

DOI 10.17516/1997-1389-0334

УДК 504.45.058

Assessment of the Trophic State of a Small Plain Reservoir during Different Periods of Its Existence (a Case Study of the Penza Reservoir on the Sura River)

Elena A. Shashulovskaya*,
Svetlana A. Mosiyash, Inna N. Dalechina,
Irina G. Filimonova, Liliya V. Grishina,
Elena G. Kuzina and Olga V. Shashulovskaya
*Saratov Branch of Russian Federal Research Institute
of Fisheries and Oceanography
Saratov, Russian Federation*

Received 11.10.2019, received in revised form 20.11.2020, accepted 14.12.2020

Abstract. The present study provides comparative characterization of the contents of nutrients and organic matter and quantitative parameters of phytoplankton of the Sura (Penza) reservoir during 1984–1992 and 2016–2019. At present, the content of phosphates has increased by 3 times while the concentration of mineral nitrogen has remained unchanged. The seasonal dynamics of phosphorus and mineral nitrogen are different: the maximum phosphate concentrations are observed in summer and autumn, but nitrogen is the highest during the flood period. At the present time, phosphorus is mainly generated in intra-reservoir processes. Nitrates were the predominant form of mineral nitrogen in 2016–2019, and their spring maximum suggests predominant intake with the flood flow. The ratio of the mineral forms of nitrogen and phosphorus indicates that, at the present time, phosphorus is not the element that limits the development of algae. In certain periods (summer 2017–2018), a significant negative relationship was observed between the algal biomass and the total iron content in water ($r = -0.81$, $p = 0.016$). No Cyanoprocaryota “blooms” have been observed in recent years. In 2019, the abundance of Cyanoprocaryota increased, but in some regions, biomass was no more than 2.18–2.42 mg/dm³. In 2019, the dominant Cyanoprocaryota group did not contain *Microcystis aeruginosa* (Kütz.), but a new species was identified – *Planktothrix agardhii* (Gom.) Anagn. et Kom., which is resistant to low light and the low nitrogen to phosphorus ratio. The proportion of readily oxidized organic matter in the total organic matter, both at the end of the 20th century and recently, characterizes

© Siberian Federal University. All rights reserved

This work is licensed under a Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License (CC BY-NC 4.0).

* Corresponding author E-mail address: shash.elena2010@yandex.ru

ORCID: [0000-0003-1072-7046](https://orcid.org/0000-0003-1072-7046) (Shashulovskaya E.); [0000-0003-0875-6358](https://orcid.org/0000-0003-0875-6358) (Mosiyash S.)

the reservoir as stably eutrophic, although the quantitative characteristics of phytoplankton in recent years indicate declining trophic status.

Keywords: Sura (Penza) reservoir, organic matter, mineral forms of nitrogen and phosphorus, total iron, phytoplankton, plasticity.

Citation: Shashulovskaya E.A., Mosiyash S.A., Dalechina I.N., Filimonova I.G., Grishina L.V., Kuzina E.G., Shashulovskaya O.V. Assessment of the trophic state of a small plain reservoir during different periods of its existence (a case study of the Penza reservoir on the Sura River). J. Sib. Fed. Univ. Biol., 2020, 13(4), 368–386. DOI: 10.17516/1997-1389-0334

Динамика трофических показателей малого равнинного водохранилища в разные периоды его существования (на примере Пензенского водохранилища на р. Сура)

**Е.А. Шашуловская, С.А. Мосияш,
И.Н. Далечина, И.Г. Филимонова,
Л.В. Гришина, Е.Г. Кузина, О.В. Шашуловская**
*Саратовский филиал ФГБНУ
«Всероссийский научно-исследовательский институт
рыбного хозяйства и океанографии»
Российская Федерация, Саратов*

Аннотация. Представлена сравнительная характеристика содержания биогенных элементов и органического вещества, а также количественных показателей фитопланктона Пензенского (Сурского) водохранилища в периоды 1984–1992 и 2016–2019 гг. В настоящее время содержание фосфатов увеличилось в 3 раза, концентрация минерального азота осталась на прежнем уровне. Сезонная динамика фосфора и минерального азота различалась: максимальные концентрации фосфатов наблюдали летом и осенью, а азота – в паводковый период. Доминирующим источником генезиса фосфора сейчас являются, вероятно, внутриводоемные процессы. Преобладающей формой минерального азота в 2016–2019 гг. стали нитраты, весенний максимум которых свидетельствует о преимущественном поступлении с паводковым стоком. Соотношение минеральных форм N и P указывает на то, что фосфор не лимитирует развитие водорослей. В отдельные периоды (лето 2017–2018 гг.) наблюдали достоверную отрицательную связь между величиной биомассы водорослей и содержанием общего железа в воде ($r = -0,81$, $p = 0,016$). «Цветения» воды в течение последних лет не отмечалось. В 2019 г. численность *Synoprocaryota* возросла, но биомасса их на отдельных участках не превышала 2,18–2,42 мг/дм³. В доминирующем комплексе цианопрокариот в 2019 г. практически отсутствовал *Microcystis aeruginosa* (Kütz.), но появился *Planktothrix agardhii* (Gom.) Anagn. et Kom., устойчивый к малой освещенности и низкому соотношению азота и фосфора. Доля легкоокисляемого

органического вещества в общем органическом веществе как в конце XX в., так и в последнее время характеризует водохранилище как стабильно эвтрофное, тем не менее количественные характеристики фитопланктона в последние годы свидетельствуют об уменьшении трофности.

Ключевые слова: Пензенское (Сурское) водохранилище, органическое вещество, минеральные формы азота и фосфора, железо общее, фитопланктон, пластичность.

Цитирование: Шашуловская, Е.А. Динамика трофических показателей малого равнинного водохранилища в разные периоды его существования (на примере Пензенского водохранилища на р. Сура) / Е.А. Шашуловская, С.А. Мосияш, И.Н. Далечина, И.Г. Филимонова, Л.В. Гришина, Е.Г. Кузина, О.В. Шашуловская // Журн. Сиб. федер. ун-та. Биология, 2020. 13(4). С. 368–386. DOI: 10.17516/1997-1389-0334

Введение

Создание водохранилищ с целью водообеспечения крупных населенных пунктов изменяет гидрологические и гидрохимические характеристики образующих их рек. Поступление загрязняющих веществ со сточными водами и неорганизованный поверхностный сток приводят к эвтрофикации и токсификации водохранилищ, к нарушению равновесия и сложившихся связей между составляющими биоты.

Негативные последствия процесса эвтрофирования обычно связывают с избыточным развитием фитопланктона и, прежде всего, цианопрокариот, вызывающих массовое «цветение» воды, в результате постепенного обогащения водоема биогенными элементами, в первую очередь азотом и фосфором.

«Цветение» водоемов отрицательно влияет на качество воды, заметно снижая ее водохозяйственную ценность. По степени опасности от антропогенного воздействия на окружающую среду процесс эвтрофирования пресноводных водоемов занимает одно из первых мест.

Несмотря на значительные успехи в исследовании механизма и количественного описания этого процесса, проблема далека от окончательного решения (Йоргенсен, 1985; Хендерсон – Селлерс, 1987; Хендерсон –

Селлерс, Маркленд, 1990; Даценко, 2007; Schindler et al., 2016). К примеру, до сих пор нет полной ясности и единого мнения о роли внешней биогенной нагрузки и влиянии сообщества гидробионтов на поступление и круговорот фосфора в водоеме (Alimov, Golubkov, 2014). Положение усугубляется неблагоприятным изменением климата, приводящим к увеличению стока биогенных элементов за счет изменения характера гидрологических циклов и повышения термического режима (Binzer et al., 2016; Golubkov, Golubkov, 2018; Drizo, 2020).

Главная опасность эвтрофирования состоит в том, что оно труднообратимо, поскольку приводит к внутренним, коренным изменениям в экосистеме водоема. Причины и особенности развития процесса эвтрофирования в различных водных объектах разнообразны.

В небольших водохранилищах с замедленным водообменом эвтрофирование идет гораздо быстрее, поэтому их можно использовать в качестве модели для оценки темпов этих процессов. Таким модельным водоемом может служить Пензенское (Сурское) водохранилище, созданное в 1979 г. для обеспечения водой населения г. Пензы, промышленных и сельскохозяйственных нужд, а также в рыбохозяйственных целях.

Сурское водохранилище (52°55'–53°05' с.ш., 45°06'–45°27' в.д.) расположено на слиянии рек Суры и Узы. Площадь водоема при нормальном подпорном уровне (НПУ) составляет 11 тыс. га, объем – 560 млн м³. Верховья водохранилища разделены на два залива: в правый впадает р. Сура, в левый – р. Уза. Общая площадь водосбора составляет 13800 км². Наибольшая длина водохранилища 32 км, ширина – 4 км, средняя глубина 5 м, максимальная – 15 м.

Сложная конфигурация, низкий водообмен (около 2,5 раз в год) и интенсивное хозяйственное освоение водосборной территории за 40-летний период существования водохранилища способствовали аккумуляции большого спектра загрязняющих веществ, в первую очередь биогенных элементов и органического вещества (ОВ). Эти компоненты водной среды тесно связаны с организмами различного трофического уровня, прежде всего с количественными характеристиками фитопланктона, и подвержены существенным пространственно-временным изменениям.

Исследования Сурского водохранилища проводились в 1980–2006 гг. различными научными организациями, каждая из которых решала определенные задачи (Богданов, 2007; Осипов и др., 2007). Саратовским отделением ГосНИОРХ в 1992 г. (с привлечением многолетних данных Пензенского областного комитета охраны природы) осуществлено детальное исследование гидрохимического и гидробиологического режима водохранилища (Разработка рекомендаций..., 1992). Цель нашей работы – оценка произошедших изменений в режиме органического вещества, биогенных элементов, а также в структурных и количественных характеристиках фитопланктона в настоящее время по сравнению с начальным периодом существования водоема (1984–1992 гг.).

Материалы и методы

Материалом для настоящей работы послужили исследования Сурского водохранилища 2016–2019 гг., проводимые в рамках Государственного мониторинга водных биологических ресурсов и среды их обитания, и фондовые материалы 1984–1992 гг. (Разработка рекомендаций..., 1992).

В 2016–2019 гг. работы на водохранилище осуществляли по мониторинговым разрезам: в заливах – Сурском (I) и Узаевском (II), а также центре водоема и приплотинной части (III) (рис. 1). Гидрохимический материал и пробы фитопланктона отбирали синхронно на русловых и литоральных участках с учетом вегетационного сезона: весной (май), летом (июль или август) и осенью (октябрь) согласно (ГОСТ Р 31861–2012) с помощью батометра Рутнера. Пробы воды отбирали с поверхностного (точки 2, 5, 7, 9 по руслу и точки 1, 3, 4, 6, 8, 10 в литорали) и придонного (0,5 м от дна) (точки 2d, 5d, 7d и 9d по руслу) горизонтов.

Гидрохимический анализ включал показатели кислородного режима, реакции среды (pH), органического вещества и биогенных элементов (Руководство по химическому анализу..., 1977). Содержание кислорода измеряли йодометрическим методом, pH – с помощью портативного pH метра HI 83141 (Hanna, Германия). Динамику органического вещества в воде водохранилища оценивали по показателям цветности, перманганатной (ПО) и бихроматной (ХПК) окисляемости, БПК₅. Цветность измеряли фотометрически по (ГОСТ Р 31868-2012), показатель ПО – титриметрическим методом окисления перманганатом калия в кислой среде, ХПК – окислением K₂Cr₂O₇. Скорость биохимического потребления кислорода (БПК₅) определяли по убыли растворенного кислорода при 5-суточной инкубации природной воды в термостате при 20±1 °C. Определение трех форм

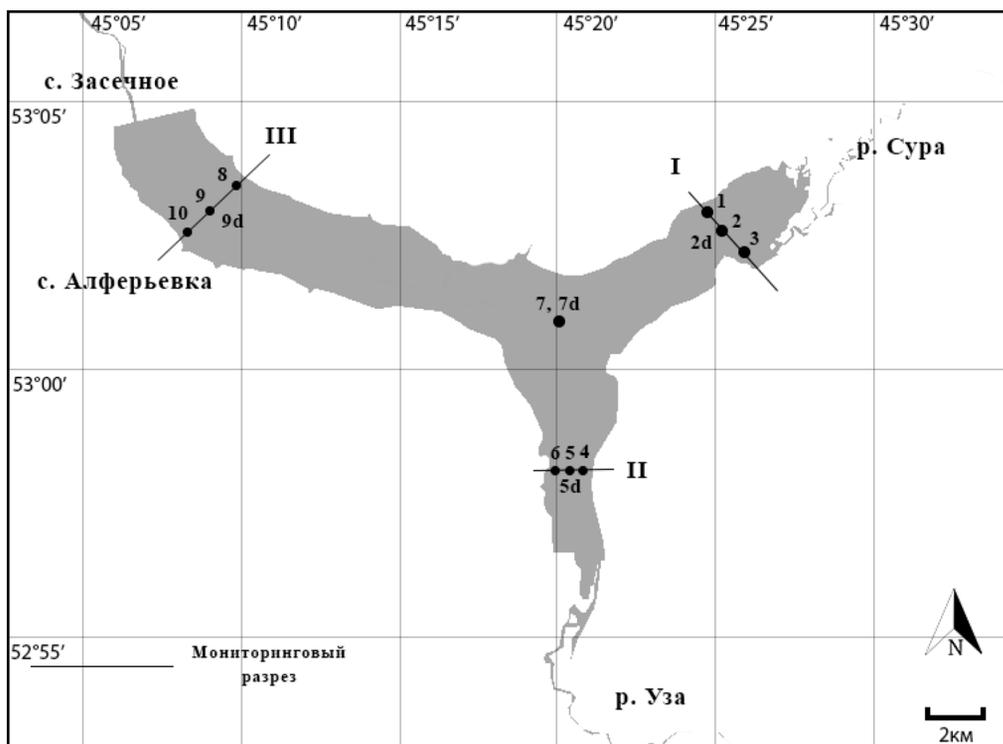


Рис. 1. Карта-схема Сурского водохранилища

Fig. 1. Map of the Sura reservoir

минерального азота, минерального фосфора, железа общего и кремния проводили фотометрическими методами на спектрофотометре UV 1800 (Shimadzu, Япония): азота аммония – с реактивом Несслера, нитритов – с реактивом Грисса, нитратов – с салициловой кислотой, фосфатов – со смешанным молибденовым реактивом и аскорбиновой кислотой в качестве восстановителя, кремния – в виде желтой формы молибдокремниевой кислоты, железа общего – с сульфосалициловой кислотой. Прозрачность измеряли по стандартному белому диску Секки.

Фитопланктон собирали в поверхностном слое русловых и литоральных участков, фиксацию проб (объемом 0,5 дм³) проводили раствором Утермея с добавлением формалина; камеральную обработку осуществляли общепринятым методом (Методические...,

1984). Учет водорослей проводили под микроскопом «Микромед-3» в счетной камере «Учинская – 2». Биомассу определяли счетно-весовым методом. К доминирующим отнесены виды, биомасса которых была $\geq 10\%$ общей.

В 2016–2019 гг. отобрано и обработано 168 гидрохимических проб и 120 проб фитопланктона.

Для количественной оценки произошедших изменений в режиме органического вещества и биогенных элементов Сурского водохранилища в разные периоды существования применили показатель надежности связи (φ), который численно равен усредненному модулю $|r|$ коэффициентов корреляции ее параметров и может быть интерпретирован как пластичность системы (Михайловский, 1978; Шашуловский, Мосияш, 2010):

$$\varphi = |r_i|,$$

где r_i – коэффициент корреляции i -й пары параметров системы. Для расчета применяли непараметрические коэффициенты ранговой корреляции Спирмена. Пластичности (упругости) системы соответствует ее способность сохранять свои внутренние взаимосвязи при возмущении состояния (Holling, 1969, 1973).

Данные по притоку воды в Сурское водохранилище были получены из материалов открытого доступа (сайт филиала «Сурской гидроузла» ФГБВУ «Центррегионводхоз», <http://gidrouzel-pnz.ru>, дата обращения 16.10.2020).

Статистическую обработку данных выполняли по общепринятым методам с использованием специализированного пакета программ SPSS 13.0 (Apache Software Foundation, 2004). Нормальность распределения была проверена с помощью теста Колмогорова–Смирнова. Для удовлетворения предположения о нормальности данные были преобразованы путем логарифмирования. Различия между выборками определяли с 95%-ной доверительной вероятностью.

Для анализа результатов использовали средние концентрации гидрохимических компонентов и структурных характеристик фитопланктона (численность, биомасса, количество видов).

Результаты и обсуждение

По результатам исследований 2016–2019 гг. прозрачность воды Сурского водохранилища невысокая, от 0,4 до 1 м. Самое низкое среднее значение показателя наблюдалось весной в Сурском заливе, наибольшее – на приплотинном участке в осенний период. Реакция среды (рН) изменялась в диапазоне 6,8–9,0. Содержание кислорода в Сурском водохранилище в весенний и осенний периоды колебалось в близких интервалах:

6,6–13,0 и 7,0–12,4 мг/дм³ соответственно. Стратификация не выражена. Летом диапазон колебания этого показателя расширился до 3,7–11,6 мг/дм³, при отсутствии ветрового перемешивания наблюдались существенные пространственные вариации содержания O₂. Минимальные значения 3,7–4,0 мг/дм³ обнаруживались в придонных горизонтах центра водохранилища и приплотинного участка. В этих же районах содержание O₂ у поверхности было в среднем на 0,6–1,9 мг/дм³ выше.

Цветность и перманганатная окисляемость характеризуют, главным образом, концентрацию в воде окрашенных гуминовых веществ аллохтонного происхождения. Максимальные значения этих показателей отмечали весной (табл. 1). В летне-осеннюю межень при значительном сокращении поверхностно-склонового стока их величины уменьшались.

Величина цветности воды Сурского водохранилища варьировала в широких пределах: от 12 до 120 град. На рис. 2а показана синхронность колебания величины цветности и притока воды в водохранилище ($r = 0,83, p = 0,001$). В 2017–2018 гг. максимальные количества аллохтонного ОВ поступали с паводковым весенним притоком. В 2019 г., когда приток воды в водохранилище за вегетационный сезон снизился в 1,3–1,8 раза, увеличилась, вероятно, роль дождевых паводков и сезонное распределение величины показателя цветности изменилось.

Особенностью гидрохимического режима рассматриваемого водоема является отсутствие корреляционной связи между значениями цветности и перманганатной окисляемости, которая обычна для нижеволжских водохранилищ (Шашуловская и др., 2019). Цветность поверхностных вод, кроме гумусовых веществ, может быть связана с присутствием растворенных неорга-

Таблица 1. Содержание органического вещества в воде Сурского водохранилища за вегетационный сезон 2016-2019 гг. (над чертой даны пределы колебания показателя, под чертой – среднее значение и его ошибка)

Table 1. The content of organic matter in the water of the Sura reservoir for the 2016-2019 growing seasons (above the line – the limits of fluctuation of the parameter, below the line – the average value and standard error)

Показатели/Сезон	Весна	Лето	Осень
Цветность, град	$\frac{15,9 - 120}{55,0 \pm 4,9}$	$\frac{12,0 - 45,6}{27,9 \pm 1,2}$	$\frac{12,9 - 40,3}{23,1 \pm 0,8}$
ПО, мг/дм ³	$\frac{3,1 - 13,6}{6,6 \pm 0,3}$	$\frac{3,7 - 8,8}{6,6 \pm 0,2}$	$\frac{3,0 - 6,7}{4,6 \pm 0,1}$
ХПК, мгО/дм ³	$\frac{14 - 31}{22 \pm 1}$	$\frac{11 - 35}{20 \pm 1}$	$\frac{9 - 28}{21 \pm 1}$
БПК ₅ , мгО ₂ /дм ³	$\frac{2,2 - 4,8}{3,3 \pm 0,3}$	$\frac{1,4 - 10,0}{4,6 \pm 0,4}$	$\frac{1,1 - 3,8}{2,6 \pm 0,2}$



Рис. 2. Изменение цветности с притоком воды (А) и содержанием общего растворенного железа (В) в Сурском водохранилище в период 2016-2019 гг. (1 – весна, 2 – лето, 3 – осень)

Fig. 2. Changes of the color with the influx of water (A) and the content of total dissolved iron (B) at the Sura reservoir during 2016-2019 (1 – spring, 2 – summer, 3 – autumn)

нических соединений некоторых металлов не только природного, но и антропогенного происхождения (Руководство по химическому анализу..., 1977). В настоящем исследовании отмечена высокая корреляционная связь величины цветности и содержания железа ($r = 0,88$, $p = 0,001$) (рис. 2в), количественные показатели которого будут рассмотрены ниже. Наиболее высокие значения цветности (до 120 град.) за исследованный период отмечены весной 2018 г., когда величина паводко-

вого притока воды в водохранилище почти в 3 раза превысила среднемноголетний показатель.

Количество легкоокисляемого ОВ (по БПК₅) в Сурском водохранилище значительно во все сезоны (табл. 1) и характеризовалось большой пространственной гетерогенностью. Так, в летний период 2019 г. в левобережье Сурского залива величина показателя составила 3,0 мгО₂/дм³, а в русловых пробах середины водохранилища – 8,1–8,6 мгО₂/дм³.

Очевидно, в связи с низким водообменом содержание ингредиентов в отдельных зонах определяется их поступлением из соответствующих притоков и уровнем биопродукционных процессов внутри водоема. В условиях пониженного содержания кислорода величина БПК₅ по участкам водохранилища изменялась синхронно с концентрацией кислорода (рис. 3). Возможно, интенсивность минерализации ОВ определялась содержанием в воде О₂, поступающего за счет процессов фотосинтеза.

Содержание общего ОВ (по ХПК) в исследуемый период колебалось практически в одном интервале – 9–35 мг/дм³, сезонная динамика показателя не выражена (табл.1).

Преобладающей формой соединений минерального азота в водохранилище в настоящее время являются нитраты, сезонная динамика которых выражается в максимальных концентрациях в весенний период и существенном снижении (до <0,02 мг/дм³) в летний (табл. 2). Летом при максимальном прогреве водоема усиливаются минерализа-

ционные процессы и доминирующей формой азотистых соединений становится аммоний. Весной между показателем цветности и содержанием азота аммония наблюдалась высокая корреляционная связь ($r = 0,79-0,85$ при $p < 0,05$). Возможно, в весенний паводковый период значительные количества ионов NH₄⁺ могли поступать с водосбора. Содержание нитритов характеризовалось низкими значениями и колебалось в интервале <0,006–0,057 мгN/дм³.

Распределение соединений минерального азота, как и легкоокисляемой органики, по акватории водохранилища характеризовалось высокой пространственной неоднородностью в летне-осенний сезон в отличие от весеннего, когда происходит наполнение водохранилища паводковыми водами.

Содержание фосфора минерального в 2016–2019 гг. изменялось в диапазоне 0,02–0,29 мг/дм³ (табл. 2). Минимальные концентрации отмечены весной в период наполнения водохранилища паводковыми водами, максимальные (0,26–0,28 мгP/дм³), как прави-

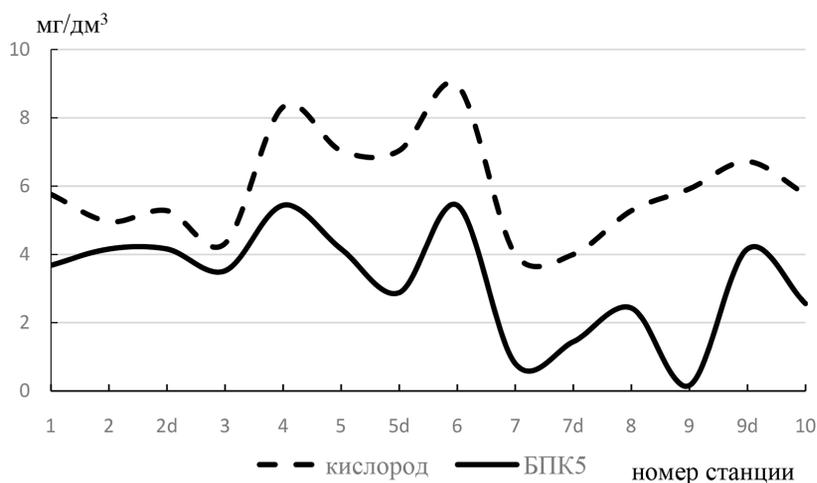


Рис. 3. Изменения величины БПК₅ и содержания кислорода летом 2017 г. на разных станциях Сурского водохранилища: 1-3 – Сурский залив; 4-6 – Узаевский залив; 7-7d – центр; 8-10 – приплотинный участок

Fig. 3. Changes in the BOD₅ value and oxygen content in the summer of 2017 at different stations of the Sura reservoir: 1-3 – Surskoy Bay, 4-6 – Uzaevsky Bay, 7-7d – center, 8-10 – dam section

Таблица 2. Содержание биогенных элементов в воде Сурского водохранилища в вегетационный сезон 2016-2019 гг. (над чертой даны пределы колебания показателя, под чертой – среднее значение и его ошибка)

Table 2. The content of nutrients in the water of the Sura reservoir in the 2016-2019 growing seasons (above the line – the limits of fluctuation of the parameter, below the line – the average value and standard error)

Сезон/Показатели	Весна	Лето	Осень
Азот аммония, мг/дм ³	$\frac{0,02 - 0,50}{0,27 \pm 0,02}$	$\frac{< 0,04 - 0,57}{0,15 \pm 0,02}$	$\frac{< 0,04 - 0,24}{0,11 \pm 0,01}$
Азот нитратов, мг/дм ³	$\frac{0,02 - 1,43}{0,73 \pm 0,06}$	$\frac{< 0,02 - 0,27}{0,10 \pm 0,01}$	$\frac{0,02 - 1,04}{0,20 \pm 0,03}$
Фосфор фосфатов, мг/дм ³	$\frac{0,02 - 0,18}{0,09 \pm 0,01}$	$\frac{0,06 - 0,28}{0,20 \pm 0,01}$	$\frac{0,10 - 0,29}{0,16 \pm 0,01}$
Кремний, мг/дм ³	$\frac{3,1 - 9,6}{7,9 \pm 0,3}$	$\frac{4,9 - 12,0}{8,6 \pm 0,3}$	$\frac{7,0 - 12,9}{10,1 \pm 0,2}$
Железо, мг/дм ³	$\frac{0,22 - 1,96}{0,80 \pm 0,05}$	$\frac{0,19 - 0,81}{0,41 \pm 0,02}$	$\frac{0,07 - 0,99}{0,34 \pm 0,02}$

ло, летом. В период летней интенсификации биопродукционных процессов и увеличения потребления биогенных элементов следовало бы ожидать снижения концентраций фосфатов аналогично динамике минерального азота. Тем не менее именно летом содержание фосфора повышалось и регистрировались его максимальные концентрации. Главной причиной увеличения внутренней фосфорной нагрузки в эвтрофном водоеме некоторые исследователи считают рост анаэробных отложений, из которых высвобождаются фосфаты, в том числе и сорбированные соединениями железа в аэробных условиях (Kamp-Nielsen et al., 1985; Golubkov et al., 2019). В Сурском водохранилище в условиях пониженного содержания кислорода (до 3,7–4,0 мг/дм³) также возможно поступление некоторого количества фосфатов из донных отложений.

С.М. Голубков с соавторами (Golubkov et al., 2019) указывает и на значительную роль биоты в круговороте фосфатов в эвтрофных водохранилищах. Так, организмами планктона за вегетационный сезон в мелководном

водохранилище Сестрорецкий Разлив регенерировалось в 1,5 раза больше фосфора, чем внешняя нагрузка этого элемента за год (Golubkov et al., 2019). Вероятно, в Сурском водохранилище происходят аналогичные процессы, обуславливающие повышение концентрации фосфора в летний период.

А.И. Иванов с соавторами в исследовании (Иванов и др., 2014) связывает повышенный уровень фосфора в воде Сурского водохранилища с характером подстилающих пород с большим содержанием фосфоритов. В других исследованиях (Holman et al., 2008) на примере водоемов Северо-Западной Европы показано, что концентрация фосфора в подземных водах может внести существенный вклад в процессы эвтрофирования.

К биогенным элементам также относятся железо и кремний. Последний необходим, в первую очередь, диатомовым водорослям. Концентрация кремния в 2016–2019 гг. колебалась в пределах 3,1–12,9 мг/дм³ (табл. 2). В сезонной динамике элемента отмечаются максимальные значения в осенний период

Таблица 3. Содержание биогенных элементов и органического вещества (средняя концентрация и ее ошибка) в приплотинной части Сурского водохранилища в различные периоды наблюдения

Table 3. The contents of nutrients and organic matter (average concentration and its error) in the dam part of the Sura reservoir in different observation periods

Год наблюдения	Азот минеральный, мгN/дм ³	Фосфор минеральный, мгP/дм ³	ХПК, мгО/дм ³	БПК ₅ , мгО ₂ /дм ³	БПК ₅ /ХПК, %
1984	0,44±0,08	0,025±0,003	16±1	3,42±0,36	21
1985	0,44±0,09	0,070±0,008	16±2	3,40±0,31	21
1986	0,38±0,08	0,050±0,006	16±1	3,31±0,42	21
1987	0,60±0,10	0,070±0,007	18±2	3,62±0,35	20
1988	0,53±0,12	0,020±0,003	20±2	3,29±0,37	16
1989	0,68±0,10	0,034±0,003	25±2	3,46±0,38	14
1990	0,35±0,07	0,057±0,006	26±3	3,20±0,40	12
1991	0,38±0,07	0,034±0,003	26±3	3,43±0,37	13
1992	0,74±0,15	0,047±0,005	-	3,14±0,36	-
2016	0,26±0,06	0,12±0,01	20±2	2,59±0,42	13
2017	0,55±0,12	0,13±0,02	17±2	2,84±0,64	17
2018	0,70±0,18	0,15±0,01	20±1	3,12±0,31	16
2019	0,31±0,06	0,13±0,02	18±3	4,51±0,76	25

Примечание: прочерк «-» означает отсутствие данных.

при понижении температуры и уменьшении численности и биомассы фитопланктона.

Сурское водохранилище характеризуется повышенным содержанием железа, концентрации которого колебались в пределах 0,07–1,96 мг/дм³. Весной, в период наполнения паводковыми водами, железо может обуславливать, как было сказано выше, высокую цветность воды. Коэффициент корреляции r между этими показателями составляет 0,87 при $p < 0,05$ (рис. 2в). Летом и осенью содержание железа снижалось, но оставалось на довольно высоком уровне (табл. 2).

В качестве ретроспективы рассмотрим особенности режима биогенных элементов и органического вещества в конце XX в. на приплотинном участке Сурского водохранилища, представляющего собой наиболее глубокую расширенную часть водоема. По сравнению с настоящим временем динамика этих показателей имела некоторые особенности.

Межгодовые изменения содержания общего и легкоокисляемого органического вещества в конце XX в. составили 16–26 мгО/дм³ и 3,14–3,62 мгО₂/дм³ соответственно (табл. 3). В настоящее время колебания этих показателей происходили в интервалах 17–20 мгО/дм³ и 2,59–4,51 мгО₂/дм³.

Известно, что доля легкоокисляемого органического вещества в общем ОВ зависит от уровня трофности водоема (Скопинцев, Харкевич, 1983). Так, отношение (БПК₅/ХПК)·100 %, равное 12–34 %, характерно для эвтрофных водоемов, при меньшей трофности оно обычно не больше 10 %. В 1984–1992 гг. данный индекс колебался в пределах 12–21 %, в настоящее время – от 13 до 25 %, то есть практически в тех же пределах, характеризуя водохранилище как стабильно эвтрофное.

Преобладающей формой минерального азота в 1984–1992 гг. в воде водохранилища был аммоний, максимальные концентрации

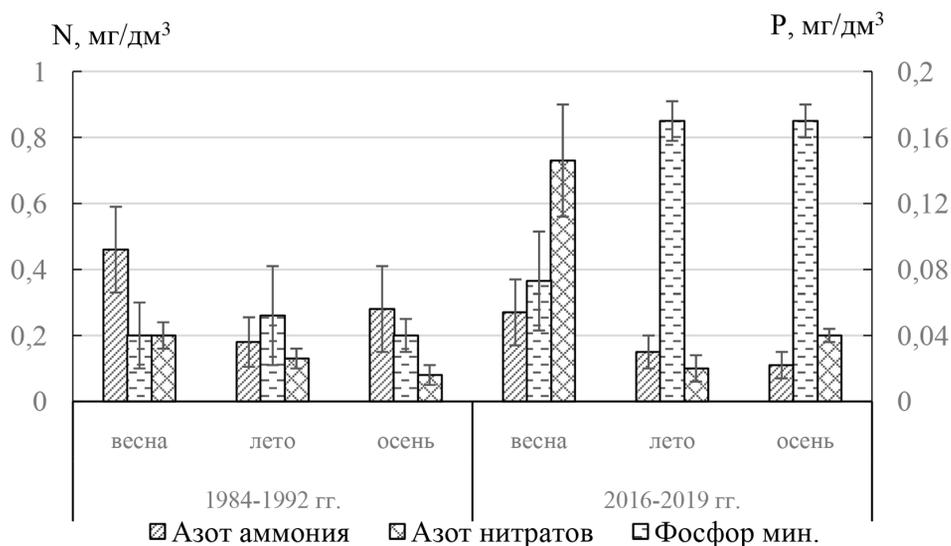


Рис. 4. Содержание (среднее в 95 % доверительном интервале) соединений минерального азота и фосфора в воде приплотинного участка Сурского водохранилища в различные периоды наблюдения

Fig. 4. The content (average in the 95 % confidence interval) of mineral nitrogen and phosphorus compounds in the water of the dam section of the Sura reservoir in different observation periods

которого отмечены весной, что указывает на доминирующую роль поверхностного стока в его динамике (рис. 4). Концентрация нитратов невелика, в отдельные годы осенью наблюдалось ее снижение до аналитического нуля ($<0,02$ мгN/дм³). В настоящее время высокое содержание нитратов в весенний период не вносит существенного вклада в общий баланс минерального азота, среднее содержание этого биогенного элемента на уровне $0,46 \pm 0,10$ мгN/дм³ практически не отличается от содержания периода 1984–1992 гг. ($0,50 \pm 0,05$ мгN/дм³).

Количество нитритного азота в конце XX в. на приплотинном участке колебалось в интервале $<0,006$ – $0,12$ мгN/дм³. Сейчас снижены максимальные концентрации, поэтому среднесезонное содержание на уровне $0,012 \pm 0,001$ мгN/дм³ было в 3 раза ниже, чем в 1984–1992 гг. ($0,038 \pm 0,003$ мгN/дм³).

Диапазон колебания фосфора минерального в период 1984–1992 гг. составил от $<0,02$ до $0,11$ мгP/дм³ при среднесезонной концен-

трации $0,045 \pm 0,010$ мгP/дм³. В настоящее время содержание фосфора увеличилось в 3 раза. В сезонной динамике фосфатов в конце XX в. и теперь максимальные концентрации наблюдали в летний и осенний периоды (рис. 4).

Из результатов лабораторного моделирования на природном фитопланктоне известно, что развитие водорослей лимитируется минеральным фосфором при соотношении $N : P > 5$, минеральным азотом – при $N : P < 5$ (Левич, Булгаков, 1995). В конце XX в. соотношение минеральных форм N и P в основном колебалось в интервале 7,6–20,0, а в настоящее время снизилось до 2,2–4,7. Очевидно, в 2016–2019 гг. в Сурском водохранилище фосфор не являлся элементом, лимитирующим развитие водорослей.

В вегетационный период 1992 г. содержание железа общего в воде Сурского водохранилища было более низким и колебалось в интервале $<0,05$ – $0,39$ мг/дм³ при среднесезонном значении $0,18 \pm 0,03$ мг/дм³. Минимальные концентрации $<0,05$ – $0,12$ мг/дм³ отмечали ле-

том, когда фитопланктонное сообщество достигало пика своего развития. Следует отметить, что сейчас среднесезонное количество железа в воде возросло до $0,48 \pm 0,02$ мг/дм³. Увеличение содержания этого элемента за последние десятилетия в ряде северных пресных водоемов некоторые исследователи (Björnerås et al., 2017) объясняют повышением уровня грунтовых вод в связи с климатическими изменениями.

Материальной и энергетической основой всех процессов, происходящих в водных экосистемах, является фонд первичной продукции, создаваемый организмами фитопланктона. Как начальное звено в трофической цепи водоросли первыми реагируют на изменение гидрохимического режима. При сравнении характеристик фитопланктона, исследованного в 1992 и 2016–2019 гг., видны некоторые различия.

За вегетационный период 1992 г. в воде Сурского водохранилища было встречено 122 таксона водорослей рангом ниже рода, в том числе 46 видов диатомовых, 35 – зеленых, 16 – цианопрокариот, 13 – эвгленовых, 2 – пирофитовых, 5 – желтозеленых и 5 – золотистых. Весной во время паводка численность фитопланктона была невысокой – 0,5 млн кл./дм³, биомасса – 0,25 мг/дм³. В межень при достижении температуры воды 20 °С в конце июня – начале июля приходился первый пик развития водорослей, в основном за счет цианопрокариот, средняя численность которых в этот период составила 469 млн кл./дм³, средняя биомасса – 40,5 мг/дм³. Более 90 % от общего количества приходилось на *Synanorocaryota*, представленные *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs в сопровождении *Microcystis aeruginosa* (Kütz.), *Anabaena flos-aqua* (Lyngb.) Breb. in Breb. et Godey и *Phormidium frigidum* F.E.Fritsch. Довольно часто встречался так-

же представитель вольвоксовых *Pandorina morum* (Müll.) Bory. В конце июля с понижением температуры воды до 16–17 °С на спаде численности цианопрокариот произошел второй подъем в развитии фитопланктона, вызванный ростом числа динофлагеллят. При относительно небольшой численности этих водорослей общая биомасса составила в среднем 55,8 мг/дм³.

Средневегетационная численность водорослей в 1992 г. равнялась 129,14 млн кл./дм³, биомасса – 27,0 мг/дм³. По показателям численности и биомассы фитопланктона, согласно классификации (Жукинский и др., 1976; Китаев, 2007), Сурское водохранилище относилось к эвтрофному водоему.

В настоящее время видовой состав фитопланктона насчитывает 122–180 таксонов. Наибольшим числом видов представлены, как и прежде, диатомовые водоросли. Средневегетационная численность фитопланктона в 2016–2019 гг. колебалась от 1,18 до 12,57 млн кл./дм³, биомасса – от 1,39 до 2,97 мг/дм³ (табл. 4). Наибольшую численность в 2016 г. составляли диатомовые, в 2017–2019 гг. – цианопрокариоты. По биомассе доминировали в 2016 г. диатомовые и динофитовые, в 2017 г. криптофитовые, в 2018 г. диатомовые и криптофитовые, в 2019 г. *Synanorocaryota*. Более подробные данные по исследованию фитопланктона в 2016–2017 гг. приведены в работах (Малинина и др., 2017; Далечина, 2018).

В сезонной динамике наибольшая биомасса фитопланктона отмечалась в летний и раннеосенний период. Основу биомассы весной создавали обычно диатомовые и криптофитовые. В летний период 2016 г. доминировали диатомовые и зеленые, в 2017 г. – криптофитовые, в 2018 г. – динофитовые, в 2019 г. – цианопрокариоты (рис. 5). По численности в весенний период преобладали

Таблица 4. Средневегетационные показатели количественного развития фитопланктона в 2016 – 2019 гг.

Table 4. Average vegetation parameters of the quantitative development of phytoplankton in 2016 – 2019

Отделы водорослей	Численность, млн кл/дм ³				Биомасса, мг/дм ³			
	2016 г.	2017 г.	2018 г.	2019 г.	2016 г.	2017 г.	2018 г.	2019 г.
Диатомовые	0,813	0,598	0,217	0,508	0,518	0,597	1,000	0,399
Цианопрокариоты	0,232	1,281	0,659	11,559	0,040	0,040	0,055	0,947
Зеленые	0,255	0,389	0,080	0,219	0,102	0,236	0,046	0,081
Эвгленовые	0,019	0,016	0,024	0,026	0,039	0,076	0,140	0,121
Криптофитовые	0,097	0,548	0,200	0,256	0,131	1,948	0,222	0,286
Динофитовые	0,030	0,005	0,004	0,003	0,561	0,072	0,102	0,116
Всего	1,450	2,850	1,184	12,571	1,390	2,969	1,565	1,950

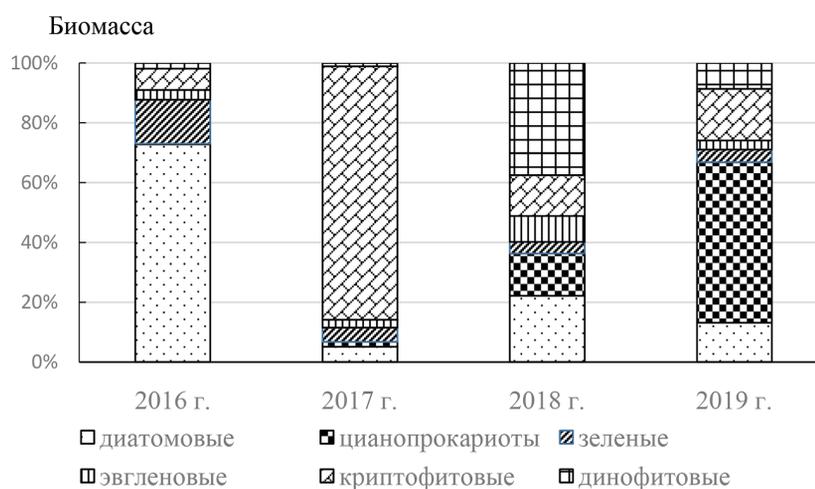


Рис. 5. Соотношение биомассы основных таксономических групп (отделов) фитопланктона Сурского водохранилища в летний период 2016 – 2019 гг.

Fig. 5. The proportions of biomass of the main taxonomic groups (divisions) of phytoplankton of the Sura reservoir in the summers of 2016 – 2019

обычно диатомовые и криптофитовые, в летний и осенний периоды – Цианопрокариоты.

Весной из диатомовых чаще других встречались *Stephanodiscus hantzschii* Grun. in. Cl. Grun., *Melosira varians* Ag., в летний период – *Aulacoseira italica* (Ehr.) Sim., *A. granulata* (Ehr.) Sim., осенью – *S. hantzschii* и *Cyclotella* sp.

Из цианопрокариот доминировали *Aphanizomenon flos-aquae*, *Anabaena flos-aquae*, а в 2019 г. и *Planktothrix agardhii* (Gom.) Anagn. et Kom. Динофитовые были пред-

ставлены в основном *Ceratium hirundinella* (O.F.M.) Bergh. и *Staurastrum planctonica* Teiling, криптофитовые – видами *Cryptomonas* sp., *Rhodomonas lens* Pascher & Ruttner и *Chroomonas acuta* Uterm.

Во все годы исследования наблюдалась существенная пространственная гетерогенность в распределении фитопланктона, обусловленная сложной конфигурацией водоема и наличием притоков рек Суры и Узы. Так, в летний период 2017 г. максимальная концентрация фитопланктона 14,89 мг/дм³ наблю-

далась в центре, а минимальная – на уровне 0,12 мг/дм³ в приплотинной части. По количественному развитию фитопланктона Сурское водохранилище в 2016–2019 гг. относилось к мезотрофному типу.

Количественные показатели развития фитопланктона в последние годы по сравнению с 1992 г. существенно снизились. «Цветения» воды в течение последних лет не отмечалось. В 2019 г. численность *Cyanoprocyota* возросла, но биомасса их на отдельных участках не превышала 2,18–2,42 мг/дм³. В доминирующем комплексе цианопрокариот в 2019 г. практически отсутствовал *Microcystis aeruginosa*, но появился *Planktothrix agardhii*, устойчивый к малой освещенности (Scheffer et al., 1997; Bonilla et al., 2012) и низкому соотношению азота и фосфора (Rücker et al., 1997). Одновременно уменьшилось количество динофитовых водорослей, но появились и стали входить в число доминантов криптофитовые, адаптированные к высокому содержанию легкоусвояемого органического вещества (Корнева, 2009).

Снижение количества фитопланктона в водохранилище, возможно, связано с неблагоприятными условиями, складывающимися в водоеме. Ограничение проникновения света в толщу воды в результате низкой прозрачности отрицательно влияет на жизнедеятельность фитопланктона. В отдельные периоды (лето 2017–2018 гг.) наблюдали достоверную отрицательную связь между величиной общей биомассы водорослей и содержанием общего железа в воде ($r = -0,81$, $p = 0,016$). Возможно, на развитие фитопланктона, в том числе и цианопрокариот, оказывает влияние повышенное содержание Fe. Ингибирующее влияние этого элемента на фитопланктон отмечала ранее А.Д. Приймаченко (1981). В целом, роль железа в жизнедеятельности пресноводного фитопланктона неоднознач-

на и весьма переменна. Fe может являться элементом, лимитирующим рост, особенно у *Cyanoprocyota*, в связи с его непосредственным участием в дыхании, фиксации азота и фотосинтезе (Facey et al., 2019). С другой стороны, этот металл может уменьшить рост водорослей путем осаждения и связывания фосфора в донных отложениях (Orihel et al., 2016). Искусственное добавление Fe было использовано в качестве меры восстановления на озерах, подверженных эвтрофикации (Bakker et al., 2016).

Известно, что обилие цианопрокариот обычно увеличивается с ростом температуры воды (Корнева и др., 2019). Однако существует некий оптимальный температурный диапазон, повышение которого ограничивает развитие фитопланктона. Нами отмечена отрицательная достоверная связь между летней биомассой *Cyanoprocyota* и температурой воды ($r = -0,72$, $p = 0,008$). Снижение температуры летом 2019 г. до 20,9–21,7 °С могло привести к увеличению обилия цианопрокариот по сравнению с аналогичным периодом 2016–2018 гг., когда вода водохранилища прогревалась до 25,6–27,7 °С.

Колебания абиотических параметров являются причинами циклических изменений биопродукционных процессов, обеспечивающих устойчивое функционирование экосистем водохранилищ (Корнева, 2009; Корнева и др., 2019; Шашуловская и др., 2019), первичным свойством которых признана их способность противостоять внешним возмущающим факторам среды и сохранять свои внутренние взаимосвязи на протяжении некоторого отрезка времени. В «Экологическом энциклопедическом словаре» эта формулировка обозначает термин «устойчивость» (Дедю, 1990). По мнению Г.Е. Михайловского (1988), усредненный модуль коэффициентов корреляции параметров экосистемы, соот-

ветствующий средней силе корреляционных связей в ней, можно интерпретировать как ее пластичность (надежность) и считать этот показатель мерой устойчивости экосистемы. В 1992 г. значение среднесезонного показателя пластичности, рассчитанного по гидрохимическим параметрам, составило 0,20, в 2016–2019 гг. колебание показателя в зависимости от сезона происходило в диапазоне 0,28–0,44 при среднесезонном значении индекса 0,35, что свидетельствует о повышении устойчивости водной экосистемы Сурского водохранилища.

Заключение

Таким образом, в режиме биогенных элементов, органического вещества и структуре фитопланктонного сообщества Сурского водохранилища за последние три десятилетия зарегистрированы следующие изменения:

1. Концентрация минерального азота осталась на прежнем уровне, содержание минерального фосфора увеличилось в 3 раза. Вероятно, доминирующим источником генезиса фосфора в настоящее время являются внутриводоемные процессы. Преобладающей формой минерального азота весной и осенью стали нитраты. Наибольшее их содержание в весенний период свидетель-

ствует о преимущественном поступлении с паводковым стоком. Соотношение минеральных форм N и P указывает на то, что фосфор не лимитирует развитие водорослей. Установлена достоверная корреляционная связь между содержанием Fe и показателем цветности воды.

2. Количественные показатели развития фитопланктона в последние годы по сравнению с 1992 г. существенно снизились. «Цветения» воды в течение последних лет не отмечалось. В 2019 г. численность *Cyanoprocaragota* возросла, но биомасса их на отдельных участках не превышала 2,18–2,42 мг/дм³. В доминирующем комплексе этой группы практически отсутствовал *Microcystis aeruginosa*, но появился *Planktothrix agardhii*, устойчивый к малой освещенности и низкому соотношению азота и фосфора. В отдельные периоды наблюдали достоверную отрицательную связь между величиной биомассы водорослей и содержанием общего железа в воде ($r = -0,81$, $p = 0,016$).

3. Доля легкоокисляемого органического вещества в общем ОВ как в 1984–1992 гг., так и в настоящее время характеризует водохранилище как стабильно эвтрофное, тем не менее количественные характеристики фитопланктона в последние годы свидетельствуют об уменьшении трофности.

Список литературы / References

Богданов Н.И. (2007) *Биологические основы предотвращения «цветения» Пензенского водохранилища синезелеными водорослями*. Пенза, РИО ПГСХА, 76 с. [Bogdanov N.I. (2007) *Biological basis for preventing blue-green algal “bloom” of the Penza reservoir*. Penza, RIO PGSKhA, 76 p. (in Russian)]

ГОСТ Р 31861-2012 (2013) *Вода. Общие требования к отбору проб*. М., Стандартинформ, 31 с. [GOST R 31861-2012 (2013) *Water. General sampling requirements*. Moscow, Standartinform, 31 p. (in Russian)]

ГОСТ Р 31868-2012 (2013) *Вода. Методы определения цветности*. М., Стандартинформ, 15 с. [GOST R 31868-2012 (2013) *Water. Methods for determining color*. Moscow, Standartinform, 15 p. (in Russian)]

Далечина И.Н. (2018) Фитопланктон Сурского водохранилища в 2017 г. *Рыбохозяйственные водоемы: фундаментальные и прикладные исследования*. Санкт-Петербург, с. 151–155 [Dalechina I.N. (2018) Phytoplankton of the Sura reservoir in 2017. *Fishery ponds: fundamental and applied research*. St. Petersburg, p. 151–155 (in Russian)]

Даценко Ю.С. (2007) *Эвтрофирование водохранилищ. Гидролого-гидрохимические аспекты*. М., ГЕОС, 252 с. [Datsenko Yu.S. (2007) *Eutrophication of reservoirs. Hydrological and hydrochemical aspects*. Moscow, GEOS, 252 p. (in Russian)]

Дедю И.И. (1990) *Экологический энциклопедический словарь*. Кишинев, МСЭ, 408 с. [Dedyu I.I. (1990) *Ecological encyclopedic dictionary*. Chisinau, ITU, 408 p. (in Russian)]

Жукинский В.Н., Оксийук О.П., Цееб Я.Я., Георгиевский В.Б. (1976) Проект унифицированной системы для характеристики континентальных водоемов и водотоков и его применение для анализа качества вод. *Гидробиологический журнал*, 12(6): 103–111 [Zhukinskii V.N., Oksiyuk O.P., Tseeb Ya.Ya., Georgievskii V.B. (1976) Design of a unified system for characterizing continental water bodies and streams and its application for water quality analysis. *Hydrobiological Journal* [Gidrobiologicheskii zhurnal], 12(6): 103–111 (in Russian)]

Иванов А.И., Вихрева В.А., Дудкин Е.А. (2014) Гидрохимическая ситуация в бассейне реки Суры в пределах Пензенской области. *Труды конгресса международного научно-промышленного форума «Великие реки 2014»*. Нижний Новгород, ННГАСУ, с. 109–112 [Ivanov A.I., Vikhreva V.A., Dudkin E.A. (2014) Hydrochemical situation in the Sura River basin within the Penza Region. *Proceedings of the Congress of the International Scientific and Industrial Forum "Great Rivers 2014"*. Nizhny Novgorod, NNGASU, p. 109–112 (in Russian)]

Йоргенсен С.Е. (1985) *Управление озерными экосистемами*. М., Агропромиздат, 160 с. [Jorgensen S.E. (1985) *Management of lake ecosystems*. Moscow, Agropromizdat, 160 p. (in Russian)]

Китаев С.П. (2007) *Основы лимнологии для гидробиологов и ихтиологов*. Петрозаводск, КарНЦ РАН, 395 с. [Kitaev S.P. (2007) *Basics of limnology for hydrobiologists and ichthyologists*. Petrozavodsk, KarRC RAS, 395 p. (in Russian)]

Корнева Л.Г. (2009) *Формирование фитопланктона водоемов бассейна Волги под влиянием природных и антропогенных факторов. Автореф. дисс. ... д-ра биол. наук*. Санкт – Петербург, 47 с. [Korneva L.G. (2009) *The formation of phytoplankton in the Volga basin under the influence of natural and anthropogenic factors. Abstract of Doctor of Sciences Dissertation*. St. Petersburg, 47 p. (in Russian)]

Корнева Л.Г., Лазарева В.И., Минеева Н.М., Сигарева Л.Е., Соколова Е.А., Тимофеева Н.А., Митропольская И.В., Соловьева В.В. (2019) Состояние и динамика биологических сообществ Рыбинского водохранилища в условиях изменения климата. *Журнал Сибирского федерального университета. Биология*, 12(2): 160–179 [Korneva L.G., Lazareva V.I., Mineeva N.M., Sigareva L.E., Sokolova E.A., Timofeeva N.A., Mitropol'skaya I.V., Solovyeva V.V. (2019) The state and dynamics of biological communities in the Rybinsk Reservoir under climate changes. *Journal of Siberian Federal University. Biology* [Zhurnal Sibirskogo federal'nogo universiteta. Biologiya], 12(2): 160–179 (in Russian)]

Левич А.П., Булгаков И.Г. (1995) Биогенные элементы в среде и фитопланктон: отношение азота к фосфору как самостоятельный регулирующий фактор. *Успехи современной биологии*, 15(1): 13–23 [Levich A.P., Bulgakov I.G. (1995) Biogenic elements in the environment and phytoplankton: the ratio of nitrogen to phosphorus as an independent regulatory factor. *Advances in Modern Biology* [Uspekhi sovremennoi biologii], 15(1): 13–23 (in Russian)]

Малинина Ю.А., Филинова Е.И., Далечина И.Н., Мелешин Д.И. (2017) Трансформация водных сообществ на зарегулированном плотиной участке р. Суры. *Тр. VI Междунар. науч.-практ. конф. «Современные проблемы водохранилищ и их водосборов»*. Зиновьев Е.А., Китаев А.Б. (ред.) Пермь, с. 65–70 [Malinina Yu.A., Filinova E.I., Dalechina I.N., Meleshin D.I. (2017) Transformation of water communities in the regulated section of the Sura River. *Proceedings of VI International scientific-practical conference “Modern problems of reservoirs and their catchments”*. Zinoviev E.A., Kitaev A.B. (ed.) Perm, p. 65–70 (in Russian)]

Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресных водоемах: Фитопланктон и его продукция (1984) Л., ГосНИОРХ, 32 с. [*Guidelines for the collection and processing of materials during hydrobiological studies in fresh water: Phytoplankton and their products* (1984) Leningrad, GosNIORH, 32 p. (in Russian)]

Михайловский Г.Е. (1978) Термодинамические аспекты системного подхода к экологии. *Человек и биосфера. Вып. 2*. М., Изд-во МГУ, с. 103–123 [Mikhailovskii G.E. (1978) Thermodynamic aspects of a systems approach to ecology. *Man and the biosphere. Issue 2*. Moscow, Moscow State University, p. 103–123 (in Russian)]

Михайловский Г.Е. (1988) *Описание и оценка состояния планктонных сообществ*. М., Наука, 214 с. [Mikhailovskii G.E. (1988) *Description and assessment of planktonic communities*. Moscow, Nauka, 214 p. (in Russian)]

Осипов В.В., Янкин А.В., Ильин В.Ю. (2007) Современное состояние рыбного населения Пензенского водохранилища. *Поволжский экологический журнал*, 4: 321–329 [Osipov V.V., Yankin A.V., Il'in V.Yu. (2007) Current status of fish population in Penza reservoir. *Povolzhskiy Journal of Ecology* [Povolzhskii ekologicheskii zhurnal], 4: 321–329 (in Russian)]

Приймаченко А.Д. (1981) *Фитопланктон и первичная продукция Днепра и Днепровских водохранилищ*. Киев, Наукова Думка, 276 с. [Priimachenko A.D. (1981) *Phytoplankton and primary production of the Dnieper and Dnieper reservoirs*. Kiev, Naukova Dumka, 276 p. (in Russian)]

Разработка рекомендаций по оздоровлению экологической обстановки на Сурском водохранилище (1992) Отчет Саратов. отд-ния ГосНИОРХ, рук. Далечина И.Н. Саратов, 59 с. [*Development of recommendations for improving the environmental situation at the Sura reservoir* (1992) Report of Saratov Department at GosNIORH, Dalechina I.N. (head) Saratov, 59 p. (in Russian)]

Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши (1977) Л., Гидрометеиздат, 541 с. [*Guidelines for the chemical analysis of land surface waters* (1977) Leningrad, Gidrometeoizdat, 541 p. (in Russian)]

Скопинцев Б.А., Харкевич Н.С. (1983) Оценка относительного содержания лабильного органического вещества в природных водах. *Тезисы докладов IV Всесоюз. симпозиума «Органическое вещество и биогенные элементы во внутренних водоемах»*. Петрозаводск, с. 115–116 [Skopintsev B.A., Kharkevich N.S. (1983) Estimation of the relative content of labile organic matter in natural waters. *Abstracts IV All-Union Symposium “Organic matter and nutrients in inland waters”*. Petrozavodsk, p. 115–116 (in Russian)]

Хендерсон – Селлерс Б. (1987) *Инженерная лимнология*. Л., Гидрометеиздат, 335 с. [Henderson – Sellers B. (1987) *Engineering Limnology*. Leningrad, Hydrometeoizdat, 335 p. (in Russian)]

Хендерсон – Селлерс Б., Маркленд Х.Р. (1990) *Умирающие озера. Причины и контроль антропогенного эвтрофирования*. Л., Гидрометеиздат, 279 с. [Henderson –Sellers B., Markland H.R. (1990) *Decaying lakes. The origins and control of cultural eutrophication*. Leningrad, Gidrometeoizdat, 279 p. (in Russian)]

Шашуловская Е.А., Мосияш С.А., Филимонова И.Г., Гришина Л.В., Кузина Е.Г., Шашуловская О.В. (2019) Особенности многолетней динамики гидрохимических показателей водохранилищ Нижней Волги и реки Урал (на примере Саратовского, Волгоградского и Ириклинского водохранилищ). *Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление*, 3: 72–93 [Shashulovskaya E.A., Mosiyash S.A., Filimonova I.G., Grishina L.V., Kuzina E.G., Shashulovskaya O.V. (2019) Features of the long-term dynamics of hydrochemical indicators of the lower Volga reservoirs and the Ural river (on the example of the Saratov, Volgograd, Iriklinisky reservoirs). *Water Sector of Russia: Problems, Technologies, Management* [Vodnoe hozyaistvo Rossii: problemy, tekhnologii, upravlenie], 3: 72–93 (in Russian)]

Шашуловский В.А., Мосияш С.С. (2010) *Формирование биологических ресурсов Волгоградского водохранилища в ходе сукцессии его экосистемы*. М., Товарищество научных изданий КМК, 250 с. [Shashulovsky V.A., Mosiyash S.S. (2010) *The formation of biological resources of the Volgograd reservoir during the succession of its ecosystem*. Moscow, KMK, 250 p. (in Russian)]

Alimov A.F., Golubkov M.S. (2014) Lake eutrophication and community structure. *Inland Water Biology*, 7(3): 185–191

Bakker E.S., Van Donk E., Immers A.K. (2016) Lake restoration by in-lake iron addition: a synopsis of iron impact on aquatic organisms and shallow lake ecosystems. *Aquatic Ecology*, 50(1): 121–135

Binzer A., Guill C., Rall B.C., Brose U. (2016) Interactive effects of warming, eutrophication and size structure: impacts on biodiversity and food-web structure. *Global Change Biology*, 22(1): 220–227

Bjorneras C., Weyhenmeyer G.A., Evans C.D., Gessner M.O., Grossart H.-P., Kangur K., Kokorite I., Kortelainen P., Laudon H., Lehtoranta J., Lottig N., Monteith D.T., Noges P., Noges T., Oulehle F., Riise G., Rusak J.A., Raike A., Sire J., Sterling S., Kritzberg E.S. (2017) Widespread increases in iron concentration in European and North American freshwaters. *Global Biogeochemical Cycles*, 31(10): 1488–1500

Bonilla S., Aubriot L., Soares M.C.S., González-Piana M., Fabre A., Huszar V.L.M., Lürling M., Antoniadis D., Padisák J., Kruk C. (2012) What drives the distribution of the bloom-forming cyanobacteria *Planktothrix agardhii* and *Cylindrospermopsis raciborskii*? *FEMS Microbiology Ecology*, 79(3): 594–607

Drizo A. (2020) *Phosphorus pollution control – policies and strategies*. Hoboken, NJ, John Wiley & Sons, 155 p.

Facey J.A., Apte S.C., Mitrovic S.M. (2019) A review of the effect of trace metals on freshwater cyanobacterial growth and toxin production. *Toxins*, 11(11): 643

Golubkov S.M., Belyakov V.P., Golubkov M.S., Litvinchuk L.F., Petukhov V.A., Gubelit Yu.I. (2019) Energy flows and phosphorus turnover in the system of shallow reservoir under anthropogenic stress. *Russian Journal of Ecology*, 50(6): 560–566

Golubkov M.S., Golubkov S.M. (2018) The effect of weather conditions on eutrophication in the Neva River estuary. *Doklady Biological Sciences*, 480(1): 110–113

Holling C.S. (1969) Stability in ecological and social systems. *Brookhaven Symposia in Biology*, 22: 128–141

Holling C.S. (1973) Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 4: 1–23

Holman I.P., Whelan M.J., Howden N.J.K., Bellamy P.H., Willby N.J., Rivas-Casado M. (2008) Phosphorus in groundwater – an overlooked contributor to eutrophication? *Hydrological Processes*, 22(26): 5121–5127

Kamp-Nielsen L., Gevy P., Rasmussen E.K., Krarup H. (1985) Modelling the recovery and internal loading of lake Hald. *Proceedings of 13th Nordic Symposium on sediments*. Aneboda, p. 74–106

Orihel D.M., Schindler D.W., Ballard N.C., Wilson L.R., Vinebrooke R.D. (2016) Experimental iron amendment suppresses toxic cyanobacteria in a hypereutrophic lake. *Ecological Applications*, 26(5): 1517–1534

Rücker J., Wiedner C., Zippel P. (1997) Factors controlling the dominance of *Planktothrix agardhii* and *Limnothrix redekei* in eutrophic shallow lakes. *Hydrobiologia*, 342/343: 107–115

Scheffer M., Rinaldi S., Gragnani A., Mur L.R., van Nes E.H. (1997) On the dominance of filamentous cyanobacteria in shallow, turbid lakes. *Ecology*, 78(1): 272–282

Schindler D.W., Carpenter S.R., Chapra S.C., Hecky R.E., Orihel D.M. (2016) Reducing phosphorus to curb lake eutrophication is a success. *Environmental Science & Technology*, 50(17): 8923–8929