. 481 p.

Ссылки на патенты

Патент РФ № 2000130511/28.04.12.2000.

Еськов Д. Н., Серегин А. Г. Оптико-электронный аппарат // Патент России № 2122745. 1998. Бюл. № 33.

References:

Patent RF № 2000130511/28. 04.12.2000 [Russian patent No. 2000130511/28. December 4, 2000].

Es'kov D. N., Seregin A. G. Optiko-elektronnyi apparat [Optoelectronic apparatus]. Patent Rossii № 2122745 [Russian patent No. 2122745]. 1998. Bulletin No. 33.

Ссылки на архивные материалы

Гребенщиков Я. П. К небольшому курсу по библиографии: материалы и заметки, 26 февр. – 10 марта 1924 г. // ОР РНБ. Ф. 41. Ед. хр. 45. Л. 1–10.

References:

Grebenshchikov Ya. P. K nebol'shomu kursu po bibliografii: materialy i zametki, 26 fevr. – 10 marta 1924 g. [Brief course on bibliography: the materials and notes, Febr. 26 – March 10, 1924]. OR RNB. F. 41. St. un. 45. L. 1–10.

Ссылки на интернет-ресурсы

Паринов С. И., Ляпунов В. М., Пузырев Р. Л. Система Соционет как платформа для разработки научных информационных ресурсов и онлайн-сервисов // Электрон. б-ки. 2003. Т. 6, вып. 1. URL: <http://www.elbib.ru/index.phtml?page=elbib/rus/journal/2003/part1/PLP/> (дата обращения: 25.12.2015).

Демография. Официальная статистика / Федеральная служба государственной статистики [Электронный ресурс]. URL: <http://www.gks.ru/> (дата обращения: 25.12.2015).

References:

*Parinov S. I., Lyapunov V. M., Puzyrev R. L. Sistema Sotsionet kak platforma dlya razrabotki nauchnykh informatsionnykh resursov i onlainovykh servisov [Socionet as a platform for development of scientific information resources and online services]. Elektron. b-ki [Digital library]. 2003. Vol. 6, iss. 1. URL: <http://www.elbib.ru/index.phtml?page=elbib/rus/journal/2003/part1/PLP/> (accessed: 25.11.2006).*

*Demografija. Oficial'naja statistika [Demography. Official statistics]. Federal'naja sluzhba gosudarstvennoj statistiki [Federal state statistics service]. URL: <http://www.gks.ru/> (accessed: 25.12.2015).*

Ссылки на электронные ресурсы на CD-ROM

Государственная Дума, 1999–2003 [Электронный ресурс]: электронная энциклопедия / Аппарат Гос. Думы Федер. Собрания Рос. Федерации. М., 2004. 1 CD-ROM.

References:

*Gosudarstvennaya Duma, 1999–2003 [State Duma, 1999–2003]. Electronic encyclopedia. The office of the State Duma of the Federal Assembly of the Russian Federation. Moscow, 2004. 1 CD-ROM.*

**Transactions of the Karelian Research Centre of the Russian Academy of Sciences**

**No. 9, 2021**

**“LIMNOLOGY AND OCEANOLOGY”**

**TABLE OF CONTENTS**

HYDROPHYSICS. HYDROLOGY

N. I. Pal'shin, G. E. Zdorovennova, R. E. Zdorovennov, S. R. Bogdanov, T. V. Efremova, S. Yu. Volkov, G. G. Gavrilenko, A. Yu. Terzhevik. SOLAR RADIATION WITHIN THE WATER COLUMN OF SMALL KARELIAN LAKES . . . . .	5
K. S. Dvoeglazova, V. A. Shelutko. HEAT FLOW DYNAMICS OF THE NORTHERN DVINA RIVER . . . . .	15
M. V. Shmakova, S. A. Kondratyev. SOME QUESTIONS OF ESTIMATING SUSPENDED SEDIMENT IN WATERCOURSES OF NORTH-WEST RUSSIA . . . . .	26

HYDROCHEMISTRY AND BOTTOM SEDIMENTS

A. V. Leonov, M. V. Zobkova. USING LONG-TERM BOD – EXPERIMENTS FOR SEASONAL RESEARCH OF ORGANIC MATTER COMPONENTS OXIDATION IN WATER FROM DIFFERENT AREAS OF LAKE ONEGO. . . . .	37
E. A. Rumyantseva, N. N. Bobrovitskaya. AUTOMATED CALCULATION OF THE QUALITY CHARACTERISTICS OF THE LENDERKA RIVER FLOW THROUGH THE GAUGING STATION AT LENDERKA VILLAGE. . . . .	58
A. M. Belyakova, N. V. Zueva. ASSESSMENT OF RIVER WATER QUALITY IN THE CITY BY HYDROCHEMICAL INDICES (THE OKHTA RIVER, ST. PETERSBURG). . . . .	72
G. T. Frumin, A. Yu. Gorelyshev, A. V. Kulinkovich. PERMISSIBLE NUTRIENT LOADINGS ON INTERNATIONAL LAKES . . . . .	85

HYDROBIOLOGY

Yu. A. Zuev, A. V. Shatsky, A. Yu. Tamulyonis. HARVESTABLE STOCK OF BLOODWORMS ( <i>CHIRONOMUS</i> : DIPTERA) IN SOME LAKES OF THE LENINGRAD REGION . . . . .	92
A. N. Chernyshev, A. B. Stepanova. SPATIOTEMPORAL VARIABILITY OF <i>DAPHNIA CRISTATA</i> SARS, 1862 AND <i>DIAPHANOSOMA BRACHYURUM</i> (LIÉVIN, 1848) POPULATIONS IN LAKE LESCHOVOYE IN 2016–2020 . . . . .	102

RESEARCH METHODS

K. B. Mikhailova, S. G. Mikhalap. EXPLORATION OF HELOPHYTE GROWTH DYNAMICS IN THE PSKOVSKOE LAKE LITTORAL ZONE USING REMOTE SENSING DATA. . . . .	114
T. B. Kalinnikova, A. V. Egorova, R. R. Shagidullin. THE “ONE HEALTH” APPROACH AS A POSSIBLE MODE OF ECOLOGICAL RISK ASSESSMENT (EXAMPLE OF CYANOTOXINS). . . . .	130



A. M. Rasulova. CALCULATING EVAPOTRANSPIRATION FOR THE LAKE LADOGA CATCHMENT AREA .....	146
HISTORY OF SCIENCE	
V. V. Menshutkin. THE EXPERIENCE OF COMPUTING TECHNOLOGY APPLICATION IN ECOLOGICAL RESEARCH .....	157
O. T. Rusinek. HALF A CENTURY OF HYDROBIOLOGICAL RESEARCH (celebrating 90 <sup>th</sup> anniversary since the birth of O. M. Kozhova, hydrobiologist and researcher of Baikal) .....	163
CHRONICLE	
A. V. Tolstikov, N. E. Galakhina, Z. I. Slukovskii. Polar School and Workshop (Apatity, April 11–17, 2021) .....	174
INSTRUCTIONS FOR AUTHORS .....	178

Научный журнал

**Труды Карельского научного центра  
Российской академии наук**  
№ 9, 2021

ЛИМНОЛОГИЯ И ОКЕАНОЛОГИЯ

*Печатается по решению Ученого совета  
Федерального исследовательского центра  
«Карельский научный центр Российской академии наук»*

Выходит 12 раз в год

Издание зарегистрировано Федеральной службой по надзору в сфере связи,  
информационных технологий и массовых коммуникаций  
Регистрационная запись ПИ № ФС 77-72429 от 28.02.2018 г.

Редактор А. И. Мокеева  
Компьютерная верстка Г. О. Предтеченский

Подписано в печать 23.09.2021. Дата выхода 30.09.2021. Формат 60x84<sup>1/8</sup>.  
Печать офсетная. Уч.-изд. л. 18,7. Усл. печ. л. 21,6.  
Тираж 100 экз. Заказ 673. Цена свободная

Учредитель и издатель: Федеральное государственное бюджетное учреждение науки  
Федеральный исследовательский центр «Карельский научный центр Российской академии наук»  
185910, г. Петрозаводск, ул. Пушкинская, 11

Оригинал-макет: Редакция научного издания «Труды КарНЦ РАН»

Типография: Редакционно-издательский отдел КарНЦ РАН  
185003, г. Петрозаводск, пр. А. Невского, 50