



Трансформация экосистем Ecosystem Transformation www.ecosysttrans.com

Долговременные изменения качества воды Рыбинского водохранилища по данным биотестирования

Р.А. Ложкина, И.И. Томилина*, М.В. Гапеева

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

*i_tomilina@mail.ru

Поступила в редакцию: 23.03.2020

Принята к печати: 02.05.2020

Опубликована онлайн: 12.08.2020

DOI: 10.23859/estr-200323

УДК 504.4.064.36:574'405'

ISSN 2619-094X Print

ISSN 2619-0931 Online

Представлены многолетние данные по изменению токсичности воды Рыбинского водохранилища. Наиболее загрязненные участки по результатам биотестирования приурочены к Волжскому и Шекснинскому плесам, подверженным воздействию бытовых и промышленных стоков, а также диффузного стока с сельскохозяйственных угодий и крупных автомагистралей. Проведен анализ зависимости между параметрами токсичности и показателями химического состава воды.

Ключевые слова: токсичность, природная вода, биотестирование, цериодафнии.

Ложкина, Р.А. и др., 2020. Долговременные изменения качества воды Рыбинского водохранилища по данным биотестирования. *Трансформация экосистем* 3 (3), 125–138.

Введение

Для успешного решения проблемы рациональной эксплуатации биологических ресурсов водоемов и обеспечения человека питьевой водой необходим контроль качества природных вод. Поступление загрязняющих веществ в водные экосистемы продолжается, несмотря на совершенствование технологических процессов и наметившуюся в последние десятилетия тенденцию к снижению антропогенного влияния на окружающую среду (Моисеенко, 2009; Моисеенко и Гашкина, 2016; Hrabik and Watras, 2002).

Рыбинское водохранилище – один из крупнейших пресноводных искусственных водоемов России, образованный в Молого-Шекснинской низине после строительства гидроузла выше г. Рыбинска на реках Шексна и Волга (Буторин и др., 1975). По морфологическим особенностям ложа, распределению глубин и градаций окрашенности воды в водоеме выделено четыре плеса: Волжский, Моложский, Шекснинский и Центральный (Рыбин-

ское водохранилище и его жизнь, 1972; Фортунов, 1959).

Рыбинское водохранилище относится к крупным источникам хозяйственно-питьевого водоснабжения и находится под мощным влиянием промышленных, коммунально-бытовых и сельскохозяйственных сточных вод. В настоящее время в него сбрасывают стоки более 100 предприятий. Наиболее значительными водопользователями являются МУП «Водоканал» и предприятия Череповецкого промышленного узла: ПАО «Северсталь», ОАО «Северсталь-метиз», ОАО «ФосАгро-Череповец». Сточные воды данных предприятий, а также сельскохозяйственные стоки, поступают в водохранилище с водами рек Кошта, Шексна, Ягорба и др. (Тихановская и Машихина, 2016) и оказывают заметное техногенное влияние на его экосистему (особенно Шекснинского плеса). Ежегодный забор пресной воды из рек бассейна Рыбинского водохранилища составляет порядка 550 млн м³, а сброс сточных вод – 470 млн м³. Несмотря на нали-

чие очистных сооружений, объем нормативно-очищенных сточных вод составляет менее 20% от количества загрязненных сточных вод, требующих очистки (Доклад о состоянии..., 2019).

Основной и наиболее опасной разновидностью антропогенного влияния на все компоненты природной среды является загрязнение токсическими веществами, способными нарушать биопродукционные процессы, приводить к глубоким изменениям в структурно-функциональной организации биотической составляющей экосистем (Крайнюкова, 2009). К таким веществам относятся, в первую очередь, тяжелые металлы, хлорорганические пестициды, фенолы, нефтепродукты, синтетические поверхностно-активные вещества и целый ряд других загрязнителей, входящих в состав сточных вод (Колпакова и др., 1996; Флеров, 1990; Экологические проблемы..., 2001).

Гидрохимические методы исследования имеют свои преимущества, однако наиболее эффективные результаты достигаются при их применении совместно с методами биотестирования. Под методами биотестирования следует понимать интегральные подходы, объединяющие эффект суммарного действия на гидробионтов всех присутствующих в исследуемой пробе биологически опасных веществ, в то время как гидрохимические методы, наоборот, расчленяют на составляющие сумму присутствующих загрязнителей и позволяют выявлять источник токсичности. Следовательно, объединение этих групп методов при осуществлении мониторинга объектов окружающей среды является необходимым условием получения полной информации для принятия мер по предотвращению негативного антропогенного воздействия (Жмур, 2018). Биотестирование, давая целостную оценку токсичности воды, может значительно сократить объем химико-аналитических работ и позволить проводить контроль загрязнений водных объектов более оперативно (Брагинский, 1985).

Цель настоящей работы – оценить многолетние изменения токсичности воды Рыбинского водохранилища с использованием метода биотестирования и выявить факторы, влияющие на нее.

Материал и методы

Интегральные пробы воды (всего 394 пробы) отбирали батометром системы Элгморка (Корнева, 2015) последовательно с каждого метрового горизонта от поверхности до дна на различных участках Рыбинского водохранилища в период с 1994 по 2019 г. (Рис. 1) (Лазарева, 2018). Воду пропускали через обеззоленные фильтры (белая лента) и затем разливали в бутылки из пищевого пластика (объемом 0.5 л) под плотно завинчивающуюся крышку для исключения попадания кислорода. До начала биотестирования пробы хранили в холодильнике при температуре 2–4 °С в течение 7–14 дней.

Биотестирование проб воды проводили на лабораторной культуре *Ceriodaphnia dubia* Richard, 1894 (Определитель зоопланктона..., 2010) в соответствии со стандартной методикой (Методика определения токсичности..., 2007; Mount and Norberg, 1984). Генетически однородных рачков в первые сутки после вылупления рассаживали в стаканчики с 15 мл исследуемой среды (по 1 экземпляру в каждый) и наблюдали до вымета 3-х пометов на одну самку. В ходе эксперимента животных кормили раз в два дня зелеными водорослями *Chlorella vulgaris* Beij., 1890 в концентрации 250–300 тыс. кл./мл в момент смены среды (Методика определения токсичности..., 2007). Было обеспечено поддержание оптимальных внешних условий: температура воды – 21 ± 3 °С, pH – 7.5–8.0, растворенный кислород на уровне насыщения, световой режим (при освещении лампами дневного света) – 16 ч свет : 8 ч ночь. Контрольную группу тест-животных содержали в аналогичных условиях в отстоянной артезианской воде. Гибель не менее 50% рачков за 48 ч в исследуемой воде служила критерием острой токсичности (при условии, что в контроле уровень их гибели не превышает 10%). Критерий хронической токсичности – гибель 20% и более тест-организмов и достоверное отклонение в плодовитости из числа выживших по сравнению с контролем за время эксперимента (Методика определения токсичности..., 2007). Увеличение плодовитости рачков более чем на 30% рассматривалось как проявление хронического токсического действия (Александрова, 2009; Жмур, 2018; Олькова, Дабах, 2014).

Для получения сопоставимых результатов биотестирования нами был рассчитан индекс токсичности (ИТ) – величина, выраженная в долях от единицы по каждому измеряемому показателю по формуле:

$$\text{ИТ} = \text{ТП}_0 / \text{ТП}_к,$$

где ТП_0 – значение тест-параметра в опыте, $\text{ТП}_к$ – значение тест-параметра в контроле.

Концентрации загрязнения водоемов химическими веществами, измеренные в разные годы, были преобразованы в коэффициент загрязненности (КЗ) для каждого токсичного загрязняющего вещества (ЗВ), рассчитанный по формуле (Критерии оценки опасности..., 2011):

$$\text{КЗ}_i = C_i / \text{ПДК}_i,$$

где C_i – концентрация i -го компонента состава загрязнения, мг/л, ПДК_i – предельно-допустимая концентрация i -го компонента состава загрязнения, мг/л (Перечень рыбохозяйственных нормативов, 1999).

Суммарный коэффициент загрязненности $\text{КЗ}_{\text{сум}}$ для 6 токсичных ЗВ рассчитывался по формуле:

$$\sum \text{КЗ}_i = \sum (C_i / \text{ПДК}_i)$$

Для расчета коэффициентов загрязнения использовали собственные и представленные в ли-

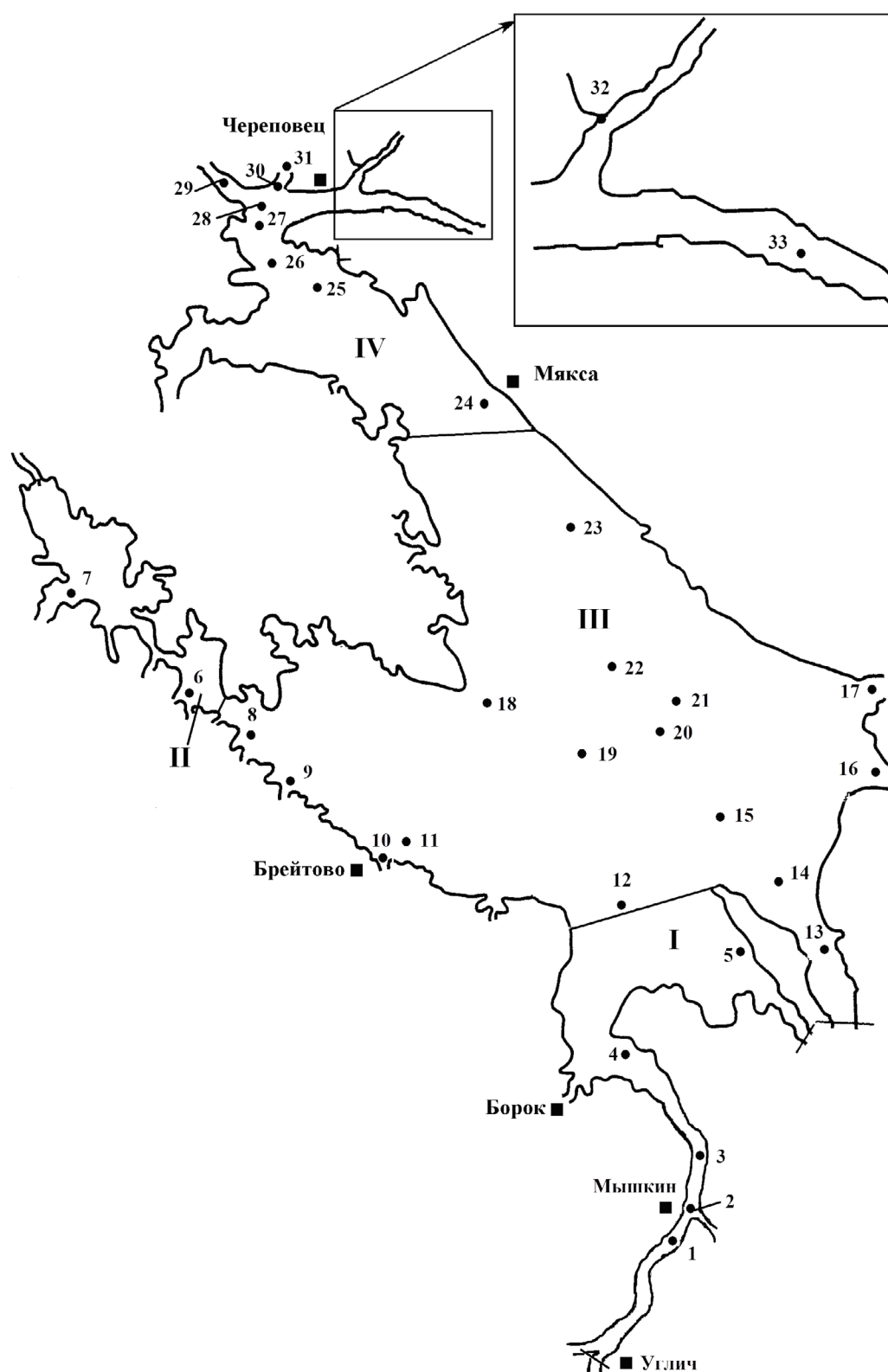


Рис. 1. Карта-схема станций отбора проб Рыбинского водохранилища. Волжский плес (I): 1 – Крутец, 2 – Мышкин напротив р. Юхоть, 3 – Еремейцево, 4 – Коприно, 5 – Каменники; Моложский плес (II): 6 – Противье, 7 – Весьегонск; Центральный плес (III): 8 – устье р. Себла, 9 – Первомайка, 10 – устье р. Сить, 11 – Брейтово, 12 – Молога, 13 – Волково, 14 – Милюшино, 15 – Всехсвятское, 16 – устье р. Ухра, 17 – устье р. Согожа, 18 – Центральный мыс, 19 – Средний Двор, 20 – Городок, 21 – Измайлово, 22 – Наволок, 23 – Ягорба; Шекснинский плес (IV): 24 – Мякса, 25 – Любец, 26 – о. Каргач, 27 – о. Ваганиха, 28 – Торово, 29 – р. Суда у ж/д моста, 30 – устье р. Кошта, 31 – р. Кошта у а/м моста, 32 – устье р. Серовка, 33 – Кабачино.

тературе данные (Гапеева, 1993, 2013; Гапеева и Цельмович, 1989, 1990; Томилина и др., 2018b).

Данные представлены в виде средних значений и их ошибок ($m \pm SE$). Достоверность различий оценивали методом дисперсионного анализа (ANOVA, LSD-тест) при уровне значимости $p < 0.05$ (Sokal and Rohlf, 1995). Для установления количественной взаимосвязи параметров биотестирования с гидрологическими показателями и концентрациями загрязняющих веществ в воде использовали метод множественной пошаговой регрессии. Корреляционный анализ между исследованными параметрами, значения которых не имели нормального распределения (Shapiro – Wilk test), проводили с использованием непараметрического коэффициента Спирмена (r_s , $p < 0.05$).

Результаты

Выживаемость тест-объектов является основным тестируемым параметром при установлении токсичности воды природных водоемов. При биотестировании проб воды Рыбинского водохранилища с использованием ветвистоусого рачка *C. dubia* за период наблюдений с 1994 по 2019 г. не зарегистрировано острой токсичности. Исключение в 2019 г. составили станции Весьегонск и устье р. Себлы, где гибель рачков достигала 50 и 60% соответственно. Хроническая токсичность по показателю выживаемости (смертность рачков выше 20% по сравнению с контролем за 7–10 суток экспозиции) отмечена в отдельные даты наблюдений в Моложском плесе на станциях Весьегонск (залив Пленешник, р. Реня), Центральном (Ягорба, Всехсвятское, Волково, Центральный мыс, Молога, Наволок, Измайлово, Первомайка, устья рек Ухры, Себлы, Сити и Терехи), Волжском (Мышкин напротив р. Юхоти, Коприно, Глебово), Шекснинском (Мякса, Любец, Ваганиха, Рошино, устья рек Кошты, Суды, Солнцевки, Пачи и Кондоши).

Показатель плодовитости определяет поддержание численности популяции и позволяет оценить хроническое токсическое действие воды. Средняя по плесам плодовитость в большинстве случаев не

достигала контрольных значений (Рис. 2). Исключение составили 2011, 2015 и 2016 гг., когда плодовитость рачков в эксперименте была достоверно выше на 30% и более по сравнению с контролем. Кроме того, в 2009 г. для Волжского плеса также было отмечено превышение плодовитости, однако оно было статистически недостоверным (на 25% выше контрольных значений).

Усредненные значения плодовитости рачков (выраженные как ИТ) для всех плесов были ниже контрольных показателей за весь период наблюдений. Исключение составили 2011, 2013, 2015, 2016 и 2019 гг., для которых отмечен ИТ > 1 (Табл. 1). Сравнение ИТ между плесами показало его выравнивание, т. е. среднее количество молоди, полученное от одной самки, достоверно не отличалось. Самые низкие значения ИТ отмечены в 1996 г.: в Моложском плесе – 0.25, Центральном – 0.51, Волжском – 0.40 (Табл. 1). В Шекснинском плесе минимальное значение ИТ (0.40) зарегистрировано в 1994 г. Максимальные значения ИТ отмечены в 2011 г. в Моложском плесе (1.70), в 2015 – в Центральном (1.61), в 2016 – в Волжском (1.56) и Шекснинском (1.52).

Сравнительный анализ доли станций с хроническим токсическим действием (ХТД) воды на плодовитость цериодафний в Волжском и Моложском плесах показал, что эти значения были равномерными и в большинстве случаев не превышали 10% (Рис. 3). В Волжском плесе превышение свыше 10% наблюдалось в 1994, 1997, 2015 и 2016 гг., а в Моложском плесе исключение составил 2019 г., когда доля станций с ХТД воды составила 17%.

Доля станций с ХТД воды в Шекснинском и Центральном плесах отличалась большей вариабельностью и максимальными значениями. Для Центрального плеса в период с 1994 по 2008 г. наблюдалось снижение доли станции с ХТД, а затем ее постепенное увеличение до 2015 г. В 1998, 2014 и 2018 гг. станций с ХТД воды на плодовитость рачков не отмечено. Для Шекснинского плеса водохранилища максимальное число станций с ХТД зафиксировано в 1996, 1997 и 2014 гг. и составило 42, 70 и 42% со-

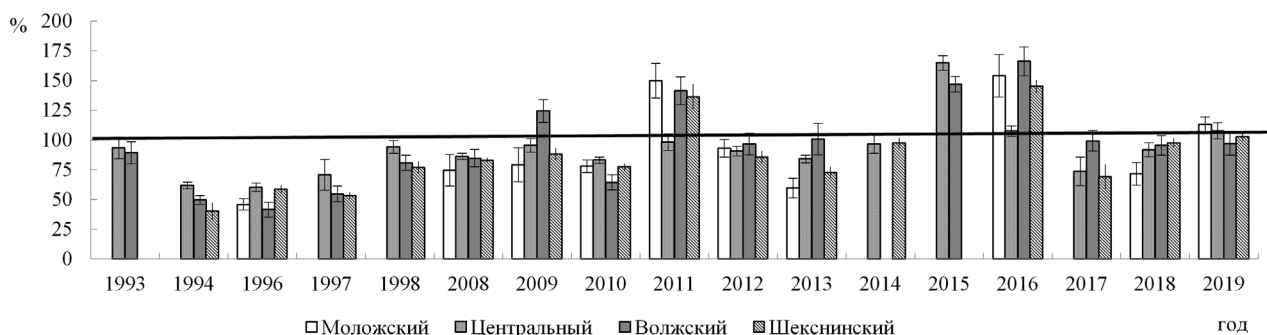


Рис. 2. Динамика хронической токсичности воды из различных плесов водохранилища по показателю плодовитости *C. dubia* (среднее количество молоди на 1 самку за 7 суток, % от контроля).

Табл. 1. Индекс токсичности воды различных плесов Рыбинского водохранилища по усредненному показателю плодovitости (среднее количество молодежи на 1 самку *C. dubia*). В скобках указано количество проб.

Год	Плес				
	Моложский	Центральный	Волжский	Шекснинский	Среднее
1993	–	0.93 (4)	0.88 (9)	–	0.89 (13)
1994	–	0.61 (9)	0.50 (3)	0.40 (1)	0.57 (13)
1996	0.25 (1)	0.51 (9)	0.40 (2)	0.48 (14)	0.47 (26)
1997	–	0.71 (1)	0.54 (2)	0.53 (10)	0.55 (13)
1998	–	0.94 (8)	0.81 (3)	0.77 (4)	0.87 (15)
2008	0.59 (2)	0.87 (24)	0.82 (3)	0.84 (15)	0.84 (44)
2009	0.79 (1)	0.95 (10)	1.24 (2)	0.86 (10)	0.93 (23)
2010	0.78 (1)	0.83 (8)	0.65 (2)	0.77 (5)	0.78 (16)
2011	1.70 (2)	0.97 (8)	1.47 (4)	1.33 (5)	1.25 (19)
2012	0.85 (1)	0.82 (10)	1.00 (2)	0.79 (2)	0.84 (15)
2013	0.57 (1)	1.10 (17)	0.87 (2)	0.70 (2)	1.02 (22)
2014	–	1.00 (2)	–	0.97 (10)	0.98 (12)
2015	–	1.61 (9)	1.47 (5)	–	1.56 (14)
2016	1.37 (1)	1.13 (18)	1.56 (4)	1.52 (11)	1.31 (34)
2017	–	0.74 (4)	0.95 (5)	0.69 (9)	0.78 (18)
2018	0.93 (7)	0.93 (14)	0.87 (7)	0.93 (22)	0.93 (22)
2019	1.13 (11)	1.09 (18)	1.08 (5)	1.08 (13)	1.10 (46)
Среднее	0.90 ± 0.13 (28)	0.93 ± 0.06 (173)	0.94 ± 0.09 (60)	0.84 ± 0.08 (133)	0.92 ± 0.07 (394)

ответственно (Рис. 3). Средняя доля станций с ХТД, рассчитанная от количества станций отбора в плесе, а не от их общего числа по всей акватории, в большинстве случаев превышала 50%.

Наши подсчеты показали, что максимальные суммарные КЗ по 6 элементам наблюдали в 1987 г. после аварии на Череповецком металлургическом комбинате, минимальные – в 2010 г. (Табл. 2). Достоверные отличия зарегистрированы между Центральным и Шекснинским плесами для КЗ по кадмию в 1987 г., меди и свинцу в 2010 г.

Установить прямую зависимость между содержанием ЗВ в воде и ее пригодностью для обитания живых организмов не всегда удается. Нахождению связей (зависимостей) между изучаемыми переменными способствует корреляционный анализ. Данные, представленные в Таблице 3, отражают корреляционные связи параметров биотестирования с гидрологическими и гидробиологическими показателями, а также с содержанием химических элементов в воде. Можно видеть, что репродуктивные показатели цериодафний положительно коррелируют с температурой воздуха и электро-

проводностью воды (Табл. 3). Достоверные отрицательные корреляционные зависимости зарегистрированы между содержанием химических элементов в воде и репродуктивными показателями рачка (Табл. 3). Наиболее тесная связь наблюдается с такими металлами, как Mg, Co, Cd, Fe ($r_s > 0.7$).

Основные переменные, достоверно влияющие на смертность ветвистоусых рачков, – содержание аммонийного азота и ионов Mg, Al, Pb и Cu ($p < 0.05$). Регрессионная модель параметров смертности цериодафний представлена следующими линейными уравнениями:

$$\text{Гибель (\%), 48 ч} = 9.117 - 69.074 \times \text{ХПК} + 8.629 \times [\text{NH}_4] - 981.959 \times [\text{Cd}], \quad (1)$$

$$\text{Гибель (\%), 10 сут.} = 3.682 + 0.000 \times [\text{Mg}] - 0.004 \times [\text{Al}] + 0.000 \times [\text{Ca}] - 0.004 \times [\text{Pb}] + 0.008 \times [\text{Cu}] - 0.057 \times [\text{Cd}] - 0.240 \times [\text{сумма РЗЭ}] + 0.001 \times [\text{Zn}]. \quad (2)$$

Стоит отметить, что полученные корреляционные связи условны, так как для составления общей матрицы использовались и литературные данные, в которых указывались средние значения содержания ЗВ без уточнения станций отбора. Помимо

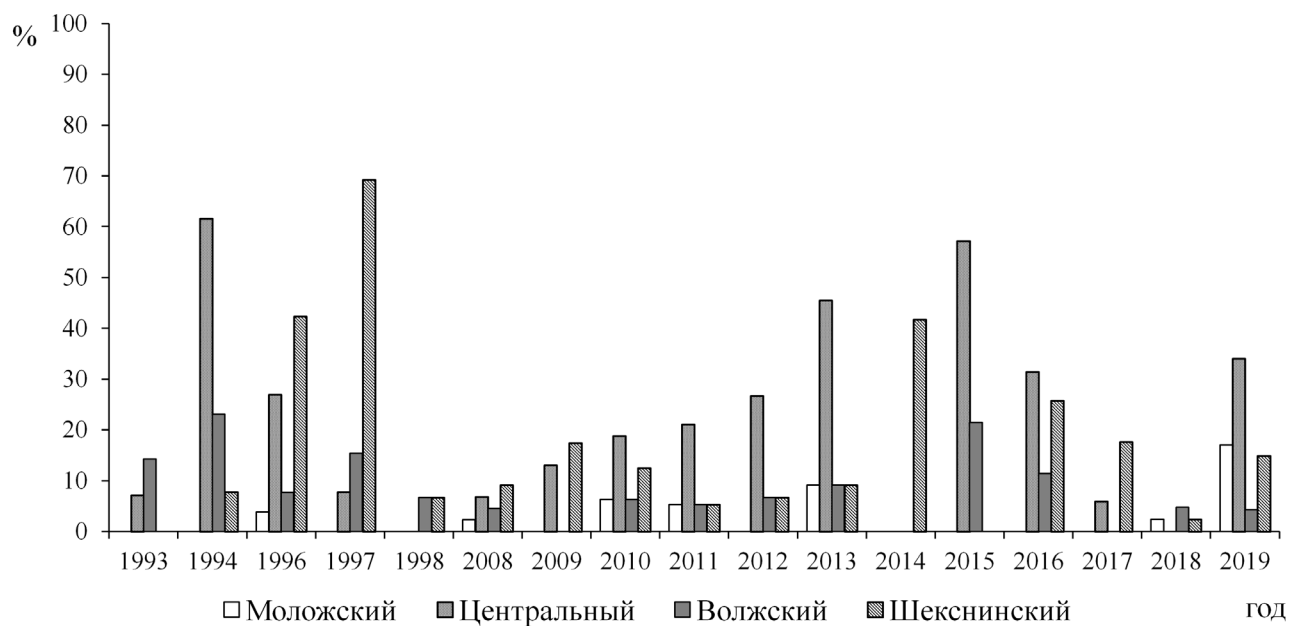


Рис. 3. Доля станций с хроническим токсическим действием воды (% от общего числа станций отбора проб).

исследованных нами зависимостей, на результат могли влиять и другие ЗВ, данные о концентрациях которых не имеются в общем доступе.

Обсуждение

В настоящее время контролируется более 100 нормативов качества воды, используемой для целей хозяйственно-питьевого водоснабжения (СанПиН..., 2001). Даже проведение полного анализа по всем установленным показателям не дает возможности определить их комплексное воздействие. Существующая в настоящее время система мониторинга загрязнения водных объектов, основанная на определении аналитическими методами отдельных токсических веществ, не обеспечивает сохранение экологического благополучия водоемов. Это обусловлено неполнотой данных о содержании загрязнителей, разнородным характером взаимодействия отдельных компонентов в смеси и вторично образуемыми соединениями, которые могут быть более токсичны, чем первоначальные. Таким образом, химический анализ – это лишь констатация факта наличия или отсутствия каких-либо химических элементов в пробе, и он не отражает «поведения» химических элементов в природной среде и их влияния на живые объекты (как прямого, так и косвенного) (Бакаева и др., 2009). В связи с этим особое значение приобретает применение интегральных методов оценки токсичности природных сред, к которым относится биотестирование (Олькова, 2014).

Существует мнение, что оценка опасности загрязняющих веществ на уровне экосистем требует использования нескольких тест-объектов, однако в ходе обобщения многочисленных лите-

ратурных данных выявлено, что результаты подобного тестирования незначительно отличаются от полученных на уровне отдельных организмов (Slooff et al., 1986). Выбор цериодафний в качестве тест-объекта представляется обоснованным, поскольку эти гидробионты легко культивируются в лабораторных условиях и являются фильтраторами, что обуславливает их высокую чувствительность к растворенным в воде веществам. Кроме того, учитывая важность хронических экспериментов для окончательных выводов об опасности исследуемых сред, использование цериодафний в качестве репрезентативных организмов дает значительное преимущество в продолжительности исследований (Жмур, 2018).

Отсутствие острой токсичности проб и невысокая смертность рачков за период экспозиции 7–10 суток дают основание утверждать, что большинство проб воды безопасны по показателю выживаемости за весь период наблюдений. Однако в целом информативность биотестов по гибели организмов достаточно низка. Это вполне объяснимо и понятно с токсикологической точки зрения, поскольку гибель тест-организмов служит проявлением крайней степени токсического эффекта и не дает судить о резистентности и толерантности популяции к токсиканту. Гораздо более показательны эксперименты по установлению хронического токсического действия, в ходе которых измеряются такие параметры, как изменение двигательной и пищевой активности, скорости размножения и проч. Репродуктивные показатели относятся к наиболее чувствительным и позволяют обнаружить даже невысокий уровень загрязнения (Олькова и Маханова, 2018).

Табл. 2. Коэффициент загрязненности воды Рыбинского водохранилища, среднее \pm ошибка среднего. * – статистически достоверное различие показателей между показателями (Гагеева, 1993; Гагеева, 2013; ³Томилини и др., 2018b). Жирным шрифтом выделены значения, превышающие рыбохозяйственные ПДК (Перечень рыбохозяйственных нормативов, 1999).

Плес	K _{Cr}	K _{Ni}	K _{Cu}	K _{Zn}	K _{Cd}	K _{Pb}	Суммарный K _Σ	Средний K _Σ
1987 ¹								
Центральный (5)	0.02 \pm 0.01	0.56 \pm 0.13	5.88 \pm 1.34	2.90 \pm 0.44	0.24 \pm 0.06*	0.73 \pm 0.08	10.32 \pm 1.57	1.72 \pm 0.26
Шекснинский (22)	0.02 \pm 0.00	0.43 \pm 0.05	7.36 \pm 0.89	2.49 \pm 0.19	0.14 \pm 0.01*	0.58 \pm 0.03	11.01 \pm 0.92	1.84 \pm 0.15
Среднее	0.02 \pm 0.00	0.45 \pm 0.05	7.13 \pm 0.78	2.55 \pm 0.17	0.16 \pm 0.01	0.60 \pm 0.03	10.91 \pm 0.81	1.82 \pm 0.13
2009 ²								
Моложский (1)	0.00 \pm 0.00	0.07 \pm 0.00	5.69 \pm 0.00	0.53 \pm 0.00	0.03 \pm 0.00	0.63 \pm 0.00	6.95 \pm 0.00	1.16 \pm 0.00
Центральный (10)	0.01 \pm 0.01	0.06 \pm 0.01	4.26 \pm 0.81	0.24 \pm 0.06	0.02 \pm 0.00	0.42 \pm 0.25	5.01 \pm 1.00	0.84 \pm 0.17
Волжский (2)	0.00 \pm 0.00	0.07 \pm 0.07	3.75 \pm 3.74	0.22 \pm 0.22	0.05 \pm 0.05	0.13 \pm 0.13	4.21 \pm 4.21	0.70 \pm 0.70
Шекснинский (10)	0.01 \pm 0.01	0.09 \pm 0.02	5.73 \pm 1.83	1.27 \pm 0.72	0.02 \pm 0.01	0.71 \pm 0.39	7.83 \pm 2.40	1.31 \pm 0.40
Среднее	0.01 \pm 0.00	0.07 \pm 0.01	4.92 \pm 0.89	0.70 \pm 0.32	0.02 \pm 0.00	0.53 \pm 0.20	6.25 \pm 1.17	1.04 \pm 0.20
2010 ²								
Центральный (8)	0.02 \pm 0.02	0.01 \pm 0.00	1.12 \pm 0.09*	0.73 \pm 0.15	0.06 \pm 0.01	0.00 \pm 0.00*	1.93 \pm 0.21	0.32 \pm 0.04
Волжский (2)	0.05 \pm 0.04	0.01 \pm 0.00	1.48 \pm 0.13	0.94 \pm 0.20	0.07 \pm 0.01	0.03 \pm 0.02*	2.57 \pm 0.15	0.43 \pm 0.02
Шекснинский (5)	0.01 \pm 0.00	0.01 \pm 0.00	1.53 \pm 0.22*	0.82 \pm 0.14	0.06 \pm 0.01	0.01 \pm 0.00*	2.43 \pm 0.35	0.40 \pm 0.06
Среднее	0.02 \pm 0.01	0.01 \pm 0.00	1.30 \pm 0.10	0.79 \pm 0.09	0.06 \pm 0.00	0.01 \pm 0.00	2.18 \pm 0.18	0.36 \pm 0.03
2014 ³								
Центральный (2)	0.06 \pm 0.01	0.05 \pm 0.01	3.45 \pm 0.08	1.57 \pm 0.05	0.00 \pm 0.00	0.13 \pm 0.00	5.26 \pm 0.12	0.88 \pm 0.02
Шекснинский (10)	0.06 \pm 0.00	0.18 \pm 0.04	4.68 \pm 0.34	2.73 \pm 0.26	0.00 \pm 0.00	0.19 \pm 0.02	7.83 \pm 0.60	1.31 \pm 0.10
Среднее	0.06 \pm 0.00	0.16 \pm 0.04	4.48 \pm 0.31	2.54 \pm 0.25	0.00 \pm 0.00	0.18 \pm 0.02	7.41 \pm 0.58	1.23 \pm 0.10

Показатель плодovitости лабораторной культуры ветвистоусых рачков зависит от времени года и степени токсичности воды и служит более адекватным показателем ее качества (Филенко и др., 2013). В наших экспериментах плодovitость рачков (средняя по плесам) в большинстве случаев не достигала контрольных значений. Для 2011, 2013, 2015 и 2016 г. отмечен стимулирующий эффект: репродуктивные показатели в эксперименте были достоверно выше контрольных на 30% и более. Подобное явление не обязательно служит ответом на токсичность – оно может быть откликом на факторы, повышающие метаболические процессы: присутствие в исследуемых средах окисляемых органических и биогенных веществ, витаминов, гормонов, биостимуляторов (Жмур, 2018). В нашем случае стимуляция плодovitости тест-организмов, возможно, связана с поступлением в водохранилище органических веществ неантропогенного происхождения, о чем косвенно свидетельствуют высокие коэффициенты корреляции биологических параметров и биохимического потребления кислорода за 5 суток (БПК₅) (Табл. 3).

Кроме того, итог влияния токсиканта на организм зависит от взаимодействия деструктивных и компенсаторных процессов. При воздействии токсических веществ в малых концентрациях, что характерно для поверхностных вод, возможна не только полная компенсация, но и повышение активности функций организма. При длительном токсическом воздействии деструктивные процессы начинают преобладать, что может приводить к нарушению биохимических и физиологических процессов. В свою очередь, это может отразиться не только на репродуктивных способностях организма, но и на его выживаемости.

Достоверных межгодовых различий в плодovitости цериодафний как по плесам, так и по водохранилищу в целом не установлено. Самые низкие индексы токсичности в среднем по водохранилищу зафиксированы в 1994–1997 г. Минимальный показатель ИТ был отмечен в Моложском плесе в 1996 г. (Табл. 1). Для Шекснинского плеса зарегистрировано наиболее низкое среднее многолетнее значение (без учета года наблюдений), которое, однако, отличалось от остальных средних по показателям ИТ не достоверно (Табл. 1).

Для природного химического состава воды Рыбинского водохранилища характерно малое содержание растворенных солей, среди которых преобладает бикарбонат кальция; низкие концентрации минеральных форм азота и фосфора; высокое содержание органического вещества гумусовой природы и, как следствие, большая цветность воды (Экологические проблемы..., 2001). Благодаря способности связывать ионы метал-

лов, гумусовые вещества могут как увеличивать мобильность следовых элементов в среде (через реакции комплексообразования), так и снижать их миграционную способность за счет способности гумусовых веществ адсорбироваться на минеральных поверхностях (Линник и Набиванец, 1986; Mercier et al., 2001). Это, в свою очередь, может влиять на степень проявления токсических свойств загрязняющих веществ в различных водных объектах (Стравинскене, 2012).

В Рыбинском водохранилище наибольшему антропогенному влиянию подвергаются водные массы в зоне Череповецкого промышленного узла. В данной области наблюдается превышение установленных нормативов (ПДК) по таким компонентам, как аммонийный азот, медь, марганец, железо, нефтепродукты, БПК₅ (Григорьева и др., 2011а). В водах р. Кошты, куда осуществляется сброс сточных вод ПАО «Северсталь», отмечались также высокие концентрации сульфатов (154.0–191.6 мг/дм³) и хлоридов (50.3–107.2 мг/дм³) (Григорьева и др., 2011б).

Содержание тяжелых металлов в воде Рыбинского водохранилища существенно изменяется в зависимости от пространственных и временных факторов. Исследования последних лет выявили значительное содержание в воде Cu и Zn, о чем свидетельствуют высокие коэффициенты загрязненности данными элементами (Табл. 2). По данным 2014 г., концентрации Cu и Zn на всех исследованных станциях Шекснинского плеса были выше значений рыбохозяйственных ПДК (ПДК_{р/х}). При этом на станциях, расположенных вне г. Череповца, концентрация Zn в среднем превышала нормативное значение в 2.2 раза, Cu – в 40.6 раза. Для станций в черте города это превышение составило 3.5 и 49.6 раза соответственно (Томилина и др., 2018а). Известно, что уровень содержания меди в природных водах, как правило, выше установленного норматива, поскольку этот металл находится преимущественно в связанной с органическими лигандами форме. Возможно, высокое содержание Cu и Zn в воде Рыбинского водохранилища обусловлено в том числе и природными геохимическими особенностями данного региона (Гапеева, 2019; Томилина и др., 2018б).

Результаты корреляционного анализа показали, что концентрации в воде таких элементов, как Al, Fe, Ni, Cu, Co, Zn, Mo и Cd, влияли не только на гибель цериодафний, но и на их репродуктивные показатели. Практически все металлы, с которыми установлены корреляционные связи (за исключением кадмия, биологическая роль которого на настоящий момент не ясна), активно участвуют в биологических процессах, входят в состав многих ферментов и в микроколичествах необходимы для организма. Однако в концентрациях, превы-

Табл. 3. Корреляции между содержанием химических элементов, гидрологических показателей и биологическими параметрами *C. dubia* при биотестировании воды Рыбинского водохранилища (¹Степанова и Бикбулатова, 2018а; ²Степанова и Бикбулатова, 2018б; ³Лазарева и Соколова, 2018).

Параметр	Гидрологические показатели (коэффициент корреляции по Спирмену, $p < 0.05$)	Концентрации химических элементов (коэффициент корреляции по Спирмену, $p < 0.05$)
Гибель (%), 48 ч	цветность (0.260), ХПК (-0.421) ²	$P_{\text{общ}}$ (0.465) ¹ , азот аммонийный (0.525) ¹ , Mn (0.261), Cd (-0.342)
Гибель (%), 10 сут.	содержание O_2 в воде (-0.285), электропроводность (0.440), прозрачность (0.339), цветность (0.235), БПК ₅ (-0.472) ²	$P_{\text{мин}}$ (-0.333) ¹ , нитриты (-0.669) ¹ , Na (0.271), Mg (0.481), Al (0.547), K (0.287), Ca (-0.340), Fe (0.547), Co (0.543), Ni (0.496), Cu (0.447), Zn (0.431), Mo (0.498), Cd (0.354), Pb (0.500), $\Sigma P3Э$ (суммарное содержание редкоземельных элементов) (0.534)
Среднее число пометов на 1 самку	температура воздуха (0.397), $P_{\text{мин}}$ (-0.555) ¹ , содержание O_2 в воде (-0.576), температура поверхности воды (-0.576), общая численность зоопланктона (-0.696) ³	нитриты (0.370) ¹ , нитраты (-0.370) ¹ , Mg (-0.390), Fe (-0.350), Co (-0.336), Ni (-0.404), Cu (-0.494), Zn (-0.387), Mo (-0.289)
Среднее количество молоди на 1 самку, экз.	температура воздуха (0.410), электропроводность (0.256), минерализация общая (-0.586), БПК ₅ (-0.749) ² , ХПК (-0.775) ² , содержание O_2 в воде (-0.451), общая численность зоопланктона (0.759) ³	$P_{\text{общ}}$ (0.758) ¹ , азот аммонийный (0.731) ¹ , нитриты (0.823) ¹ , нитраты (-0.823) ¹ , Mg (-0.824), Al (-0.693), Ca (0.568), Fe (-0.712), Co (-0.727), Ni (-0.554), Cu (-0.339), Zn (-0.319), Mo (-0.466), Cd (-0.754), Pb (-0.527), $\Sigma P3Э$ (-0.696)

шающих ПДК, они биологически опасны. В экотоксикологическом отношении наиболее интересны металлы, максимально загрязняющие водоемы ввиду значительного использования в производственной деятельности и опасные вследствие их биологической активности и токсических свойств. К ним относят кобальт, никель, медь, молибден и кадмий (Мур и Рамамурти, 1987). Кадмий рассматривается как один из самых токсичных элементов наряду с медью и ртутью. Несмотря на невысокие концентрации кадмия в воде Рыбинского водохранилища, здесь установлена тесная связь между наличием данного элемента и плодовитостью рачков ($r_s > 0.75$). Гидробионты по сравнению с другими животными наиболее чувствительны к токсическому воздействию молибдена. При его избытке нарушается обмен веществ (в частности, кальциево-фосфатный). ЛК₅₀ для гольяна в мягкой воде (рН 7.0) составляет 70 мкг/л, в жесткой – 370 мкг/л (из-за присутствия гидрокарбонатов кальция и магния) (Мур и Рамамурти, 1987). Цинк относительно мало токсичен для теплокровных животных, однако в повышенной концентрации опасен

для гидробионтов. Концентрация 0.4 мг/л вызывает гибель колюшки и дафний; лососевые погибают при концентрации цинка, равной 0.05 мг/л (Мур и Рамамурти, 1987).

Присутствие редкоземельных элементов (РЗЭ) в воде усиливает гибель рачков и снижает их плодовитость, что было показано как в данном исследовании (Табл. 3), так и в более ранних работах (Ложкина и Томилина, 2016; Michael and Barry, 2000). Один из основных факторов, определяющих экологическую опасность РЗЭ, – это их биодоступность. Основным путем поглощения РЗЭ для ветвистоусых рачков служит поступление через карапакс. Механизм поглощения лантана и некоторых других РЗЭ в биологических системах сходен с таковым для кальция, что может приводить к нарушению нормального течения процесса линьки рачков. Они активно поглощают кальций во время каждого цикла линьки, что способствует проникновению РЗЭ во внутреннюю среду и возникновению токсических эффектов для организма и впоследствии может влиять на плодовитость рачков (Das et al., 1988).

На токсичность могут влиять и водорастворимые органические соединения антропогенного происхождения, о чем косвенно свидетельствуют установленные корреляционные связи биологических параметров цериодафний и химического потребления кислорода (ХПК) (Табл. 3). В экосистеме Рыбинского водохранилища присутствуют стойкие органические соединения, локальным источником которых является Череповецкий индустриальный комплекс (Чуйко и др., 2010). Токсичность воды и донных отложений на протяжении 2008–2017 гг. неоднократно отмечалась на станциях, расположенных в Шекснинском плесе в зоне влияния Череповецкого промышленного узла (Томила и др., 2018b).

Согласно полученному нами уравнению множественной пошаговой регрессии (2) отмечено значительное влияние аммонийного азота и ионов Mg, Ca и Cu. Ионы меди в концентрации 0.03 мг/л (ПДК_{пр/х} меди составляет 0.1 мг/л) вызывали гибель *Daphnia magna* Straus, 1820, снижали их репродуктивную и фильтрационную активность (Шилова и др., 2010). При повышении жесткости воды отмечено снижение летального действия высоких концентраций кадмия и меди на беспозвоночных (*D. magna* и *Diaptomus forbesi* Light, 1996) и водоросли *Chlorella vulgaris* Beij, 1890 (Dutta and Kavita, 2001; Santore et al., 2001). Поскольку аммонийный азот, магний и медь являются биогенными элементами, различная степень их влияния на жизненные функции ветвистоусых рачков, вероятно, зависит от характера воздействия на биохимические процессы, происходящие в организме гидробионтов.

Помимо загрязняющих веществ, на биологические параметры ракообразных могут влиять внутривидовые взаимодействия, а также метеорологические и фенологические факторы: атмосферное давление, солнечная активность, изменение геомагнитного фона, продолжительность светового дня (Галковская и Морозов, 1981; Крылов, 2008). Корреляционные связи репродуктивных показателей цериодафний и численности зоопланктона косвенно свидетельствуют об этом (Табл. 3). Так, в 2005 и 2009–2011 гг. наблюдалась максимальная численность зоопланктона (Лазарева и Соколова, 2018). При этом в ходе биотестирования опытных образцов воды в 2011 г. плодовитость цериодафний превышала контрольные значения на 33–70% (Табл. 1).

Таким образом, многочисленные данные свидетельствуют о стойком многолетнем загрязнении водной массы Рыбинского водохранилища тяжелыми металлами, органическими веществами, нефтепродуктами, биогенными элементами и другими загрязняющими веществами. Анализ коэффициентов загрязнения, выполненный по усредненным

данным, показывает, что Шекснинский плес в наибольшей степени подвергается загрязнению тяжелыми металлами. Средние значения КЗ для шести приоритетных металлов выше таковых для остальных плесов (Табл. 2).

Объективно оценить уровень токсического загрязнения водных экосистем в условиях антропогенной нагрузки можно только при комплексном сочетании химического и биологического методов исследования. Первый позволяет идентифицировать и количественно определить элементы загрязнения водной среды, а второй оценивает степень общей опасности среды и суммарный эффект воздействия загрязняющих веществ на функционирование гидробионтов. Результаты многолетних исследований токсичности воды Рыбинского водохранилища свидетельствуют о том, что ситуация с токсическим загрязнением поверхностных вод, как и неравномерная токсичность вод, в целом сохраняются. К наиболее неблагоприятным участкам Рыбинского водохранилища относятся Волжский и Шекснинский плесы. Данные гидрохимического анализа подтверждают высокую токсичность вод. Однако эти исследования не в полной мере отражают негативные последствия загрязнения природных объектов, поскольку известно, что наибольшую опасность для здоровья настоящего и будущих поколений представляют соединения, обладающие способностью вызывать отдаленные эффекты: мутагены и канцерогены, мониторинг которых практически не ведется.

Выводы

Согласно многолетним результатам биотестирования, к наиболее загрязненным участкам Рыбинского водохранилища относятся Волжский и Шекснинский плесы, подверженные воздействию бытовых и промышленных стоков, а также влиянию диффузного стока с сельскохозяйственных угодий и крупных автомагистралей.

Самые низкие индексы токсичности в среднем по водохранилищу зафиксированы в 1994–1997 гг.

Использование методов биотестирования не заменяет физико-химический контроль, однако биотесты существенно дополняют его результаты оценкой комплексного воздействия содержащихся в воде токсикантов. Результаты корреляционного анализа показали, что концентрации в воде таких элементов, как Al, Fe, Ni, Cu, Co, Zn, Mo, Cd и РЗЭ влияли на гибель цериодафний и их репродуктивные показатели. Полученные данные доказывают целесообразность проведения комплексного мониторинга водных объектов, основывающегося как на физико-химических, так и на биологических методах оценки качества воды.

Благодарности

Авторы выражают благодарность за помощь в отборе проб воды Г.М. Чуйко, В.В. Юрченко, В.В. Законнову, А.И. Цветкову и Ю.Г. Удоденко.

Работа выполнена в рамках государственного задания Министерства науки и высшего образования Российской Федерации “Физиолого-биохимические и иммунологические реакции гидробионтов под действием биотических и абиотических факторов окружающей среды” № г/р АА-АА-А18-118012690123-4.

Список литературы

- Александрова, В.В., 2009. Применение метода биотестирования в анализе токсичности природных и сточных вод (на примере Нижневартовского района Тюменской области). Нижневартовский гуманитарный университет, Нижневартовск, Россия, 94 с.
- Бакаева, Е.Н., Никаноров, А.М., Игнатова, Н.А., 2009. Место биотестирования донных отложений в мониторинге поверхностных вод суши. *Вестник Южного научного центра* 5 (2), 86–92.
- Брагинский, Л.П., 1985. Некоторые принципы классификации пресноводных систем по уровням токсической загрязненности. *Гидробиологический журнал* 21 (6), 65–74.
- Буторин, Н.В., Зиминова, Н.А., Курдин, В.П., 1975. Донные отложения верхневолжских водохранилищ. Наука, Ленинград, СССР, 160 с.
- Галковская, Г.А., Морозов, А.М., 1981. Формирование температурных адаптаций у дафний. *Журнал общей биологии* 42 (1), 113–117.
- Гапеева, М.В., 1993. Биогеохимическое распределение тяжелых металлов в экосистеме Рыбинского водохранилища. В: Копылов, А.И. (ред.), *Современное состояние экосистемы Рыбинского водохранилища*. Гидрометеиздат, Санкт-Петербург, Россия, 42–52.
- Гапеева, М.В., 2013. Тяжелые металлы в воде и донных отложениях Рыбинского водохранилища. *Вода: химия и экология* 5, 3–7.
- Гапеева, М.В., 2019. Обзор данных по содержанию тяжелых металлов в почвах, воде, донных отложениях, мхах в зоне влияния Череповецкой промышленной зоны за период с 1961 по 2014 годы (Вологодская область, Россия). *Тезисы VII Всероссийской научной конференции с международным участием, посвященной 30-летию Института проблем промышленной экологии Севера ФИЦ КНЦ РАН и 75-летию со дня рождения доктор биологических наук, профессора В.В. Никонова*. Апатиты, Россия, 16–17.
- Гапеева, М.В., Цельмович, О.Л., 1989. О распределении тяжелых металлов в донных отложениях Куйбышевского и Рыбинского водохранилищ. *Водные ресурсы* 1, 170–172.
- Гапеева, М.В., Цельмович, О.Л., 1990. Перераспределение тяжелых металлов в Шекснинском плесе Рыбинского водохранилища в связи с аварийными ситуациями. *Гидрохимические материалы* 109, 132–138.
- Григорьева, И.Л., Лупанова, И.А., Нечаева, Е.А., Романов, С.Н., 2011а. Пространственно-временная изменчивость показателей химического состава воды Углицкого и Рыбинского водохранилищ. *Труды международной научно-практической конференции «Современные проблемы водохранилищ и их водосборов». Т. II. Химический состав и качество воды*. Пермь, Россия, 41–46.
- Григорьева, И.Л., Романов, С.Н., Нечаева, Е.А., Козуля, В.И., 2011б. Состояние качества воды Рыбинского водохранилища в районе сброса сточных вод Череповецкого промузла. *Материалы всероссийской научно-практической конференции «Проблемы Рыбинского водохранилища и прибрежных территорий»*. Москва, Россия, 62–67.
- Доклад о состоянии и охране окружающей среды Вологодской области в 2018 году, 2019. Правительство Вологодской области, Департамент природных ресурсов и охраны окружающей среды Вологодской области, Вологда, Россия, 261 с.
- Жмур, Н.С., 2018. Экотоксикологический контроль. Приемы исследований и лабораторная практика. Акварос, Москва, Россия, 472 с.
- Колпакова, Е., Лулоф, И., Руттемаан, Й., 1996. Проект «Волга в Череповце»: отчет об исследованиях, проведенных в г. Череповце в августе 1995 г. Экологический центр «Дронт», Нижний Новгород, Россия, 23 с.
- Корнева, Л.Г., 2015. Фитопланктон водохранилищ бассейна Волги. Костромской печатный дом, Кострома, Россия, 284 с.
- Крайнюкова, А.Н., 2009. Система интегральной токсикологической оценки природных и сточных вод. *Восточно-Европейский журнал передовых технологий* 1/4 (37), 30–33.

- Критерии оценки опасности токсического загрязнения поверхностных вод суши при чрезвычайных ситуациях (в случаях загрязнения), 2011. Р 52.24.756. ГУ ГХИ, Росгидромет, Ростов-на-Дону, Россия, 37 с.
- Крылов, В.В., 2008. Действие переменного электромагнитного поля сверхнизкой и низкой частот на выживаемость, развитие и продукционные показатели *Daphnia magna* Straus (Crustacea, Cladocera). *Биология внутренних вод* 2, 33–39.
- Лазарева, В.И., 2018. Комплексные исследования на Рыбинском водохранилище. В: Лазарева, В.И. (ред.), *Структура и функционирование Рыбинского водохранилища в начале XXI века*. РАН, Москва, Россия, 6–32.
- Лазарева, В.И., Соколова, Е.А., 2018. Зоопланктон пелагиали водохранилища. В: Лазарева, В.И. (ред.), *Структура и функционирование Рыбинского водохранилища в начале XXI века*. РАН, Москва, Россия, 213–238.
- Линник, П.Н., Набиванец, Б.И., 1986. Формы миграции металлов в пресных поверхностных водах. Гидрометеоздат, Ленинград, СССР, 241 с.
- Ложкина, Р.А., Томилина, И.И., 2016. Влияние лантана на биологические параметры ветвистоусого рачка *Ceriodaphnia affinis* в хроническом эксперименте. *Токсикологический вестник* 1 (136), 42–46.
- Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по смертности и изменению плодовитости цериодафний, 2007. Федеральный реестр (ФР). ФР 1.39.2007.03221. Акварос, Москва, Россия, 56 с.
- Моисеенко, Т.И., 2009. Водная экотоксикология: Теоретические и прикладные аспекты. Наука, Москва, Россия, 400 с.
- Моисеенко, Т.И., Гашкина, Н.А., 2016. Биоаккумуляция ртути в рыбах как индикатор уровня загрязнения вод. *Геохимия* 6, 495–504. <http://www.doi.org/10.7868/S0016752516060042>
- Мур, Дж., Рамамурти, С., 1987. Тяжелые металлы в природных водах. Контроль и оценка влияния. Мир, Москва, СССР, 395 с.
- Олькова, А.С., 2014. Особенности и проблемы биотестирования водных сред по аттестованным методикам. *Вода, химия и экология* 10, 87–94.
- Олькова, А.С., Дабах, Е.В., 2014. Опыт интерпретации результатов биотестирования поверхностных вод при химическом и радиоактивном загрязнении. *Теоретическая и прикладная экология* 3, 21–28.
- Олькова, А.С., Маханова Е.В., 2018. Выбор биотестов для экологических исследований вод, загрязненных минеральными формами азота. *Вода и экология: проблемы и решения* 4 (76), 70–81. <http://www.doi.org/10.23968/2305-3488.2018.23.4.70-81>
- Определитель зоопланктона и зообентоса пресных вод Европейской России, 2010. Т. 1. Зоопланктон. Алексеев, В.Р. и Цалолыхин, С.Я. (ред.). Товарищество научных изданий КМК, Москва, Россия, 495 с.
- Перечень рыбохозяйственных нормативов: предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды, водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение, 1999. ВНИРО, Москва, Россия, 304 с.
- Рыбинское водохранилище и его жизнь, 1972. Кузин, Б.С. (ред.). Наука, Ленинград, СССР, 364 с.
- СанПиН 2.1.4.1074-01. Питьевая вода. Гигиенические требования к качеству воды централизованных систем питьевого водоснабжения. Контроль качества: санитарные правила и нормы, 2001. ИИЦ Госкомсанэпиднадзора РФ, Москва, Россия, 46 с.
- Степанова, И.Э., Бикбулатова, Е.М., 2018а. Биогенные элементы и оценка трофического статуса экосистемы. В: Лазарева, В.И. (ред.), *Структура и функционирование Рыбинского водохранилища в начале XXI века*. РАН, Москва, Россия, 91–101.
- Степанова, И.Э., Бикбулатова, Е.М., 2018б. Органическое вещество. В: Лазарева, В.И. (ред.), *Структура и функционирование Рыбинского водохранилища в начале XXI века*. РАН, Москва, Россия, 84–91.
- Тихановская, Г.А., Машихина, Ю.В., 2016. Оценка экологического состояния водотоков Рыбинского водохранилища. *Вестник ВолГУ. Серия 11. Естественные науки* 1 (15), 33–40.
- Томилина, И.И., Гапеева, М.В., Ложкина, Р.А., 2018а. Изменение качества воды и донных отложений Шекснинского плеса Рыбинского водохранилища по химическим и токсикологи-

- ческим показателям за период 1961–2017 гг. *Труды Института биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина* **83** (86), 32–50.
- Томилина, И.И., Гапеева, М.В., Ложкина, Р.А., 2018b. Экоотоксикологическая оценка качества воды и донных отложений. В: Лазарева, В.И. (ред.), *Структура и функционирование Рыбинского водохранилища в начале XXI века*. РАН, Москва, Россия, 371–388.
- Филенко, О.Ф., Исакова, Е.Ф., Гершкович, Д.М., 2013. Стимуляция жизненных процессов у *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg (Crustacea, Anomopoda) при действии низких концентраций потенциально токсичных веществ. *Биология внутренних вод* **4**, 89–93. <http://www.doi.org/10.7868/S0320965213030042>
- Флеров, Б.А., 1990. Экологическая обстановка на Рыбинском водохранилище в результате аварии на очистных сооружениях г. Череповца в 1987 г. В: Флеров, Б.А. (ред.), *Влияние стоков Череповецкого промышленного узла на экологическое состояние Рыбинского водохранилища*. Рыбинск, Россия, 3–11.
- Фортунатов, М.А., 1959. Цветность и прозрачность воды Рыбинского водохранилища как показатели его режима. *Труды Института биологии водохранилищ АН СССР* **2** (5), 246–352.
- Чуйко, Г.М., Законнов, В.В., Морозов, А.А., Бродский, Е.С., Шелепчиков, А.А., Фешин, Д.Б., 2010. Пространственное распределение и качественный состав полихлорированных бифенилов (ПХБ) и хлорорганических пестицидов (ХОП) в донных отложениях и леще (*Abramis brama* L.) Рыбинского водохранилища. *Биология внутренних вод* **2**, 98–108.
- Шилова, Н.А., Рогачева, С.М., Губина, Т.И., 2010. Влияние биогенных металлов на жизнедеятельность *Daphnia magna*. *Известия Самарского научного центра РАН* **12** (1–8), 1951–1953.
- Экологические проблемы Верхней Волги, 2001. Копылов, А.И. (ред.). ЯГТУ, Ярославль, Россия, 427 с.
- Das, T., Sharma, A., Talukder, G., 1988. Effects of lanthanum in cellular systems. *Biological Trace Element Research* **18** (1), 201–228. <https://doi.org/10.1007/bf02917504>
- Dutta, T.K., Kavita, A., 2001. Acute toxicity of cadmium to fish *Labeo rohita* and copepod *Diaptomus forbesi* pre-exposed to CaO and KMnO₄. *Chemosphere* **42** (8), 955–958.
- Hrabik, T.R., Watras, C.J., 2002. Recent declines in mercury concentration in a freshwater fishery: isolating the effects of de-acidification and decreased atmospheric mercury deposition in Little Rock Lake. *The Science of the Total Environment* **297**, 229–237.
- Mercier, F., Moulin, V., Barre, N., Casanova, F., Toulhoat, P., 2001. Study of the repartition of metallic trace elements in humic acids colloids: potentialities of nuclear microprobe and complementary techniques. *Analytica Chimica Acta* **427**, 101–110.
- Michael, J.B., Barry, J.M., 2000. The acute and chronic toxicity of lanthanum to *Daphnia carinata*. *Chemosphere* **41**, 1669–1674.
- Mount, D.I., Norberg, T.J., 1984. A seven-day life-cycle cladoceran toxicity test. *Environmental Toxicology and Chemistry* **3**, 425–434.
- Santore, R.C., Di Toro, D.M., Paquin, P.R., Allen, H.E., Meyer, J.S., 2001. Biotic ligand model of acute toxicity of metals. 2. Application to acute copper toxicity in fresh water fish and *Daphnia*. *Environmental Toxicology and Chemistry* **20** (10), 2397–2402.
- Slooff, W., van Oers, J.A.M., de Zwart, D., 1986. Margins of uncertainty in ecological hazard assessment. *Environmental Toxicology and Chemistry* **5**, 841–852.
- Sokal, R.R., Rohlf, F.J., 1995. Biometry: the principles and practice of statistics in biological research. W.H. Freeman and Comp., New York, USA, 887 p.

Long-term dynamics of the water quality in the Rybinsk reservoir according to biotesting

Roza A. Lozhkina, Irina I. Tomilina*, Maria V. Gapeeva

¹I.D. Papanin Institute for Biology of Inland Waters, Russian Academy of Sciences, Borok 109, Nekouzsky District, Yaroslavl Region, 152742 Russia

**i_tomilina@mail.ru*

Long-term dynamics of the aquatic toxicity was studied in the Rybinsk Reservoir. According to the biotesting, the Volga and Sheksna reaches were the most polluted areas, which were exposed to household and industrial wastewater, as well as to the diffuse runoff from agricultural land and major highways. The relationships between the parameters of toxicity and indicators of the chemical composition of water were analyzed.

Keywords: toxicity, natural water, biotesting, Ceriodaphnia.