

## Водная токсикология

УДК 574.64:556.555.6 (285.2)

### ТОКСИКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ВОДЫ И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ УГЛИЧСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА ЗА ПЕРИОД 2012–2020 гг.

И. И. Томилина\*, Р. А. Ложкина, Л. П. Гребенюк

Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН,  
152742 пос. Борок, Ярославская обл., Некоузский р-н, e-mail: \*i\_tomilina@mail.ru  
Поступила в редакцию 5.09.2022

Дана многолетняя оценка токсикологического состояния отдельных районов Угличского водохранилища по результатам биотестирования воды и донных отложений (ДО). За период исследований 2012–2020 гг. отмечена тенденция к снижению токсичности воды на всех участках водохранилища. Максимальные значения репродуктивных показателей ветвистоусого рачка *Ceriodaphnia affinis* зарегистрированы в 2019 г. Токсичность донных отложений имела слабую тенденцию к снижению на верхнем участке водохранилища и не изменялась на среднем и нижнем участках. При тератологическом исследовании ДО Угличского водохранилища в 2012–2013 гг. установлено, что доля личинок хирономид *Chironomus riparius* с патоморфологическими изменениями структур ротового аппарата за период наблюдений в среднем была 14.5%, что выше установленных контрольных (6.7–7.0%) и фоновых значений (0–8.0%). Результаты биотестирования подтверждаются аналитическими данными по загрязнению воды и донных отложений. Значимых отличий коэффициента загрязнения (КЗ) воды между участками водохранилища как по отдельным элементам, так и в сумме не зарегистрированы. Наибольших значений суммарный и средний КЗ достигали на среднем участке, на котором отмечены более высокие концентрации Cu и Zn. Несмотря на тенденцию снижения концентраций Cr, Ni, Cu, Zn, Cd и Pb в донных отложениях водохранилища уровни содержания Cd, Cr, Ni и Zn превышали их фоновые концентрации, установленные для бассейна Верхней Волги.

*Ключевые слова:* Угличское водохранилище, биотестирование, вода, донные отложения, цериодафнии, хирономиды, загрязнение.

DOI: 10.47021/0320-3557-2022-67-88

#### ВВЕДЕНИЕ

Экологическое состояние водных экосистем наиболее часто оценивают с помощью химико-аналитических методов и биоиндикации [Никаноров и др., 2000 (Nikanorov et al., 2000)]. Это относится и к исследованиям Угличского водохранилища [Копылов и др., 1998 (Kopylov et al., 1998); Баканов, 2003 (Bakanov, 2003); Сигарева, Тимофеева, 2005 (Sigareva, Timofeeva, 2005); Григорьева, Лупанова, 2015 (Grigor'eva, Lupanova, 2015); Гапеева, Законнов, 2016 (Gapeeva, Zakonnov, 2016); Толкачев и др., 2017 (Tolkachyov et al., 2017)]. Ввиду его многофункционального использования (судоходство, ирригация, рыбное хозяйство, рекреация, хозяйственно-питьевое водоснабжение) особое значение приобретают токсикологические исследования воды и донных отложений.

В отличие от химических методов анализа, которые дают информацию о содержании отдельных загрязняющих веществах (ЗВ) в фиксированный промежуток времени, биотестирование позволяет получить данные по

интегральной токсичности среды, обусловленной присутствием комплекса ЗВ в воде и донных отложениях (ДО) [Никаноров и др., 2000 (Nikanorov et al., 2000)]. Несмотря на то, что с 1991 г. биотестирование стало одним из обязательных методов контроля качества поверхностных вод [Правила охраны..., 1991 (Pravila ohrany..., 1991)], в большинстве случаев его используют для оценки токсичности химических соединений и сточных вод, реже – для природных вод и ДО.

Токсикологические исследования Угличского водохранилища другими авторами не проводились, поэтому многолетняя оценка интегральной токсичности воды и ДО отдельных районов водохранилища методами биотестирования является весьма актуальной.

Цель работы – оценить многолетние изменения токсичности воды и донных отложений Угличского водохранилища с использованием метода биотестирования и выявить факторы, влияющие на их токсичность.

#### МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

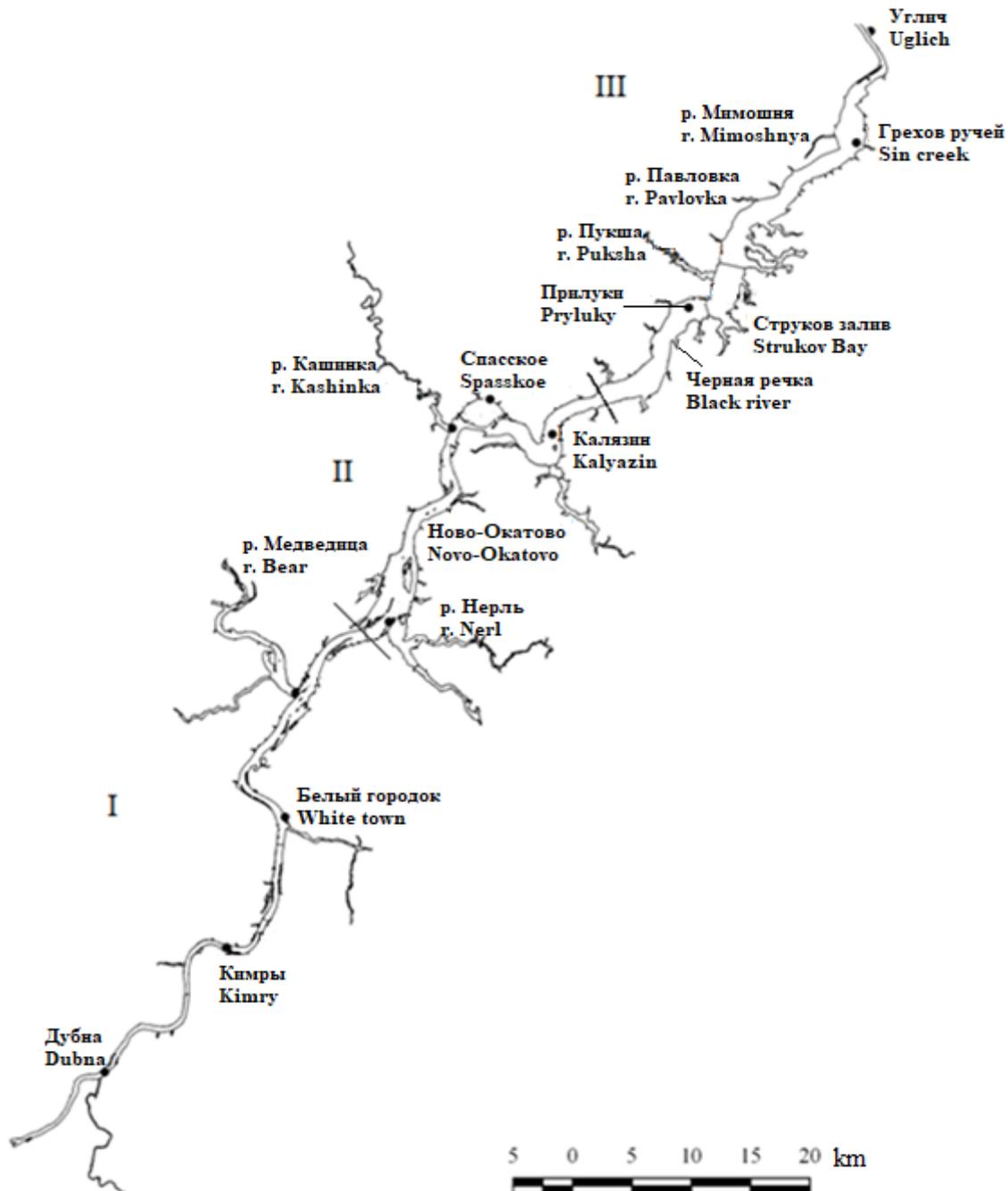
Пробы воды и ДО отбирали в летние месяцы в период с 2012 по 2020 гг. на станциях, приуроченных к затопленному руслу р. Волга, к устьям рек, впадающих в водохранилище,

а также к населенным пунктам, несущим различную антропогенную нагрузку. Районирование Угличского водохранилища проводили по условиям седиментации и делили на три

района (рис. 1): верхний (устье р. Дубна – устье р. Медведица), средний (выше устья р. Медведица – г. Калязин), нижний (выше г. Калязин – г. Углич) [Законнов, 2007 (Zakonnov, 2007)].

Пробы воды отбирали метровым батометром Рутнера и фильтровали через обеззо-

ленные фильтры “Белая лента”. Отфильтрованную воду наливали в пищевые пластиковые бутылки объемом 0.5 л под плотно завинчивающуюся крышку для исключения попадания кислорода.



**Рис. 1.** Карта-схема Угличского водохранилища. I – верхний (устье р. Дубна–устье р. Медведица), II –средний (выше устья р. Медведица–г. Калязин), III – нижний участок (выше г. Калязин–Углич), / – границы участков.

**Fig. 1.** Map of the Uglich reservoir. I – upper (Dubna–Medveditsa), II –middle (Medveditsa–Kalyazin), III – lower section (Kalyazin–Uglich), / – the sector boundaries.

Для отбора проб ДО использовали модифицированный дночерпатель Экмана-Берджи (ДАК-250) с площадью захвата  $1/40 \text{ м}^2$ . Поверхностный слой ДО отбирали

в трех повторностях. Высота колонки составляла 7–10 см. Затем интегральную пробу тщательно перемешивали, убирали крупную гальку, растительные остатки, раковины моллю-

сков и помещали в герметичные пластиковые пакеты. Пробы воды и ДО до начала биотестирования хранили в холодильнике при температуре +2–+4°C не более 14 сут.

Биотестирование проб воды проводили на лабораторной культуре *Ceriodaphnia affinis*, Lilljeborg, 1862 в соответствии со стандартной методикой [Методика определения токсичности..., 2007 (Metodika opredeleniya toksichnosti..., 2007)]. Поддерживали оптимальные условия среды: температуру воды – 21±3°C, pH 7.5–8.0, растворенный кислород – на уровне насыщения, световой режим при освещении лампами дневного света – 16 ч свет: 8 ч ночь. Контрольную группу тест-организмов содержали в аналогичных условиях в отстоянной водопроводной воде. В ходе эксперимента рачков кормили водорослевой суспензией *Chlorella vulgaris* Beijerinck, 1890 из расчета 0.2 см<sup>3</sup> на 15 мл тестируемой среды. Учитывали гибель в течение 48 ч и на момент завершения эксперимента, среднее число пометов и новорожденных особей на 1 самку. Гибель рачков >20% за время эксперимента и значимое снижение плодовитости по сравнению с контролем рассматривали как проявление хронического токсического действия [Mount, Norberg, 1984].

При биотестировании нативных (ненарушенных) ДО использовали лабораторную культуру комара-звонца *Chironomus riparius* Meigen, 1804. В ходе опытов поддерживали оптимальные условия среды: температуру 20±2°C, pH 7.8–8.0, содержание кислорода 6.0–7.5 мг/л. Животных кормили суспензией кормовых дрожжей, которую добавляли по мере выедания. Фоновым контролем служили ДО устья р. Сутки, притока Рыбинского водохранилища. Токсичность ДО оценивали по смертности и изменению линейных размеров [Ingersoll, Nelson, 1990]. Гибель личинок >20% и значимое снижение линейных размеров за время эксперимента по сравнению с контролем рассматривали как проявление хронического токсического действия. В качестве дополнительного параметра токсичности ДО использовали морфологические нарушения в строении ротового аппарата личинок [Wiederholm, 1984; Warwick, 1985]. Исследовали три группы структур ротового аппарата: сильнохитинизированные (ментум, мандибулы), комплекс верхней губы (премандибулы, эпифарингс, верхнегубной гребень) и антенны [Warwick, 1985]. Изучение проводили на постоянных препаратах головных капсул, изготовленных по общепринятой методике с использованием жидкости Фора–Берлезе [Шилова, 1976 (Shilova, 1976)]. Препараты просмат-

ривали под микроскопом МБИ-3 (x200, x280, x400) и цифровом микроскопом KEYENCE VHX-1000, объектив VH-Z250R. Рассчитывали относительную численность личинок с деформациями, долю личинок с деформациями отдельных структур ротового аппарата, соотношение этих структур, индексы тяжести антеннальной деформации ISAD (Index of Severity of Antennal Deformation) [Warwick, 1985] и деформаций сильнохитинизированных структур ISMMD (Index of Severity of Mandibular and Mentum Deformations) [Warwick, 1991]. Значения этих индексов у контрольных личинок находятся в пределах 0.25≤ISAD≤0.55 и 0.03≤ISMMD≤0.20 [Grebjenjuk, Tomilina, 2014].

По уровню патоморфологических изменений структур ротового аппарата личинок хирономид ДО оценивали в соответствии с разработанными критериями [Deckere et al., 2000]: незагрязненные ДО – ≤8% личинок с деформациями от общего количества исследованных личинок, слабо загрязненные – 8–16%; загрязненные – 16–32%; сильно загрязненные – >32%.

Для получения сопоставимых результатов биотестирования рассчитывали индексы токсичности (ИТ) – величину, выраженную в долях от единицы по каждому измеряемому показателю по формуле:

$$\text{ИТ} = \text{ТПо} / \text{ТПк},$$

где ТПо – значение тест-параметра в опыте, ТПк – значение тест-параметра в контроле.

Концентрации загрязняющих веществ в воде и донных отложениях, измеренные в разные годы, были преобразованы в коэффициент загрязненности для каждого токсичного загрязняющего вещества, рассчитанного по формуле [Критерии оценки опасности..., 2011 (Kriterii ocenki opasnosti..., 2011)]:

$$\text{КЗ}_i = \text{C}_i / \text{ПДК}_i,$$

где C<sub>i</sub> – концентрация i-го компонента состава загрязнения, мг/л, ПДК<sub>i</sub> – предельно-допустимая концентрация i-го компонента, мг/л [Перечень рыбохозяйственных нормативов..., 1999 (Perechen' rybohozyajstvennyh normativov..., 1999)].

Суммарный коэффициент загрязненности воды КЗ<sub>сум</sub> для 6 токсичных ЗВ рассчитывался по формуле:  $\sum \text{КЗ}_i = \sum (\text{C}_i / \text{ПДК}_i)$ . Для расчета коэффициентов загрязнения использовали собственные и представленные в литературе данные [Гапеева, Законнов, 2016 (Gapeeva, Zakonnov, 2016); Толкачев и др., 2017 (Tolkachev et al., 2017)].

Оценка загрязнения ДО тяжелыми металлами проводилась по суммарному показателю загрязнения ( $Z_c$  или СПЗ) [Геохимия окружающей среды, 1990 (Geohimiya okruzhayushchej sredy, 1990)]. Показатель является количественной мерой ассоциации химических элементов и представляет собой сумму превышений коэффициентов концентрации над единичным фоновым уровнем:

$$Z_c = S (C_i - C_{\phi}) / C_{\phi} = SK_{c - (n-1)},$$

где  $K_c$  – коэффициент концентрации;  $n$  – число химических элементов, входящих в изучаемую ассоциацию;  $C_i$  – аномальное содержание элемента;  $C_{\phi}$  – фоновое содержание.

$Z_c$  рассчитан по Cr, Ni, Cu, Zn, Cd и Pb, выборка станций однородна для каждого года. В качестве фоновых концентраций использовали региональный норматив для водных объектов Санкт-Петербурга [Нормы и критерии оценки загрязненности..., 1997 (Normy i kriterii ocenki zagryaznennosti..., 1997)] и фоновые концентрации для ДО бассейна Верхней Волги

[Тихомиров, Марков, 2009 (Tichomirov, Markov, 2009)].

Уровни загрязнения ДО по суммарному показателю оценивали следующим образом:  $Z < 2$  – фоновое значение;  $Z = 2...4$  – минимальное загрязнение;  $Z = 4...8$  – слабое загрязнение;  $Z = 8...16$  – среднее загрязнение;  $Z = 16...32$  – сильное загрязнение;  $Z = 32...64$  – интенсивное загрязнение;  $Z > 64$  – максимальное загрязнение [Геохимия окружающей среды, 1990 (Geohimiya okruzhayushchej sredy, 1990)].

Данные представляли в виде средних значений и их ошибок ( $\bar{x} \pm SE$ ). Достоверность различий оценивали методом дисперсионного анализа (ANOVA, LSD-тест) при уровне значимости  $p < 0.05$  [Sokal, Rohlf, 1995]. Корреляционный анализ между исследованными параметрами, значения которых не имели нормального распределения (Shapiro-Wilktest), проводили с использованием непараметрического коэффициента Спирмена ( $r_s$ ,  $p < 0.05$ ).

## РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

**Вода.** Выживаемость тест-организмов является основным тестируемым параметром при установлении токсичности воды природных водоемов. Результаты биотестирования воды по показателю выживаемости цериодафний во всех исследуемых пробах свидетельствуют об отсутствии острого токсического действия за период наблюдений 2012–2019 гг. Хроническое токсическое действие (ХТД), т.е. гибель рачков выше допустимого методи-

кой 20% уровня за период эксперимента, установлено в отдельные даты наблюдений. В нижнем участке – это станции р. Мимошня, р. Пукша, Прилуки, Черная речка, среднем – Спасское, Новоокатово, верхнем – Кимры, устье р. Дубна (рис. 1).

Анализ ИТ по показателю плодовитости рачков показал, что значимых различий между участками в период наблюдения не зафиксировано, за исключением 2015 и 2018 гг. (табл. 1).

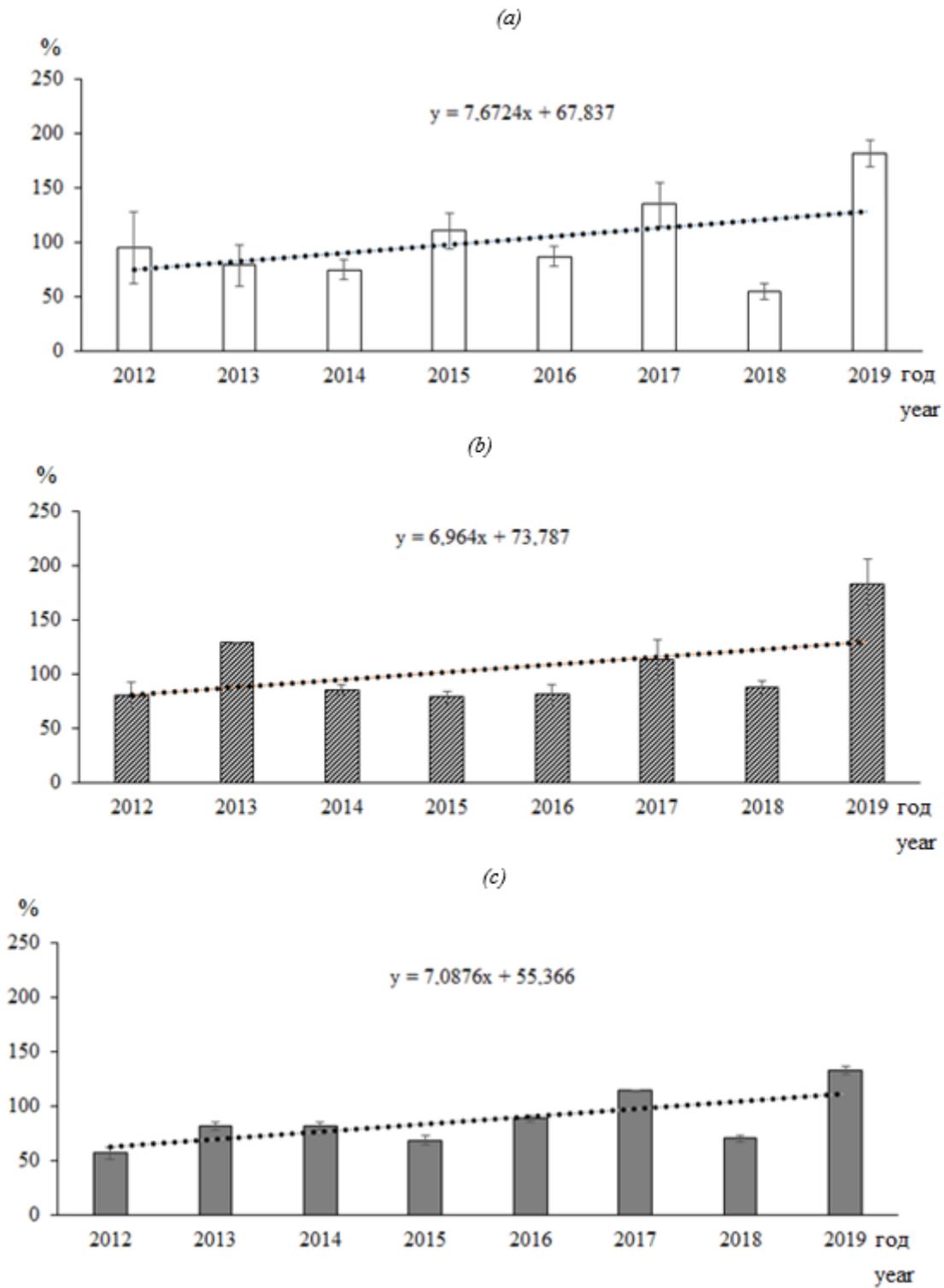
**Таблица 1.** Индекс токсичности воды различных участков Угличского водохранилища по усредненному показателю плодовитости (среднее количество молоди на 1 самку *Ceriodaphnia affinis*)

**Table 1.** Water toxicity index of various sites of the Uglich reservoir according to the average fertility index (average number of juveniles per 1 female *Ceriodaphnia affinis*)

Год Year	Участок / Site (sector)			Среднее The average
	Верхний Upper	Средний Middle	Нижний Lower	
2012	0.95±0.33 (4)	0.81±0.12 (19)	0.57±0.05 (17)	0.72±0.07 (40)
2013	0.79±0.19 (2)	1.30±0 (1)	0.82±0.04 (2)	0.90±0.12 (5)
2014	0.82±0.08 (3)	0.92±0.04 (14)	0.86±0.03 (8)	0.89±0.03 (25)
2015	<b>1.11±0.17<sup>b</sup> (4)</b>	<b>0.79±0.05<sup>a</sup> (13)</b>	<b>0.69±0.04<sup>a</sup> (14)</b>	0.79±0.04 (31)
2016	0.87±0.09 (3)	0.82±0.09 (4)	0.89±0.03 (2)	0.85±0.05 (9)
2017	1.35±0.20 (3)	1.13±0.18 (4)	1.15±0.00 (2)	1.21±0.10 (9)
2018	<b>0.55±0.07<sup>a</sup> (3)</b>	<b>0.88±0.06<sup>b</sup> (4)</b>	<b>0.71±0.03<sup>ab</sup> (2)</b>	0.73±0.06 (9)
2019	1.82±0.12 (3)	1.82±0.23 (4)	1.30±0 (1)	1.76±0.13 (8)
Среднее / The average	<b>1.04±0.10<sup>b</sup> (25)</b>	<b>0.93±0.05<sup>b</sup> (63)</b>	<b>0.72±0.03<sup>a</sup> (48)</b>	0.88±0.03 (136)

**Примечание.** Здесь и в табл. 2 в скобках указано количество станций, жирным шрифтом выделены значения, значимо отличающиеся в строках, <sup>a, b</sup> – показатели в строке с разными надстрочными индексами статистически значимо различаются ( $p \leq 0.05$ ).

**Note.** Here and in Table. 2 the number of stations is indicated in parentheses, values that differ significantly in rows are in bold type, <sup>a, b</sup> – parameters in a row with different superscripts letters are statistically significantly different ( $p \leq 0.05$ ).



**Рис. 2.** Линии тренда плодовитости рачков (% от контроля) различных участков Угличского водохранилища (*a* – верхний, *b* – средний, *c* – нижний участки). По оси абсцисс – года наблюдений, по оси ординат – среднее количество молоди на 1 самку цериодафний, % контроля.

**Fig. 2.** Trend lines fertility of crustaceans (% of control) of various sections of the Uglich reservoir (*a* – upper, *b* – middle, *c* – lower sections). On the abscissa axis – the years of observations, on the ordinate axis – the average number of juveniles per 1 female Ceriodaphnia, % control.

В 2015 г. для верхнего участка отмечены статистически значимо более высокие показатели плодовитости по сравнению с участками, расположенными вниз по течению. В 2018 г. для данного участка отмечено более низкое

значение репродуктивных показателей. В среднем, без учета года наблюдения, для нижнего участка водохранилища отмечены значимо более низкие показатели плодовитости рачков, по сравнению с верхним и средним уча-

стками (табл. 1). Рассматривая изменения ИТ по участкам в зависимости от года исследования, можно заключить, что ИТ в 2019 г верхнего и среднего участков был существенно выше такового в остальные даты наблюдений.

Доля станций с ХТД воды по участкам колебалась от 0 до 100%. Станций с ХТД воды не зарегистрировано на среднем и нижнем участках в 2013 г., верхнем и нижнем – 2015, нижнем – 2017 и 2019 гг. (табл. 3). Наибольшая доля станций с ХТД отмечена в 2012 г. – 72.9%. В среднем, без учета года наблюдений, доля станций с зарегистрированным ХТД воды на рачков от общего числа исследованных станций составила для верхнего участка – 13.8%, среднего – 17.5%, нижнего – 10.9%.

Рассматривая линию тренда токсичности воды за период исследований, можно заключить, что токсичность воды снижается на всех участках, при этом плодовитость рачков достигает максимальных значений в 2019 г. (рис. 2).

**Донные отложения.** Результаты биотестирования ДО по показателю выживаемости личинок хирономид свидетельствуют об их хроническом токсическом действии. Гибель >50% за 14 сут эксперимента зарегистрирована в отдельные даты наблюдений

в нижнем участке на станциях Грехов ручей, р. Мимошня, р. Пукша, р. Павловка, Прилуки, Струков залив, среднем – Калязин, Спасское, Новоокатово, устье р. Нерль, верхнем – устье р. Медведица, Кимры, устье р. Дубна (рис. 1).

Статистически значимые различия ИТ между участками по изменению линейных размеров тела личинок хирономид при биотестировании ДО отмечены в 2014, 2015 и 2018 гг. (табл. 2). В 2014 г. для нижнего участка наблюдали минимальные значения длины личинок, а в 2015 и 2018 гг. – максимальные. Средние показатели без учета года наблюдений между участками не различались (табл. 2).

Доля станций с ХТД донных отложений была высокой и колебалась от 25 до 100% для всех участков (2012, 2016 и 2018 гг.) (табл. 3). В среднем, без учета года наблюдений, доля станций с выявленным ХТД донных отложений на личинок хирономид от общего числа исследованных станций составила для верхнего участка – 24.6%, среднего – 42.8, нижнего – 31.6%.

Линия тренда токсичности донных отложений для личинок хирономид имела слабую тенденцию к снижению на верхнем участке водохранилища, и практически не изменялась на среднем и нижнем участках (рис. 3).

**Таблица 2.** Индекс токсичности донных отложений различных участков Угличского водохранилища по изменению линейных размеров личинок *Chironomus riparius*

**Table 2.** The toxicity index of bottom sediments of various sites of the Uglich reservoir by changing the linear sizes of larvae of *Chironomus riparius*

Год Year	Участок / Site (sector)			
	Верхний Upper	Средний Middle	Нижний Lower	Среднее The average
2012	–	1.05±0.02 (18)	1.04±0.02 (14)	1.04±0.02 (32)
2013	0.71±0 (1)	0.50±0 (1)	0.90±0.13 (2)	0.75±0.11 (4)
2014	<b>1.38±0.03<sup>ab</sup> (3)</b>	<b>1.42±0.05<sup>b</sup> (14)</b>	<b>1.18±0.08<sup>a</sup> (8)</b>	1.34±0.04 (25)
2015	<b>0.71±0.08<sup>ab</sup> (4)</b>	<b>0.67±0.02<sup>a</sup> (13)</b>	<b>0.78±0.04<sup>b</sup> (14)</b>	0.73±0.02 (31)
2016	0.76±0.08 (3)	0.76±0.08 (4)	0.73±0.03 (2)	0.75±0.04 (9)
2017	0.92±0.19 (2)	0.82±0.06 (4)	0.90±0.01 (2)	0.86±0.05 (8)
2018	<b>0.75±0.03<sup>a</sup> (3)</b>	<b>0.82±0.01<sup>a</sup> (4)</b>	<b>0.94±0.07<sup>b</sup> (2)</b>	0.83±0.03 (9)
2019	1.04±0.07 (4)	1.11±0.06 (4)	1.10±0.06 (3)	1.08±0.03 (11)
2020	1.05±0.03 (3)	1.03±0.04 (4)	1.0±0 (1)	1.03±0.02 (8)
Среднее / The average	0.93±0.05 (23)	1.00±0.04 (66)	0.96±0.03 (48)	0.98±0.02 (137)

**Примечание.** В скобках указано количество проб. Здесь и далее “–” – нет данных.

**Note.** The number of samples is indicated in parentheses. Here and below “–” – no data.

При тератологическом исследовании ДО Угличского водохранилища в 2012–2013 гг. установлено, что доля личинок хирономид с патоморфологическими изменениями структур ротового аппарата за период наблюдений в среднем была 14.5% (табл. 4), что выше установленных контрольных (6.7–7.0%) и фоновых значений (0–8.0%), отмеченных в работе Варвика [Warwick, 1985]. Количество личинок с деформациями на разных участках водо-

охранилища варьирует от 6.6 до 17.3%. Максимальная доля личинок с деформациями зарегистрирована на нижнем участке водохранилища в 2012 г. (табл. 4).

Значимых различий среднего количества личинок с деформациями между годами и участками не зарегистрировано. В соответствии с разработанными критериями [Deckere et al., 2000] по уровню патоморфологических деформаций нижний участок водохранилища

в 2012 г. а также верхний и нижний участки в 2013 г. можно отнести к загрязненным, остальные – к незагрязненным (табл. 4).

Значения ISAD для всех участков в 2012 и 2013 гг. в 3–5 раз превышали таковые в контроле, достоверно от них, не отличаясь (табл. 4). Максимальное значение зафиксировано для среднего участка в 2012 г.  $2.1 \pm 0.99$ , в контроле –  $0.7 \pm 0.03$ . Максимальная величина ISMMD, биологического показателя загрязнения ДО органическими веществами, отмечена для нижнего

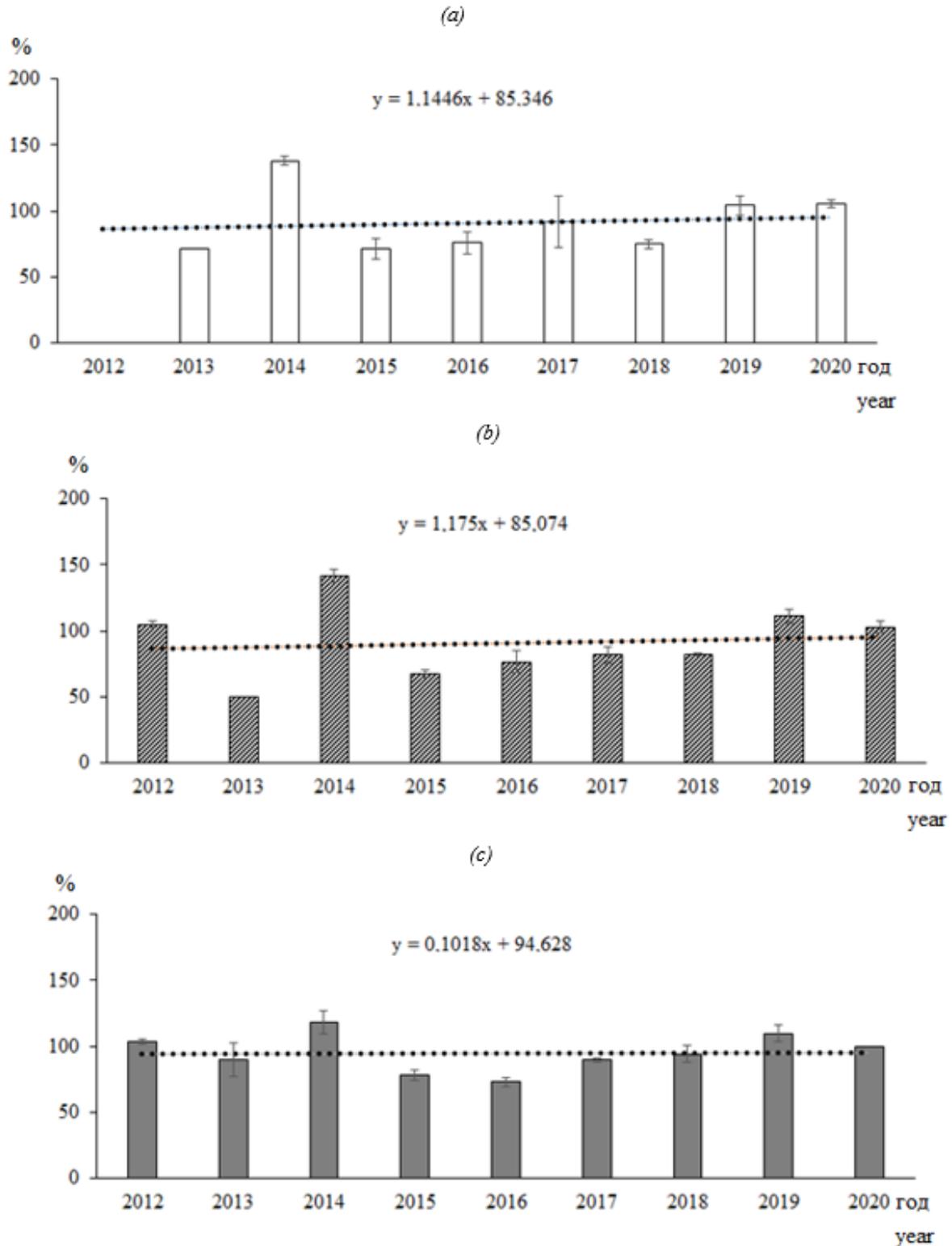
участка водохранилища в 2012 г., контрольный показатель превышен в 13 раз (табл. 4).

При анализе патоморфологических отклонений в строении ментума были зафиксированы все типы деформаций: срединные (аномалии в строении срединного трехраздельного зубца) (рис. 4с, d), латеральные (уродливые боковые зубцы) (рис. 4е), смешанные (в той или иной степени деформированы срединный и латеральные зубцы).

**Таблица 3.** Доля станций с хроническим токсическим действием (ХТД) по результатам биотестирования различных сред Угличского водохранилища

**Table 3.** The proportion of stations with chronic toxic effects (HTD) according to the results of bioassay of various environments of the Uglich reservoir

Год Year	Участок Site (sector)	Вода / Water			Донные отложения / Sediment		
		n	Доля станций с ХТД, % Share of stations with chronic toxicity, %	% от общего числа станций % of total stations	n	Доля станций с ХТД, % Share of stations with chronic toxicity, %	% от общего числа станций % of total stations
2012	Верхний Upper	4	75	7.5	–	–	–
	Средний Middle	19	78.9	37.5	20	100	50.0
	Нижний Lower	17	64.7	27.5	14	100	41.2
2013	Верхний	2	50.0	20	1	100	25.0
	Средний	1	0	0	1	100	25.0
	Нижний	2	0	0	2	50.0	25.0
2014	Верхний	3	33.3	4.0	3	100	12.0
	Средний	14	35.7	20.0	14	92.9	56.0
	Нижний	8	37.5	12.0	8	100	32.0
2015	Верхний	4	50.0	6.5	4	100	12.9
	Средний	13	69.2	23.9	13	100	41.9
	Нижний	14	85.7	25.8	14	85.7	45.2
2016	Верхний	3	0	0	3	100	33.3
	Средний	4	25.0	11.1	4	100	44.4
	Нижний	2	0	0	2	100	22.2
2017	Верхний	3	33.3	11.1	2	100	33.3
	Средний	4	25.0	11.1	4	75.0	50
	Нижний	2	0	0	2	50	16.7
2018	Верхний	3	66.7	22.2	3	100	33.3
	Средний	4	25.0	11.1	4	100	44.4
	Нижний	2	100	22.2	2	100	22.2
2019	Верхний	3	100	37.5	4	75.0	30.0
	Средний	4	50.0	25.0	4	100	40.0
	Нижний	1	0	0	3	100	30.0
2020	Верхний	–	–	–	4	25.0	16.7
	Средний	–	–	–	6	33.3	33.3
	Нижний	–	–	–	3	100	50.0



**Рис. 3.** Линии тренда линейных размеров личинок хирономид (% от контроля) различных участков Угличского водохранилища (*a* – верхний, *b* – средний, *c* – нижний участки). По оси абсцисс – года наблюдений, по оси ординат – линейные размеры личинок хирономид, % от контроля.

**Fig. 3.** Trend lines of linear dimensions of chironomid larvae (% of control) of various sections of the Uglich reservoir (*a* – upper, *b* – middle, *c* – lower sections). On the abscissa axis – the years of observations, on the ordinate axis – body length of chironomid larvae, % of control.

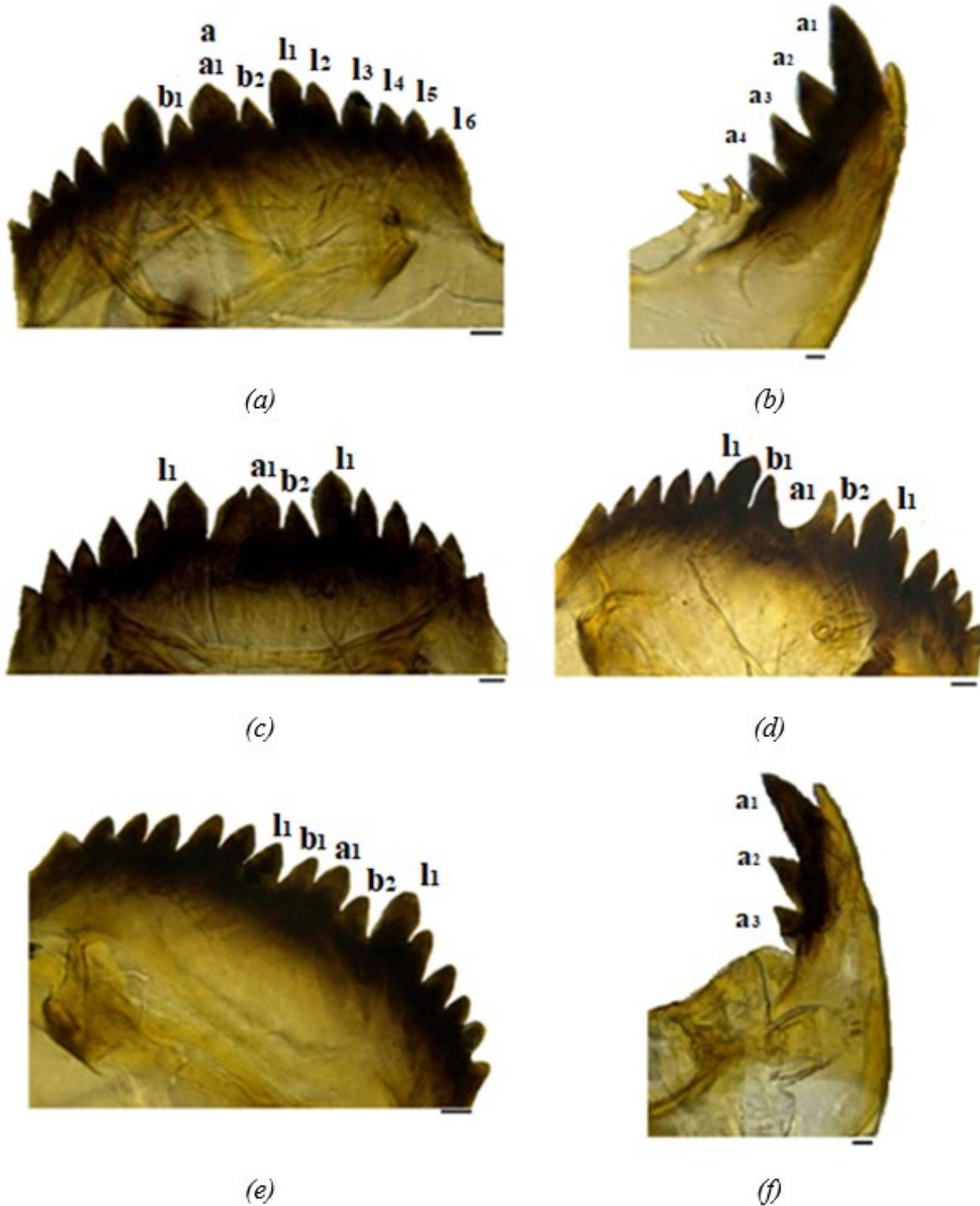
**Таблица 4.** Изменение морфологических параметров личинок *Chironomus riparius* при биотестировании донных отложений Угличского водохранилища (2012–2013 гг.)

**Table 4.** Changes of *Chironomus riparius* larvae morphological parameters during biotesting of bottom sediments of the Uglich reservoir (2012–2013 years)

Участок Sector	Число исследованных личинок The number of larvae studied	Относительная численность личинок с деформациями, % Relative abundance of larvae with deformities, %	Доля деформированных структур, % общего количества деформаций Share of deformed structures, % of the total number of deformations			ISAD	ISMMD
			Ментум, мандибулы Mentum, mandible	Комплекс верхней губы Complex of upper lip	Антенны Antennae		
<b>2012 г.</b>							
Средний Middle	59	14.0±9.5	2.4±2.4	30.4±3.4*	67.3±2.3	2.11±0.99	0.19±0.12
Нижний Lower	24	17.3±4.2	9.1±4.3	19.6±9.3	63.9±2.1	2.02±0.37	0.28±0.08
<b>Контроль Control</b>	36	7.0±0.7	2.7±2.7	19.7±3.9	77.8±1.3	0.67±0.03	0.07±0.07
<b>2013 г.</b>							
Верхний Upper	37	16.7±4.5	9.1±0.5	32.9±4.8	58.1±3.8	<b>1.89±0.45*</b>	<b>0.46±0.03*</b>
Средний Middle	31	6.6±0.5	4.6±4.6	30.0±11.7	65.5±7.3	0.92±0.19	0.18±0.08
Нижний Lower	68	16.2±1.9	8.7±1.6	35.8±2.9	55.7±1.4	<b>1.60±0.28*</b>	<b>0.65±0.15*</b>
<b>Контроль Control</b>	40	6.7±1.7	7.8±1.2	13.8±3.0	78.9±1.1	0.36±0.13	0.05±0.01

**Примечание.** “\*” – значимое отличие значений от контроля при уровне значимости  $p < 0.05$ .

**Note.** “\*” – a significant difference between the values from the control at a significance level of  $p < 0.05$ .



**Рис. 4.** Ментум и мандибулы личинок *Chironomus riparius*: *a* – нормальное строение ментума: (*a* – срединный трехзубчатый зубец (*a*<sub>1</sub> – основной; *b*<sub>1</sub>–*b*<sub>2</sub> – добавочные); *l*<sub>1</sub>–*l*<sub>6</sub> – латеральные, или боковые зубцы), *b* – нормальное строение мандибулы: *a* – нижние, или наружные пигментированные зубцы (*a*<sub>1</sub>–*a*<sub>4</sub> – порядковые номера зубцов), *c*–*e* – деформации ментума; *f*– деформированные мандибулы. Масштаб 1 мкм.

**Fig. 4.** Mentum and mandibles of *Chironomus riparius* larvae: *a* – normal structure of the mentum: (*a* – median three-toothed tooth (*a*<sub>1</sub>– main; *b*<sub>1</sub>–*b*<sub>2</sub> – additional tooth); *l*<sub>1</sub>–*l*<sub>6</sub> – lateral teeth), *b* – normal structure of the mandible: *a* – lower or outer pigmented teeth (*a*<sub>1</sub>–*a*<sub>4</sub> – serial numbers of teeth), *c*–*e* – mentum deformities; *f*– deformed mandibles. Scale 1 μm.

**Таблица 5.** Коэффициент загрязненности (КЗ) воды Угличского водохранилища в 2015 г. [Томилина и др., 2018]**Table 5.** Pollution coefficient (PQ) of the water of the Uglich reservoir in 2015 year (Tomilina et al., 2018)

Участок Side (sector)	КЗ Cr PQ Cr	КЗ Ni PQ Ni	КЗ Cu PQ Cu	КЗ Zn PQ Zn	КЗ Cd PQ Cd	КЗ Pb PQ Pb	Суммарный КЗ The summary PQ	Средний КЗ The average PQ
Верхний Upper	0.03±0.00	0**	11.86±1.41	0.54±0.08	0**	0.01±0.00	12.44±1.48	2.07±0.25
Средний Middle	0.02±0.01	0.01±0.00	13.73±2.03	0.74±0.08	0**	0.01±0.00	14.51±1.98	2.42±0.33
Нижний Lower	0.01±0.01	0**	11.23±0.91	0.64±0.05	0**	0.01±0.00	11.89±0.95	1.98±0.16
Среднее The average	0.02±0.00	0**	12.35±0.91	0.63±0.05	0**	0.01±0.00	13.01±0.93	2.17±0.16

**Примечание.** “\*\*” – ниже порога определения.

**Note.** “\*\*” – below the detection threshold.

Уродства мандибулы были представлены увеличением или уменьшением числа зубцов (рис. 4f), частичной их депигментацией, искривлением дорзальной части от незначительного до очень сильного. Деформации комплекса верхней губы представлены отклонениями в строении его элементов: сокращение, увеличение или частичное слияние зубцов эпифаринга. Многочисленные морфологические отклонения отмечены и в строении антенн.

Для выяснения возможных причин токсичности воды и донных отложений необходимо знать их загрязнение. Регулярных измерений уровня содержания ЗВ в воде и донных отложений не проводилось. Имеются собственные данные по загрязнению воды металлами за 2015 г., ДО – 2015 и 2016 гг. Для получения сопоставимых результатов были рассчитаны коэффициенты загрязненности воды (табл. 5) и суммарный показатель загрязнения ДО (табл. 6) по 6 тяжелым металлам для однородных для каждого года станций.

**Таблица 6.** Суммарный показатель загрязнения (Zc) донных отложений Угличского водохранилища**Table 6.** The total pollution index (Zc) of the bottom sediments of the Uglich reservoir

Год Year	Участок водохранилища Sector of reservoir			
	Верхний Upper	Средний Middle	Нижний Lower	Среднее The average
2015	3.5±1.8	8.8±0.7*	10.5±2.4*	6.8±3.5
2016	4.9±1.1	11.4±1.6*	10.9±1.9*	8.4±1.3

**Примечание.** “\*” – достоверное отличие между показателями в строке при уровне значимости  $p < 0.05$ .

**Note.** “\*” – a significant difference between the indicators in the line at a significance level of  $p < 0.05$ .

Значимых отличий КЗ воды между участками водохранилища как по отдельным элементам, так и в сумме не зарегистрированы. Наибольших значений суммарный и средний КЗ достигали на среднем участке, на котором отмечены более высокие концентрации Cu и Zn (табл. 5). Максимальный КЗ отмечен для Cu. В пробе воды, отобранной на станции устье р. Кашинка, зарегистрирована концентрация меди 16.74 мкг/л, превышающая значение ПДК для рыбохозяйственных водоемов в 16 раз.

Суммарный показатель загрязнения (Zc) донных отложений верхнего участка Угличского водохранилища был существенно ниже такового для среднего и нижнего участков за оба года наблюдений (табл. 6). Различия составили в 2015 г. – 2.5–3 раза, 2016 – 2.2–2.3 раза. Уровни загрязнения ДО по суммарному показателю можно оценить следующим образом: на верхнем участке – слабое загрязнение, среднем и нижнем – среднее загрязнение.

При сравнении многолетних изменений абсолютных значений содержания 6 основных металлов, по которым рассчитывался суммарный показатель загрязнения, за период наблюдений отмечена тенденция к снижению концентраций данных элементов (табл. 7). Анализ полученных результатов позволяет сделать вывод о том, что содержание Cd, Cr, Ni и Zn в ДО Угличского водохранилища превышает фоновые концентрации этих элементов для бассейна Верхней Волги. Государственные нормативы допустимого содержания тяжелых металлов в ДО в России не разработаны, поэтому в качестве критериев оценки загрязнения ДО этими элементами приходится использовать величины, принятые в других странах [Persaud et al., 1989, MacDonald et al., 2000]. Однако наблюдаются различия этих нормати-

вов (табл. 7). По содержанию Cr, Cu и Ni донные отложения не отвечают европейским стандартам. Самая загрязненная станция – Грехов ручей, на которой обнаружено замет-

ное превышение нормативных показателей для ряда металлов: в 2.3 раза для Ni, 2.5 – Cr. Для Zn, Cu и Cd отмечалось лишь эпизодическое превышение нормативных величин.

**Таблица 7.** Средние значения концентраций тяжелых металлов и критерии оценок качества по их содержанию в пресноводных ДО, мкг/г

**Table 7.** Average values of heavy metal concentrations and quality assessment criteria for their metal content in freshwater sediments, mkg/g

Год исследований Year		Элемент Element					
		Cd	Cr	Cu	Ni	Zn	Pb
2012, 2013 и 2014 <sup>1</sup>		0.2	<b>39.2</b>	<b>15.6</b>	<b>21.2</b>	66.7	9.4
2015		0.2	18.0	<b>10.3</b>	10.8	40.1	6.2
2016		0.2	<b>25.9</b>	<b>10.2</b>	<b>14.7</b>	49.1	8.8
Нормативы Standard							
Россия Russia	Региональный норматив для водных объектов г. Санкт-Петербург <sup>2</sup> Regional standard for water bodies of St.-Petersburg town <sup>2</sup>	0.8	100.0	35.0	35.0	140.0	85.0
	Фоновые концентрации в ДО бассейна Верхней Волги <sup>3</sup> Background concentration of contaminants in sediments of the basin of the Upper Volga <sup>3</sup>	0.1	25.5	31.5	15.3	27.0	15.0
США USA	Пороговая концентрация (ТЕС) <sup>4</sup> Threshold Effect Concentrations (ТЕС) <sup>4</sup>	0.592	56.0	28.0	39.6	159.0	34.2
Бельгия Belgium	Belgium standards <sup>5</sup>	0.38	17.0	8.0	11.0	67.0	40.0

**Примечание.** Жирным шрифтом выделены показатели, превышающие хотя бы один норматив, принятый в разных странах.

**Note.** Bold font indicates parameters that exceed at least one standard adopted in different countries.

<sup>1</sup> – Гапеева, Законнов, 2016 (Gapeeva, Zakonnov, 2016); <sup>2</sup> – Нормы и критерии оценки загрязненности донных отложений в водных объектах Санкт-Петербурга. Региональный норматив. 1996 (Normativy i kriterii ocenki..., 1996); <sup>3</sup> – Тихомиров, Марков, 2009 (Tichomirov, Markov, 2009); <sup>4</sup> – MacDonald et al., 2000; <sup>5</sup> – Deckere et al., 2000.

Установить прямую зависимость между содержанием ЗВ в воде и ДО и ее пригодностью для обитания живых организмов не всегда удастся. Нахождению связей между изучаемыми переменными способствует корреляционный анализ. Данные, представленные в табл. 8, отражают корреляционные связи параметров биотестирования с гидрологическими и гидрохимическими показателями. Корреляционный анализ выявил прямую зависимость гибели цериодафний от содержания некоторых металлов в воде (табл. 8). Высокий уровень достоверности отмечен только для Si (0.725) и Sc (0.725). Для остальных металлов отмечена слабая, но значимая корреляция.

Репродуктивные показатели рачков отрицательно (с низкой значимостью) коррелировали с содержанием металлов. Следует отметить, что и гибель рачков, и среднее количе-

ство молодежи на 1 самку зависели от содержания в воде таких тяжелых металлов, как Co, Ni, Cu, Zn, Cd и Pb (табл. 8), а также от температуры воды и ее насыщения кислородом.

Гибель личинок хирономид зависела от содержания Al, Cr, Cu и U в донных отложениях (табл. 8). Высокий уровень значимости отмечен только для U (0.717), для остальных металлов отмечена слабая значимая корреляция. Слабая положительная корреляция отмечена между изменением линейных размеров тела личинок хирономид и содержанием меди в ДО. Для Nb (-0.750), Sb (-0.717) и длины личинок отмечена отрицательная корреляция с высоким уровнем значимости. Полученные результаты демонстрируют наличие связи между биологическими параметрами личинок хирономид и некоторыми гидрологическими показателями (табл. 8).

**Таблица 8.** Корреляции между содержанием химических элементов и биологическими параметрами тест-организмов при биотестировании анализируемых сред Угличского водохранилища**Table 8.** Correlations between the content of chemical elements and biological parameters of test organisms during biotesting of analyzed media of the Uglich reservoir

Параметр Parameter	Гидрологические показатели (коэффициент корреляции по Спирмену, $p < 0.05$ ) Hydrological indicators (Spearman correlation coefficient, $p < 0.05$ )	Концентрации химических элементов (коэффициент корреляции по Спирмену, $p < 0.05$ ) Concentrations of chemical elements (Spearman correlation coefficient, $p < 0.05$ )
<b>вода (тест-организм <i>Ceriodaphnia affinis</i>)</b> <b>water (test-organism <i>Ceriodaphnia affinis</i>)</b>		
Гибель, %, 10 сут Mortality, %, 10 days	температура воды (0.343), содержание O <sub>2</sub> в воде (-0.419)	Al (0.266), Si (0.725), Sc (0.725), Cr (0.268), Mn (0.263), Fe (0.261), Co (0.264), Ni (0.261), Cu (0.261), Zn (0.263), Cd (0.266), Pb (0.256)
Среднее число пометов Average number of broods	содержание O <sub>2</sub> в воде % (0.613), электропроводность (0.440), мутность (0.548), цветность (-0.563)	–
Среднее количество молоди на 1 самку, экз. Average number of juveniles per 1 female	температура воды (-0.352), содержание O <sub>2</sub> в воде (0.377), электропроводность (0.380),	Al (-0.315), Cr (-0.312), Mn (-0.316), Fe (-0.314), Co (-0.311), Ni (-0.319), Cu (-0.315), Zn (-0.320), Cd (-0.315), Pb (-0.317)
<b>донные отложения (тест-организм <i>Chironomus riparius</i>)</b> <b>sediment (test-organism <i>Chironomus riparius</i>)</b>		
Гибель, % Mortality, %	температура воды (-0.265), содержание O <sub>2</sub> в воде (0.443), прозрачность (0.261)	Al (0.238), Cr (0.205), Cu (0.280), U (0.717)
Длина, мм Length, mm	электропроводность (-0.317), минерализация (-0.667), прозрачность (0.410)	Cu (0.233), Nb (-0.750), Sb (-0.717)

## ОБСУЖДЕНИЕ

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 ЗВ, разнородным характером взаимодействия отдельных компонентов в смеси и вторично образуемыми соединениями, которые могут быть более токсичны, чем первоначальные [Бакаева и др., 2009 (Bakaeva et al., 2009)]. Таким образом, оценка качества воды и донных отложений по химическому составу не может в полной мере отражать экологическое состояние водной экосистемы. В связи с этим особое значение приобретает применение интегральных методов оценки токсичности природных сред, к которым относится биотестирование [Олькова, 2014 (Ol'kova, 2014)].

Отсутствие острой токсичности проб воды Угличского водохранилища при биотестировании и невысокая смертность рачков за период экспозиции 7–10 сут дают основание утверждать, что большинство проб безопасны по

показателю выживаемости за весь период наблюдений. Однако в целом информативность биотестов по гибели организмов достаточно низка. Это вполне объяснимо, поскольку гибель тест-организмов служит проявлением крайней степени токсического эффекта и не позволяет 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 др. Репродуктивные показатели относятся к наиболее чувствительным и позволяют обнаружить даже невысокий уровень загрязнения [Олькова, Маханова, 2018 (Ol'kova, Mahanova, 2018)].

Для нижнего участка водохранилища без учета года наблюдения отмечены значимо более низкие показатели плодовитости рачков, по сравнению с верхним и средним участками. В настоящем исследовании различия в загрязнении воды различных участков водохранилища тяжелыми металлами не выявлены. Ранее было отмечено, что уровни содержания

общих растворенных форм металлов в воде Угличского водохранилища, за исключением Cu, Mn и Fe не превышают санитарно-гигиенические нормативы для водоемов России [Гапеева, Законнов, 2016 (Gapeeva, Zakonnov, 2016)]. Рыбохозяйственные ПДК металлов в воде превышены для Al, Mn, Fe, Ni, Cu [Перечень..., 1999 (Perachen'..., 1999)]. Однако следует иметь в виду, что рыбохозяйственные ПДК даются для ионных форм металлов, пересчитанных из соответствующих солей, которые составляют лишь доли от их общих форм. Возможно, помимо исследованных нами ЗВ, на репродуктивные показатели могли влиять и другие вещества, данных о концентрациях которых нет в общем доступе.

Статистически значимые более высокие показатели плодовитости рачков для верхнего участка по сравнению с участками, расположенными вниз по течению, зарегистрированы в 2015 г. ИТ в 2019 г. для верхнего и среднего участков был достоверно выше такового в остальные даты наблюдений. Стимулирующее действие тестируемых проб в плане оценки токсичности является спорным. Часто его просто игнорируют, в некоторых случаях расценивают как токсическое. Стимуляция репродуктивных показателей не обязательно служит ответом на токсичность – это может быть и откликом на факторы, повышающие метаболические процессы: присутствие в исследуемых средах окисляемых органических и биогенных веществ, витаминов, гормонов, биостимуляторов [Жмур, 2018 (Zhmur, 2018)]. Большое влияние на изменение гидрохимических параметров водохранилища оказывают биогенная и гидрогенная трансформация, поступление речного стока с водосбора [Дебольский и др., 2010 (Debol'skij et al., 2010; Дебольский и др., 2011 (Debol'skij et al., 2011)]. Содержание и режим соединений азота и фосфора основной массы Угличского водохранилища определяется главным образом волжскими водами, трансформированными в Ивановском водохранилище, находящемся под существенным антропогенным воздействием, что способствует образованию довольно высоких концентраций биогенных элементов и органического вещества [Экологические..., 2001 (Ekologicheskie..., 2001; Степанова 2018 (Stepanova, 2018)]. В летний период отмечено преобладание растворенного органического вещества, которое составляет от 83 до 96% от общего. Значения БПК<sub>5</sub> в большинстве случаев превышают таковые для чистых водоемов, с максимальными концентрациями на станци-

ях: устье Грехова ручья, ниже с Прилуки, г. Калязин [Степанова, 2018 (Stepanova, 2018)].

Кроме того, на плодовитость рачков оказывали влияние содержание кислорода в воде, температура и другие параметры, о чем может свидетельствовать слабая, но значимая корреляция (табл. 8). В летний период на всем протяжении водохранилища отмечается неблагоприятная ситуация по содержанию растворенного кислорода, особенно в его придонных слоях [Степанова, 2018 (Stepanova, 2018)]. Начиная с 2003 г. отмечено превышение средних многолетних показателей температуры воды водохранилища [Минеева, 2020 (Mineeva, 2020)]. Так, в 2015–2016 гг. среднегодовая температура воздуха на Европейской части России превышала норму, 2015 г. стал самым теплым (+2.07°C) за период наблюдений [Доклад об особенностях климата..., 2016, 2017 (Doklad ob osobennostyakh klimata..., 2016, 2017)]. При биотестировании редко принимается во внимание температурный фактор, существенно влияющий на его результаты [Брагинский, 1981 (Braginskij, 1981)]. От температуры зависят скорость поступления и выведения токсиканта, реакции, вызывающие повреждение и процессы, определяющие обезвреживание токсикантов, и процессы репарации. Известно, что при повышении температур даже на 4°C различия в эффективности действия токсикантов могут выражаться резким возрастанием чувствительности гидробионтов к химическим агентам [Брагинский, 1981 (Braginskij, 1981)].

Потенциально токсичные вещества в низких концентрациях способны увеличивать продолжительность жизни рачков и повышать их плодовитость. Увеличение суммарной плодовитости рачков при действии токсических веществ может происходить как за счет стимуляции размножения, так и в результате сохранения репродуктивной функции при увеличении продолжительности жизни. Таким образом, при слабых воздействиях токсических веществ, наряду с угнетающим эффектом, может проявляться и эффект длительной стимуляции. В работе [Болгов и др., 2008 (Bolgov et al., 2008)] сделана попытка определить единый список лимитирующих ЗВ р. Волги. По набору этих веществ р. Волга подразделяется на 3 участка. Первый участок, от истока до г. Ярославля (куда входит и Угличское водохранилище), в основном загрязнен органическим веществом, медью, цинком, летучими фенолами и нефтепродуктами [Болгов и др., 2008 (Bolgov et al., 2008)]. Так, у рачков *Ceriodaphnia dubia* наблюдали стимуляцию

размножения при действии раствора меди в концентрации 0.1–0.4 мг/л [Gama-Flores et al., 2007] и низких концентраций углеводов [Laughlin, Guard, 1981].

Антропогенное воздействие непосредственно на Угличское водохранилище и его прибрежную зону связано с использованием его водных ресурсов в интересах отдельных отраслей хозяйства. По водохранилищу проходит водная транспортная артерия, поэтому основным неконтролируемым загрязнителем водоема из-за сброса различных отходов с бортов проходящих судов (в том числе – с круизных лайнеров) прямо в акваторию водохранилища следует считать водный транспорт [Yasinskij et al., 2018]. Главными загрязнителями ДО Угличского водохранилища являются кадмий, цинк и ртуть. В настоящем исследовании зарегистрировано повышенное содержание в ДО цинка, никеля, хрома и кадмия по сравнению с их фоновыми концентрациями, характерными для водоемов Верхней Волги (табл. 7). Многокомпонентность структуры донных отложений и сложность происходящих в них процессов затрудняют выявление зависимостей между химическими показателями и токсикологической характеристикой, поскольку на проявление токсичности влияет вся совокупность элементов и веществ, а также их соотношение и форма нахождения.

Результаты биотестирования ДО по показателю выживаемости личинок хирономид свидетельствуют об их хроническом токсическом действии. Высокотоксичные ДО сформировались на нижнем участке водохранилища, гибель хирономид за весь период наблюдений на отметке 10 км выше г. Углича колебалась от 38 до 87%. Гибель личинок хирономид >50% за 14 сут эксперимента в отдельные даты наблюдений зарегистрирована на станциях нижнего участка: Прилуки, Струков залив, Грехов ручей, реках Мимошня, Пукша, Павловка, среднего – Калязин, Спасское, Новоокатово, устье р. Нерль, верхнего – устье р. Медведица, Кимры, р. Дубна (рис. 1).

Статистически значимые различия ИТ между участками по изменению линейных размеров тела личинок хирономид при биотестировании ДО отмечены в 2014, 2015 и 2018 гг. (табл. 2). В 2014 г. для нижнего участка наблюдали минимальные значения длины личинок, а в 2015 и 2018 гг. – максимальные. Средние показатели без учета года наблюдений между участками не различались.

Доля станций с выявленным ХТД донных отложений на личинок хирономид от общего числа исследованных станций составила

для верхнего участка – 24.6%, среднего – 42.8, нижнего – 31.6, что подтверждается данными Гапеевой М.В. [Гапеева, Законнов, 2016 (Gapeeva, Zakonnov, 2016)], в соответствии с которыми самым загрязненным участком водохранилища является озерно-речной район II. Характерной особенностью данного участка является то, что крупные речные притоки Волги – Нерль, Кашинка, Жабня попадают в этот район. Другими авторами отмечено наибольшее загрязнение ДО Zn, Cd, Hg и As на участке Дубна–Кимры–Белый Городок, где превышены их фоновые значения [Корженевский и др., 2016, (Korzhenevskij et al., 2016), Коломийцев, Ильина, 2008 (Kolomijcev, Il'ina, 2008), Udodenko et al., 2018].

Токсичность ДО для личинок хирономид за период исследований практически не изменялась на среднем и нижнем участках, и немного снижалась на верхнем участке водохранилища.

Другим следствием токсического действия загрязненных ДО на личинок хирономид может быть возрастание частоты деформаций структур их ротового аппарата [Langer-Jaeschrich et al., 2010]. Продолжительный срок жизни и ограниченная подвижность личинок приводят к накоплению ЗВ и, как следствие, появлению особей с патоморфологическими отклонениями. При биотестировании грунтов Угличского водохранилища частота патоморфологических изменений структур ротового аппарата головных капсул личинок хирономид в среднем составила 14.5%, что выше фоновых (0–8%) [Warwick, 1985] и контрольных значений (6.9), установленных в настоящем исследовании. Количество личинок с деформациями на разных станциях водохранилища варьирует от 0 до 27.5% в 2012 г. и от 6.6 до 24.6% в 2013 г. Максимальная доля личинок с деформациями зарегистрирована на нижнем участке водохранилища на ст. Прилуки в оба года наблюдений, что позволяет сделать заключение о неблагоприятии экологической ситуации на данной станции. Известно, что вода в створе с. Прилуки в течение длительного периода характеризуется устойчивой загрязненностью соединениями железа, марганца, меди и трудноокисляемыми органическими соединениями по ХПК [Лупанова и др., 2021 (Lupanova et al., 2021)]. В лабораторных условиях было показано, что воздействие меди вызывает появление деформаций ментума, мандибул, эпифарингеальной пластинки и антенн [Назарова и др., 1999 (Nazarova et al., 1999)]. Органические соединения оказывают тератогенное действие на личинок хирономид, о чем может свиде-

тельствоваться высокое значение индекса ISMMD на станции Прилуки в 2012 и 2013 гг.  $0.45 \pm 0.03$  (контроль  $0.07 \pm 0.07$ ) и  $1.17 \pm 0.57$  (контроль  $0.05 \pm 0.01$ ) соответственно. По уровню патоморфологических деформаций нижний участок водохранилища в 2012 г., а также верхний и нижний участки в 2013 г. можно отнести к загрязненным, остальные – к незагрязненным.

Интерпретация результатов биотестирования природных вод и донных отложений, загрязненных многокомпонентными стоками, сложно переконструированными между собой и с природными компонентами, представляет собой сложную задачу. Взаимосвязи между химико-аналитическими показателями и данными биотестирования сложны и недостаточно разработаны [Брагинский, Крайнюкова, 1989 (Braginskij, Krajnyukova, 1989)]. Малое воздействие может быть полностью перекрыто компенсационным ответом организма, и эффект в этом случае не выходит за значения нормы. При сублетальных воздействиях (что чаще всего и бывает в реальной ситуации водного объекта) накопление повреждений может и не превышать компенсаторный потенциал, причем, в этих условиях организм не только живет и размножается, но и получает стимуляцию [Филенко, 2007].

Оценка качества поверхностных вод зависит от целей исследования. Так, для получения информации о химическом загрязнении водного объекта достаточно оценки качества воды с помощью индексов загрязнения. Ранее было показано, что за период 2011–2014 гг. по значению индекса ИЗВ (индекс загрязнения воды, рассчитанный по 6 показателям, основные из которых БПК<sub>5</sub> и растворенный кислород) в целом вода водохранилища характеризуется как “загрязненная”–“грязная”, IV–V класс качества. По значению индекса ИКВ (общесанитарный индекс качества воды, для расчета которого проводится балльная оценка – каждому входящему в расчет показателю присваиваются баллы от 1 до 5) вода во всех створах относится к 5 классу и характеризует их как “грязные”. По значению индекса УКИВЗ (удельный комбинаторный индекс загрязненности воды (при его расчете определяется кратность превышения нормативных значений (ПДК) и повторяемость таких случаев)) качество вод изученных створов водохранилища относится к 4 классу, оценивается как “грязная” (разряд В – “очень грязная”). В целом можно заключить, что, согласно проведенной оценке, вода в изученных створах Углицкого водохранилища за период 2011–

2014 гг. характеризуется как “грязная”. Превышения ПДК отмечены по 9 показателям из 27: БПК<sub>5</sub>, ХПК, N-NH<sub>4</sub>, N-NO<sub>2</sub>, Fe, С, Mn, Zn и процент насыщения кислородом [Лазарева, Огурцова, 2014 (Lazareva, Ogurcova, 2014)].

По значению УКИЗВ, который в настоящий момент становится приоритетным, воды Углицкого водохранилища в период 2011–2014 гг. во всех исследованных створах характеризуются как “грязные” (2 класс, разряд В – “очень грязная”), за исключением створов устье р. Дубна (в 2011 г.), ниже г. Калязин (в 2012 г.), где вода относилась к 4 классу, разряду Б – “грязная”. В целом состояние водохранилища за период наблюдения не изменилось, хотя в вышеупомянутых створах после 2012 г. отмечается незначительное ухудшение качества вод [Лазарева, 2016 (Lazareva, 2016)].

Анализ химических показателей воды и донных отложений по собственным и литературным данным позволяет заключить, что в целом существенных изменений в качестве компонентов природной среды Углицкого водохранилища не произошло, и весь период наблюдений репрезентативен относительно современного состояния качества воды. Значимые отличия КЗ воды между участками водохранилища как по отдельным элементам, так и в сумме не зарегистрированы. Наибольших значений суммарный и средний КЗ достигали на среднем участке, на котором отмечены более высокие концентрации Cu и Zn (табл. 5). Максимальный КЗ отмечен для Cu. В пробах воды в отдельные даты наблюдений зарегистрированы концентрации Cu и Zn, превышающие значения ПДК для рыбохозяйственных водоемов. За период наблюдений отмечена тенденция к снижению концентраций шести основных металлов, по которым рассчитывался суммарный показатель загрязнения ДО. Содержание Cd, Cr, Ni и Zn в ДО Углицкого водохранилища превышает фоновые концентрации этих элементов для бассейна Верхней Волги и не отвечает европейским стандартам.

Вода нижнего участка водохранилища, без учета года наблюдения, была более токсична по сравнению с другими участками, здесь отмечены значимо более низкие показатели плодovitости рачков. Средний индекс токсичности донных отложений по изменению линейных размеров личинок хирономид без учета года наблюдений между участками не различался. Доля личинок хирономид с патоморфологическими изменениями структур ротового аппарата за период наблюдений в среднем была выше установленных кон-

трольных и фоновых значений. По показателям токсичности наблюдается незначительное снижение уровня загрязненности вод. Причиной такого состояния может быть общий эко-

номический спад в Волжском регионе, приводящий к снижению производства и сокращению сбросов сточных вод в водные объекты.

#### ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Проведенные исследования свидетельствуют, что для периода 2012–2020 гг. характерна стабилизация качества воды и донных отложений Угличского водохранилища. Превышение концентраций тяжелых металлов в природных средах встречаются эпизодически. Межгодовых различий между средними показателями ИТ по водохранилищу не обнаружено. Усредненный индекс токсичности воды, рассчитанный по репродуктивным показателям цериодафний, без учета года наблюдения, для нижнего участка водохранилища был значимо более низким, по сравнению с верхним и средним участками. Результаты биотестирова-

ния ДО по показателю выживаемости личинок хирономид свидетельствуют об их хроническом токсическом действии. Статистически значимые различия ИТ между участками по изменению линейных размеров тела личинок хирономид при биотестировании ДО отмечены в 2014, 2015 и 2018 гг. (табл. 2). То есть биотестирование воды и донных отложений может служить дополнительным источником информации при химических и гидробиологических исследованиях и эффективным инструментом для оценки возможных биологических последствий загрязнения.

Авторы выражают благодарность сотрудникам ИБВВ им. И.Д. Папанина РАН В.В. Законнову, В.В. Юрченко, Ю.Г. Удоденко за отбор проб воды и донных отложений, А.И. Цветкову за предоставление гидрологических данных, М.В. Гапеевой за предоставление данных о содержании загрязняющих веществ в воде и донных отложениях.

Работа выполнена в рамках государственных заданий №121050500046–8 и № 121051100109–1.

#### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Бакаева Е.Н., Никаноров А.М., Игнатова Н.А. Место биотестовых исследований донных отложений в мониторинге водных объектов // Вестник Южного научного центра РАН. 2009. Т. 5. № 2. С. 84–93.
- Баканов А.И. Современное состояние зообентоса Верхневолжских водохранилищ // Водные ресурсы. 2003. Т. 30. № 5. С. 605–615.
- Болгов М.В., Кочарян А.Г., Лебедева И.П., Шашков С.Н. Качество природных вод в каскаде Волжских водохранилищ // Аридные экосистемы. 2008. Т. 14. № 35–36. С. 68–82.
- Брагинский Л.П. Оценка качества вод природных водоемов по токсикологическим показателям // Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям. Л.: Гидрометеиздат, 1981. С. 201–206.
- Брагинский Л.П., Крайнюкова А.Н. Методы оценки токсичности сточных вод и перспективы их использования в контроле природных вод // Методы биоиндикации и биотестирования природных вод. Л.: Гидрометеиздат, 1989. С. 194–203.
- Гапеева М.В., Законнов В.В. Геохимическая характеристика экосистемы Угличского водохранилища // Труды Института биологии внутренних вод РАН. 2016. Вып. 75 (78). С. 41–46. DOI: 10.24411/0320-3557-2016-10019.
- Геохимия окружающей среды. М.: Недра, 1990. 335 с.
- Григорьева А.Л., Лупанова И.А. Современное экологическое состояние Угличского водохранилища // Великие реки 2016. Труды 18-го Международного научно-промышленного форума / Нижегородский государственный архитектурно-строительный университет. Н. Новгород: ННГАСУ, 2016. С. 93–95.
- Григорьева А.Л., Лупанова И.А. Характеристика качества воды и донных отложений Угличского водохранилища в период маловодья // Великие реки 2015. Труды 17-го Международного научно-промышленного форума. Н. Новгород: ННГАСУ, 2015. С. 106–108.
- Дебольский В.К., Григорьева И.Л., Комиссаров А.Б. Изменение химического состава воды в Волге от истока к устью в летнюю межень 2009 года // Охрана окружающей среды и природопользование. 2011. № 3. С. 68–73.
- Дебольский В.К., Григорьева И.Л., Комиссаров А.Б., Корчагина Я.П., Хрусталева Л.И., Чекмарева Е.А. Современная гидрохимическая характеристика реки Волга и ее водохранилищ // Вода: Химия и Экология. 2010. № 11. С. 2–12.
- Доклад об особенностях климата на территории Российской Федерации за 2015 г. М.: Росгидромет, 2016. 68 с.
- Доклад об особенностях климата на территории Российской Федерации за 2016 г. М.: Росгидромет, 2017. 70 с.
- Жмур Н.С. Экотоксикологический контроль. Приемы исследования и лабораторная практика. М.: АКВАРОС. 2018. 472 с.
- Законнов В.В. Осадкообразование в водохранилищах Волжского каскада. Автореф. дис... док. геогр. наук. Москва, 2007. 39 с.

- Коломийцев Н.В., Ильина Т.А. Распределение тяжелых металлов и мышьяка в донных отложениях Угличского водохранилища // Мелиорация и водное хозяйство. 2008. № 6. С. 10–13.
- Копылов А.И., Косолапов Д.Б., Крылова И.Н., Масленикова Т.Б. Бактериопланктон Угличского водохранилища // Биология внутренних вод. 1998. № 2. С. 77–84.
- Корженевский Б.И., Коломийцев Н.В., Ильина Т.А., Гетьман Е.Н. Изменение содержания тяжелых металлов и мышьяка в донных отложениях Угличского водохранилища // Мелиорация и водное хозяйство: Проблемы и пути решения. Материалы международной научно-практической конференции. Москва: Изд. ВНИИА, 2016. С. 177–183.
- Критерии оценки опасности токсического загрязнения поверхностных вод суши при чрезвычайных ситуациях (в случаях загрязнения). Р 52.24.756-2011. Ростов-на-Дону: “Гидромет”, 2011. 37 с.
- Лазарева Г.А. Оценка качества вод Угличского водохранилища по интегральным гидрохимическим показателям // Вестник Московского государственного областного университета. Серия: Естественные науки. 2016. № 2. С. 18–164. DOI: 10.18384/2310-7189-2016-2-158-164
- Лазарева Г.А., Огурцова О.С. Оценка экологического состояния Угличского водохранилища по гидрохимическим показателям // Водные ресурсы, экология и гидрологическая безопасность: материалы VII международной научной конференции молодых ученых и талантливых студентов. Москва: ИВП РАН, 2014. С. 180–183.
- Лупанова И.А., Крутенко С.А., Григорьева И.Л., Федорова Л.П. Экологический мониторинг водохранилищ как инструмент управления их состоянием на примере Угличского водохранилища // Международный научно-практический симпозиум и выставка “Чистая вода России–2021”: сб. материалов. Екатеринбург: “ДжиЛайм”, 2021. С. 105–111.
- Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по смертности и изменению плодовитости дафний. Федеральный реестр (ФР). ФР.1.39.2007.03222. М.: АКВАРОС. 2007. 41 с.
- Минеева Н.М. Пигментный состав фитопланктона и его многолетняя динамика в водохранилищах Верхней Волги // Вопросы современной альгологии. 2020. № 2 (23). С. 74–78. DOI: 10.33624/2311-0147-2020-2(23)-74-78
- Назарова Л.Б., Латыпова В.З., Тухватулина Л.Г. Тератогенное действие меди на личинки хирономид // Токсикологический вестник. 1999. № 3. С. 30–35.
- Никаноров А.М., Хоружая Т.А., Бражникова Л.В., Жулидов А.В. Мониторинг качества вод: оценка токсичности. Сер. “Качество вод”. СПб.: Гидрометеиздат, 2000. 160 с.
- Нормы и критерии оценки загрязненности донных отложений в водных объектах Санкт-Петербурга. Региональный норматив. Санкт-Петербург, 1996. 10 с.
- Олькова А.С. Биотестирование в научно-исследовательской практике России // Успехи современной биологии. 2014. Т. 134. № 6. С. 614–622.
- Олькова А.С., Маханова Е.В. Выбор биотестов для экологических исследований вод, загрязненных минеральными формами азота // Вода и экология: проблемы и решения. 2018. № 4 (76). С. 70–81. DOI: 10.23968/2305-3488.2018.23.4.70-81
- Перечень рыбохозяйственных нормативов, предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение. М. Изд-во ВНИРО, 1999. 304 с.
- Правила охраны поверхностных вод (типовые положения). М.: Госкомприрода СССР, 1991. 38 с.
- Сигарева Л.Е., Тимофеева Н.А. Содержание растительных пигментов в донных отложениях мезотрофного Угличского водохранилища // Биология внутренних вод. 2005. № 2. С. 47–55.
- Степанова И.Э. Гидрохимические показатели воды Угличского и Ивановского водохранилищ // Экологическая химия. 2018. Т. 27 (3). С. 156–165.
- Тихомиров О.А., Марков Н.В. Накопление тяжелых металлов в донных отложениях аквальных комплексов водохранилища сезонного регулирования стока // Ученые записки Казанского государственного университета. Серия Естественные науки. Книга 3. 2009. Т. 151. С. 143–153.
- Толкачев Г.Ю., Коломийцев Н.В., Корженевский Б.И. Содержание и формы существования тяжелых металлов в донных отложениях Ивановского и Угличского водохранилищ // Мелиорация и водное хозяйство. 2017. № 4. С.37–43.
- Томилина И.И., Гапеева М.В., Ложкина Р.А. Оценка качества воды и донных отложений каскада водохранилищ реки Волга по показателям токсичности и химического состава // Труды Института биологии внутренних вод РАН. 2018. Вып. 81 (84). С. 107–131. DOI: 10.24411/0320-3557-2018-1-0015
- Филленко О.Ф. Биологические методы в контроле качества окружающей среды // Экол. системы и приборы. 2007. № 6. С. 18–20
- Шилова А.И. Хирономиды Рыбинского водохранилища. Ленинград: Наука. 1976. 251 с.
- Экологические проблемы Верхней Волги. Ярославль: ЯГТУ, 2001. 427 с.
- Deckere E., Cooman W., Florus M. et al. Characterizing the sediments of Flemish Watercourses: a Manual produced by TRIAD. Brussel: AMINAL-Department Water. 2000. 110 p.
- Gama-Flores J. L., Castellanos-Paez M. E., Sarma S. S., Nandini S. Life table demography of *Ceriodaphniadubia* (Cladocera) exposed to copper at different levels and periods // J. Environ. Biol. 2007. Vol. 28(3). P. 691–698. DOI: 10.1007/s00128-014-1281-y

- Grebenjuk L.P. and Tomilina I.I., Morphological deformations of hard-chitinized mouthpart structures in larvae of the genus *Chironomus* (Diptera, Chironomidae) as the index of organic pollution in freshwater ecosystems // *Inland Water Biol.* 2014. Vol. 3. P. 273–285. DOI: 10.1134/S1995082914030092
- Ingersoll C.G., Nelson M.K. Testing sediment toxicity with *Hyalellaazteca* (Amphipoda) and *Chironomus riparius* (Diptera) // *Aquat. Toxicol. and Risk Assessment.* 1990. Vol. 13. P. 93–109.
- Langer-Jaesrich M., Köhler Heinz-R., Gerhardt A. Can mouth part deformities of *Chironomus riparius* serve as indicators for water and sediment pollution? A laboratory approach // *J. Soils Sediments.* 2010. Vol. 10. P. 414–422. DOI: 10.1007/s11368-010-0195-5.
- Laughlin R. B. Jr, Guard H. E. Hormesis: a response to low environmental concentrations of petroleum hydrocarbons // *Science.* 1981. Vol. 211. P. 705–707. DOI: 10.1126/science.211.4483.705
- MacDonald D.D., Ingersoll C.G., Berger T.O. Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems // *Archives of Environmental Contamination and Toxicology.* 2000. Vol. 39. P. 10–31. DOI: 10.1007/s002440010075
- Mount D.I., Norberg T.J. A seven-day lifecycle cladoceran toxicity test // *Environ. Toxicol. Chem.* 1984. Vol. 3. P. 425–434. DOI: 10.1002/etc.5620030307.
- Persaud D., Jaagumagi R., Hayton A. Development of Provincial Sediment Quality Guidelines, 1989. Toronto, Ontario, Canada: Ontario Ministry of the Environment and Energy. 19 p.
- Sokal R.R., Rohlf F.J. *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research.* N.Y.: W.H. Freeman and Comp., 1995. 887 p.
- Udodenko Y.G., Komov V.T., Zakonov V.V. Long-term dynamics of total mercury in surficial bottom sediments of the Volga River's reservoir in central Russia // *Environ. Monit. Assess.* 2018. Vol. 190. P. 198. DOI: 10.1007/s10661-018-6575-9
- Warwick W.F. Morphological abnormalities in Chironomidae (Diptera) larvae as measures of toxic stress in freshwater ecosystems: indexing antennal deformities in *Chironomus Meigen* // *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 1985. Vol. 42. № 12. P. 1881–1914. DOI: 10.1023/A:1003466012110
- Warwick W.F., Indexing deformities in ligula and antennae of *Procladius* larvae (Diptera: Chironomidae): application to contaminant stressed environments // *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 1991. Vol. 48. P. 1151–1166. DOI: 10.1139/f91-139
- Wiederholm T. Incidence of deformed chironomid larvae (Diptera: Chironomidae) in Swedish lakes // *Hydrobiologia.* 1984. Vol. 109. P. 243–249.
- Yasinskii S.V., Vishnevskaya I.A., Shaporenko S.I., Bibikova T.S. Current problems in organizing water protection zones at water bodies: case study of the Uglich reservoir // *Water Resources.* 2018. Vol. 45. № 4. P. 490–502. DOI: 10.1134/S0097807818040206

## REFERENCES

- Bakaeva E.N., Nikanorov A.M., Ignatova N.A. Mesto biotestovykh issledovaniy donnykh otlozheniy v monitoringe vodnykh ob'ektov [The place of biotest studies of bottom sediments in the monitoring of water bodies]. *Vestnik Yuzhnogo nauchnogo centra RAN*, 2009, vol. 5, no. 2, pp. 84–93. (In Russian)
- Bakanov A.I. Sovremennoe sostoyanie zoobentosa Verhnevolzhskikh vodohranilishch [The current state of the zoobenthos of the Upper Volga reservoirs]. *Vodnye resursy*, 2003, vol. 30, no. 5, pp. 605–615. (In Russian)
- Bolgov M.V., Kocharyan A.G., Lebedeva I.P., Shashkov S.N. Kachestvo prirodnykh vod v kaskade Volzhskikh vodohranilishch [The quality of natural waters in the cascade of the Volga reservoirs]. *Aridnye ekosistemy*, 2008, vol. 14, no. 35–36, pp. 68–82. (In Russian)
- Braginskij L.P. Ocenka kachestva vod prirodnykh vodoyomov po toksikologicheskim pokazatelyam. *Nauchnye osnovy kontrolya kachestva poverhnostnykh vod po gidrobiologicheskim pokazatelyam* [Scientific foundations of surface water quality control by hydrobiological indicators]. L., Gidrometeoizdat, 1981, pp. 201–206. (In Russian)
- Braginskij L.P., Krajnyukova A.N. Metody ocenki toksichnosti stochnykh vod i perspektivy ih ispol'zovaniya v kontrole prirodnykh vod. *Metody bioindikatsii i biotestirovaniya prirodnykh vod* [Methods of bioindication and biotesting of natural waters]. L., Gidrometeoizdat, 1989, pp. 194–203. (In Russian)
- Debol'skij V.K., Grigor'eva I.L., Komissarov A.B. Izmenenie himicheskogo sostava vody v Volge ot istoka k ust'yu v letnyuyu mezhen' 2009 goda [Changes in the chemical composition of water in the Volga from the source to the mouth in the summer low water of 2009 year]. *Ohrana okruzhayushchej sredy i prirodopol'zovanie*, 2011, no. 3, pp. 68–73. (In Russian)
- Debol'skij V.K., Grigor'eva I.L., Komissarov A.B., Korchagina Ya.P. et al. Sovremennaya gidrohimiya harakteristika reki Volga i vodohranilishch [Current hydrochemical characteristics of the Volga River and its reservoirs]. *Voda: Himiya i Ekologiya*, 2010, no. 11, pp. 2–12. (In Russian)
- Deckere E., Cooman W., Florus M. et al. Characterizing the sediments of Flemish Watercourses: a Manual produced by TRIAD. Brussel, AMINAL-Department Water. 2000. 110 p.
- Doklad ob osobennostyakh klimata na territorii Rossiyskoy Federatsii za 2015 g. [A Report on climate features on the territory of the Russian Federation in 2015]. Moscow, Rosgidromet, 2016. 68 p. (In Russian)
- Doklad ob osobennostyakh klimata na territorii Rossiyskoy Federatsii za 2016 g. [A Report on climate features on the territory of the Russian Federation in 2016]. Moscow, Rosgidromet, 2017. 70 p. (In Russian)
- Ekologicheskie problemy Verhnej Volgi [Ecological problems of the Upper Volga]. Yaroslavl, YaGTU, 2001. 427 p. (In Russian)

- Fileiko O.F. Biologicheskie metody v kontrole kachestva okruzhayushchej sredy [Biological methods in environmental quality control]. *Ekol. Sistemy i pribory*, 2007, no. 6, pp.18–20. (In Russian)
- Gama-Flores J.L., Castellanos-Paez M.E., Sarma S.S., Nandini S. Life table demography of *Ceriodaphniadubia* (Cladocera) exposed to copper at different levels and periods. *J. Environ. Biol.*, 2007, vol. 28(3), pp. 691–698. doi: 10.1007/s00128-014-1281-y.
- Gapeeva M.V., Zakonov V.V. Geohimicheskaya harakteristika ekosistemy Uglichskogo vodohranilishcha. *Proceedings of the Institute for Biology of Inland Waters RAS*, 2016, iss. 75 (78), pp. 41–46. (In Russian)
- Geohimiya okruzhayushchej sredy [Environmental geochemistry]. Moscow, Nedra, 1990. 335 p. (In Russian)
- Grebenjuk L.P., Tomilina, I.I. Morphological deformations of hard-chitinized mouthpart structures in larvae of the genus *Chironomus* (Biptera, Chironomidae) as the index of organic pollution in freshwater ecosystems. *Inland Water Biol.*, 2014, vol. 3, pp. 273–285. doi: 10.1134/S1995082914030092.
- Grigor'eva A.L., Lupanova I.A. Harakteristika kachestva vody i donnyh otlozhenij Uglichskogo vodohranilishcha v period malovod'ya. Velikie reki 2015. [Great rivers 2015]. *Trudy 17-go Mezhdunarodnogo nauchno-promyshlennogo foruma*. Nizhnij Novgorod, NNGASU, 2015, pp. 106–108. (In Russian)
- Grigor'eva A.L., Lupanova I.A. Sovremennoe ekologicheskoe sostoyanie Uglichskogo vodohranilishcha. Velikie reki 2016. [Great rivers 2016]. *Trudy 18-go Mezhdunarodnogo nauchno-promyshlennogo foruma*. Nizhnij Novgorod, NNGASU, 2016, pp. 93–95. (In Russian)
- Ingersoll C.G., Nelson M.K. Testing sediment toxicity with *Hyaella azteca* (Amphipoda) and *Chironomus riparius* (Diptera). *Aquat. Toxicol. and Risk Assessment*. Philadelphia. Amer. Soc. Test. and Mater, 1990, vol. 13, pp. 93–109.
- Kolomijcev N.V., Il'ina T.A. Raspredelenie tyazhelyh metallov I mysh'yaka v donnyh otlozheniyah Uglichskogo vodohranilishcha [Distribution of heavy metals and arsenic in the bottom sediments of the Uglich reservoir]. *Melioraciya i vodnoe hozyajstvo*, 2008, no. 6, pp. 10–13. (In Russian)
- Kopylov A.I., Kosolapov D.B., Krylova I.N., Maslenikova T.B. Bakterioplankton Uglichskogo vodohranilishcha [Bacterioplankton of the Uglich reservoir]. *Biologiya vnutrennih vod*, 1998, no. 2, pp. 77–84. (In Russian)
- Korzhenevskij B.I., Kolomijcev N.V., Il'ina T.A., Get'man E.N. Izmenenie sodержaniya tyazhelyh metallov I mysh'yaka v donnyh otlozheniyah Uglichskogo vodohranilishcha. *Melioraciya i vodnoe hozyajstvo: Problemy I puti resheniya. Materialy mezhdunarodnoj nauchno-prakticheskoy konferencii*. M., Izd. VNIIA, 2016, pp. 177–183. (In Russian)
- Kriterii ocenki opasnosti toksicheskogo zagryazneniya poverhnostnyh vod sushi pri chrezvychajnyh situacijah (v sluchayah zagryazneniya). R 52.24.756-2011. Rostov-na-Donu, “Gidromet”, 2011, 37 s. (In Russian)
- Langer-Jaesrich M., Köhler Heinz-R., Gerhardt A. Can mouth part deformities of *Chironomus riparius* serve as indicators for water and sediment pollution? A laboratory approach. *J. Soils Sediments*. 2010, vol. 10, pp. 414–422. doi: 10.1007/s11368-010-0195-5.
- Laughlin R.B.Jr., Guard H.E. Hormesis: a response to low environmental concentrations of petroleum hydrocarbons. *Science*, 1981, vol. 211, pp. 705–707.
- Lazareva G.A. Ocenka kachestva vod Uglichskogo vodohranilishcha po integral'nym gidrohimicheskim pokazatelyam [Assessment of the water quality of the Uglich reservoir by integral hydrochemical indicators]. *Vestnik Moskovskogo gosudarstvennogo oblastnogo universiteta*. Seriya: Estestvennye nauki, 2016, no. 2, pp. 18–164. (In Russian)
- Lazareva G.A., Ogurcova O.S. Ocenka ekologicheskogo sostoyaniya Uglichskogo vodohranilishcha po gidrohimicheskim pokazatelyam. *Vodnye resursy, ekologiya i gidrologicheskaya bezopasnost': Materialy VII mezhdunarodnoj nauchnoj konferencii molodyh uchenykh i talantlivykh studentov* [VII international scientific conference of young scientists and talented students]. Moscow, IVP RAN, 2014, pp. 180–183. (In Russian)
- Lupanova I.A., Krutenko S.A., Grigor'eva I.L., Fedorova L.P. Ekologicheskij monitoring vodohranilishch kak instrument upravleni i sostoyaniem na primere Uglichskogo vodohranilishcha. *Materialy Mezhdunarodnogo nauchno-prakticheskogo simpoziuma I vystavki “Chistaya voda Rossii – 2021”* [Proc. International Scientific and Practical Symposium and Exhibition “Clean Water of Russia – 2021”]. Ekaterinburg, “DzhiLajm”, 2021, pp. 105–111. (In Russian)
- MacDonald D.D., Ingersoll C.G., Berger T.O. Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 2000, vol. 39, pp. 10–31.
- Metodika opredeleniya toksichnosti vody I vodnyh vytyazhek iz pochv, osadkov, stochnyh vod, othodov po smertnosti i izmeneniyu plodovitosti dafnij. Federal'nyj reestr (FR). FR.1.39.2007.03222. M., AKVAROS, 2007. 41 p. (In Russian)
- Mineeva N.M. Pigmentnyy sostav fitoplanktona i yego mnogoletnyaya dinamika v vodokhranilishchakh Verkhney Volgi [Pigment composition of phytoplankton and its long-term dynamics in reservoirs of the Upper Volga]. *Voprosy sovremennoj al'gologii*, 2020, no. 2 (23), pp. 74–78. (In Russian)
- Mount D.I., Norberg T.J. A seven-day lifecycle cladoceran toxicity test. *Environ. Toxicol. Chem.* 1984, vol. 3, pp. 425–434. doi:10.1002/etc.5620030307.
- Nazarova L.B., Letyanova V.Z., Tuhvatulina L.G. Teratogennoe dejstvie medi na lichinki hironomid [Teratogenic effect of copper on chironomid larvae]. *Toksikologicheskij vestnik*, 1999, no. 3, pp. 30–35. (In Russian)
- Nikanorov A.M., Horuzhaya T.A., Brazhnikova L.V., Zhulidov A.V. Monitoring kachestva vod: ocenka toksichnosti [Water quality monitoring: toxicity assessment]. Ser. “Kachestvo vod”. SPb., Gidrometeoizdat, 2000. 160 p. (In Russian)
- Norma i kriterii ocenki zagryaznennosti donnyh otlozhenij v vodnyh ob'ektah Sankt-Peterburga. Regional'nyj normativ. Sankt-Peterburg, 1996. 10 s. (In Russian)
- Ol'kova A.S. Biotestirovanie v nauchno-issledovatel'skoj praktike Rossii [Biotesting in research practice in Russia]. *Uspekhi sovremennoj biologii*, 2014, vol. 134, no. 6, pp. 614–622. (In Russian)

- Ol'kova A.S., Mahanova E.V. Vybór biotestov dlya ekologicheskiz issledovaniy vod, zagryaznennykh mineral'nymi formami azota [Choice of bioassays for ecological studies of waters polluted with mineral forms of nitrogen]. *Voda I ekologiya: problem i resheniya*. 2018, no. 4 (76), pp. 70–81. (In Russian)
- Perechen' rybokhozyaistvennykh normativov, predel'no dopustimyykh kontsentratsii (PDK) i orientirovochno bezopasnykh urovnei vozdeystviya (OBUV) vrednykh veshchestv dlya vody vodnykh ob'ektov, imeyushchikh rybokhozyaistvennoe znachenie [The list of fishery regulations, maximum permissible concentrations (MPC) and approximately safe levels of exposure to harmful substances for water of water bodies of fishery importance]. Moscow, Vseross. Nauchno-issled. Inst. Rybn. Khoz. Okeanograf., 1999. 304 p. (In Russian)
- Persaud D., Jaagumagi R., Hayton A. Development of Provincial Sediment Quality Guidelines, 1989. Toronto, Ontario, Canada, Ontario Ministry of the Environment and Energy, 1989, 19 p.
- Pravila ohrany poverhnostnykh vod (tipovye polozheniya) [Rules for the protection of surface waters (model provisions)]. Moscow, Goskompriroda SSSR, 1991, 38 p. (In Russian)
- Shilova A.I. Chironomids of the Rybinsk Reservoir. Leningrad, Nauka, 1976, 251 p. (In Russian)
- Sigareva L.E., Timofeeva N.A. Soderzhanie rastitel'nykh pigmentov v donnykh otlozheniyakh mezotrofnogo Uglichskogo vodohranilishcha [The content of plant pigments in bottom sediments of the mesotrophic Uglich reservoir]. *Biologiya vnutrennih vod*, 2005, no. 2, pp. 47–55. (In Russian)
- Sokal R.R., Rohlf F.J. Biometry: the principles and practice of statistics in biological research. N.Y., W.H. Freeman and Comp., 1995, 887 p.
- Stepanova I.E. Gidrohimiicheskie pokazateli vody Uglichskogo i Ivan'kovskogo vodohranilishch [Hydrochemical water indicators of the Uglich and Ivankovsk water reservoirs]. *Ekologicheskaya himiya*, 2018, vol. 27 (3), pp. 156–165. (In Russian)
- Tihomirov O.A., Markov N.V. Nakoplenie tyazhelykh metallov v donnykh otlozheniyakh akval'nykh kompleksov vodohranilishcha sezonnogo regulirovaniya stoka [Accumulation of heavy metals in bottom sediments of aquatic complexes of a reservoir of seasonal flow regulation]. *Uchenye zapiski Kazanskogo gosudarstvennogo universiteta. Seriya Estestvennye nauki*. Kniga 3, 2009, T. 151, pp. 143–153. (In Russian)
- Tolkachyov G.Y., Kolomijcev N.V., Korzhenevskij B.I. Soderzhanie i formy sushchestvovaniya tyazhelykh metallov v donnykh otlozheniyakh Ivan'kovskogo i Uglichskogo vodohranilishch [The content and forms of existence of heavy metals in the bottom sediments of the Ivankovo and Uglich reservoirs]. *Melioratsiya i vodnoe hozyajstvo*, 2017, no. 4, pp. 37–43. (In Russian)
- Tomilina I.I., Gapeeva M.V., Lozhkina R.A. Ocenka kachestva vody i donnykh otlozhenij kaskada vodohranilishch reki Volga po pokazatelyam toksichnosti i himicheskogo sostava. *Proceedings of the Institute for Biology of Inland Waters RAS*, 2018, no. 81 (84), pp. 41–46. doi: 10.24411/0320-3557-2018-1-0015 (In Russian)
- Udodenko Y.G., Komov V.T., Zakonov V.V. Long-term dynamics of total mercury in surficial bottom sediments of the Volga River's reservoir in central Russia. *Environ. Monit. Assess.*, 2018, vol. 190, pp. 198. doi: 10.1007/s10661-018-6575-9.
- Warwick W.F. Indexing deformities in ligula and antennae of Procladius larvae (Diptera: Chironomidae): application to contaminant stressed environments. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 1991, vol. 48, pp. 1151–1166. doi: 10.1139/f91-139.
- Warwick W.F. Morphological abnormalities in Chironomidae (Diptera) larvae as measures of toxic stress in freshwater ecosystems: indexing antennal deformities in Chironomus Meigen. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 1985, vol. 42, no. 12, pp. 1881–1914.
- Wiederholm T. Incidence of deformed chironomid larvae (Diptera: Chironomidae) in Swedish lakes. *Hydrobiologia*, 1984, vol. 109, pp. 243–249.
- Yasinskii S.V., Vishnevskaya I.A., Shaporenko S.I., Bibikova T.S. Current problems in organizing water protection zones at water bodies: case study of the Uglich reservoir. *Water Resources*, 2018, vol. 45, no. 4, pp. 490–502. doi: 10.1134/S0097807818040206.
- Zakonov V.V. Precipitation in the reservoirs of the Volga cascade. *Extended Abstract of Doctor Geog. Sci. Diss.* Moscow, 2007, 39 p. (In Russian)
- Zhmur N.S. Ecotoxicological control. Research methods and laboratory practice. Moscow, AKVAROS, 2018, 472 p. (In Russian)

## TOXICOLOGICAL STUDIES OF WATER AND BOTTOM SEDIMENTS OF THE UGLICH RESERVOIR DURING THE PERIOD 2012–2020 years

I. I. Tomilina\*, R. A. Lozhkina, L. P. Grebenyuk

*Papanin Institute for Biology of Inland Waters, Russian Academy of Sciences,  
152742 Borok, Russia, e-mail: \*i\_tomilina@mail.ru*

Revised 5.09.2022

A long-term assessment of the toxicological condition of certain areas of the Uglich reservoir is given based on the results of bioassay of water and bottom sediments. During the research period 2012–2020, there was a tendency of the toxicity reduction of water in all sections of the reservoir. The maximum values of reproductive indicators of *Ceriodaphnia affinis* were registered in 2019. The toxicity of bottom sediments had a slight tendency to decrease in the upper section of the reservoir and did not change in the middle and lower sections.

During the teratological study of the Uglich reservoir in 2012–2013 years it was found that the proportion of chironomid larvae with pathomorphological changes in the structures of the mouth parts during the observation period was on average 14.5%, which is higher than the established control (6.7–7.0%) and background values (0–8.0%). The results of the bioassay are confirmed by analytical data on water and sediment pollution. Significant differences in the pollution coefficient of water between the reservoir areas, both in individual elements and in total, have not been recorded. The highest values of the total and average pollution coefficient were reached in the middle section, where higher concentrations of Cu and Zn were determined. Despite the tendency of decreasing concentrations of Cr, Ni, Cu, Zn, Cd and Pb in the bottom sediments of the reservoir, the levels of Cd, Cr, Ni and Zn exceeded their background concentrations established for the Upper Volga basin.

*Keywords:* Uglich reservoir, biotesting, water, bottom sediments, ceriodaphnia, chironomids, pollution