

УДК [556.555.6:574.64] (282.247.414.2)

ЭКОЛОГО-ТОКСИКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ ГОРЬКОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА (ПО ДАННЫМ БИОТЕСТИРОВАНИЯ И ХИМИЧЕСКОГО АНАЛИЗА)

© 2025 г. Р. А. Ложкина^{а, *}, И. И. Томила^а

^аИнститут биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина Российской академии наук,
пос. Борок, Некоузский р-н, Ярославская обл., Россия

*e-mail: lozhkina.roza@yandex.ru

Поступила в редакцию 09.05.2024 г.

После доработки 17.07.2024 г.

Принята к публикации 21.07.2024 г.

Проведен анализ многолетних данных (2010–2023 гг.) по оценке токсичности нативных донных отложений (ДО) Горьковского водохранилища методом биотестирования с использованием личинок комара-звонца *Chironomus riparius* Meigen, 1804. Полученные результаты свидетельствуют, что ситуация с загрязнением ДО, как и их неравномерная интегральная токсичность по акватории водохранилища, в целом сохраняется. Усредненные показатели линейных размеров личинок хирономид в большинстве случаев были значимо ниже контрольных значений. Значимые различия смертности личинок хирономид при биотестировании ДО участков водохранилища отмечены в 2016 и 2017 гг., линейных размеров – в 2017, 2021 и 2023 гг. В целом усредненные значения индекса токсичности были ниже контрольных значений, что свидетельствует о токсичности ДО. Максимальные значения индекса токсичности отмечены в 2011 г., низкие – 2010 и 2017 гг. Содержание общих форм Cr, Mn, Zn, As, Cd и Pb в ДО водохранилища существенно превышало их кларки в земной коре, что косвенно указывает на дополнительное антропогенное загрязнение. Концентрации исследованных элементов увеличивались вниз по течению и достигали максимальных значений на приплотинном участке водохранилища (ст. Чкаловск). Значения индекса геоаккумуляции и коэффициента загрязнения свидетельствуют о незначительном поступлении приоритетных тяжелых металлов (Cr, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb) антропогенного происхождения в ДО Горьковского водохранилища. Наибольшие значения индекса геоаккумуляции зарегистрированы для ДО озерного участка водохранилища. Значения коэффициента загрязнения свидетельствуют об умеренном загрязнении Cd донных отложений Костромского расширения и озерного участка водохранилища. По данным корреляционного анализа P, Mn, Fe, Co, Zn, As и Bi оказывали влияние на смертность личинок хирономид, но значимая регрессионная модель получена лишь для Mn ($R^2 = 0.513$).

Ключевые слова: токсичность, биотестирование, донные отложения, тяжелые металлы, *Chironomus riparius*, Горьковское водохранилище

DOI: 10.31857/S0320965225010215, **EDN:** CDJANA

ВВЕДЕНИЕ

Донные отложения находятся в постоянном обмене с водной средой и накапливают всю информацию об истории развития водотока и процессах на водосборных территориях. Сложность многокомпонентного химического состава ДО, разнообразие форм нахождения в них различных химических веществ определяет их важную роль

в формировании токсикологической ситуации в водоемах (Косинова, Соколова, 2015). Обладая свойствами сорбента, ДО способны накапливать многие неорганические и органические соединения, представляя собой одновременно мощный фактор самоочищения и вторичного загрязнения водоема (Степанова, 2014).

Для оценки экологической ситуации в водном объекте помимо физико-химических методов анализа, направленных на обнаружение ЗВ в окружающей среде, необходимо применять и биологические методы анализа для оценки негативного действия отдельных химических веществ, их смесей и всего спектра ЗВ на живые организмы. Для этих целей широко используют

Сокращения: АУВ – ароматические углеводороды, ДО – донные отложения; ЗВ – загрязняющие вещества; ИТ – индекс токсичности, ПАУ – полициклические ароматические углеводороды, ПДК – предельно допустимые концентрации, рыбохозяйственный норматив, СОЗ – стойкие органические загрязняющие вещества, ТМ – тяжелые металлы, ХТД – хроническое токсическое действие, Igeo – индекс геоаккумуляции, CF – коэффициент загрязнения.

методы биотестирования как в контролируемых лабораторных экспериментах, так и при определении экологически значимых эффектов ЗВ в условиях неуставленного фактора токсичности природных сред (вода, ДО). При этом результаты разных методов контроля качества среды не всегда совпадают. Если химический анализ исследует свойства среды, то биологический — характеризуют водоем в целом и дает интегрированную оценку влияния всей совокупности ЗВ на состояние гидробиоценозов (Бакаева, Игнатова, 2020).

Горьковское водохранилище образовано в 1955–1957 гг. на участке р. Волги между городами Рыбинск и Городец при строительстве Горьковской ГЭС (площадь водосбора в створе гидроузла равна 229 тыс. км²). Водохранилище используется комплексно: для получения электроэнергии, хозяйственно-питьевого и промышленного водоснабжения, добычи песчано-гравийной смеси, рекреации, развития судоходства и рыбного хозяйства (Волга..., 1978). Горьковское водохранилище, как и остальные водохранилища Волжского каскада, испытывает антропогенную нагрузку источников загрязнения разного масштаба и степени опасности. В водохранилище ежегодно поступает до 6 км³ загрязненных вод. Известно, что в течение многолетнего периода уровень загрязненности воды большинства водотоков бассейна р. Волги существенно не изменялся (Ничипорова и др., 2021).¹ В 2011–2020 гг. вода Верхне-Волжских водохранилищ, за исключением отдельных створов, по качеству оценивалась как “загрязненная”.² Характерные ЗВ для Горьковского водохранилища — Cu, Mn, Zn, нефтепродукты, фенолы, аммоний, нитриты, формальдегиды и синтетические поверхностно-активные вещества. Превышение рыбохозяйственных нормативов ПДК_{р/х} для указанных веществ достигает 5–12 раз.³

Ранее проведенные однократные исследования токсичности ДО на притоках водохранилища и на станциях, расположенных вблизи больших городов, не прослеживали межгодовые тенденции изменения токсичности и не охватывали всей акватории Горьковского водохранилища (Крылова, Томилина, 2000; Ковалева, 2003; Марченко, 2016; Тюканова и др., 2019).

Цель работы — оценить эколого-токсикологическое состояние донных отложений на основе

многолетних данных биотестирования и установить возможные причинно-следственные связи между уровнем содержания загрязняющих веществ и ответными реакциями тест-организмов.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Пробы ДО отбирали с 2010 по 2023 гг. в ходе комплексных экспедиций на судне “Академик Топчиев” Института биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН. Станции отбора проб были приурочены к затопленному руслу р. Волги, устьям рек, впадающих в водохранилище, и населенным пунктам. Районирование водохранилища проводили по условиям седиментации и, согласно работе В.В. Законнова (2007), делили на три района (рис. 1).

Для отбора проб ДО (168 проб) использовали модифицированный дночерпатель Экмана–Берджа (ДАК-250) с площадью захвата 1/40 м². Поверхностный слой ДО отбирали в трех повторностях. Высота колонки была 7–10 см. Интегральную пробу во влажном состоянии просеивали через сито с порами от 0.5 до 1.5 мм для удаления крупной гальки, раковин моллюсков, фрагментов растений и помещали в герметичные пластиковые пакеты.

Концентрации химических элементов определяли на масс-спектрометре с индуктивно связанной плазмой ICP MS ELAN DRC-e Perkin Elmer SCIEX методом Total Quant Analysis. Калибровку выполняли по многоэлементным стандартам фирмы Perkin Elmer, в качестве внутреннего стандарта использовали In (Taylor, 2001). Пробоподготовку ДО к химическому анализу проводили согласно методике М.В. Гапеевой (2013). Интегральные пробы ДО до начала биотестирования хранили в холодильнике при температуре от +2 до +4°C ≤ 14 сут.

При биотестировании ДО использовали лабораторную культуру личинок комара-звонца *Chironomus riparius* Meigen, 1804 (Ingersoll, Nelson, 1990). Опыты проводили в двух повторностях в чашках Петри без смены среды. В каждую чашку помещали 30 г ДО и 30 личинок хирономид длиной 1–3 мм (на 1–2-е сутки с момента вылупления). Влажность ДО не определяли, для Горьковского водохранилища ее уровень находится в пределах 50.2 ± 7.2% (Сигарева, Тимофеева, 2018). Продолжительность эксперимента была ~12–15 сут, до достижения стадии IV возраста у 80% личинок. Интегральную токсичность ДО оценивали по показателю смертности и изменению линейных размеров в сравнении с контролем. Гибель личинок хирономид на момент завершения эксперимента в контроле была 4 ± 2%. Животных в ходе опытов кормили дрожжами из расчета 0.25 мг/экз., корм добавляли по мере выедания.

¹ Обзор состояния и загрязнения окружающей среды в Российской Федерации за 2023 год. 2024. М.: Федеральная служба по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды (Росгидромет). <https://www.meteorf.gov.ru/product/infomaterials/90>

² Государственный доклад “О состоянии и об охране окружающей среды Российской Федерации в 2020 году”. 2021. М.: Минприроды России; МГУ им. М.В. Ломоносова.

³ Государственный доклад “О состоянии и об охране окружающей среды Российской Федерации в 2011 году”. 2013. М.: Минприроды России; МГУ им. М.В. Ломоносова.



Рис. 1. Карта-схема исследованных станций Горьковского водохранилища.

Опыты проводили в боксе с поддержанием оптимальных условий для культивирования личинок хирономид: температура воздуха $21 \pm 2^\circ\text{C}$, температура воды $20 \pm 2^\circ\text{C}$, световой режим при освещении лампами дневного света — 16 ч свет : 8 ч темнота. Перед началом биотестирования значения рН ДО были 7.11 ± 0.08 . Контролем служили интактные тест-организмы, содержащиеся в лабораторных условиях в отстоянной водопроводной воде из артезианской скважины. В качестве контрольного субстрата использовали ДО устья р. Сутка — притока Рыбинского водохранилища. Характеристика воды: рН 7.6 ± 0.4 , перманганатная окисляемость < 3.0 мг О/дм³, жесткость 4.74 ± 0.71 мг-экв./дм³, железо общее 0.70 ± 0.23 , нитраты 1.10 ± 0.31 , хлориды 8.67 ± 0.87 , сульфаты 17.90 ± 1.79 мг/л (данные аналитического центра Института биологии внутренних вод РАН).

Для получения сопоставимых результатов биотестирования рассчитывали индекс токсичности (ИТ) по формуле:

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

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

Значения ИТ выражали в долях единицы по анализируемому показателю на каждой станции. Усредненное значение ИТ рассчитывали по участкам и в целом по водохранилищу как среднее арифметическое показателя за период исследования. Значения ИТ < 0.80 оценивали как проявление токсического эффекта. Гибель личинок $> 20\%$ на момент завершения эксперимента, значимое снижение их линейных размеров по сравнению с

контролем оценивали как проявление ХТД. Рассчитывали долю станций отбора проб от общего их количества, ДО на которых обладали ХТД.

Для оценки уровня антропогенного воздействия с целью установления различий между природными и антропогенными источниками поступления приоритетных ТМ (Cr, Ni, Cu, Zn, Cd и Pb) рассчитывали индекс геоаккумуляции (I_{geo}) и коэффициент загрязнения (CF). I_{geo} рассчитывали согласно формуле (Müller, 1969):

$$I_{\text{geo}} = \log_2 (C / 1.5 C_{\text{ф}}),$$

где C — концентрация химического элемента в составе ДО, полученная в результате измерений; $C_{\text{ф}}$ — геохимическое фоновое значение концентрации химического элемента; 1.5 — поправочный коэффициент на литогенные эффекты.

В связи с отсутствием данных о фоновом содержании ТМ в донных отложениях Горьковского водохранилища использовали фоновые концентрации в ДО бассейна Верхней Волги (Тихомиров, Марков, 2009). Степень загрязнения ДО оценивали исходя из рассчитанных индексов геоаккумуляции (табл. 1).

Дополнительный CF рассчитывали по формуле (Kerolli-Mustafa et al., 2015):

$$\text{CF} = C_{\text{Me}} / C_{\text{B}},$$

где C_{Me} — концентрация металла в исследуемых ДО; C_{B} — базовая концентрация металла в земной коре. Для расчетов CF использовали значения кларка элемента в земной коре (Виноградов, 1962). Уровень загрязнения оценивали по шкале CF (Kerolli-Mustafa et al., 2015):

Таблица 1. Индекс геоаккумуляции химического элемента в донных отложениях

I_{geo}	Класс	Уровень
≤ 0	0	Незагрязненный
$< 0-1$	1	Незагрязненный до умеренно загрязненного
$> 1-2$	2	Умеренно загрязненный
$> 2-3$	3	Средне загрязненный
$> 3-4$	4	Сильно загрязненный
$> 4-5$	5	Сильно загрязненный до чрезмерно загрязненного
> 5	6	Чрезмерно загрязненный

Примечание. I_{geo} — индекс геоаккумуляции; класс — класс геоаккумуляции; уровень — уровень загрязненности ДО; данные даны по: (Müller, 1969).

CF	Уровень
< 1	Низкое
$> 1-3$	Умеренное
$> 3-6$	Значительное
> 6	Очень высокое

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–Wilk test) проводили с использованием непараметрического коэффициента Спирмена (r_s , $p = 0.05$).

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Интегральная токсичность донных отложений.

При биотестировании ДО водохранилища высокие значения смертности личинок зафиксированы с 2015 по 2018 гг. с максимальными значениями для озерного участка (рис. 2). Значимые различия в смертности личинок хирономид между участками водохранилища отмечены в 2016 и 2017 гг. В исследованный период отмечена гибель $> 70\%$ особей на станциях: г. Рыбинск (ниже очистных сооружений), ниже с. Константиновское, Костромское расширение, с. Чернопенье, ниже г. Кинешма, пос. Катунки, устья рек Мера и Унжа, города Юрьево и Пучеж. Гибель личинок хирономид, превышающая допустимый методикой 20%-ный уровень, за весь период наблюдений не зафиксирована для ДО, отобранных на станциях г. Тутаев, пос. Толга, пос. Норское, пгт. Красное на Волге, д. Никулино, пос. Сокольское.

Усредненные значения линейных размеров личинок хирономид при биотестировании ДО, выраженные в процентах их длины, в контроле в большинстве случаев не достигали контрольных значений и значительно различались между участками водохранилища в 2017, 2021 и 2023 гг. (рис. 3). За весь период наблюдений не выявлено значимых различий в линейных размерах личинок хирономид по сравнению с контролем для станций в устьях рек Которосль и Елпать, пос. Норское, пгт. Красное на р. Волге и д. Никулино.

Максимальные значения ИТ в 2011 г. для ДО водохранилища в целом, рассчитанные по изменению линейных размеров личинок хирономид, значительно отличались от таковых в 2015–2018, 2021

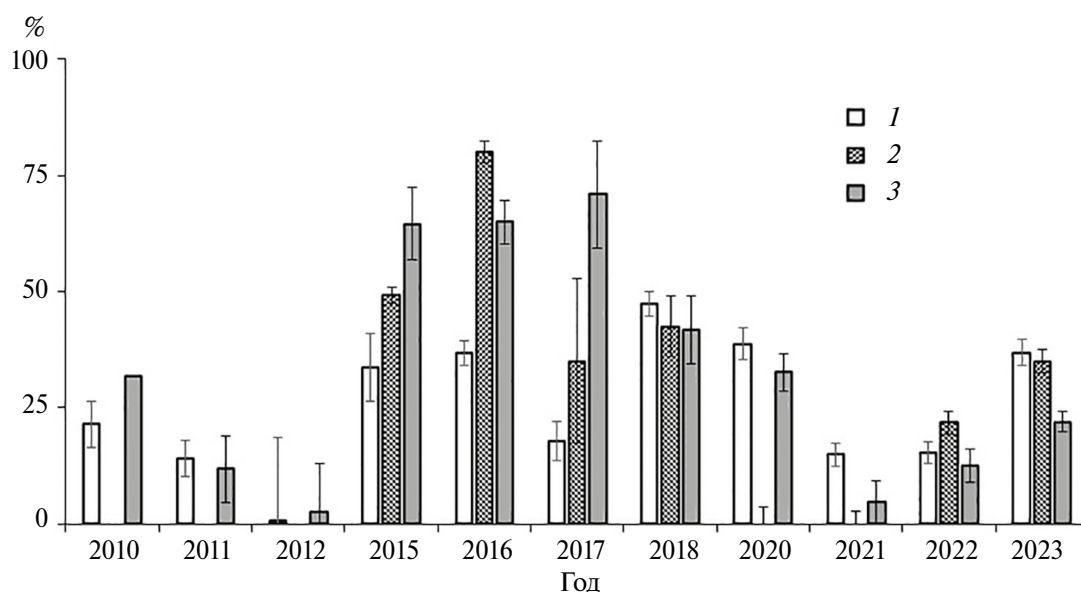


Рис. 2. Смертность личинок *Chironomus riparius* при биотестировании донных отложений на участках Горьковского водохранилища. Здесь и на рис. 3, 5: 1 — речной участок, 2 — Костромское расширение, 3 — озерный участок. Здесь и на рис. 3–5 даны средние значения и ошибки средней.

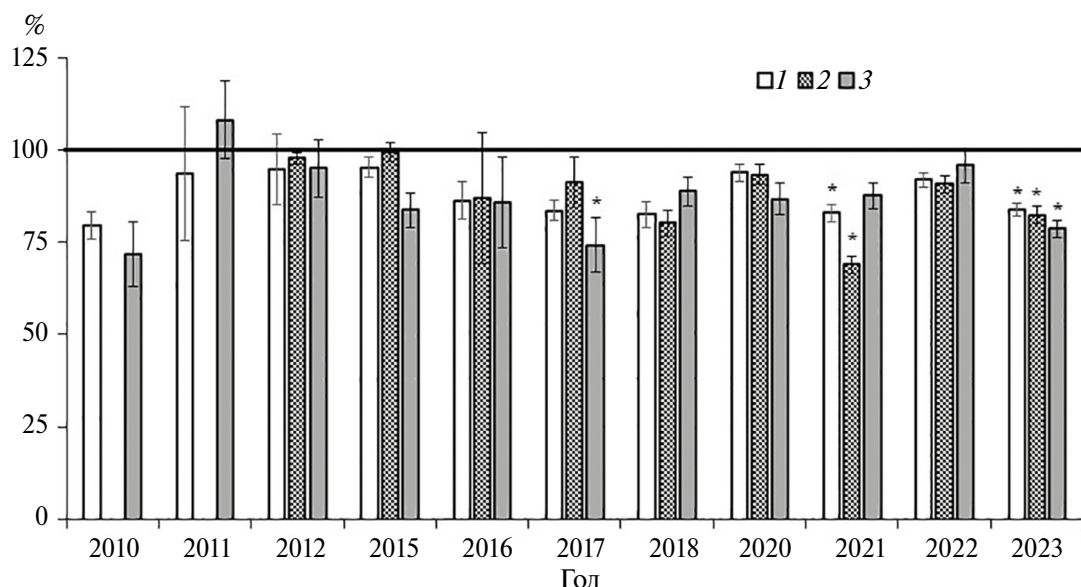


Рис. 3. Средняя длина личинок *Chironomus riparius* (% контроля) в опытах по биотестированию донных отложений, * — статистически значимые отличия от контроля.

Таблица 2. Индекс токсичности ДО участков Горьковского водохранилища по изменению линейных размеров личинок *Chironomus riparius*

Год	Р	КР	О	Среднее
2010	0.79 ± 0.04 (8)	—	0.76 ± 0.07 (4)	0.78 ± 0.03 (12) ^a
2011	0.94 ± 0.18 (2)	—	1.08 ± 0.11 (3)	1.02 ± 0.09 (5) ^d
2012	1.02 ± 0.07 (5)	0.98 ± 0 (1)	0.86 ± 0.08 (4)	0.95 ± 0.05 (10) ^{c, d}
2015	0.95 ± 0.03 (10)^b	0.99 ± 0 (1) ^{a, b}	0.56 ± 0.28 (3)^a	0.87 ± 0.07 (14) ^{a, b, c}
2016	0.90 ± 0.04 (10)	0.87 ± 0 (1)	0.79 ± 0.12 (5)	0.86 ± 0.04 (16) ^{a, b, c}
2017	0.84 ± 0.03 (8)	0.91 ± 0 (1)	0.74 ± 0.07 (3)	0.82 ± 0.03 (12) ^{a, b}
2018	0.83 ± 0.03 (19)	0.80 ± 0 (1)	0.89 ± 0.04 (10)	0.85 ± 0.03 (30) ^{a, b}
2020	0.94 ± 0.02 (11)	0.93 ± 0 (1)	0.87 ± 0.04 (8)	0.91 ± 0.02 (20) ^{b, c, d}
2021	0.83 ± 0.02 (12)	0.69 ± 0 (1)	0.87 ± 0.04 (7)	0.84 ± 0.02 (20) ^{a, b}
2022	0.92 ± 0.03 (5)	0.91 ± 0 (1)	0.93 ± 0.02 (7)	0.92 ± 0.02 (13) ^{b, c, d}
2023	0.84 ± 0.02 (5)	0.82 ± 0 (1)	0.81 ± 0.02 (10)	0.82 ± 0.01 (16) ^a
Среднее	0.87 ± 0.01 (104)	0.88 ± 0.03 (9)	0.85 ± 0.03 (55)	0.86 ± 0.01 (168)

Примечание. Здесь и табл. 3, участки водохранилища: Р — речной; КР — Костромское расширение; О — озерный; даны средние значения и их ошибки; в скобках — количество станций; ^{a, b, c, d} — буквенные индексы статистически значимых различий между участками водохранилища, “—” — данные отсутствуют; жирным шрифтом выделены статистически значимые различия между исследованными участками.

и 2023 гг. (табл. 2). Минимальные значения ИТ зарегистрированы в 2010 г. и были значимо ниже, чем в 2011, 2012, 2020 и 2022 гг. Средние значения ИТ между участками водохранилища для большинства дат наблюдений значимо не различались. За исключением 2015 г., когда значения ИТ для верхних участков водохранилища (речной и Костромское расширение) были близки к контрольным и не различались между собой, тогда как для озерного участка значения были минимальны (на 0.44 ниже контроля, табл. 2).

В целом за период исследования значения ИТ были ниже контрольных. Многолетняя динамика ИТ по изменению линейных размеров личинок хирономид свидетельствует о стабильной токсичности ДО в течение всего периода наблюдений (рис. 4).

Максимальное число станций с ХТД в целом для водохранилища зарегистрировано в 2010 и 2023 г. (табл. 3). Низкие значения доли станций с ХТД обнаружены в 2011 и 2012 гг., высокие — в 2016, 2017, 2020, 2021 и 2023 гг. (табл. 3).

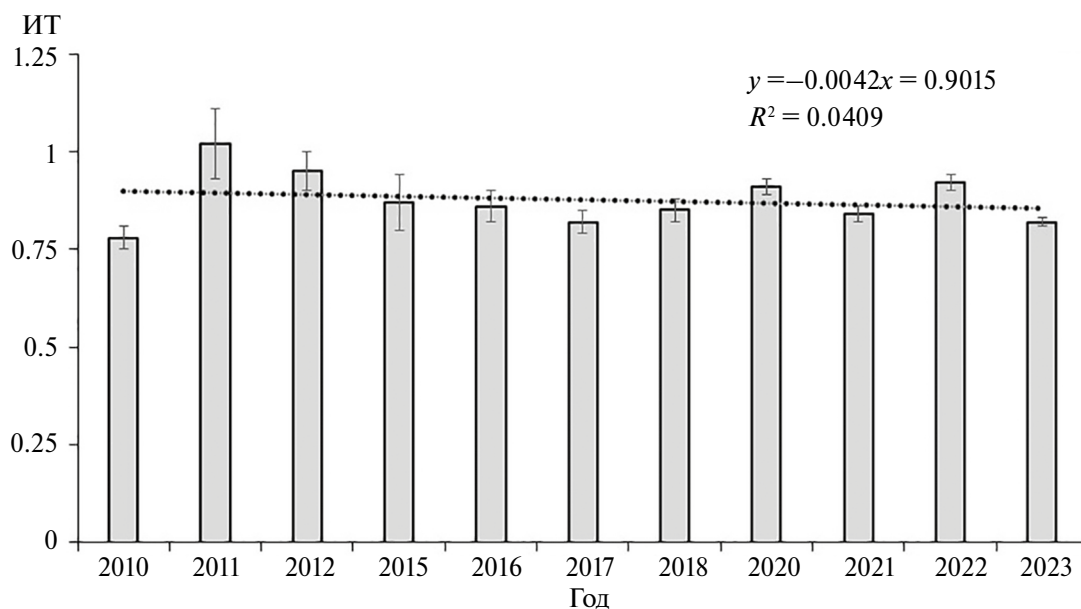


Рис. 4. Индекс токсичности донных отложений Горьковского водохранилища по изменению линейных размеров личинок хирономид.

Таблица 3. Доля станций с хроническим токсическим действием донных отложений Горьковского водохранилища

Год	Р	КР	О	Вдхр.
2010	58	—	67	92
2011	20	—	0	20
2012	10	0	40	30
2015	43	7	30	71
2016	50	6	36	88
2017	50	8	19	83
2018	33	3	50	57
2020	50	0	23	85
2021	55	5	20	80
2022	31	8	25	77
2023	31	6	77	100
Среднее	41	4	31	74

Примечание. Дан % общего числа станций в водохранилище; “—” — данные отсутствуют.

Содержание металлов и металлоидов в донных отложениях. На некоторых станциях водохранилища отмечено превышение содержания общих форм Cr, Mn, Zn, As, Cd и Pb в ДО по сравнению с их кларками в земной коре. Для этих же элементов, а также для Ni и Cu зарегистрировано превышение норматива, установленного в Бельгии (табл. 4). На всех исследованных станциях, за исключением станций речного участка (г. Рыбинск, пос. Толга, ниже г. Кострома), наблюдали превышение в 1.4–3.5 раза содержания As по сравнению с его кларком. Высокие концентрации ТМ отмечены на станциях: Костромское расширение,

ниже г. Плес, п. Наволоки, ниже городов Кинешма, Юрьево, Пучеж и Чкаловск. Концентрации всех исследованных элементов были выше в ДО, отобранных на русле. Максимальное превышение в 134.3 раза отмечено для Al, для остальных элементов превышение было 1.6–4.7 раза. Содержание исследованных элементов увеличивалось вниз по течению р. Волги и достигало максимальных значений в озеровидном участке водохранилища (станции у городов Пучеж и Чкаловск). Для этих же станций зарегистрировано превышение содержания общих форм ТМ в сравнении с фоновыми концентрациями, а также нормативами, принятыми в разных странах (табл. 4).

Результаты расчета индекса I_{geo} свидетельствуют о незначительном загрязнении ДО Горьковского водохранилища приоритетными ТМ (рис. 5а). Согласно шкале (Müller, 1969), ДО на всем протяжении водохранилища почти не загрязнены Cu и Pb. Содержание Ni в ДО речного участка и Костромского расширения варьирует от незагрязненного до умеренно загрязненного уровня. ДО озерного участка по содержанию данного элемента оценивались как незагрязненные. Для Cr, Ni и Zn значения I_{geo} соответствуют уровню от незагрязненного до умеренно загрязненного. Наибольшие значения I_{geo} зарегистрированы для Cd и соответствуют уровню средне загрязненных ДО.

По значениям CF, согласно шкале (Kerolli-Mustafa et al., 2015), ДО водохранилища можно отнести к слабо загрязненным, за исключением Cd (рис. 5б). Для Костромского расширения наблюдали умеренное загрязнение ДО водохранилища данным элементом, для озерного и речного участков — значительное загрязнение.

Таблица 4. Средние концентрации общих форм ТМ (мкг/г сухой массы) в ДО Горьковского водохранилища

Станция	Al	V	Cr	Mn	Co	Ni	Cu	Zn	As	Mo	Sr	Cd	Pb	Источник
Выше г. Рыбинск (Переборы)	—	—	45	—	—	113	10.26	26.64	—	—	—	0.6	0.9	[1]
Ниже г. Рыбинск (Копалево)	—	—	13	—	—	41	2.08	7.84	—	—	—	0.9	1.7	[1]
Ниже пос. Толга	550.7	4.3	2.6	242.9	1	0	1.1	7	1	0.06	3.7	0.01	1.1	[2]
Ниже пос. Туношна	—	—	23	—	—	75	4.46	14	—	—	—	3	4.5	[1]
Ниже пос. Красный	1457.9	6.5	5.8	202.5	1.7	0	1.7	9.2	1.1	0.05	5.5	0.03	1.9	[2]
Профинтерн	—	—	32	—	—	228	24	125.69	—	—	—	0.8	2.1	[1]
КР	1019.4	5.4	4.2	172.3	1.7	0	1.3	13.2	2.3	0.07	4.9	0.03	2.2	[2]
Против КР (р. Сезема)	—	—	20	—	—	537	4.49	17.07	—	—	—	1.6	1.4	[1]
Ниже г. Кострома	3715.5	13.9	18.4	420.4	3.8	8.5	4.9	33.1	3.7	0.12	17.6	0.17	4.3	[2]
Ниже г. Волгорец	6.7	60.4	87.3	1315.3	12.4	33.4	22.3	88.8	5.9	0.32	47.3	0.50	13.4	[2]
Ниже г. Плес	899.6	5.7	4.7	188.6	1.8	0	1.2	14.9	2.9	0.08	4.1	0.02	1.6	[2]
Ниже г. Наволоки	—	—	19	—	—	339	2.7	12.99	—	—	—	0.8	1.1	[1]
Ниже г. Кинешма	1932.7	7	11.3	312.6	2.8	0	4.2	23.5	1.3	0.08	8.1	0.12	3.3	[2]
Ниже г. Юрьево	—	—	10.33	300	3.4	5.41	2.93	36.71	4.59	0.19	—	0.07	6.72	[3]
Ниже г. Пучеж	4378	13.5	16.9	302.7	3.3	7.9	5.2	25.1	2.1	0.09	13.4	0.12	4.1	[2]
Ниже г. Чкаловск	—	—	53.21	605	8.45	25.30	17.21	71.41	4.01	0.53	—	0.40	16.19	[3]
Среднее для вхр	—	—	28	—	—	124	8.58	52.16	—	—	—	1.1	2.2	[1]
Кларк земной коры	6.4	77.8	100.3	2105.7	14.6	38.2	24.6	105	4.9	0.36	68.6	0.47	14.9	[2]
ФК	—	—	12.40	416	3.16	5.88	3.6	30.39	3.89	0.22	—	0.08	7.63	[3]
РН	7.4	63.8	86.3	1621.6	12.5	34.7	21.1	90.6	5.6	0.42	53.3	0.55	14.6	[2]
Нормативы ТЕС, США	—	—	43	—	—	0.6	40.48	66.75	—	—	—	0.6	3.8	[1]
Нормативы Бельгии	9666.2	42.4	84.4	1664.2	14.2	36.5	29	105	5.9	0.31	58.7	0.77	22.2	[2]
Примечание. КР — Костромское расширение; ФК — фоновые концентрации в ДО бассейна Верхней Волги; РН — региональный норматив для водных объектов	—	—	107.8	1139	16.73	48.6	55.98	163.8	11.09	1.15	—	1.22	44.28	[3]
г. Санкт-Петербург; курсивом выделены значения, превышающие содержание кларка земной коры; жирным шрифтом даны значения, превышающие норматив, установленный в Бельгии; [1] — Баканов и др., 2000, [2] — наши данные за 2015 г., [3] — Маслов и др., 2021, [4] — Виноградов, 1962, [5] — Тихомиров, Марков, 2009, [6] — Нормативы..., 1996, [7] — MacDonald et al., 2000, [8] — Deckere et al., 2000, “—” — данные отсутствуют.	4616.2	23.8	84	—	—	0.6	40.73	88.45	—	—	—	0.6	1.9	[1]
	—	—	28.6	918.6	8.7	21.2	11.9	56.5	4.5	0.22	22.6	0.31	11.3	[2]
	—	—	24.29	353	5.91	13.65	9.87	58.42	6.99	0.97	—	0.19	10.84	[3]
	10481	60.2	62.7	1717.2	16.5	52.1	23	73.2	5.5	0.27	58.7	0.39	16.2	[2]
	5.9	76.8	70.6	1101.4	13.7	43.8	22.8	71	5.1	0.51	72	0.41	17.8	[2]
	—	—	69.52	856	15.09	46.18	28.06	97.50	5.7	0.73	—	0.38	22.37	[3]
	2767 ± 932	33 ± 8	41 ± 10	878 ± 186	8 ± 2	20 ± 5	12 ± 3	51 ± 10	4 ± 1	0.2 ± 0.0	31 ± 7	0.3 ± 0.1	9 ± 2	[2]
	80 500	90	83	1000	18	58	47	83	1.7	1.1	340	0.13	16	[4]
	—	42	25.5	437	6.4	15.3	31.5	27	—	2.4	—	0.1	15	[5]
	—	—	100	—	—	35	35	140	29	—	—	0.8	85	[6]
	—	—	43.4	—	100	22.7	31.6	121	9.79	—	—	0.99	35.8	[7]
	—	—	17.0	—	—	11	8	67	11	—	—	0.38	14	[8]

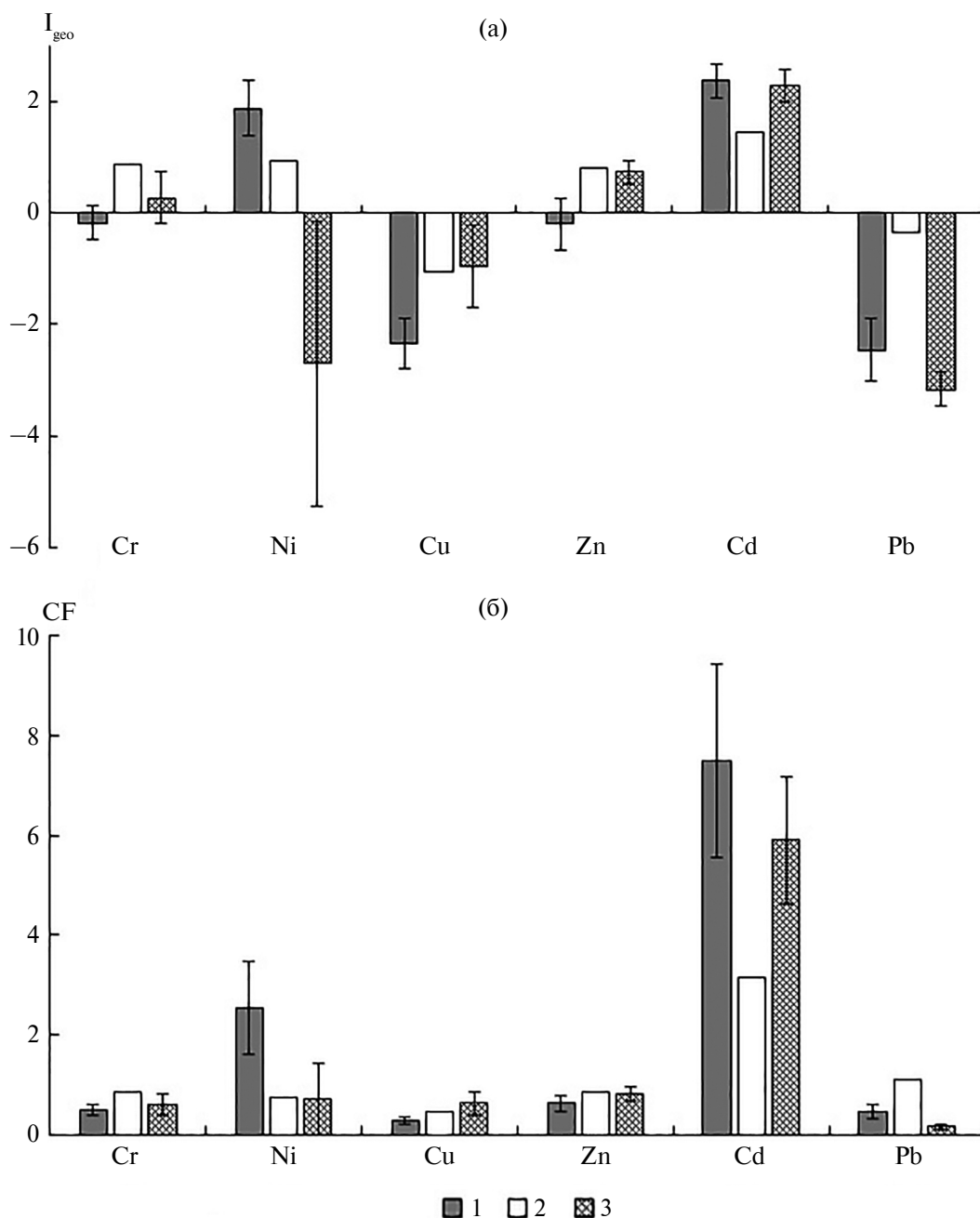


Рис. 5. Индекс геоаккумуляции (а) и коэффициент загрязнения (б) донных отложений участков Горьковского водохранилища.

Данные расчетов I_{geo} свидетельствуют о повышении уровня содержания Cr, Cu, Zn, Cd и Pb в ДО водохранилища в 2015 и 2016 гг. по сравнению с 1999 г. (Баканов и др., 2000) (табл. 5). Загрязненность ДО изменялась от почти незагрязненного уровня до умеренно загрязненного. Исключением был 2015 г., когда загрязнение ДО водохранилища по Cd оценивали на уровне среднего.

Значения CF указывают на низкий уровень содержания Cr, Cu и Zn по сравнению с таковыми в 1999 и 2016 гг. Значимое увеличение содержания

зарегистрировано для Cd и Pb в 2015 и 2016 гг. по сравнению с 1999 г. В 2015 г. для Ni и Cd зарегистрированы максимальные значения CF, характеризующие ДО как умеренно загрязненные и сильно загрязненные соответственно.

Корреляционный анализ результатов биотестирования и данных по содержанию ЗВ выявил значимые связи с показателем смертности личинок хирономид (табл. 6). Значимая регрессионная модель получена для Mn ($R^2=0.513$), для остальных элементов уравнения регрессии оказались

Таблица 5. Индекс геоаккумуляции (I_{geo}) и коэффициент загрязнения (CF) донных отложений Горьковского водохранилища

Элемент	I_{geo}			CF		
	1999	2015	2016	1999	2015	2016
Cr	-1.58 ± 0.63^a	0.00 ± 0.24^b	$-0.23 \pm 0.56^{a,b}$	0.34 ± 0.15	0.55 ± 0.09	0.56 ± 0.19
Ni	-0.42 ± 0.62	0.84 ± 0.78	-0.43 ± 0.57	0.38 ± 0.14^a	2.03 ± 0.71^b	0.42 ± 0.14^a
Cu	-3.63 ± 0.58^a	-1.96 ± 0.38^b	$-1.99 \pm 0.68^{a,b}$	0.16 ± 0.07	0.37 ± 0.08	0.42 ± 0.17
Zn	-0.78 ± 0.45^a	$0.08 \pm 0.35^{a,b}$	0.68 ± 0.37^b	0.43 ± 0.15	0.70 ± 0.12	0.92 ± 0.24
Cd	-0.95 ± 0.67^a	2.30 ± 0.23^c	0.69 ± 0.64^b	1.26 ± 0.49^a	6.83 ± 1.42^b	$3.0 \pm 1.35^{a,b}$
Pb	-2.67 ± 0.43^a	-2.46 ± 0.44^a	-0.64 ± 0.42^b	0.33 ± 0.11^a	0.46 ± 0.12^a	1.13 ± 0.36^b

Примечание. ^{a, b, c} — буквенные индексы статистически значимых различий. Индексы за 1999 г. (исследовано 9 станций) рассчитаны по: (Баканов и др., 2000); в 2015 г. исследовано 14 станций, за 2016 г. (6 станций) — по: (Маслов и др., 2021).

статистически не значимыми. Отмечена достоверная зависимость изменения размеров тела личинок хирономид от содержания феопигментов в ДО.

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Проблема оценки и прогноза степени деградации водных объектов под воздействием антропогенных загрязнений остается по-прежнему актуальной. Контроль за всеми абиотическими и биотическими параметрами пресноводных экосистем осуществить нереально. Для оценки их состояния используют ограниченное количество доступных показателей, которые можно разбить на две основные группы: определение уровней ЗВ в воде и/или в ДО и оценка откликов гидробионтов, включая определение уровней накопления ЗВ в биоте.

Качество ДО, определяемое с помощью методик биотестирования, принято оценивать по количественному критерию, а именно по превышению порога острого или хронического токсического воздействия. Результаты исследования (2010–2023 гг.) свидетельствуют о стабильной токсичности ДО водохранилища. Минимальные значения ИТ, как и максимальное число станций с ХТД, зарегистрированы в 2010 г. (табл. 2).

Ранее в Горьковском водохранилище выявлен участок в районе г. Рыбинск, неблагополучный по токсикологическим показателям ДО. В устье р. Черемуха (1994–1996 гг.) и у водозабора кабельного завода (1992–1996 гг.) ДО оказывали ХТД: средняя длина личинок хирономид была снижена на 20–40% по сравнению с контролем (Баканов и др., 2000). Наиболее загрязненные ДО выявлены на речном участке водохранилища от г. Рыбинск до пос. Красный Профинтерн. В 1993, 1997 гг. ниже г. Ярославль в районе нефтеперерабатывающего завода при биотестировании водной вытяжки ДО наблюдали 100%-ную гибель церидафний и полное отсутствие их воспроизводства

(Баканов и др., 2000). Кроме того, отмечена генотоксичность водной вытяжки ДО для *Salmonella typhi* группы D Ebert, 1880 (*Salmonella typhimurium*) и *Chlorella vulgaris* Beijerinck, 1890 в районе городов Рыбинск и Ярославль, а также повышенное число мутантных колоний хлореллы (Крылова, Томилина, 2000). Результаты биотестирования ДО притоков водохранилища по показателям смертности *Ch. vulgaris* и *Daphnia magna* Straus, 1820 показали отсутствие острой токсичности ДО рек Сунжа, Елнать и Кинешемка, тогда как ДО р. Казоха обладали хронической токсичностью (Тюканова и др., 2019).

Общее требование к качеству водных объектов любой категории — отсутствие превышения фактически наблюдаемого содержания ЗВ над величиной их ПДК. В настоящее время в России не установлены ПДК химических соединений в ДО, поэтому для оценки уровня загрязнения ДО использованы фоновые концентрации элемента, кларки земной коры, ПДК в почвах и другие геохимические показатели.

Для ДО Горьковского водохранилища характерны значительные вариации содержания ТМ. Так, концентрация Сг в ДО на станции ниже г. Плес почти в 4 раза превышала фон, а у г. Рыбинск была в 10 раз ниже фона (табл. 5). Из всех исследованных элементов только содержание Си и Мо нигде не превышало фоновых концентраций, установленных для ДО Верхней Волги (Тихомиров, Марков, 2009). На всех станциях, за исключением участков у г. Рыбинск, пос. Толга и ниже г. Кострома, зарегистрировано превышение содержания As в сравнении с его кларком в земной коре. По нашим данным, максимальное превышение было в 3.5 раза, по данным других авторов — в 6.5 раза (Маслов и др., 2021). Высокое содержание исследованных ТМ в ДО отмечено в Костромском расширении, в р. Волге вблизи пос. Наволоки, городов Плес, Кинешма, Юрьево, Пучеж и Чкаловск. Максимальные концентрации ТМ зарегистрированы в ДО приплотинного участка водохранилища у г. Чкаловск. По

данным работы (Маслов и др., 2021), наиболее загрязненным ТМ был участок ниже г. Кинешма, куда в течение нескольких лет попадают неочищенные стоки с территории городских микрорайонов “1-я Фабрика” и “2-я Фабрика”. Заметное превышение содержания общих форм Cr, Mn, Zn, As, Cd и Pb в ДО по сравнению с их кларками в земной коре может указывать на антропогенное поступление перечисленных элементов.

Ранее было установлено, что слабое и умеренное накопление Hg отмечается в осадках, залегающих рядом с крупными городами или в устьевых зонах рек-притоков водохранилища. При этом содержание Hg в ДО речного участка (0.046 мкг/г) значительно ниже такового в озерном (0.162 мкг/г) (Udodenko et al., 2018).

По данным “Центрегионводхоз”⁴, в 2018 г. в семи створах водохранилища качество ДО (“допустимая степень загрязнения”). Там же отмечено, что наибольший вклад в загрязнение ДО водохранилища вносят Mn, Zn и нефтепродукты, наименьший — Cu, Cd и Pb, что подтверждено оценкой $I_{\text{гдо}}$. Этот индекс позволяет оценить степень загрязнения ДО элементами по шкале из семи классов на основе увеличения числовых значений индекса (Müller, 1969). Результаты расчета $I_{\text{гдо}}$ свидетельствуют о незначительном загрязнении ДО Горьковского водохранилища приоритетными ТМ. В целом в 2015 г. зарегистрировано увеличение содержания ТМ в ДО по сравнению с предыдущими исследованиями (табл. 5).

Шкала CF имеет более четкую градацию уровня загрязнения. По значениям CF, ДО водохранилища можно отнести к слабо загрязненным, за исключением Cd, так как в 2015 г. на речном и озерном участках водохранилища наблюдали очень высокое и значительное загрязнение ДО данным элементом соответственно.

На основе установленных нами и другими авторами (Баканов и др., 2000; Маслов и др., 2021) концентраций элементов в ДО рассчитаны $I_{\text{гдо}}$ и CF по каждому элементу за период 1999–2016 гг. Отмечены значимые различия этих индексов для Cr, Cu, Zn и Pb в 1999 и 2016 гг. Различия индексов между другими годами этого периода были статистически незначимы.

Для периода исследований характерно низкое загрязнение ДО Cr, Cu, Zn и Pb. Загрязнение ДО Ni изменялось от умеренного до низкого уровня, Cd — от низкого до умеренного. В 2015 и 2016 гг. зарегистрировано значительное увеличение содержания Ni, Cd и Pb в ДО водохранилища

(табл. 4) по сравнению с 1999 г. (Баканов и др., 2000; Маслов и др., 2021).

Кроме тяжелых металлов, в ДО Горьковского водохранилища присутствуют и другие ЗВ, которые могут влиять на токсичность грунтов. Исследования органических соединений ($C_{\text{орг}}$, липиды, АУВ и ПАУ) на водосборе р. Волги, в частности, Горьковского водохранилища, выявили их высокие концентрации на участках, непосредственно примыкающих к крупным промышленным центрам (Немировская и др., 2018). В минеральной части взвеси антропогенные частицы встречались почти во всех пробах и состояли из сфер золы от ТЭС и металлургического шлака, представленного окислами ТМ: Ti, Cr, Fe, Zn. Наиболее высокие концентрации АУВ в составе взвеси отмечены на речном участке водохранилища вблизи городов Рыбинск (76.4 мкг/мг) и Ярославль (64.2 мкг/мг). Концентрации АУВ в песчанистых осадках ДО превышали фоновые значения на станции ниже г. Кострома (230 мкг/г), в илистых осадках — от г. Кострома до г. Юрьевец и были >100 мкг/г. В водохранилище выявлены две зоны повышенного содержания СОЗ в ДО, расположенные по течению р. Волги ниже г. Ярославль на границе речного и озерно-речного участков водоема, а также ниже г. Кинешма на границе озерно-речного и озерного участков. Максимальные концентрации СОЗ в этих зонах сопоставимы с их содержанием в наиболее загрязненном Шекснинском плесе Рыбинского водохранилища (Чуйко и др., 2015).

Таблица 6. Корреляционные связи содержания химических элементов и растительных пигментов с биологическими параметрами *Chironomus riparius* при биотестировании донных отложений Горьковского водохранилища

r_s	Уравнение регрессии	R^2
P (0.576),	$M = 11.212 + 0.047 \times P$, $r = 0.654, p = 0.011$	0.427
Mn (0.594),	$M = 15.779 + 0.029 \times Mn$, $r = 0.716, p = 0.004$	0.513
Fe (0.600),	$M = 14.852 + 0.002 \times Fe$, $r = 0.620, p = 0.018$	0.384
Co (0.546),	$M = 16.214 + 3.245 \times Co$, $r = 0.680, p = 0.007$	0.463
Zn (0.559),	$M = 16.778 + 0.481 \times Zn$, $r = 0.629, p = 0.016$	0.395
As (0.572),	$M = 5.556 + 9.685 \times As$, $r = 0.640, p = 0.014$	0.409
Bi (0.539)	$M = 19.562 + 195.835 \times Bi$, $r = 0.617, p = 0.019$	0.381
Φ (0.669)	$L = 2.7781 + 0.0817 \times \Phi$, $r = 0.060, p = 0.029$	0.365

Примечание. r_s — коэффициент корреляции по Спирмену, $p < 0.05$; Φ — фео пигменты; M — смертность, %; L — длина, мм; r — коэффициент регрессии, p — уровень статистически значимой связи между содержанием химических элементов, растительных пигментов и параметров *Ch. riparius*; R^2 — коэффициент детерминации.

⁴ Сведения о качестве вод Горьковского, Чебоксарского и Куйбышевского водохранилищ и о состоянии гидротехнических сооружений инженерных защит Филиала по обеспечению инженерных защит Чебоксарского водохранилища по Нижегородской области. 2019. <https://gfu-volga.ru/index.php/novosti/335>. Дата обращения 20.06.2024

В этих же зонах при биотестировании ДО отмечена высокая смертность личинок хирономид 28.9 и 45.4% соответственно, в контроле она не превышала 4.2%. Ранее при биотестировании ДО Рыбинского водохранилища установлено (Tomilina et al., 2011), что максимальная гибель и снижение линейных размеров личинок хирономид были на станциях с наибольшим содержанием СОЗ.

Результаты корреляционного анализа показали, что большинство ТМ не оказывали прямого воздействия на биологические параметры личинок хирономид (табл. 6). Значимая регрессионная модель зависимости смертности личинок отмечена лишь от содержания Мп в ДО ($R^2 = 0.513$), для остальных ТМ уравнения регрессии оказались статистически незначимы. Изменение размеров тела личинок хирономид зависело от содержания растительных пигментов в ДО, которое можно рассматривать как остаточное количество новообразованного органического вещества. Подобную зависимость в водохранилищах р. Волги авторы отмечали и ранее (Томилина и др., 2018; Tomilina et al., 2021).

Известно, что результаты биотестирования не всегда совпадают с химико-аналитическими данными (Олькова, 2022). Это, вероятно, связано с комбинированным воздействием компонентов загрязнения, когда в результате трансформации антагонистических и синергических взаимодействий реальный токсический эффект отличается от прогностического. Поэтому не всегда удается выявить однозначные зависимости биологических показателей от химико-аналитических. Кроме того, соединения, вызывающие наблюдаемую токсичность, не всегда присутствуют в списке исследованных веществ или их уровни содержания могут варьировать, что приводит к затруднению оценки биодоступности ЗВ (Wang et al., 2010).

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

На протяжении периода исследований (2010–2023 гг.) отмечена неоднородная, стабильная токсическая нагрузка на ДО экосистемы Горьковского водохранилища. Зоны наибольшей нагрузки приурочены к крупным населенным пунктам и приплотинному участку водохранилища. Низкое загрязнение Cr, Cu, Zn и Pb донных отложений водохранилища в 1999, 2015 и 2016 гг. не позволяет достаточно надежно ранжировать их по уровню загрязнения. Загрязнение Ni менялось от умеренного до низкого, Cd – от низкого до умеренного. По сравнению с исследованиями 1999 г., установлено значительное увеличение содержания в ДО Ni, Cd и Pb. Не выявлено четкой зависимости токсичности ДО водохранилища от концентраций приоритетных ТМ. Отмечена значимая связь смертности личинок хирономид от

концентрации Мп и увеличения размеров тела при высоком содержании феопигментов в ДО.

БЛАГОДАРНОСТИ

Авторы выражают благодарность сотрудникам Института биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН: М.В. Гапеевой – за помощь в проведении химического анализа донных отложений; О.А. Угаровой, В.В. Юрченко, Г.М. Чуйко, Ю.Г. Удоденко, В.А. Подгорной, Д.Э. Котикову – за отбор проб донных отложений; А.И. Цветкову – за предоставленную карту-схему Горьковского водохранилища.

ФИНАНСИРОВАНИЕ

Работа выполнена в рамках государственного задания № 124032500015-7 “Роль абиотических и биотических факторов в формировании физиолого-биохимических и иммунологических показателей гидробионтов”.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Бакаева Е.Н., Игнатова Н.А. 2020. Биоиндикация и биотестирование: особенности методов и практические примеры // Водоочистка. Водоподготовка. Водоснабжение. № 1(145). С. 14.
- Баканов А.И., Гапеева М.В., Гребенюк Л.П. и др. 2000. Оценка качества донных отложений Верхней Волги в пределах Ярославской области // Биология внутр. вод. № 4. С. 163.
- Виноградов А.П. 1962. Среднее содержание химических элементов в главных типах изверженных пород земной коры // Геохимия. № 7. С. 555.
- Волга и ее жизнь. 1978. Л.: Наука.
- Гапеева М.В. 2013. Тяжелые металлы в воде и донных отложениях Рыбинского водохранилища // Вода: химия и экология. № 5. С. 3.
- Законнов В.В. 2007. Осадкообразование в водохранилищах Волжского каскада: Автореф. дис. ... докт. геогр. наук. Москва. 39 с.
- Ковалева М.И. 2003. Оценка генотоксической активности воды Верхней Волги // Биология внутр. вод. № 2. С. 107.
- Косинова И.И., Соколова Т.В. 2015. Методологические особенности оценки экологического состояния донных отложений искусственно созданных водных объектов // Вестн. ВГУ. Серия: Геология. № 3. С. 131.
- Крылова И.Н., Томилина И. И. 2000. Оценка токсических и мутагенных свойств природной воды и донных отложений водохранилищ Верхней Волги (территория Ярославской области) // Биология внутр. вод. № 1. С. 110.
- Марченко Т.А., Извекова Т.В., Гушин А.А. и др. 2016. Качество воды в притоках р. Волга в акватории

- Горьковского водохранилища // Известия высших учебных заведений. Химия и химическая технология. № 59(5). С. 89.
- Маслов А.В., Немировская И.А., Шевченко В.П. 2021. Особенности распределения тяжелых металлов в серых илах Волжского каскада // Вод. ресурсы. Т. 48. № 6. С. 696.
<https://doi.org/10.31857/S0321059621060110>
- Немировская И.А., Боев А.Г., Титова А.М. и др. 2018. Органические соединения в процессе седиментации водосбора Волги во время позднего паводка // Тр. Ин-та биологии внутр. вод им. И.Д. Папанина РАН. № 81(84). С. 16.
<https://doi.org/10.24411/0320-3557-2018-10002>
- Ничипорова И.П., Лямперт Н.А., Даниленко А.О. 2021. Изменения качества воды рек бассейнов Волги, Оки и Камы за 2009–2019 гг. // Сб. матер. IV Всерос. науч.-практ. конф. “Окружающая среда: Комфортность и экологическая безопасность”. Курск. С. 69.
- Нормативы и критерии оценки загрязнения донных отложений в водных объектах Санкт-Петербурга. Региональный норматив Санкт-Петербурга. Региональный норматив, разработанный в рамках российско-голландского сотрудничества по программе PSO 95/RF/3/1 1996. СПб.: ОАО “Ленморниипроект”.
- Олькова А.С. 2022. Процедура выбора методов биотестирования в условиях разных видов загрязнения // Трансформация экосистем. № 5(3). С. 63.
<https://doi.org/10.23859/estr-220324>
- Сигарева Л.Е., Тимофеева Н.А. 2018. Содержание растительных пигментов в донных отложениях водохранилищ Волги // Тр. Ин-та биологии внутр. вод им. И.Д. Папанина РАН. № 81(84). С. 105.
<https://doi.org/10.24411/0320-3557-2018-10008>
- Степанова Н.Ю. 2014. Обзор существующих подходов к нормированию качества донных отложений // Успехи соврем. биол. Т. 134. № 6. С. 605.
- Тихомиров О.А., Марков Н.В. 2009. Накопление тяжелых металлов в донных отложениях аквальных комплексов водохранилища сезонного регулирования стока // Уч. зап. Казанск. гос. ун-та. Серия Естественные науки. Книга 3. Т. 151. С. 143.
- Тюканова К.А., Спирина А.А., Извекова Т.В. и др. 2019. Мониторинг природных вод и донных отложений малых рек Горьковского водохранилища // Сб. докл. Междунар. науч.-техн. конф. “Инновационные подходы в решении современных проблем рационального использования природных ресурсов и охраны окружающей среды”. Т. 3. С. 103.
- Томилина И.И., Гапеева М.В., Ложкина Р.А. 2018. Оценка качества воды и донных отложений каскада водохранилищ реки Волга по показателям токсичности и химического состава // Тр. Ин-та биологии внутр. вод им. И.Д. Папанина РАН. № 82(85). С. 107.
- Чуйко Г.М., Законнов В.В., Бродский Е.С. и др. 2015. Особенности пространственного распределения стойких органических загрязнителей (СОЗ) в экосистемах водохранилищ озерного и речного типа // Современные проблемы водохранилищ и их водосборов. Т. 2. Пермь: Пермский государственный национальный исследовательский университет. С. 167.
- Deckere E., De Cooman W., Florus M. et al. 2000. Characterizing the sediments of Flemish Watercourses: A Manual produced by TRIAD. Brussel: AMINAL—Department Water.
- Ingersoll C.G., Nelson M.K. 1990. Testing sediment toxicity with *Hyalella azteca* (Amphipoda) and *Chironomus riparius* (Diptera) // Aquat. Toxicol. and Risk Assessment. Philadelphia: Amer. Soc. Test. and Mater. V. 13. P. 93.
<https://doi.org/10.1520/STP20101S>
- Kerolli-Mustafa M., Fajković H., Rončević S. et al. 2015. Assessment of metals risks from different depths of jarosite tailing waste of Trepča Zinc Industry, Kosovo based on BCR procedure // J. Geochem. Exploration. V. 148. P. 161.
<https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2014.09.001>
- MacDonald D.D., Ingersoll C.G., Berge T.A. 2000. Development and Evaluation of Consensus-Based Sediment Quality Guidelines for Freshwater Ecosystems // Arch. Environ. Contam. Toxicol. V. 39. P. 20.
<https://doi.org/10.1007/s002440010075>
- Müller G. 1969. Index of geoaccumulation in the sediments of the Rhine River // Geojournal. V. 2. P. 108.
- Sokal R.R., Rohlf F.J. 1995. Biometry: the principles and practice of statistics in biological research. N.Y.: W.H. Freeman and Comp.
- Taylor H.E. 2001. Inductively coupled plasma—mass spectrometry. Practices and techniques. San Diego: Acad. Press.
- Tomilina I.I., Grebenyuk L.P., Chuiko G.M. 2011. Toxicological and teratogenic assessment of bottom sediments from the Rybinsk reservoir // Inland Water Biol. V. 4. № 3. P. 373.
<https://doi.org/10.1134/S1995082911030187>
- Tomilina I.I., Lozhkina R.A., Gapeeva M.V. 2021. Toxicity of bottom sediments of the Rybinsk reservoir according to long-term biotesting data report 1. Toxicological studies // Inland Water Biol. V. 14. № 6. P. 777.
<https://doi.org/10.1134/S1995082921060134>
- Udodenko Y.G., Komov V.T., Zakonnov V.V. 2018. Total mercury in surficial bottom sediments of the Volga rivers reservoir in Central Russia // Environ. Earth Sci. V. 77. Is. 19. P. 692.
<https://doi.org/10.1007/s12665-018-7876-6>
- Wang D., Wang Y., Shen L. 2010. Confirmation of combination effects of calcium with other metals in a paper recycling mill effluent on nematode lifespan with toxicity identification evaluation method // J. Environ. Sci. V. 22(5). P. 731.
[https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(09\)60170-4](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(09)60170-4)

Ecological and Toxicological State of Bottom Sediments of the Gorki Reservoir (According to Biotesting and Chemical Analysis Data)

R. A. Lozhkina^{1, *}, I. I. Tomilina¹

¹*Papanin Institute for Biology of Inland Waters Russian Academy of Sciences, Borok, Nekouzsky raion, Yaroslavl oblast, Russia*

**e-mail: lozhkina.roza@yandex.ru*

The analysis of long-term data (2010–2023) on the assessment of the toxicity of native bottom sediments (BS) the Gorky reservoir by biotesting using larvae of the *Chironomus riparius* mosquito. The results obtained indicate that the situation with pollution of BS, as well as their uneven integral toxicity in the water area of the reservoir, generally persists. The average values of linear sizes of chironomid larvae in most cases were significantly lower than the control values. Significant differences in mortality of chironomid larvae during biotesting to reservoir sites were noted in 2016 and 2017, linear sizes – in 2017 and 2021. In general, the average values of the toxicity index were lower than the control values, which indicates the toxicity of BS. The maximum values of the toxicity index were observed in 2011, the lowest in 2010 and 2017. The content of the common forms Cr, Mn, Zn, As, Cd and Pb in the BS of the reservoir significantly exceeded their clarks in the Earth's crust, which indirectly indicates additional anthropogenic pollution. Concentrations of the studied elements increased downstream and reached maximum values in the dam section of the reservoir (Chkalovsk station). The values of the geoaccumulation index and the pollution coefficient indicate an insignificant intake of priority heavy metals (Cr, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb) of anthropogenic origin into the Gorky reservoir. The highest values of the geoaccumulation index were recorded for the lake section of the reservoir. The values of the pollution coefficient indicate moderate Cd contamination of the BS of the Kostroma extension and the lake site of the storage facility. According to the correlation analysis, the mortality of chironomid larvae was influenced by P, Mn, Fe, Co, Zn, As and Bi, but a significant regression model was obtained only for Mn ($R^2 = 0.513$).

Keywords: toxicity, bioassay, bottom sediments, heavy metals, *Chironomus riparius*, Gorky reservoir