

ISSN 0320-3557 Print  
ISSN 2712-8377 Online  
<http://www.ibiw.ru>



**2022**

**Выпуск/Issue 100 (103)**

**ТРУДЫ ИНСТИТУТА  
БИОЛОГИИ ВНУТРЕННИХ ВОД  
ИМ. И.Д. ПАПАНИНА РАН**

**TRANSACTIONS OF PAPANIN INSTITUTE  
FOR BIOLOGY OF INLAND WATERS RAS**

**МИНИСТЕРСТВО НАУКИ И ВЫСШЕГО ОБРАЗОВАНИЯ РОССИЙСКОЙ ФЕДЕРАЦИИ**

**РОССИЙСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК**



**ИБВВ РАН**



**Труды Института биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН**

**ВЫПУСК 100(103)**

**2022**

**ОКТАБРЬ – ДЕКАБРЬ**

Выходит 4 раза в год

п. Борок

2022

**THE MINISTRY OF EDUCATION AND SCIENCE OF THE RUSSIAN FEDERATION**

**THE RUSSIAN ACADEMY OF SCIENCES**



**IBIW RAS**



**Transactions of Papanin Institute for Biology of Inland Waters RAS**

**ISSUE 100(103)**

**2022**

**OCTOBER – DECEMBER**

The journal is published quarterly

Borok

2022

УДК 574(28)

ББК 28.081

T78

**Труды Института биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН.** – Борок : ИБВВ РАН – 2022. – Вып. 100 (103) – 124 с.

**Редакционная коллегия:**

*С. А. Поддубный (гл. редактор), д.г.н., ИБВВ РАН, Борок, Россия*

*А. В. Крылов (зам. гл. редактора), д.б.н., проф., ИБВВ РАН, Борок, Россия*

*А. А. Бобров, к.б.н., ИБВВ РАН, Борок, Россия*

*Б. К. Габриелян, д.б.н., проф., НАН РА НЦ ЗГЭ, Ереван, Армения*

*Ю. В. Герасимов, д.б.н., ИБВВ РАН, Борок, Россия*

*А. Н. Дзюбан, д.б.н., ИБВВ РАН, Борок, Россия*

*Хай Доан Нё, д.ф., Институт океанографии, ВАНТ, Нячанг, Вьетнам*

*В. Т. Комов, д.б.н., проф., ИБВВ РАН, Борок, Россия*

*В. И. Лазарева, д.б.н., ИБВВ РАН, Борок, Россия*

*Н. М. Минеева, д.б.н., ИБВВ РАН, Борок, Россия*

*Лам Нгуен Нгок, д.ф., проф., Институт океанографии, ВАНТ, Нячанг, Вьетнам*

*К. Робинсон, д.ф., EAWAG, Цюрих, Швейцария*

*В. П. Семенченко, д.б.н., чл.-кор. ННЦ НАН по биоресурсам, Минск, Беларусь*

*И. Л. Голованова, д.б.н., ИБВВ РАН, Борок, Россия*

*Ю. С. Даценко, д.г.н., МГУ им. М.В. Ломоносова, Москва, Россия*

*М. М. Трофимчук, к.б.н., Гидрохимический институт, Ростов-на-Дону, Россия*

Ответственный редактор: **И. И. Томилина**

Ответственный секретарь **А. А. Сажнева**

**ISSN 0320-3557 Print**

**ISSN 2712-8377 Online**

*Учредитель (адрес):* Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина Российской академии наук (152742, Ярославская обл., Некоузский р-н, п. Борок, д. 109, ИБВВ РАН; *Телефон/факс:* (48547)24042; *e-mail:* adm@ibiw.ru).

*Издатель (адрес):* Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина Российской академии наук (152742, Ярославская обл., Некоузский р-н, п. Борок, д. 109, ИБВВ РАН; *Телефон/факс:* (48547)24042; *e-mail:* adm@ibiw.ru).

*Адрес редакции:* 152742 пос. Борок, Ярославская обл., Некоузский р-н,  
ИБВВ РАН  
*тел./факс* (48547) 2-48-09; *e-mail:* trud@ibiw.ru

© ИБВВ РАН, 2022 г.

**Editorial board:**

*S. A. Poddubny (editor), Dr. of geogr., IBIW RAS, Borok, Russia*  
*A. V. Krylov (deputy editor), Dr. of biol., prof., IBIW RAS, Borok, Russia*  
*A. A. Bobrov, PhD., IBIW RAS, Borok, Russia*  
*Hai Doan Nhu, PhD., Institute of Oceanography, VAST, Nha Trang, Vietnam*  
*A. N. Dzuban, Dr. of biol., IBIW RAS, Borok, Russia*  
*B. K. Gabrielyan, Dr. of biol., prof., SC ZHE NAS RA, Yerevan, Armenia*  
*Yu. V. Gerasimov, Dr. of biol., IBIW RAS, Borok, Russia*  
*V. T. Komov, Dr. of biol., prof., IBIW RAS, Borok, Russia*

*V. I. Lazareva, Dr. of biol., IBIW RAS, Borok, Russia*  
*N. M. Mineeva, Dr. of biol., IBIW RAS, Borok, Russia*  
*Lam Nguyen Ngoc, PhD., prof., Institute of Oceanography, VAST, Nha Trang, Vietnam*  
*C. Robinson, PhD., EAWAG, Zurich, Switzerland*  
*V. P. Semchenko, Dr. of biol., corr. member NASB, Minsk, Belar*  
*I. L. Golovanova, Dr. of biol., IBIW RAS, Borok, Russia*  
*Y. S. Datsenko, Dr. of geogr., Lomonosov Moscow State University, Moscow, Russia*  
*M. M. Trofimchuk, Ph.D., Hydrochemical Institute, Rostov-on-Don, Russia*

Editor-in-chief of the volume: ***I. I. Tomilina***

Coordinating editor: ***A. A. Sazhneva***

**ISSN 0320-3557 Print**  
**ISSN 2712-8377 Online**

*Founder (address):* Federal State Budgetary Scientific Institution, the Papanin Institute for Biology of Inland Waters of the Russian Academy of Sciences (152742, Yaroslavl oblast, Nekouz region, Borok, 109, IBIW RAS;  
*Phone/fax:* (48547)24042; *e-mail:* adm@ibiw.ru).

*Publisher (address):* Federal State Budgetary Scientific Institution, the Papanin Institute for Biology of Inland Waters of the Russian Academy of Sciences (152742, Yaroslavl oblast, Nekouz region, Borok, 109, IBIW RAS;  
*Phone/fax:* (48547)24042; *e-mail:* adm@ibiw.ru).

*Editorial address:* 152742. Borok, Yaroslavl region, Nekouz district,  
IBIW RAS  
*tel./fax* (48547) 2-48-09; *e-mail:* trud@ibiw.ru

# СОДЕРЖАНИЕ

## Экологическая физиология и биохимия гидробионтов

*И. Л. Голованова, А. А. Филиппов, Е. А. Куливацкая, В. А. Подгорная, А. К. Смирнов, Г. М. Чуйко*

ВЛИЯНИЕ СУБЛЕТАЛЬНЫХ КОНЦЕНТРАЦИЙ МЕДИ И ТЕРМАЛЬНОГО СТРЕССА НА ФИЗИОЛОГО-БИОХИМИЧЕСКИЕ ПОКАЗАТЕЛИ МОЛОДИ ПЛОТВЫ *RUTILIUS RUTILIUS* (L.) ..... 7

*Д. Ю. Трофимов, О. Л. Цельмович, Е. А. Заботкина*

ЛЕЙКОЦИТЫ И ТРОМБОЦИТЫ ПЕРИФЕРИЧЕСКОЙ КРОВИ ТЮЛЬКИ ЧЕРНОМОРСКО-КАСПИЙСКОЙ (*CLUPEONELLA CULTRIVENTRIS*, NORDMANN 1840) ИВАНЬКОВСКОГО И УГЛИЧСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩ ..... 17

## Биоаккумуляция, биотрансформация и биологические эффекты загрязняющих веществ

*В. А. Гремячих, Р. А. Ложкина, Д. Э. Котиков, В. Т. Комов*

КОНЦЕНТРАЦИИ РТУТИ В МЫШЦАХ РАЗНЫХ ВИДОВ РЫБ ИЗ ВОДОЕМОВ ЯРОСЛАВСКОЙ ОБЛАСТИ И ПРИЛЕГАЮЩИХ ТЕРРИТОРИЙ ..... 35

*Ю. Г. Удоденко, Е. С. Иванова, В. Т. Комов, Д. Э. Баженова, А. В. Белик*

СОДЕРЖАНИЕ РТУТИ В ПОЧВЕННЫХ БЕСПОЗВОНОЧНЫХ РЕКРЕАЦИОННОЙ ЗОНЫ КРУПНОГО ПРОМЫШЛЕННОГО ГОРОДА (Г. ЧЕРЕПОВЕЦ) ..... 57

## Водная токсикология

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

ТОКСИКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ВОДЫ И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ УГЛИЧСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА ЗА ПЕРИОД 2012–2020 гг. .... 67

*Г. М. Чуйко, В. А. Подгорная, И. И. Томилина, Р. А. Ложкина, В. В. Законнов, М. В. Гапеева*

КОМПЛЕКСНАЯ ОЦЕНКА ЭКОТОКСИКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДОХРАНИЛИЩ СРЕДНЕЙ И НИЖНЕЙ ВОЛГИ МЕТОДАМИ БИОДИАГНОСТИКИ И АНАЛИЗА СОДЕРЖАНИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ ..... 89

*С. В. Холодкевич*

ОПЫТ СКРИНИНГОВЫХ ИССЛЕДОВАНИЙ “ЗДОРОВЬЯ” ЭКОСИСТЕМ МОРСКИХ И ПРЕСНОВОДНЫХ АКВАТОРИЙ НА ОСНОВЕ ОПЕРАТИВНОЙ ОЦЕНКИ СОСТОЯНИЯ ОБИТАЮЩИХ В НИХ ДВУСТВОРЧАТЫХ МОЛЛЮСКОВ МЕТОДОМ ФУНКЦИОНАЛЬНОЙ НАГРУЗКИ. ПРОБЛЕМЫ И ПЕРСПЕКТИВЫ РАЗВИТИЯ ..... 97

## Информация о конференциях

VIII ВСЕРОССИЙСКАЯ КОНФЕРЕНЦИЯ ПО ВОДНОЙ ЭКОТОКСИКОЛОГИИ “АНТРОПОГЕННОЕ ВЛИЯНИЕ НА ВОДНЫЕ ОРГАНИЗМЫ И ЭКОСИСТЕМЫ” И ШКОЛА-СЕМИНАР ДЛЯ МОЛОДЫХ УЧЕНЫХ, АСПИРАНТОВ И СТУДЕНТОВ “СОВРЕМЕННЫЕ МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ СОСТОЯНИЯ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ” ..... 119

## Памяти наших коллег

ПАМЯТИ БОРИСА АЛЕКСАНДРОВИЧА ФЛЕРОВА ..... 122

# CONTENTS

## Ecological Physiology and Biochemistry of Hydrobionts

*I. L. Golovanova, A. A. Filippov, E. A. Kulivatskaya, V. A. Podgornaya, A. K. Smirnov, G. M. Chuiko*

EFFECTS OF SUBLETHAL CONCENTRATIONS OF COPPER AND THERMAL STRESS ON PHYSIOLOGICAL AND BIOCHEMICAL PARAMETERS OF JUVENILE ROACH *RUTILIUS RUTILIUS* (L.) ..... 7

*D. Yu. Trofimov, O. L. Tselmovich, E. A. Zabolotkina*

LEUKOCYTES AND THROMBOCYTES OF PERIPHERAL BLOOD OF THE BLACK SEA-CASPIAN TYULKA (*CLUPEONELLA CULTRIVENTRIS*, NORDMANN 1840) OF THE IVANKOVO AND UGLICH RESERVOIRS ..... 17

## Bioaccumulation, Biotransformation and Biological Effects of Pollutants

*V. A. Gremyachikh, R. A. Lozhkina, D. E. Kotikov, V. T. Komov*

MERCURY CONCENTRATIONS IN MUSCLES OF DIFFERENT FISH SPECIES FROM WATER BODIES OF YAROSLAVL OBLAST AND ADJACENT TERRITORIES ..... 35

*Yu. G. Udodenko, E. S. Ivanova, V. T. Komov, D. E. Bazhenova, A. V. Belik*

MERCURY CONTENT IN SOIL INVERTEBRATES OF THE RECREATIONAL ZONE OF A LARGE INDUSTRIAL CITY (CHEREPOVETS) ..... 57

## Aquatic Toxicology

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

TOXICOLOGICAL STUDIES OF WATER AND BOTTOM SEDIMENTS OF THE UGLICH RESERVOIR DURING THE PERIOD 2012–2020 YEARS ..... 67

*G. M. Chuiko, V. A. Podgornaya, I. I. Tomilina, R. A. Lozhkina, V. V. Zakonov, M. V. Gapeeva*  
INTEGRATED ASSESSMENT OF THE ECOTOXICOLOGICAL STATE OF RESERVOIRS IN THE MIDDLE AND LOWER VOLGA BY METHODS OF BIODIAGNOSIS AND ANALYSIS OF HEAVY METALS IN BOTTOM SEDIMENTS ..... 89

*S. V. Kholodkevich*

THE EXPERIENCE OF SCREENING STUDIES ON THE MARINE AND FRESHWATER ECOSYSTEM “HEALTH” BASED ON AN OPERATIONAL STATE ASSESSMENT OF BIVALVES BY THE METHOD OF FUNCTIONAL LOAD. PROBLEMS AND PROSPECTS OF DEVELOPMENT ..... 97

## Conferences Information

VIII ALL-RUSSIAN CONFERENCE ON AQUATIC ECOTOXICOLOGY “ANTHROPOGENIC IMPACT ON AQUATIC ORGANISMS AND ECOSYSTEMS” AND A SCHOOL-SEMINAR FOR YOUNG SCIENTISTS, POSTGRADUATES AND STUDENTS “MODERN METHODS OF STUDYING THE STATE OF SURFACE WATERS UNDER ANTHROPOGENIC LOAD” ..... 119

## In Memory of our Colleagues

IN MEMORY OF BORIS ALEXSANDROVICH FLEROV ..... 122

## Экологическая физиология и биохимия гидробионтов

УДК 597.554.3:574.532:574.64

### ВЛИЯНИЕ МЕДИ В СУБЛЕТАЛЬНЫХ КОНЦЕНТРАЦИЯХ И ТЕРМАЛЬНОГО СТРЕССА НА ФИЗИОЛОГО-БИОХИМИЧЕСКИЕ ПОКАЗАТЕЛИ МОЛОДИ ПЛОТВЫ *Rutilus rutilus*

И. Л. Голованова\*, А. А. Филиппов, Е. А. Куливацкая,  
В. А. Подгорная, А. К. Смирнов, Г. М. Чуйко

Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН  
152742 пос. Борок, Ярославская обл., Некоузский р-н, e-mail: \*golovanova@ibiw.ru  
Поступила в редакцию 10.09.2022

Исследовано хроническое действие растворенной в воде меди и последующего теплового стресса на протеолитическую активность (ПА) и амилолитическую активность (АА) в кишечнике, а также активность ацетилхолинэстеразы (АХЭ) и содержание водорастворимого белка (ВРБ) в мозге у молоди плотвы *Rutilus rutilus*. У рыб контрольной (0 мкг/л Cu) и опытных групп (0.01 и 0.1 мг/л Cu) определены значения сублетальной температуры методом критического термического максимума (КТМ) при скорости нагрева воды 8°C/ч. Экспозиция рыб в течение 7 и 14 сут не влияла на термоустойчивость молоди плотвы. Средние значения КТМ составили 27.5°C у рыб контрольной и опытных групп. Повышение температуры воды снижало АА на 21%, активность АХЭ на 24%, но повышало ПА на 32% у рыб контрольной группы. У рыб, подвергавшихся воздействию Cu, АА была ниже на 22–34%, ПА – на 57% лишь при концентрации Cu 0.01 мг/л на 14 сут опыта. Последующий температурный стресс не менял реакции протеиназ и гликозидаз на действие Cu. Активность АХЭ была на 28% ниже контроля после воздействия Cu (0.1 мг/л), а кратковременная термическая нагрузка усиливала ингибирующее действие Cu и при более низкой концентрации. Увеличение количества ВРБ на 36–58% выявлено лишь после 7 сут воздействия Cu, при этом температурный стресс не влиял на величину эффекта. В целом Cu в концентрациях, встречающихся в водной среде, может снижать активность пищеварительных гидролаз в кишечнике молоди плотвы, уменьшая скорость ассимиляции белковых и углеводных компонентов пищи. Торможение активности АХЭ мозга усиливается последующим температурным стрессом. Полученные результаты важны при оценке экологических рисков хронического действия Cu в зонах термального загрязнения водоемов.

**Ключевые слова:** плотва, Cu, протеолитическая активность, амилолитическая активность, ацетилхолинэстераза мозга, водорастворимый белок, верхняя сублетальная температура, критический термический максимум.

DOI: 10.47021/0320-3557-2022-7-16

#### ВВЕДЕНИЕ

Антропогенное химическое и термальное загрязнение водной среды является важным фактором, влияющим на жизнедеятельность гидробионтов. За последние несколько десятилетий степень загрязнения водных экосистем микроэлементами увеличилась вследствие их широкого использования в сельскохозяйственных, химических и промышленных процессах. Медь обнаружена почти во всех водоемах мира, а ее концентрация варьирует от 0.05 до 0.56 мг/л [Zhang et al., 2019], существенно превышая допустимые концентрации ( $Cu^{2+} < 0.001$  мг/л) для воды рыбохозяйственных водоемов России [Перевозников, Богданова, 1999 (Perevoznicov, Bogdanova, 1999)]. Являясь необходимым для жизни микроэлементом, Cu принимает активное участие в обмене веществ, однако в высоких дозах – это тяжелый металл с выраженным токсическим эффектом.

Температура часто играет ведущую роль в регуляции основных физиологических про-

цессов у эктотермов, поскольку скорость всех биохимических реакций у них напрямую зависит от температуры окружающей среды. Аномальные изменения температуры, потепление климата, расширение зон термального загрязнения меняют температурную среду обитания рыб. Увеличение температуры водной среды может влиять не только на физиолого-биохимические показатели рыб [Голованов, 2013 (Golovanov, 2013)], но и на реакцию организма на химические агенты [Sokolova, Lannig, 2008; Zebral et al., 2019]. Воздействие сублетальных концентраций Cu [de Lima et al., 2013; Gioda et al., 2013; Kumar, Nandan, 2014; Kuz'mina, 2017; Golovanova et al., 2021], а также термального стресса [Голованов, 2013 (Golovanov, 2013); Golovanova et al., 2013] на физиолого-биохимические показатели костистых рыб достаточно исследовано. При этом установлено, что низкочастотное магнитное поле (50 Гц) нивелирует тормозящий эффект растворенной в воде меди (0.001, 0.01 и



0.1 мг/л) на АА и активность мальтазы в кишечнике плотвы [Golovanova et al., 2021], а введение витамина С в концентрации 2.5 мг/л снижает токсическое действие Cu (0.17 и 0.34 мг/л) на гуморальные и биохимические показатели у анабаса *Anabas testudineus* [Kumar, Nandan, 2014]. Есть предположение, что тепловой стресс может влиять на физиологические процессы у рыб таким же образом, как и воздействие растворенной в воде Cu [Sokolova, Lannig, 2008]. Однако влияние хронического действия Cu в сублетальных концентрациях и последующей функциональной нагрузки в виде термального стресса на активность пищеварительных и холинэргических ферментов у рыб ранее не исследовали.

### МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Двухлетки плотвы *Rutilus rutilus* (масса  $6.23 \pm 0.49$  г, длина тела –  $7.65 \pm 0.16$  см) были отловлены в конце сентября 2020 г. в прибрежной зоне Рыбинского водохранилища (Россия) при температуре воды  $16^\circ\text{C}$  и доставлены в лабораторию в течение 1 ч после поимки. В течение двух месяцев рыб содержали в 200 л аквариумах с постоянной аэрацией при температуре воды  $15.5 \pm 1^\circ\text{C}$ , pH 7.5–7.6, содержание  $\text{O}_2$  8.0–9.7 мг/л в условиях постоянного фотопериода (свет/темнота 12/12 ч, свет 07:00–19:00). Затем в течение 10-ти сут рыб акклиматизировали к температуре  $14^\circ\text{C}$ . До начала экспериментов и в период акклиматизации рыб кормили ежедневно личинками хирономид *Chironomus* sp. в количестве 5–10% массы тела. Затем рыб разделили на 3 группы по 24 экз. (2 повторности). Рыб контрольной группы поместили в 2 аквариума объемом 135 л с чистой водой, опытных групп – в 4 аквариума с водой, содержащей растворы  $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$  с концентрацией 0.01 или 0.1 мг/л, рассчитанной по содержанию ионов  $\text{Cu}^{2+}$  в соли. Эти концентрации для плотвы составляют соответственно 1/20 и 1/2 от 48 ч ЛК<sub>50</sub> (концентрация, летальная для 50% особей за 48 ч), а концентрация анионов  $\text{SO}_4^{2-}$  в исследуемых растворах была нетоксичной [Перечень..., 1999 (Perechen'..., 1999)]. Воду и раствор меди в аквариумах (на 80% от начального объема) меняли 2 раза в неделю без отсадки рыб. Температурный режим и фотопериод оставались постоянными. Во время эксперимента рыб кормили 1 раз в сутки личинками хирономид из расчета 4% от общей массы тела.

По истечении 7 и 14 сут опыта группы рыб (по 6 экз. в каждой, две повторности) помещали в экспериментальный аквариум объемом 60 л, оборудованный системой нагрева и

Плотва населяет водоемы Европы, Сибири, бассейны Каспийского и Аральского морей. Наибольшее промысловое значение в России имеют вобла, тарань и сибирская плотва. Молодь плотвы проявляет высокую чувствительность к действию ряда природных и антропогенных факторов и часто используется в различных экспериментах [Голованов, 2013 (Golovanov, 2013); Talikina et al., 2013; Krylov et al., 2019].

Цель работы – оценить хроническое сублетальное действие растворенной в воде Cu на термоустойчивость, активность кишечных протеиназ (ПА) и гликозидаз (АА), а также активность ацетилхолинэстеразы (АХЭ) и содержание водорастворимого белка (ВРБ) в мозге молоди плотвы *Rutilus rutilus*.

аэрации. Температуру воды в аквариуме повышали со скоростью  $8^\circ\text{C}/\text{ч}$  до потери рыбами локомоторной способности (переворот вверх брюшком), сублетальное значение температуры фиксировали как КТМ. Такая скорость повышения температуры отмечена при аварийных сбросах подогретых вод промышленных предприятий, а также часто применяется в качестве стандартной при определении термоустойчивости рыб [Голованов, 2013 (Golovanov, 2013)]. Продолжительность эксперимента не превышала 2 ч, рыб при этом не кормили. Рыб контрольной группы содержали при температуре акклиматизации и не подвергали нагреву. По 6 экз. рыб были взяты для биохимического анализа: определения активности пищеварительных гликозидаз, активности АХЭ мозга и содержания водорастворимого белка. Всего исследовано 144 экз. рыб.

Для определения активности пищеварительных гидролаз готовили индивидуальные гомогенаты из средней части кишечника при помощи стеклянного гомогенизатора, добавляя охлажденный до  $2\text{--}4^\circ\text{C}$  раствор Рингера для холоднокровных животных (110 мМ NaCl, 1.9 мМ KCl, 1.3 мМ  $\text{CaCl}_2$ , pH 7.4). Растворы субстратов (1%-ный раствор казеина и 1.8%-ный картофельный крахмал) готовили на таком же растворе Рингера. Инкубацию гомогената и субстрата проводили в течение 20–60 мин при температуре  $20^\circ\text{C}$  pH 7.4 при непрерывном перемешивании.

Протеолитическую активность (главным образом трипсина, КФ 3.4.21.4) оценивали по увеличению концентрации тирозина модифицированным методом Ансона с использованием реактива Фолина-Чокальтеу [Kuz'mina et al., 2021]. Амилолитическую активность, отражающую суммарную активность ферментов,

гидролизующих крахмал ( $\alpha$ -амилазы КФ 3.2.1.1, глюкоамилазы КФ 3.2.1.3 и мальтазы КФ 3.2.1.20), оценивали по приросту гексоз модифицированным методом Нельсона [Уголев и др., 1969 (Ugolev et al., 1969)]. Активность ферментов определяли в 3 повторностях с учетом фона (количества продуктов реакции в начальном гомогенате). Интенсивность окраски образцов измеряли на спектрофотометре Lambda 25 UV/VIS (Perkin & Elmer, USA) при длине волны 670 нм. Скорость гидролиза выражена в микромолях продуктов реакции на грамм влажной массы ткани в мин (мкмоль/г · мин).

Перед анализом активности АХЭ (ацетилхолинацетилгидролаза КФ 3.1.1.17) готовили гомогенаты из целого мозга с добавлением 0.1 М фосфатного буфера (рН 7.5) при помощи диспергатора IKA T10 Ultra-Turrax. Затем пробы центрифугировали на рефрижераторной центрифуге Mikro 22R при 10000 g и температуре 4°C в течение 10 мин. Для биохимического анализа использовали супернатант.

Активность АХЭ определяли методом Элмана [Ellman et al., 1961] в собственной модификации [Chuiko et al., 2003] при температуре 30°C в течение 10–30 мин. В качестве субстрата использовали иодид ацетилтиохолина (АТХ) в конечной концентрации  $4.3 \cdot 10^{-4}$  М, и проявляющего реагента – 5,5-дитиобис-(2-нитробензойная кислота) (ДТНБ) в конечной

концентрации  $7.1 \cdot 10^{-5}$  М. Остановку ферментативной реакции проводили добавлением 0.1% раствора неостигмин метил сульфата (neostigmine methyl sulfate). Все реактивы фирмы Sigma, USA.

Содержание ВРБ определяли по методу Бредфорд [Bradford, 1976]. Для калибровки использовали альбумин из сыворотки человека (производство фирмы Reanal) в концентрации 1.25 мг/мл. Активность АХЭ выражали в мкмоль/мин на 1 г сырой ткани, содержание ВРБ – в мг на 1 г сырой ткани. Измерение каждой пробы проводили в трех повторностях: активность АХЭ – при длине волны 412 нм, содержание белка – при 595 нм на спектрофотометре SPECTROstar Nano BMG LABTECH.

Результаты представлены в виде средних значений и их ошибок ( $M \pm m$ ). Данные по исследованным параметрам рыб из двух повторностей эксперимента объединяли,  $n = 12$ . Достоверность различий между показателями оценивали с помощью однофакторного дисперсионного анализа (ANOVA, Тьюки-тест). Для определения влияния нагрева воды и разных концентраций Си на изученные характеристики использовали двухфакторный дисперсионный анализ. Различия считали статистически значимыми при  $p \leq 0.05$ .

## РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Масса и длина тела плотвы в течение эксперимента изменилась незначительно и на 14 сут составила  $5.77 \pm 0.32$  г и  $7.55 \pm 0.14$  см у рыб контрольной и  $5.12 \pm 0.25$  г,  $7.35 \pm 0.09$  см (Си 0.01 мг/л),  $5.31 \pm 0.34$  г,  $7.29 \pm 0.13$  см (Си 0.1 мг/л) опытных групп ( $p > 0.05$ ).

Изменений в температурной устойчивости молоди плотвы после 7 и 14 сут воздействия Си не обнаружено. Средние значения КТМ фактически не различались, составив 27.5°C для контрольной и первой опытной (0.01 мг/л) групп, и 27.4°C для второй опытной (0.1 мг/л) группы ( $p > 0.05$ ). Время экспозиции рыб в растворах Си не оказало статистически значимого влияния на уровень КТМ ( $p > 0.05$ ).

У рыб, подвергавшихся действию Си, АА была на 22–34% ниже контроля (табл. 1). Значения ПА были на 57% ниже контроля (14 сут) при концентрации Си 0.01 мг/л, при более высокой концентрации – выше на 27%. Последующее резкое повышение температуры воды не меняло выявленных эффектов. При этом сам температурный стресс снижал ПА и АА на 16–21% по сравнению с рыбами контрольной группы, не подвергшихся токсической и тер-

мальной нагрузкам. Дисперсионный анализ показал статистически значимое влияние Си на ПА и АА (табл. 2), сила тормозящего эффекта составила 86 и 51% на 14-е сутки опыта. Кроме того, обнаружено значимое влияние нагрева воды на ПА, сила эффекта равна 47%.

Активность АХЭ в мозге плотвы была ниже на 28 % по сравнению с контролем спустя семь суток экспозиции в растворе Си с концентрацией 0.1 мг/л (табл. 1). Краткосрочная термальная нагрузка снизила активность АХЭ на 26 и 29% у плотвы, выдержанной в растворах Си (0.01 и 0.1 мг/л соответственно) по сравнению с контрольной группой рыб, не подвергшихся токсической и термальной нагрузкам. Содержание ВРБ было на 58 и 47% выше контроля при концентрации Си 0.01 мг/л и 0.1 мг/л соответственно. Последующая термальная нагрузка не повлияла на содержание ВРБ.

На 14-е сутки эксперимента активность АХЭ мозга рыб, находившихся в растворах Си с концентрацией 0.1 мг/л, была на 16% ниже контроля (табл. 1). Нагрев воды со скоростью 8°C/ч у рыб опытных групп еще больше снизил активность АХЭ – на 30 и 29% (Си 0.01 и

0.1 мг/л соответственно) по сравнению с контрольной группой. При этом температурное воздействие снижало активность АХЭ на 24% от контроля. Содержание ВРБ у рыб, подвергшихся токсической и термальной нагрузкам, статистически значимо не отличалось от значений показателя в контрольной группе. Диспер-

сионный анализ показал статистически значимое влияние Cu на АХЭ и ВРБ в течение первых семи суток. Сила тормозящего эффекта составила 19 и 33% соответственно (табл. 2). Также отмечено значимое влияние нагрева воды на АХЭ, сила эффекта на 14 сут составила 24%.

### ОБСУЖДЕНИЕ

Температура среды играет как непосредственную роль в распространении и выживании эктотермов посредством воздействия на их физиологию, так и косвенную, влияя на восприимчивость организма к другим биотическим и абиотическим стрессорам. В основе взаимодействия эффектов температуры и металлов лежит нарушение обмена веществ, а изменение энергетического метаболизма играет ключевую роль в синергических эффектах этих факторов [Sokolova, Lannig, 2008].

Ранее при экспозиции пецилии *Poecilia vivipara* в растворах Cu (9 и 20 мкг/л) в течение 96 ч при температуре 22°C и 28°C было показано, что акклимация к повышенной температуре увеличивает токсичность этого металла. Физиологический механизм связан с повышенным накоплением Cu в тканях и окислительным стрессом, проявляющимся в снижении общей антиоксидантной способности и повышении окислительных повреждений. Этот эффект тканеспецифичен и наиболее выражен в печени. Кроме того, воздействие Cu при повышенной температуре понижает значения КТМ, что может привести к снижению термостойкости рыб и поставит под угрозу их выживание [Zebral et al., 2019]. Повышение температуры воды со скоростью 4°C/ч и особенно 50°C/ч увеличивало чувствительность кишечных гликозидаз молоди плотвы к *in vitro* действию Cu в концентрациях 0.1–25 мг/л. Это проявлялось как в увеличении тормозящего эффекта при одной и той же концентрации, так и в снижении АА при более низких концентрациях Cu [Golovanova, Golovanov, 2014].

Снижение активности пищеварительных (протеаза, амилаза) и антиоксидантных (супероксиддисмутаза, каталаза) ферментов в кишечнике и гепатопанкреасе отмечено при длительной 20-суточной экспозиции молоди карася *Carassius carassius* к растворенной в воде Cu (0.3 и 0.6 мг/л). Однако активность всех ферментов значительно увеличивалась при кратковременном воздействии (1 сут) и наиболее высокой концентрации Cu (0.6 мг/л). После 20-суточного пребывания в чистой воде она восстанавливалась до контрольного уровня [Jiang et al., 2016].

В нашей работе установлено, что Cu в концентрациях, встречающихся в водной среде, может изменять активность пищеварительных гидролаз в кишечнике молоди плотвы. Если АА снижалась при экспозиции в концентрациях 0.01 и 0.1 мг/л Cu, то ПА – снижалась при более низкой и повышалась при более высокой концентрации металла. Последующая функциональная нагрузка (нагрев воды со скоростью 8°C/ч до достижения КТМ) не влиял на выявленные эффекты. В то же время, сам термальный стресс снижал АА на 21% и повышал ПА на 32% от контроля (группа рыб, не подвергшихся токсической и термальной нагрузкам). Снижение активности пищеварительных гидролаз при хроническом действии Cu или резком повышении температуры среды, приводящее к замедлению ассимиляции пищи, согласуется с полученными ранее данными [Golovanova et al., 2013; Kuz'mina, 2017; Golovanova et al., 2021]. В то же время отсутствие влияния термального стресса на активность протеиназ и гликозидаз в результате хронического действия Cu выявлено впервые. Повышение ПА в кишечнике плотвы согласуется с ростом активности протеиназ в гепатопанкреасе карася при 1 сут воздействии Cu в концентрации 0.6 мг/л [Jiang et al., 2016], указывая на зависимость эффекта от продолжительности воздействия и концентрации металла.

Активность АХЭ в мозге и других органах и тканях достаточно давно и часто используется как один из наиболее известных биомаркеров для оценки состояния здоровья рыб и качества среды их обитания при ее загрязнении такими загрязняющими веществами как фосфорорганические (ФОП) и карбаматные (КП) пестициды (Sturn et al., 1999; Kirby et al., 2000; Tlili et al., 2010; Nunes, 2011). Другие вещества – либо не действуют, либо повышают активность АХЭ. Причем, если для ФОС и КП однозначно установлено ингибирование активности АХЭ рыб как в условиях *in vitro*, так и *in vivo*, то для других веществ таких данных пока недостаточно.

**Таблица 1.** Протеолитическая и амилолитическая активность в кишечнике, активность АХЭ и содержание ВРБ в мозге у молоди плотвы контрольной (Cu 0 мг/л без нагрева воды) и экспериментальных групп**Table 1.** Proteolytic and amylolytic activities in the intestine, AChE activity and WSP content in brain of juvenile roach of the control (Cu 0 mg/l without water heating) and experimental groups

Показатель Indicator	Контроль Control	Cu 0.01 мг/л Cu 0.01 mg/l	Cu 0.1 мг/л Cu 0.1 mg/l	Нагрев воды Water heating	Нагрев во- ды+Cu 0.01 мг/л Water heat- ing +Cu 0.01 mg/l	Нагрев во- ды+Cu 0.1 мг/л Water heat- ing +Cu 0.1 mg/l
7 сут						
Протеолитическая активность, мкмоль/г·мин Proteolytic activity, $\mu\text{mol/g}\cdot\text{min}$	4.24 $\pm$ 0.25 <sub>a</sub>	4.42 $\pm$ 0.11 <sub>a</sub>	4.12 $\pm$ 0.29 <sub>a</sub>	5.61 $\pm$ 0.26 <sub>b</sub>	4.82 $\pm$ 0.12 <sub>a,b</sub>	5.53 $\pm$ 0.23 <sub>b</sub>
Амилолитическая активность, мкмоль/г·мин Amylolytic activity, $\mu\text{mol/g}\cdot\text{min}$	57.67 $\pm$ 2.95 <sub>a</sub>	39.17 $\pm$ 1.25 <sub>b</sub>	44.83 $\pm$ 2.09 <sub>b,b</sub>	45.56 $\pm$ 3.76 <sub>b,b</sub>	37.83 $\pm$ 1.97 <sub>b</sub>	51.50 $\pm$ 1.15 <sub>a,b</sub>
Активность АХЭ, мкмоль/г·мин AChE activity, $\mu\text{mol/g}\cdot\text{min}$	18.46 $\pm$ 1.14 <sub>a</sub>	15.49 $\pm$ 0.89 <sub>a,b</sub>	13.38 $\pm$ 0.66 <sub>b</sub>	15.55 $\pm$ 1.37 <sub>a,b</sub>	13.58 $\pm$ 0.50 <sub>b</sub>	13.07 $\pm$ 0.64 <sub>b</sub>
Содержание ВРБ, мг/г WSP content, mg/g	15.85 $\pm$ 1.26 <sub>a</sub>	25.06 $\pm$ 0.86 <sub>b</sub>	23.26 $\pm$ 1.12 <sub>b</sub>	17.72 $\pm$ 1.47 <sub>a,b</sub>	21.51 $\pm$ 1.47 <sub>b,b</sub>	23.40 $\pm$ 0.48 <sub>b</sub>
14 сут						
Протеолитическая активность, мкмоль/г·мин Proteolytic activity, $\mu\text{mol/g}\cdot\text{min}$	6.40 $\pm$ 0.19 <sub>a</sub>	2.77 $\pm$ 0.14 <sub>г</sub>	8.11 $\pm$ 0.19 <sub>b</sub>	5.40 $\pm$ 0.22 <sub>b</sub>	2.33 $\pm$ 0.19 <sub>г</sub>	8.63 $\pm$ 0.15 <sub>b</sub>
Амилолитическая активность, мкмоль/г·мин Amylolytic activity, $\mu\text{mol/g}\cdot\text{min}$	59.50 $\pm$ 3.12 <sub>a</sub>	39.33 $\pm$ 2.28 <sub>b</sub>	39.83 $\pm$ 3.03 <sub>b</sub>	55.67 $\pm$ 2.75 <sub>a,b</sub>	39.67 $\pm$ 1.81 <sub>b</sub>	46.50 $\pm$ 0.84 <sub>b,b</sub>
Активность АХЭ, мкмоль/г·мин AChE activity, $\mu\text{mol/g}\cdot\text{min}$	15.73 $\pm$ 1.22 <sub>a</sub>	14.78 $\pm$ 0.77 <sub>a,b</sub>	13.15 $\pm$ 0.49 <sub>b,b</sub>	11.93 $\pm$ 0.83 <sub>b</sub>	11.06 $\pm$ 0.93 <sub>b</sub>	11.19 $\pm$ 0.40 <sub>b</sub>
Содержание ВРБ, мг/г WSP content, mg/g	31.61 $\pm$ 1.51 <sub>a,b</sub>	34.17 $\pm$ 1.70 <sub>a</sub>	29.78 $\pm$ 0.83 <sub>b</sub>	31.60 $\pm$ 0.97 <sub>a,b</sub>	29.11 $\pm$ 1.05 <sub>b</sub>	30.25 $\pm$ 0.96 <sub>b</sub>

**Примечание.** Здесь и в табл. 2: АХЭ – ацетилхолинэстераза, ВРБ – водорастворимый белок; показатели в строке с разными индексами статистически значимо различаются (ANOVA, Тьюки-тест,  $p \leq 0.05$ ).

**Note.** Here and in table 2: AChE is acetylcholinesterase, WSP is water-soluble protein; parameters in a row with different letters are statistically significantly different (ANOVA, Tukey test,  $p \leq 0.05$ ).

В последнее время показано, что ионы Cu в условиях *in vitro* при прямом межмолекулярном взаимодействии не ингибируют активность АХЭ мозга аквариумной рыбки данио-рерио *Danio rerio* в ряду концентраций от 0.01 до 20 мМ (0.64–1280 мг/л). При этом расчетная концентрация Cu, ингибирующая активность АХЭ в этих условиях на 50% ( $IC_{50}$ ), составляет 55.78 мМ (3570 мг/л) [de Lima et al., 2013]. Для АХЭ мозга манагуанской цихлазомы *Parachromis managuensis*, значение  $IC_{50}$  для Cu в условиях *in vitro* составляет 773 мкМ (49.5 мг/л) [de Araújo et al., 2016]. Следует отметить, что такие экстремально высокие концентрации не встречаются в природных вод-

ных объектах. Обычно концентрация Cu в чистых поверхностных водах находится на уровне нескольких микрограммов на литр, а в загрязненных – несколько сот микрограммов [Zhang et al., 2019]. В тех же экспериментах в условиях *in vivo* экспозиция *Danio rerio* в растворах Cu с концентрацией 0.02 и 0.06 мг/л в течение семи суток не влияла на активность АХЭ во внутренних органах, но на вторые сутки была выше контроля на 175% при большей концентрации металла [de Lima et al., 2013].

В другом *in vivo* исследовании при хроническом экспонировании лепорины *Leporinus obtusidens* в течение 30 сут в растворах Cu со сходными концентрациями, 0.018 и 0.038 мг/л,

**Таблица 2.** Статистическая значимость влияния Cu и последующего повышения температуры воды на протеолитическую и амилолитическую активность в кишечнике, активность АХЭ и содержание ВРБ в мозге у молоди плотвы; в скобках сила влияния каждого фактора (%)

**Table 2.** Statistical significance of the effect of Cu and the subsequent increase in water temperature (T) on proteolytic and amylolytic activity in the intestine, AChE activity and the content of WSP in the brain in roach fry; in brackets is the strength of influence of each factor (%)

Показатель Indicator	Фактор 7 сут Factor 7 days			Фактор 14 сут Factor 14 days		
	Cu Cu	Нагрев воды Water heating	Нагрев воды+Cu Water heating+Cu	Cu Cu	Нагрев воды Water heating	Нагрев воды+Cu Water heating+Cu
Протеолитическая активность Proteolytic activity	0.3820 (3)	0.0000 (47)	0.0533 (9)	0.0000 (86)	0.0421 (0)	0.0004 (2)
Амилолитическая активность Amylolytic activity	0.0000 (31)	0.2501 (1)	0.0010 (15)	0.0000 (51)	0.5976 (0)	0.1047 (4)
Активность АХЭ AChE activity	0.0004 (19)	0.0262 (6)	0.3666 (2)	0.1359 (4)	0.0000 (24)	0.4523 (2)
Содержание ВРБ WSP content	0.0000 (33)	0.6245 (0)	0.1028 (4)	0.3152 (3)	0.1266 (3)	0.0475 (8)

**Примечание.** Влияние фактора статистически значимо при уровне значимости  $p \leq 0.05$ .

**Note.** The influence of the factor is statistically significant at the significance level  $p \leq 0.05$ .

также наблюдали повышение активности АХЭ мозга по сравнению с первоначальным уровнем соответственно на 56 и 40%, а на 45-е сут – на 75 и 125% [Gioda et al., 2013]. В то же время аккумуляция Cu в мозге рыб в начале эксперимента и через 30 и 45 суток экспонирования в растворах металла с этими концентрациями равнялись соответственно <4, 29.2 и 30.3 мкг/г сырой ткани. Это более чем в 250 раз ниже, чем значения  $IC_{50}$  АХЭ для *Danio rerio* [de Lima et al., 2013] и сопоставимо с  $IC_{50}$  АХЭ манагуанской цихлазомы *Parachromis managuensis*. В почках, мышцах и печени рыб содержание Cu в течение всего эксперимента оставалось на одном уровне <4 мкг/г сырой ткани независимо от концентрации, в которой их экспонировали. Ранее было показано, что при индуцированном инъекцией адреналина стресс-ответе у окуня *Perca fluviatilis* активность АХЭ в мозге на начальном этапе коротко-срочно снижается, а потом повышается и остается стабильно повышенной в течение не менее трех суток [Pavlov et al., 1994]. Такую же динамику демонстрировало и содержание ВРБ в мозге рыб. У стерляди *Acipenser ruthenus* повышенная активность АХЭ и содержание ВРБ в мозге после инъекции кортикостероида дексаметазона (искусственный аналог стресс-гормона гидрокортизола) сохранялась соответственно в течение 21 и 14 сут [Чуйко и др., 2011 (Chuiko et al., 2011)]. Все это позволяет заключить, что повышенный уровень этих показателей в мозге является частью стресс-ответа рыб на действие различных стресс-

факторов. Можно предположить, что повышение или незначительное краткосрочное снижение с последующим повышением активности АХЭ и содержания ВРБ в мозге рыб при их экспонировании к токсикантам, не обладающим прямым антихолинэстеразным действием, в частности Cu, как раз и является таким стресс-ответом.

В эксперименте с плотвой концентрации Cu, в которых экспонировали рыб, были сопоставимы с теми, что использовались в экспериментах с лепориной [Gioda et al., 2013], но время экспозиции было в 3–4 раза меньше. При этом активность АХЭ в мозге плотвы в течение экспозиции в растворах Cu снижалась. Это противоположным образом отличается от результатов предыдущих исследований, приведенных выше, где активность АХЭ рыб возрастала. Однако следует отметить, что статистически значимое снижение активности фермента у плотвы было <30% и наблюдалось при экспонировании рыб в наибольшей из всех исследованных концентраций 0.1 мг/л при достаточно продолжительной экспозиции (7 и 14 сут). Можно предположить, что в этих условиях концентрация Cu, накопившаяся в мозге рыб, достигла такого уровня, когда начал проявляться ее ингибирующий эффект относительно АХЭ мозга плотвы. Чтобы подтвердить это предположение, необходимы дополнительные исследования *in vitro*. Вместе с тем, это было начальной фазой стресс-ответа на токсическое действие. У этих же рыб с самого начала эксперимента наблюдалось устой-

чивое повышение содержания ВРБ, что свидетельствует в пользу второго предположения.

Краткосрочная термальная функциональная нагрузка еще больше снижала активность АХЭ в мозге рыб, как у контрольных (интактных) рыб, так и у экспонированных в растворах Си, а содержание ВРБ не изменилось по сравнению с рыбами, не подвергавшимся термальной нагрузке. Полученные ре-

зультаты предполагают, что при нагреве воды еще более усиливается ингибирующее действие Си на АХЭ мозга, в то время как повышенный уровень ВРБ может указывать на интенсификацию связанных с усилением синтеза белка *de novo* репарационных процессов, направленных на противодействие токсическому действию Си.

### ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В нашей работе установлено, что хроническое воздействие Си в сублетальных концентрациях 0.01 и 0.1 мг/л в течение 7 и 14 сут, а также увеличение температуры воды со скоростью 8°C/ч приводят к изменению ПА и АА в кишечнике, а также активности АХЭ и содержания ВРБ в мозге молоди плотвы. Резкое повышение температуры воды снижало АА и активность АХЭ, но повышало ПА у рыб, не подвергавшихся действию Си. У экспонированных к Си рыб, АА была ниже контроля, ПА – лишь при наименьшей концентрации Си на 14-е сутки (при большей концентрации Си ПА повышалась на 27–35%). Последующий температурный стресс не изменял реакции протеиназ и гликозидаз на действие Си. Активность АХЭ снижалась после воздействия

Си (0.1 мг/л), при этом последующая термическая нагрузка усиливала ингибирующее действие металла. Увеличение содержания ВРБ выявлено лишь на 7 сут воздействия Си, при этом температурный стресс не оказывал влияния на выявленный эффект. Не отмечено значительных различий в значениях КТМ у рыб контрольной и подвергшихся воздействию Си групп. Полученные данные свидетельствуют о зависимости активности пищеварительных и холинэргических ферментов от времени экспозиции и концентрации Си, а также термального стресса. Результаты работы позволяют оценить экотоксикологический риск хронического действия Си на физиолого-биохимические показатели рыб при резком повышении температуры окружающей среды.

Работа выполнена в рамках государственного задания 121051100100-8 и 121050500046-8.

### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Голованов В.К. Температурные критерии жизнедеятельности пресноводных рыб. Москва: Полиграф-Плюс, 2013. 300 с.
- Перевозников М.А., Богданова Е.А. Тяжелые металлы в пресноводных экосистемах. СПб: ГосНИОРХ, 1999. 228 с.
- Перечень рыбохозяйственных нормативов, предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение. Москва: Всерос. научно-исследовательский ин-т рыб. хоз-ва и океанограф. 1999. 304 с.
- Уголев А.М., Иезуитова Н.Н., Масевич Ц.Г., Надирова Т.Я., Тимофеева Н.М. Исследование пищеварительного аппарата у человека. Обзор современных методов. Л.: Наука. 1969. 216 с.
- Чуйко Г.М., Подгорная В.А., Микряков Д.В., Микряков В.Р. Влияние кортикостероида дексаметазона и хендлинга на активность ацетилхолинэстеразы и содержание водорастворимого белка в мозге стерляди *Acipenser ruthenus* Linnaeus // Рыбоводство и рыболовство. 2011. № 7. С.39–43.
- Bradford M.M. A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principal of protein–dye binding // Anal. Biochem. 1976. Vol. 72. P. 248–254. DOI: 10.1006/abio.1976.9999
- Chuiko, G.M., Podgornaya, V. A., Zhelnin, Y.Y. Acetylcholinesterase and butyrylcholinesterase activities in brain and plasma of freshwater teleosts: cross-species and cross-family differences // Comp. Biochem. Physiol. 2003. Vol. 135B. № 1. P. 55–61. DOI: 10.1016/s1096-4959(03)00048-4
- Crawshaw L.I., Wollmuth L.P. Effective loci and roles of acetylcholine in temperature regulation of goldfish // Amer. J. Physiol. (Reg. Integr. Comp. Physiol.). 1992. Vol. 263. № 32. P. 596–601. DOI: 10.1152/ajpregu.1992.263.3.R596
- de Araújo M.C., Assis C.R.D., Silva L.C., Machado D.C., Silva K.C.C., Lima A.V.A., Carvalho L.B., Jr., de Souza Bezerra R., de Oliveira M.B.M. Brain acetylcholinesterase of jaguar cichlid (*Parachromis managuensis*): From physicochemical and kinetic properties to its potential as biomarker of pesticides and metal ions // Aquat. Toxicol. 2016. Vol. 177. P. 182–189. DOI: 10.1016/j.aquatox.2016.05.019
- de Lima D., Roque G. M., de Almeida E.A. In vitro and in vivo inhibition of acetylcholinesterase and carboxylesterase by metals in zebrafish (*Danio rerio*) // Mar. Environ. Res. 2013. Vol. 91. P. 45–51. DOI: 10.1016/j.marenvres.2012.11.005.
- Ellman G.L., Courtney K.D., Andres V., Featherstone R.M. A new and rapid colorimetric determination of acetylcholinesterase activity // Biochem. Pharmacol. 1961. Vol. 70. Iss. 2. P. 88–90. DOI: 10.1016/0006-2952(61)90145-9

- Gioda C.R., Loro V.L., Pretto A., Salbego J., Dressler V., Flores E. M. M. Sublethal zinc and copper exposure affect acetylcholinesterase activity and accumulation in different tissues of *Leporinus obtusidens* // Bull. Environ. Contam. Toxicol. 2013. Vol. 90. Iss. 1. P. 12–16. DOI: 10.1007/s00128-012-0896-0
- Golovanova I.L., Filippov A.A., Chebotareva Yu.V., Krylov V.V. Long-Term consequences of the effect of copper and an electromagnetic field on the size and weight parameters and activity of digestive glycosidases in under yearlings of roach *Rutilus rutilus* // Inland Water Biol. 2021. Vol. 14. № 3. P. 331–339. DOI: 10.1134/S1995082921020048
- Golovanova I.L., Golovanov V.K. Effect of rate of increase of water temperature on sensitivity of fish digestive glycosidases to action of copper and zinc // J. Evol. Biochem. Physiol. 2014. Vol. 50. Iss. 1. P. 27–33. DOI: 10.1134/S0022093014010046
- Golovanova I.L., Golovanov V.K., Smirnov A.K., Pavlov D.D. Effect of ambient temperature increase on intestinal mucosa amylolytic activity in freshwater fish // Fish Physiol. Biochem. 2013. Vol. 39. № 6. P. 1497–1504. DOI: 10.1007/s10695-013-9803-9
- Jiang H., Kong X., Wang S., Guo H. Effect of copper on growth, digestive and antioxidant enzyme activities of juvenile Qihe crucian carp, *Carassius carassius*, during exposure and recovery // Bull. Environ. Contam. Toxicol. 2016. Vol. 96. № 3. P. 333–340. DOI 10.1007/s00128-016-1738-2
- Kirby M.F., Morris S., Hurst M., Kirby S.J., Neall P., Tylor T., Fagg A. The Use of Cholinesterase Activity in Flounder (*Platichthys flesus*) Muscle Tissue as a Biomarker of Neurotoxic Contamination in UK Estuaries // Mar. Pollut. Bull. 2000. Vol. 40. № 9. P. 780–791. DOI: 10.1016/S0025-326X(00)00069-2
- Krylov V.V., Chebotareva Y.V., Izyumov Y.G. Delayed consequences of the influence of simulated geomagnetic storms on roach *Rutilus rutilus* embryos // J. Fish Biol. 2019. Vol. 95. Iss. 6. P. 1422–1429. DOI: 10.1111/jfb.14150
- Kumar B.N.G., Nandun S.B. Effect of copper on the humoral and biochemical indices of the teleost fish, *Anabas testudineus* (Bloch, 1792) // Walailak J. Sci. Tech. 2014. Vol. 11. № 10. P. 871–882. DOI: 10.2004/wjst.v11i9.678
- Kuz'mina V.V. Digestion in fish: A new view. Balty: Lambert, 2017. 310 p.
- Kuz'mina V.V., Skvortsova E.G., Pivovarova E.A., Bushkareva A.S., Vostrova U.A., Poltoratskaya A.V. Influence of sapropel on the activity of intestinal peptidases of broiler chickens // J. Indonesian Trop. Anim. Agric. 2021. Vol. 46. № 1. P. 67–74. DOI:10.14710/jitaa.46.1.67-74
- Nunes B. The use of cholinesterases in ecotoxicology // Rev. Environ. Contam. Toxicol. 2011. Vol. 212. P. 29–59. DOI: 10.1007/978-1-4419-8453-1\_2 10.1007/978-1-4419-8453-1\_2
- Pavlov D.F., Chuiko G.M., Shabrova A.G. Adrenaline induced changes of acetylcholinesterase activity in the brain of perch (*Perca fluviatilis* L.) // Comp. Biochem. Physiol. 1994. Vol. 108C. № 1. P. 113–115. DOI: 10.1016/1367-8280(94)90096-5
- Sokolova I.M., Lannig G. Interactive effects of metal pollution and temperature on metabolism in aquatic ectotherms: implications of global climate change // Clim. Res. 2008. Vol. 37. P. 181–201. DOI: 10.3354/cr00764
- Sturn A., Silva de Assis H.C., Hansen P.-D. Cholinesterases of marine teleost fish: enzymological characterization and potential use in the monitoring of neurotoxic contamination // Mar. Environ. Res. 1999. Vol. 47. P. 389–398. DOI: 10.1016/S0141-1136(98)00127-5
- Talikina M.G., Krylov V.V., Izyumov Y.G., Chebotareva Yu.V. The effect of a typical magnetic storm on mitosis in the embryo cells and the length and weight of roach (*Rutilus rutilus* L.) prolarvae // Inland Water Biol. 2013. Vol. 6. № 1. P. 48–51. DOI: 10.1134/S1995082912030145
- Tlili S., Jebali J., Banni M., Haouas Z., Mlayah A., Helal A.N., Boussetta H. Multimarker approach analysis in common carp *Cyprinus carpio* sampled from three freshwater sites // Environ. Monit. Assess. 2010. Vol. 168. P. 285–298. DOI: 10.1007/s10661-009-1112-5
- Zebal Y.D., Roza M., Fonseca J.S., Costa P.G., Stürmer C.O., Zocke T.G., Pizzol J.L.D., Robaldo R.B., Bianchini A. Waterborne copper is more toxic to the killifish *Poecilia vivipara* in elevated temperatures: Linking oxidative stress in the liver with reduced organismal thermal performance // Aquat. Toxicol. 2019. Vol. 209. P. 142–149. DOI: 10.1016/j.aquatox.2019.02.005.
- Zhang J.L., Fang L., Song J.Y., Luo X., Fu K.D., Chen L.Q. Health risk assessment of heavy metals in *Cyprinus carpio* (Cyprinidae) from the upper Mekong River // Environ. Sci. Pollut. Res. 2019. Vol. 26. Iss. 10. P. 9490–9499. DOI: 10.1007/s11356-019-04291-2.

## REFERENCES

- Bradford M.M. A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principal of protein–dye binding. *Anal. Biochem.*, 1976, vol. 72, pp. 248–254. doi: 10.1006/abio.1976.9999
- Chuiko G.M., Podgornaya V.A., Mikryakov D.V., Mikryakov V.R. Influence of dexamethasone, a corticosteroid, and handling upon acetylcholinesterase activity and water-soluble protein content in brain of *Acipenser ruthenus* Linnaeus. *Fish Breeding and Fisheries*, 2011, no. 7, pp. 39–43. (In Russian)
- Chuiko, G.M., Podgornaya, V. A., Zhelnin, Y.Y. Acetylcholinesterase and butyrylcholinesterase activities in brain and plasma of freshwater teleosts: cross-species and cross-family differences. *Comp. Biochem. Physiol.*, 2003, vol. 135B, no. 1, pp. 55–61. doi: 10.1016/s1096-4959(03)00048-4
- Crawshaw L.L., Wollmuth L.P. Effective loci and roles of acetylcholine in temperature regulation of goldfish. *Amer. J. Physiol. (Reg. Integr. Comp. Physiol.)*, 1992, vol. 263, no. 32, pp. 596–601. doi: 10.1152/ajpregu.1992.263.3.R596
- de Araújo M.C., Assis C.R.D., Silva L.C., Machado D.C., Silva K.C.C., Lima A.V.A., Carvalho L.B., Jr., de Souza Bezerra R., de Oliveira M.B.M. Brain acetylcholinesterase of jaguar cichlid (*Parachromis managuensis*): from physicochem-

- ical and kinetic properties to its potential as biomarker of pesticides and metal ions. *Aquatic Toxicology*, 2016, vol. 177, pp. 182–189. doi: 10.1016/j.aquatox.2016.05.019
- de Lima D., Roque G. M., de Almeida E.A. In vitro and in vivo inhibition of acetylcholinesterase and carboxylesterase by metals in zebrafish (*Danio rerio*). *Mar. Environ. Res.*, 2013, vol. 91, pp. 45–51. doi: 10.1016/j.marenvres.2012.11.005.
- Ellman G.L., Courtney K.D., Andres V., Featherstone R.M. A new and rapid colorimetric determination of acetylcholinesterase activity. *Biochem. Pharmacol.*, 1961, vol. 70, iss. 2, pp. 88–90. doi: 10.1016/0006-2952(61)90145-9
- Gioda C.R., Loro V.L., Pretto A., Salbego J., Dressler V., Flores E. M. M. Sublethal zinc and copper exposure affect acetylcholinesterase activity and accumulation in different tissues of *Leporinus obtusidens*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 2013, vol. 90, iss. 1, pp. 12–16. doi: 10.1007/s00128-012-0896-0
- Golovanov V.K. Temperature criteria of the life activity of freshwater fish. Moscow, Poligraf-Plus, 2013. 300 s. (In Russian)
- Golovanova I. L., Golovanov V. K. Effect of rate of increase of water temperature on sensitivity of fish digestive glycosidases to action of copper and zinc. *J. Evol. Biochem. Physiol.*, 2014, vol. 50, iss. 1, pp. 27–33. doi: 10.1134/S0022093014010046
- Golovanova I.L., Filippov A.A., Chebotareva Yu.V., Krylov V.V. Long-Term consequences of the effect of copper and an electromagnetic field on the size and weight parameters and activity of digestive glycosidases in underyearlings of roach *Rutilus rutilus*. *Inland Water Biology*, 2021, vol. 14, no. 3, pp. 331–339. doi: 10.1134/S1995082921020048
- Golovanova I.L., Golovanov V.K., Smirnov A.K., Pavlov D.D. Effect of ambient temperature increase on intestinal mucosa amylolytic activity in freshwater fish. *Fish Physiol. Biochem.*, 2013, vol. 39, no 6, pp. 1497–1504. doi: 10.1007/s10695-013-9803-9
- Jiang H., Kong X., Wang S., Guo H. Effect of copper on growth, digestive and antioxidant enzyme activities of juvenile Qihe crucian carp, *Carassius carassius*, during exposure and recovery. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 2016, vol. 96, no. 3, pp. 333–340. doi: 10.1007/s00128-016-1738-2
- Kirby M.F., Morris S., Hurst M., Kirby S.J., Neall P., Tylor T., Fagg A. The Use of Cholinesterase Activity in Flounder (*Platichthys flesus*) Muscle Tissue as a Biomarker of Neurotoxic Contamination in UK Estuaries. *Mar. Pollut. Bull.*, 2000, vol. 40, no. 9, pp. 780–791. doi: 10.1016/S0025-326X(00)00069-2
- Krylov V.V., Chebotareva Y.V., Izyumov Y.G. Delayed consequences of the influence of simulated geomagnetic storms on roach *Rutilus rutilus* embryos. *J. Fish Biol.*, 2019, vol. 95, iss. 6, pp. 1422–1429. doi: 10.1111/jfb.14150
- Kumar B.N.G., Nandun S.B. Effect of copper on the humoral and biochemical indices of the teleost fish, *Anabas testudineus* (Bloch, 1792). *Walailak J. Sci. Tech.*, 2014, vol. 11, no. 10, pp. 871–882. doi:10.2004/wjst.v11i9.678
- Kuz'mina V.V. Digestion in fish: A new view. Balty: Lambert, 2017. 310 p.
- Kuz'mina V.V., Skvortsova E.G., Pivovarova E.A., Bushkareva A.S., Vostrova U.A., Poltoratskaya A.V. Influence of sapropel on the activity of intestinal peptidases of broiler chickens. *J. Indonesian Trop. Anim. Agric.*, 2021, vol. 46, no. 1, pp. 67–74. doi: 10.14710/jitaa.46.1.67-74
- Nunes B. The use of cholinesterases in ecotoxicology. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.*, 2011, vol. 212, pp. 29–59. doi: 10.1007/978-1-4419-8453-1\_2
- Pavlov D.F., Chuiko G.M., Shabrova A.G. Adrenaline induced changes of acetylcholinesterase activity in the brain of perch (*Perca fluviatilis* L.). *Comp. Biochem. Physiol.*, 1994, vol. 108C, no. 1, pp. 113–115. doi: 10.1016/1367-8280(94)90096-5
- Perechen' rybokhozyaistvennykh normativov, predel'no dopustimyykh kontsentratsii (PDK) i orientirovochno bezopasnykh urovnei vozdeystviya (OBUV) vrednykh veshchestv dlya vody vodnykh ob'ektov, imeyushchikh rybokhozyaistvennoe znachenie. Moscow, Vseross. Nauchno-Issled. Inst. Rybn. Khoz. Okeanograf., 1999. 304 p. (In Russian)
- Perevoznikov M.A., Bogdanova E.A. Heavy metals in the freshwater ecological systems. St. Petersburg, GosNIORKH, 1999. 228 p. (In Russian).
- Sokolova I.M., Lannig G. Interactive effects of metal pollution and temperature on metabolism in aquatic ectotherms: implications of global climate change. *Clim. Res.*, 2008, vol. 37, pp. 181–201. doi: 10.3354/cr00764
- Sturn A., Silva de Assis H.C., Hansen P.-D. Cholinesterases of marine teleost fish: enzymological characterization and potential use in the monitoring of neurotoxic contamination. *Mar. Environ. Res.*, 1999, vol. 47, pp. 389–398. doi: 10.1016/S0141-1136(98)00127-5
- Talikina M.G., Krylov V.V., Izyumov Y.G., Chebotareva Yu.V. The effect of a typical magnetic storm on mitosis in the embryo cells and the length and weight of roach (*Rutilus rutilus* L.) prolarvae. *Inland Water Biology*, 2013, vol. 6, no. 1, pp. 48–51. doi: 10.1134/S1995082912030145
- Tlili S., Jebali J., Banni M., Haouas Z., Mlayah A., Helal A.N., Boussetta H. Multimarker approach analysis in common carp *Cyprinus carpio* sampled from three freshwater sites. *Environ. Monit. Assess.*, 2010, vol. 168, pp. 285–298. doi: 10.1007/s10661-009-1112-5
- Ugolev A.M., Iezuitova N.N., Masevich C., Nadirova T. Ya., Timofeeva N. M. Study of the digestive tract in humans. Review of modern methods. Leningrad, Science, 1969. 216 p. (In Russian)
- Zebral Y.D., Roza M., Fonseca J.S., Costa P.G., Stürmer C.O., Zocke T.G., Pizzol J.L.D., Robaldo R.B., Bianchini A. Waterborne copper is more toxic to the killifish *Poecilia vivipara* in elevated temperatures: Linking oxidative stress in the liver with reduced organismal thermal performance. *Aquat. Toxicol.*, 2019, vol. 209, pp. 142–149. doi: 10.1016/j.aquatox.2019.02.005.



Zhang J.L., Fang L., Song J.Y., Luo X., Fu K.D., Chen L.Q. Health risk assessment of heavy metals in *Cyprinus carpio* (Cyprinidae) from the upper Mekong River. *Environ. Sci. Pollut Res.*, 2019, vol. 26, iss. 10, pp. 9490–9499. doi: 10.1007/s11356-019-04291-2.

## **EFFECTS OF SUBLETHAL CONCENTRATIONS OF COPPER AND THERMAL STRESS ON PHYSIOLOGICAL AND BIOCHEMICAL PARAMETERS OF JUVENILE ROACH *RUTILIUS RUTILIUS***

**I. L. Golovanova<sup>\*</sup>, A. A. Filippov, E. A. Kulivatskaya,  
V. A. Podgornaya, A. K. Smirnov, G. M. Chuiko**

*Papanin Institute for Biology of Inland Waters, Russian Academy of Sciences,  
152742 Borok, Russia, e-mail: <sup>\*</sup>golovanova@ibiw.ru*

Revised 10.09.2022

The effects of 7- and 14-day exposure to water-dissolved Cu at sublethal concentrations 0.01 and 0.1 mg/L and subsequent increase in water temperature at a rate of 8°C/h on intestinal proteolytic activity (PA) and amylolytic activity (AA), as well as brain acetylcholinesterase (AChE) activity and water-soluble protein (WSP) content in juvenile roach *Rutilus rutilus* have been in vivo studied. Additionally, the values of upper sublethal temperature were determined by the critical thermal maximum (CTM) method. The values of the CTM (27.5°C) did not differ in fish of control (exposure to 0 µg/L Cu) and Cu-exposed groups. After Cu exposure AA was 22–34% lower, PA was 57–64% lower at Cu concentration 0.01 mg/L, but 27–35% higher at Cu concentration 0.1 mg/L. Subsequent temperature stress did not change the response of proteinases and glycosidases to Cu. An increase in water temperature decreased AA by 21%, AChE activity by 24% in fish of the control group; but increased PA by 32%. AChE activity was 24–28% lower than the control after exposure to Cu (0.1 mg/L and short-term thermal load increased the inhibitory effect of Cu. An increase of WSP content by 36–58% was revealed only after 7 days of exposure to Cu, while temperature stress did not change of the effect. In general, Cu at concentrations found in the aquatic environment can reduce the activity of digestive hydrolases in the intestines of juvenile roach, reducing the rate of assimilation of protein and carbohydrate food components. Inhibition of brain AChE activity is enhanced by subsequent temperature stress. No significant differences were noticed in CTM values in fish of control and Cu-exposed group. The results obtained are important in assessing the environmental risks of chronic exposure to Cu in the zones of thermal pollution of water bodies.

**Keywords:** roach, Cu, intestinal proteolytic and amylolytic activities, brain AChE and water-soluble protein, upper sublethal temperature, critical thermal maximum

## ЛЕЙКОЦИТЫ И ТРОМБОЦИТЫ ПЕРИФЕРИЧЕСКОЙ КРОВИ ТЮЛЬКИ ЧЕРНОМОРСКО-КАСПИЙСКОЙ (*CLUPEONELLA CULTRIVENTRIS*, NORDMANN 1840) ИВАНЬКОВСКОГО И УГЛИЧСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩ

Д. Ю. Трофимов\*, О. Л. Цельмович, Е. А. Заботкина

Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН,

152742 пос. Борок, Ярославская обл., Некоузский р-н, e-mail: \*dytrof@ibiw.ru

Поступила в редакцию 12.09.2022

Впервые изучены гематологические показатели вида-вселенца в водоемы Волги – черноморско-каспийской тюльки (*Clupeonella cultriventris*, Nordmann, 1840) в водохранилищах Верхней Волги. Рутинными методами световой микроскопии изучены состав лейкоцитов и тромбоцитов, морфометрические характеристики клеток. Показано, что кровь тюльки имеет лимфоцитарный характер, но обнаружено увеличение количества гранулоцитов и их размеров на фоне снижения количества лимфоцитов у тюльки в нижнем участке Иваньковского – верхнем участке Угличского водохранилищ, что может свидетельствовать о наличии антропогенного пресса. Доля тромбоцитов оказалась примерно в три раза выше доли лейкоцитов, что свидетельствует о высокой сворачиваемости крови тюльки. Изучены корреляции между характеристиками лейкоцитов и тромбоцитов и содержанием в воде основных катионов и анионов.

**Ключевые слова:** черноморско-каспийская тюлька, лейкоциты, тромбоциты, факторы среды, водохранилища Верхней Волги.

DOI: 10.47021/0320-3557-2022-17-34

### ВВЕДЕНИЕ

Тюлька черноморско-каспийская *Clupeonella cultriventris* (Nordmann, 1840) – один из наиболее ярких примеров успешного вселения вида в новые местообитания, встраивания в пищевые цепи и реализации стратегии выживания. Считается, что исходной формой для расселения по каскаду Волжских водохранилищ стали реликтовые популяции пресноводной формы тюльки, обитающие в пойменных озерах недалеко от г. Саратов [Slynko et al., 2010; Slynko, Kiyashko, 2012]. Появление тюльки в водохранилищах Верхней Волги было зафиксировано в конце XX века: в Рыбинском водохранилище этот вид впервые был обнаружен в 1994 г., в Иваньковском и Угличском водохранилищах – в 1999 г. [Slynko et al., 2002; Osipov, Dgebuadze, 2016], в Шекснинском – в 2000 г. [Slynko, Kiyashko, 2012]. Но только в Рыбинском водохранилище сформировалась супердоминантная популяция [Osipov, Dgebuadze, 2016].

Этот пелагический вид стал одним из основных в спектре питания хищных рыб Волжского каскада. Его доля в пищевом комке колебалась и составляла в отдельные годы от 20% (у берша) до 60% (у судака) [Степанов, 2011 (Stepanov, 2011); Зеленецкий и др., 2017 (Zelenetskii et al., 2017); Ivanova et al., 2020]. Тюлька относится к короткоцикловым видам с порционным нерестом, ее возраст в Угличском и Иваньковском водохранилищах не превышает четырех лет [Степанов, 2011 (Stepanov, 2011), Slynko et al., 2002]. Многими авторами отмечены заметные колебания численности

вида в разные годы и значительное снижение ее во время зимовки [Степанов, 2011 (Stepanov, 2011); Kiyashko et al., 2012; Slynko, Kiyashko, 2012; Ivanova et al., 2020].

Анализ литературных данных показал, что основное внимание уделялось анализу возрастного состава популяций, темпу роста, питанию тюльки в водохранилищах Волги [Kiyashko et al., 2012; Osipov, Dgebuadze, 2016, Slynko, Kiyashko, 2012]. Единичные статьи посвящены исследованию особенностей водно-солевого обмена в периферической крови и тканях [Martemyanov, Borisovskaya, 2010] и состава пищеварительных ферментов в кишечнике у тюльки [Fillipov, Golovanova, 2010; Golovanova, Golovanov, 2011]. Есть сведения об эритрограмме, содержании гемоглобина и общего белка и лейкоцитарной формуле в периферической крови тюльки Рыбинского водохранилища [Андреева и др., 2013 (Andreeva et al., 2013); Заботкина и др., 2015 (Zabotkina et al., 2015); Andreeva, 2010]. Не обнаружено данных о составе лейкоцитов и тромбоцитов в периферической крови у тюльки из каких-либо других водохранилищ Волги.

Лейкограмма – один из универсальных показателей, который позволяет оценить общее состояние здоровья рыб, влияние на него различных факторов среды и заболеваний различной этиологии [Головина, Тромбицкий, 1989 (Golovina, Trombitskii, 1989); Житенева и др., 2003 (Zhiteneva et al., 2003); Розенберг и др., 2011 (Rozenberg et al., 2011); Минеев, 2013 (Mineev, 2013); Королева, 2016 (Koroleva,

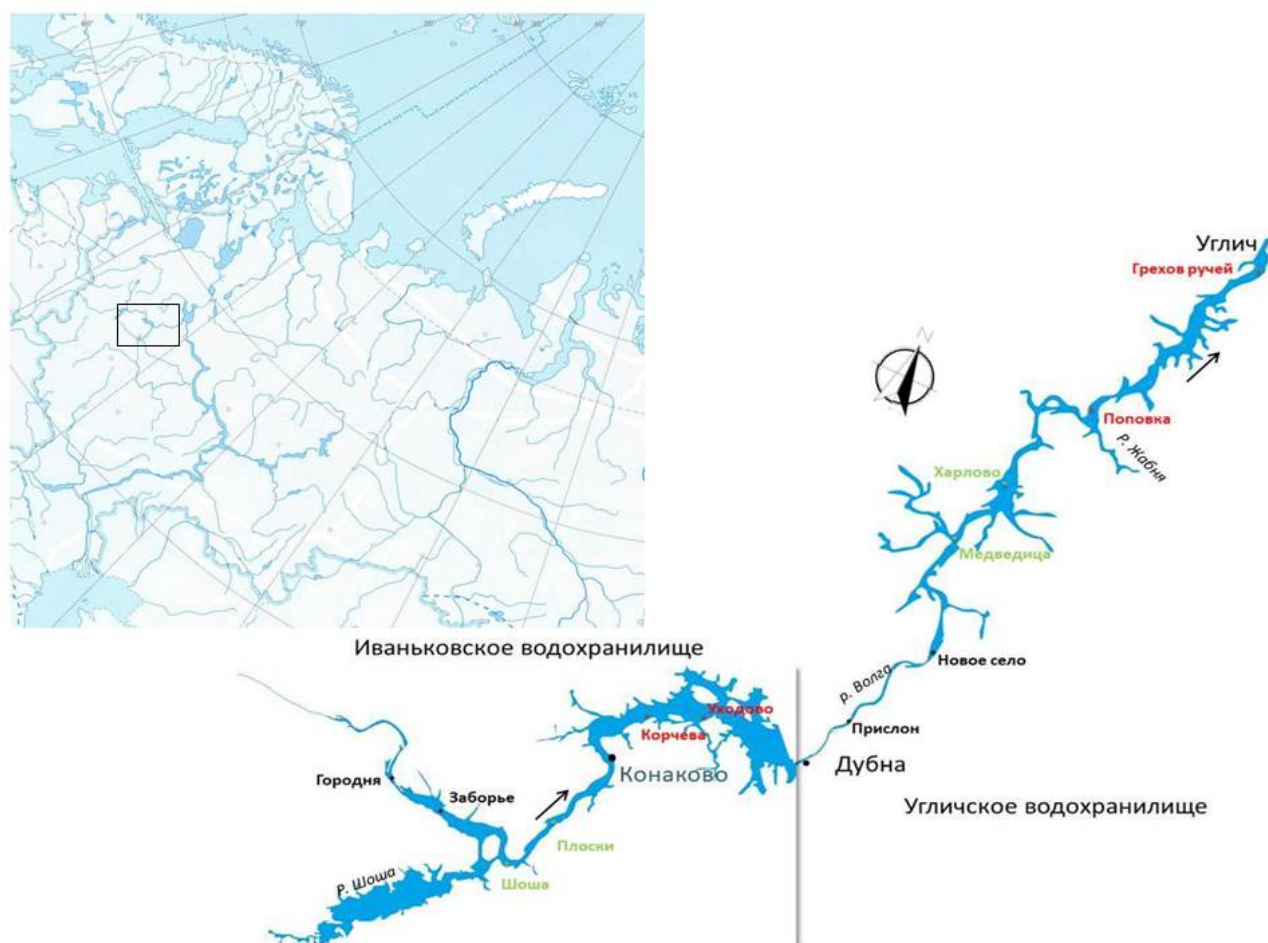
2016)]. Известно, что соотношение различных форм лейкоцитов имеет сезонные, возрастные, видовые отличия [Головина, Тромбицкий, 1989 (Golovina, Trombitskii, 1989); Tierney et al., 2004]. На этот показатель влияют температура [Голованов и др., 2016 (Golovanov et al., 2016)], уровень гормонов (в том числе гормонов стресса) [Wojtaszek et al., 2002], паразитарные инфекции [Lapirova, Zabotkina, 2018].

#### МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Отбор проб. Материал для исследования отлавливали в августе 2019 г. в верхнем, центральном и нижнем участках Иваньковского (7 станций) и Угличского (6 станций) водохранилищ р. Волги в ходе рейса научно-

Цель работы – анализ состава, соотношения и морфометрических показателей лейкоцитов и тромбоцитов у тюльки *Clupeonella cultriventris* (Nordmann, 1840) Иваньковского и Угличского водохранилищ и выявление факторов среды, оказывающих наибольшее влияние на гематологические показатели.

исследовательского судна (НИС) “Академик Топчиев” (рис. 1). Отлов проводили мальковым тралом с поводцами 5–10 м при 15 мин тралении.



**Рис. 1.** Станции отбора проб на Иваньковском и Угличском водохранилищах. Черным цветом отмечены станции верхнего участка каждого водохранилища, зеленым – центрального, красным – нижнего. Стрелка указывает направление течения реки.

**Fig. 1.** Sampling stations at the Ivankovo and Uglich reservoirs. Stations in the upper section of each reservoir are marked in black, central in green, lower in red. The arrow indicates the direction of the river.

**Характеристика водоемов.** Иваньковское и Угличское водохранилища одни из самых старых в каскаде водохранилищ Верхней Волги (заполнены в 1937 и 1940 гг., соответственно). Они сходны по объему воды (1.12 и 1.24 км<sup>3</sup>, соответственно) и скорости течения

(3 м/с) [Экологические проблемы..., 2018 (Ekologicheskie problemy..., 2018)].

В Иваньковском водохранилище условно можно выделить 3 зоны: верхний узкий речной участок до устья р. Шоша, центральный – от устья Шоши до г. Конаково, и нижний – от Конаково до шлюза в г. Дубна.

Угличское водохранилище условно также делится на три части: верхняя (по течению), наиболее узкая, расположена от плотины в г. Дубна до устья Медведицы, средняя – до устья р. Жабня, и нижняя, самая глубокая, до плотины в г. Углич.

Воду для определения солевого состава отбирали с верхнего горизонта воды. Количественный химический анализ выполнен в ла-

боратории гидрологии и гидрохимии ИБВВ РАН по аттестованным методикам, внесенным в Госреестр и рекомендованным для целей экологического контроля [Методика измерений..., 2011, 2013 (Metodika izmerenij..., 2011, 2013)]. Гидрохимическая характеристика водохранилищ приведена в табл. 1. Наименования точек отбора материала приводятся по станции в зоне траления.

**Таблица 1.** Гидрологические и гидрохимические параметры Иваньковского и Угличского водохранилищ

**Table 1.** Hydrological and hydrochemical parameters of the Ivankovo and Uglich reservoirs

Водохранилище Reservoir	Участок Section	Станция Station	Т воды, °C	O <sub>2</sub> *, мг/л mg/L	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , мг/дм <sup>3</sup> mg/dm <sup>3</sup>	Cl <sup>-</sup> , мг/дм <sup>3</sup> mg/dm <sup>3</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , мг/дм <sup>3</sup> mg/dm <sup>3</sup>	Ca <sup>2+</sup> , мг/дм <sup>3</sup> mg/dm <sup>3</sup>	Mg <sup>2+</sup> , мг/дм <sup>3</sup> mg/dm <sup>3</sup>	Na <sup>+</sup> , мг/дм <sup>3</sup> mg/dm <sup>3</sup>	K <sup>+</sup> , мг/дм <sup>3</sup> mg/dm <sup>3</sup>
Иваньковское Ivankovo	Верхний Upper	Городня Gorodnya	23.3	4.7	189.8	6.8	7.6	44.50	11.15	6.42	1.72
		Видогощь Vidogoshchi	23.1	4.4	198.3	7.2	8.7	48.14	11.12	5.98	1.77
	Центральный Central	Шоша Shosha	24.4	11.8	198.3	8.2	14.4	47.35	13.09	6.46	2.15
		Свердлово Sverdlovo	24.5	6.4	201.9	8.0	9.1	47.37	12.14	7.38	1.97
	Нижний Lower	Корчева Korcheva	24.2	6.5	180.0	6.6	9.6	42.71	11.24	5.85	1.75
		Уходово Ukhodovo	24.5	7.5	188.6	5.3	9.8	45.72	10.42	5.84	1.88
Угличское Uglich	Верхний Upper	Дубна Dubna	23.5	3.9	211.7	9.0	13.6	51.89	12.15	8.03	2.24
		Кимры Kimry	23.3	4.4	212.4	11.1	15.2	52.01	12.72	8.89	2.70
	Центральный Central	Медведица Medveditsa	24.7	8.7	234.3	10.5	11.9	55.78	14.00	9.23	2.36
		Нерль Nerl'	25	6.5	209.9	10.7	19.2	52.70	13.23	8.18	2.18
	Нижний Lower	Кашинка Kashinka	24.3	6.8	205.0	10.2	15.9	49.84	12.12	8.79	4.22
		Грехов руч. Grekhov ruchi	25.5	7.1	164.1	5.2	15.2	41.41	9.80	5.26	1.93

**Примечание.** “\*” – данные приведены по статье Лазаревой с соавторами [Лазарева и др., 2018 (Lazareva et al., 2018)].

**Note.** “\*” – data are given according to the article by Lazareva et al. [Lazareva et al., 2018].

**Объект исследования.** Объектом исследования служила тюлька. На каждой станции из улова отбирали не менее 10 особей. Измеряли длину и массу рыб. После вскрытия определяли пол рыб и стадию зрелости гонад [Правдин, 1966 (Pravdin, 1966)].

**Гематологический анализ.** Для приготовления мазка периферической крови после механического оглушения рыбы ее хвостовой стебель очищали от чешуи, осушали спиртовой салфеткой для удаления слизи, и после каудэктомии каплю крови помещали на предметное стекло и приготавливали мазок. Высушенные на воздухе мазки фиксировали этиловым спиртом, высушивали на воздухе и окрашивали краской Романовского-Гимза на фос-

фатном буфере при pH 7.0. Все дальнейшие исследования проводили при помощи цифрового микроскопа Keyence VHX-1000 под объективом Z-500 с встроенной программой морфометрического анализа.

**Индекс обилия лейкоцитов** определяли как среднее количество клеток на 100 полей зрения при постоянном увеличении x2000.

**Определение лейкограммы.** На каждом мазке подсчитывали не менее 200 лейкоцитов. Идентификацию клеток проводили по классификации Н.Т. Ивановой [Иванова, 1983 (Ivanova, 1983)]: были выявлены гемоцитобласты, моноциты, лимфоциты, миелоциты, метамиелоциты, палочкоядерные и сегментоядерные нейтрофилы. Долю каждого типа клеток выражали в %.

**Относительное количество тромбоцитов** рассчитывали как долю тромбоцитов от суммы всех лейкоцитов и тромбоцитов.

**Состав тромбоцитов** рассчитывали как относительное количество (%) различных форм тромбоцитов: круглых, веретеновидных и го-лоядерных [Волинкин, 2008 (Volynkin, 2008)].

**Морфометрический анализ.** Для уста-новления морфометрических характеристик форменных элементов крови измеряли  $\geq 10$  кл. каждого типа: длина и ширина клетки (боль-шой и малый диаметры клетки) в мкм, длина и ширина ядра (большой и малый диаметры яд-ра) в мкм. Рассчитывали площади клетки и ядра, результаты выражали в мкм<sup>2</sup> (1), ядерно-

цитоплазматическое отношение (ЯЦО), выра-жали в усл. ед. (2).

$$S = \pi Rr \quad (1)$$

где R – большая полуось, r – малая полуось

$$ЯЦО = \frac{S_{ядра}}{S_{клетки} - S_{ядра}} \quad (2)$$

**Статистический анализ.** Результаты исследования представлены в виде средних и их ошибок. Статистическая обработка и гра-фическое оформление результатов сделаны при помощи программ пакета Microsoft Office 2010 и STATISTICA с оценкой значимости различий по t-тесту Стьюдента и U-тесту Ман-на–Уитни ( $p < 0.05$ ,  $p < 0.01$ ).

## РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

**Возраст, пол, размеры рыб.** Длина и масса исследованных рыб приведены в табл. 2. Большая часть рыб имела трехлетний возраст, около 5% выловленных рыб – четырехлетний. В конце нагульного периода все рыбы имели стадию зрелости гонад II–III.

**Таблица 2.** Длина и масса тюльки Ивановского и Угличского водохранилищ

**Table 2.** The length and weight of tyulka from Ivanko-vo and Uglich reservoirs

Водохранилище Reservoir	Длина (M±m), мм Length (M±m), mm	Масса (M±m), г Weight (M±m), g
Иваньковское Ivankovo	64±12	3.7±2.4
Угличское Uglich	72±12	5.1±2.4
Рыбинское* Rybinsk*	77±3	5.8±1.5

**Примечание.** “\*” – данные приведены по Степанову, 2011 [Степанов, 2011 (Stepanov, 2011)].

**Note.** “\*” – data are given according to Stepanov [Stepanov, 2011].

Полученные данные сходны с показате-лями рыб, приведенными ранее в конце нагуль-ного периода для тюльки Рыбинского водохра-нилища [Степанов, 2011 (Stepanov, 2011)].

**Индекс обилия лейкоцитов.** Индекс оби-лия лейкоцитов позволяет косвенно оценить их количество в периферической крови [Лапирова, 2009 (Lapirgova, 2009)]. Индекс обилия лейкоци-тов в крови у тюльки снижается от верхних уча-стков водохранилищ к нижним и от Иваньков-ского водохранилища к Угличскому (табл. 3).

Величина этого показателя у тюльки в водохранилищах Верхней Волги оказалась больше, чем у сига, выловленного в водоемах Кольского п-ва [Королева, 2016 (Koroleva, 2016)], сравнима с таковым молоди осетра [Ла-

пирова, 2009 (Lapirgova, 2009)], но существенно меньше, чем у карпов [Суворова и др., 2019 (Suvorova et al., 2019)]. Индекс обилия лейкоци-тов показывает интенсивность лейкопоза и зависит от ряда факторов. Показано уменьше-ние индекса обилия лейкоцитов при действии пестицидов у осетровых [Лапирова, 2009 (Lapirgova, 2009)], в период нереста у леща [Суворова и др., 2019 (Suvorova et al., 2019)]. Уровень дан-ного показателя, впервые определенный у дан-ного вида в нашем исследовании, позволяет предположить, что количество лейкоцитов у тюльки меньше, чем у карповых рыб. Он кос-венно свидетельствует о меньшем количестве лейкоцитов в крови у тюльки из Угличского водохранилища по сравнению с Иваньковским, что может быть результатом влияния темпера-туры воды, содержания растворенного кисло-рода, доступности пищи. По данным Лазаревой с соавторами [Лазарева и др., 2018 (Lazareva et al., 2018)] в августе происходит резкое уменьшение содержания растворенного кисло-рода в придонных слоях Иваньковского водох-ранилища. В результате, в верхнем участке Угличского водохранилища после сброса обед-ненных кислородом вод, дефицит растворенно-го кислорода отмечали не только в придонных слоях, но и у поверхности, что сказывается на показателях развития зоопланктона [Лазаре-ва и др., 2018 (Lazareva et al., 2018)], и, следова-тельно, доступности пищи.

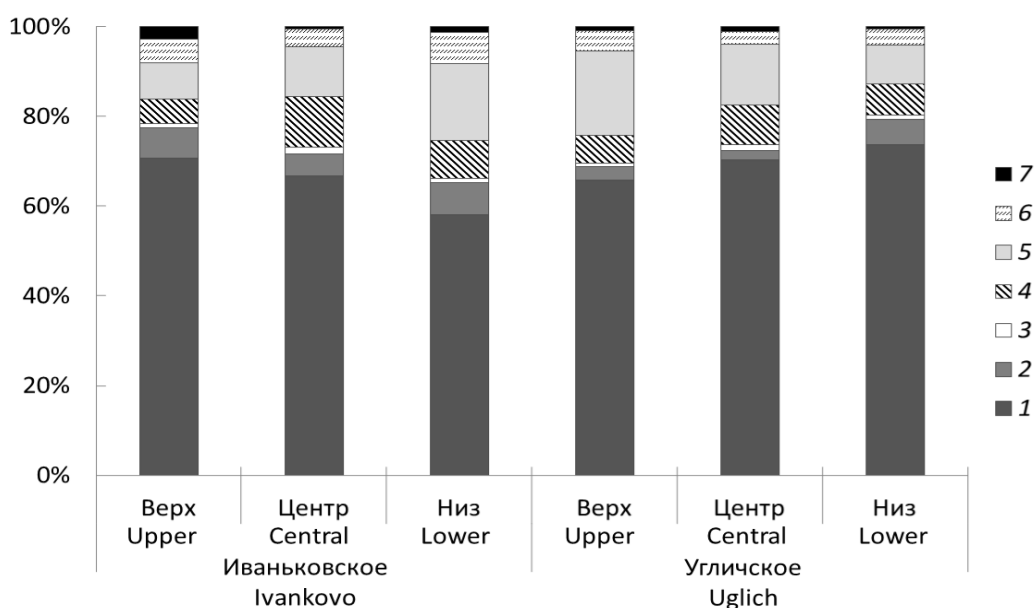
**Состав лейкоцитов.** Результаты иссле-дования показали, что лейкограмма перифери-ческой крови тюльки Иваньковского и Углич-ского водохранилищ (рис. 2) представлена следующими элементами белой крови: аграну-лоциты (лимфоциты и моноциты), бластные клетки, гранулоциты (миелоциты, метамиело-циты, палочко-(ПЯН) и сегментоядерные ней-трофилы(СЯН)).

**Таблица 3.** Индекс обилия лейкоцитов периферической крови тюльки в водохранилищах Верхней Волги**Table 3.** The index of abundance of leucocytes peripheral blood of tyulka in reservoirs of the Upper Volga

Водохранилище Reservoirs	Верхний участок Upper section	Центральный участок Central section	Нижний участок Lower section
Иваньковское Ivankovo	2.49±0.46 <sup>a</sup>	2.11±0.52	2.27±0.82
Угличское Uglich	1.94±0.38	1.95±0.38	1.62±0.25 <sup>a</sup>

**Примечание.** Верхний индекс показывает достоверные различия попарно.

**Note.** Superscript shows significant differences in pairs.



**Рис. 2.** Лейкограмма периферической крови тюльки Иваньковского и Угличского водохранилищ. 1 – лимфоциты, 2 – моноциты, 3 – бласты, 4 – миелоциты, 5 – метамиелоциты, 6 – палочкоядерные нейтрофилы, 7 – сегментоядерные нейтрофилы.

**Fig. 2.** Peripheral blood leukogram of tyulka from Ivankovo and Uglich reservoirs. 1 – lymphocytes, 2 – monocytes, 3 – blasts, 4 – myelocytes, 5 – metamyelocytes, 6 – stab neutrophils, 7 – segmented neutrophils.

Соотношение долей различных форм лейкоцитов у тюльки отличается в Иваньковском и Угличском водохранилищах. Относительное количество лимфоцитов снижается от верхних к нижним участкам Иваньковского водохранилища, и напротив, возрастает в Угличском (от 73 до 58% (достоверно отличаются при  $p < 0.05$ ) от 66 до 75%, соответственно). Их уровень в верхнем участке Иваньковского и нижнем Угличского сравним с таковым, приводимым для рыб, выловленных в Рыбинском водохранилище [Заботкина и др., 2015 (Zabotkina et al., 2015)]. Доля моноцитов в крови увеличивалась от верхнего участка к нижнему у рыб, как в Иваньковском, так и Угличском водохранилищах, но на всех станциях была больше, чем у тюльки Рыбинского водохранилища (2–7% в Иваньковском и Углич-

ском и 0.8% в Рыбинском водохранилищах) [Заботкина и др., 2015 (Zabotkina et al., 2015)].

Относительное количество гранулоцитов (как незрелых (миелоцитов и метамиелоцитов), так и зрелых (ПЯН)), как и моноцитов, возрастало от верхнего к нижнему участку Иваньковского водохранилища, и уменьшалось в Угличском. Доли метамиелоцитов в верхних и нижних участках водохранилищ достоверно отличались друг от друга (8.4 и 17.1% в Иваньковском и 18.9 и 8.8% в Угличском водохранилище при  $p < 0.05$ ). Относительное количество ПЯН варьировало от 3 до 6% и, так же, как и доли метамиелоцитов, было наибольшим в нижнем участке Иваньковского и верхнем Угличского водохранилищ. СЯН были обнаружены только у половины исследованных рыб в обоих водохранилищах. Их доля

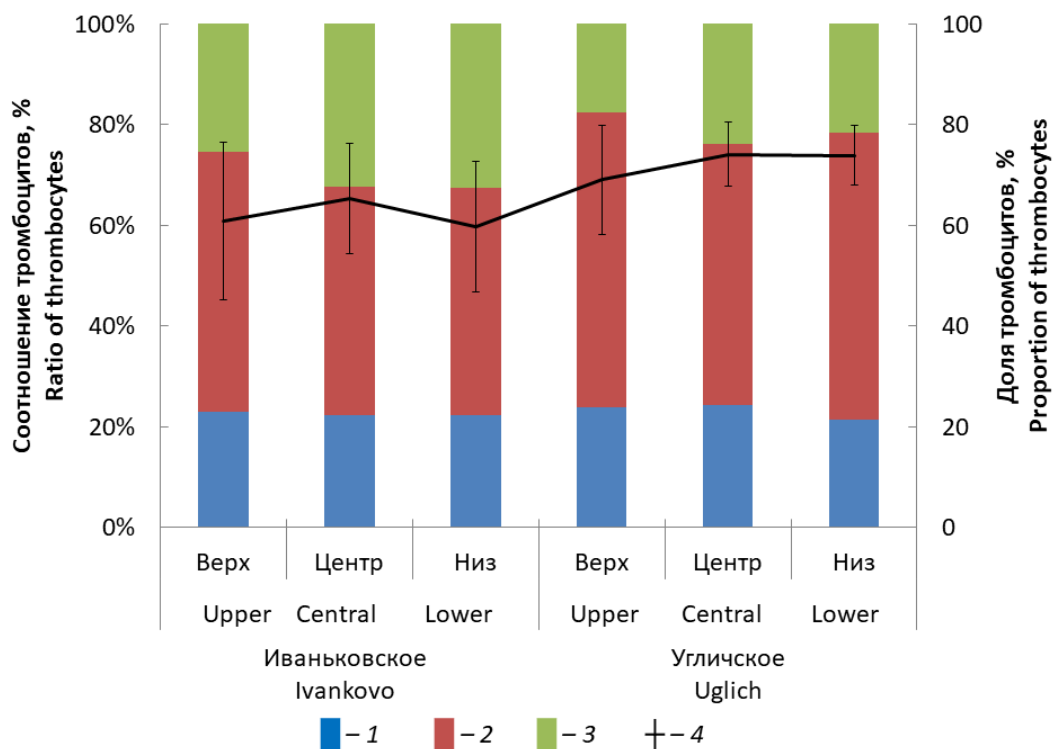
была наибольшей у рыб из верхнего участка Иваньковского водохранилища (рис. 2).

Известно, что снижение доли лимфоцитов (лимфопения) и повышение долей нейтрофилов (нейтрофилия) является неспецифической реакцией организма рыб на стресс, вызванный различными факторами: токсикантами органической и неорганической природы [Заботкина, Лапирова, 2003 (Zabotkina, Lapirova, 2003); Заботкина, Лапирова, 2004 (Zabotkina, Lapirova, 2004); Шеина, 2014 (Sheina, 2014); Davis et al., 2008; Grzelak et al., 2017; Aliko, 2018], изменением температуры воды [Голованов и др., 2016 (Golovanov et al., 2016)].

Невысокие доли СЯН, присутствие их только у половины исследованных рыб и высокое содержание незрелых форм нейтрофилов (миелоцитов и метамиелоцитов) позволяют предположить гибель зрелых форм клеток (сегментоядерных нейтрофилов), и поступление в периферическую кровь клеток из кроветворных органов [Грушко и др., 2010 (Grushko et al., 2010)].

Подобный характер изменения лейкограммы может свидетельствовать о том, что нижняя часть Иваньковского водохранилища является менее благоприятной для обитания туюлки из-за более высокой антропогенной нагрузки – воздействия сточных вод предприятий г. Конаково и распространения больших объемов сбросов подогретых вод Конаковской ГРЭС [Липатникова и др., 2014 (Lipatnikova, 2014); Томилина и др., 2018 (Tomilina et al., 2018); Григорьева и др., 2018, 2019 (Grigoreva et al., 2018, 2019)]. Как уже упоминалось выше, это влияние распространяется и на верхний участок Угличского водохранилища [Лазарева и др., 2018 (Lazareva et al., 2018) Кузовлев и др., 2019; (Kuzovlev et al., 2019)].

**Состав тромбоцитов.** Доля тромбоцитов в крови туюлки из Иваньковского и Угличского водохранилищ колебалась от 61 в верхнем участке Иваньковского водохранилища до 74% в центральном и нижнем участках Угличского водохранилища с уменьшением размаха колебаний показателя (рис. 3).



**Рис. 3.** Состав тромбоцитов периферической крови туюлки Иваньковского и Угличского водохранилищ. 1 – круглые, 2 – веретеновидные, 3 – голаядерные, 4 – доля тромбоцитов.

**Fig. 3.** The ratio of peripheral blood thrombocytes of tyulka from Ivankovo and Uglich reservoirs. 1 – rounded, 2 – fusiform, 3 – bare nuclear, 4 – the proportion of thrombocytes.

Наибольший вклад вносили веретеновидные тромбоциты, которые считаются зрелой формой клеток [Волынкин, 2008 (Volynkin, 2008)]. Они составляли от 45 до 59% клеток тромбоцитарного ряда. Доля круглых форм тромбо-

цитов незначительно колебалась от 20 до 24%. Относительное количество голаядерных тромбоцитов изменялось от 17% у рыб из верхнего участка Угличского водохранилища до 32%

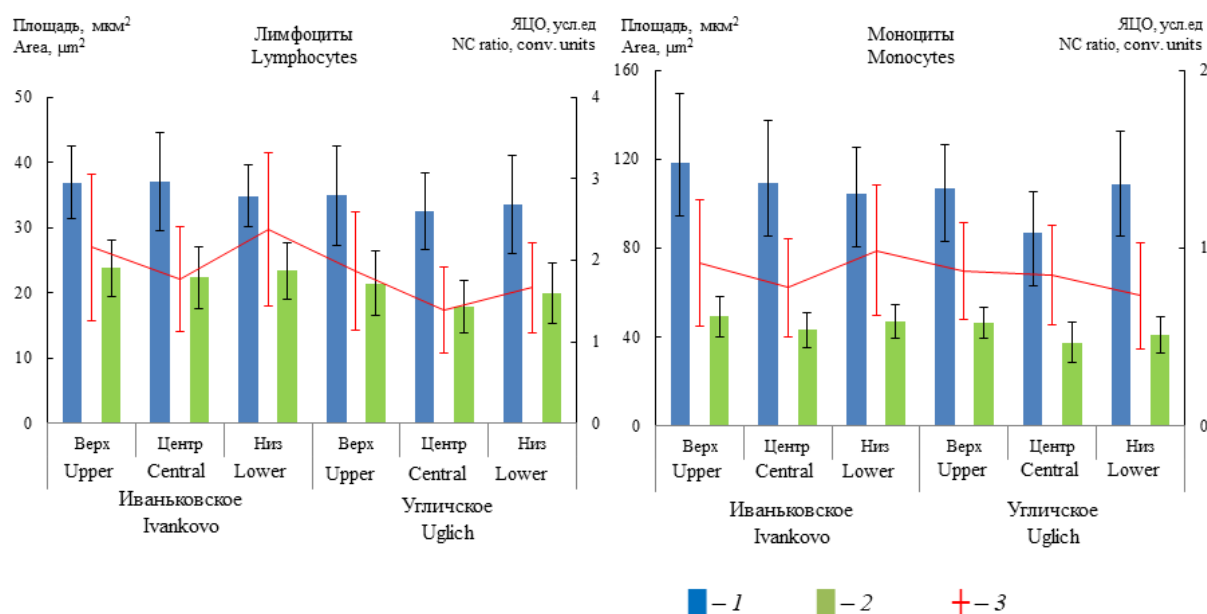


в центральном и нижнем участках Иваньковского водохранилища (рис. 3).

Большое количество тромбоцитов в периферической крови тюльки объясняет быстрое свертывание крови у этого вида (собственные наблюдения). У различных видов пресноводных костистых рыб относительное количество тромбоцитов в периферической крови в летний период колеблется от 23 до 83% [Заботкина и др., 2015 (Zabotkina et al, 2015)], не отмечено связи между уровнем активности рыб, их требованием к насыщению воды кислородом и долей тромбоцитов. По данным Ю.Л. Волынкина

[Волынкин, 2005 (Volynkin, 2005)] у карпа соотношение различных форм тромбоцитов колеблется весной–летом от преобладания округлых форм весной к доминированию веретеновидных тромбоцитов в летние месяцы.

**Морфометрические характеристики лейкоцитов.** Изменение площадей ядер и клеток и ядерно-цитоплазматического отношения у различных типов лейкоцитов в периферической крови тюльки из различных участков Иваньковского и Угличского водохранилищ приведено на рисунках 4–6.



**Рис. 4.** Площадь (S) клеток (1), ядер (2) и ядерно-цитоплазматическое отношение (ЯЦО) (3) лимфоцитов и моноцитов тюльки Иваньковского и Угличского водохранилищ.

**Fig. 4.** The area (S) of cells (1), nuclei (2) and nuclear-cytoplasmic ratio (NC ratio) (3) of lymphocytes and monocytes of the tyulka from the Ivankovo and Uglich reservoirs.

Результаты исследования показали, что площадь лимфоцитов у рыб центральной и нижней части Угличского водохранилища оказалась меньше ( $p < 0.05$ ) таковой клеток рыб из Иваньковского водохранилища (рис. 4). Площадь ядер также меньше по сравнению с таковой у рыб Иваньковского водохранилища. Самыми маленькими ядрами и меньшим ядерно-цитоплазматическим отношением отличаются лимфоциты тюльки средней части Угличского водохранилища ( $p < 0.01$ ), тогда как ЯЦО лимфоцитов крови у рыб, отловленных в верхней и нижней частях Иваньковского водохранилища, были самыми большими.

Площадь моноцитов незначительно варьирует у рыб, отловленных на большинстве станций обоих водохранилищ (рис. 4), за исключением центральной части Угличского водохранилища, где как клетки, так и ядра имеют наименьшие размеры ( $p < 0.01$ ). Отношение

площадей ядро-цитоплазма меняется незначительно, максимальное его значение отмечено для моноцитов у тюльки, отловленной на нижних станциях Иваньковского водохранилища, а минимальное – на нижних станциях Угличского водохранилища.

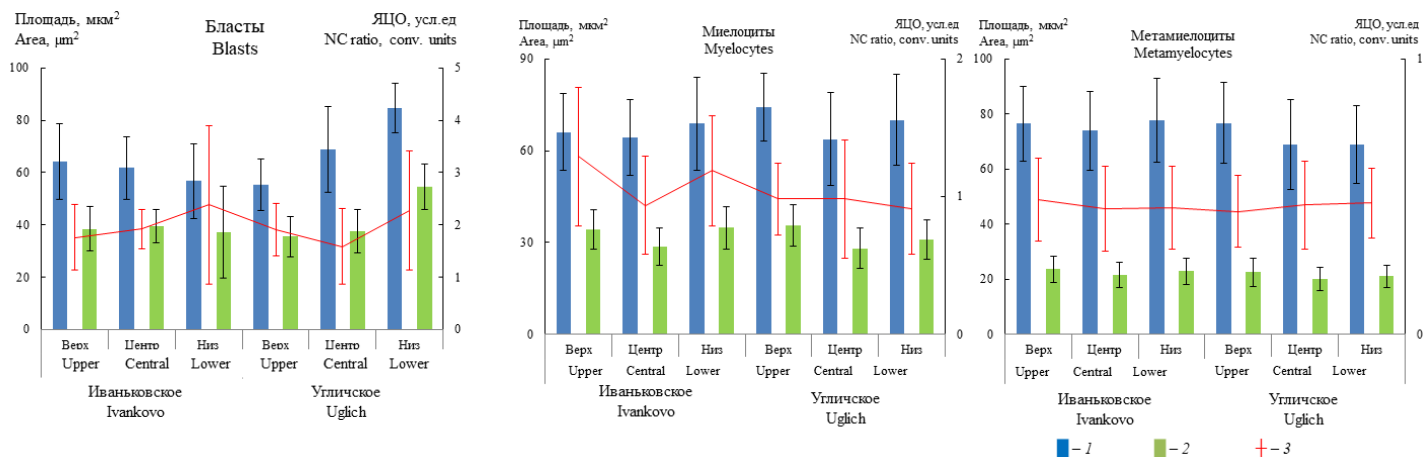
Площадь бластов в крови рыб из верхнего участка Угличского водохранилища достоверно меньше таковой у клеток рыб из центрального и нижнего участков того же водохранилища. При этом клетки и ядра бластов у рыб нижней части Угличского водохранилища значительно крупнее, чем у рыб на всех остальных станциях обоих водохранилищ. Следует отметить, что ядерно-цитоплазматическое отношение бластных клеток тюльки из средних участков обоих водохранилищ достоверно различается – в Иваньковском оно больше, чем в Угличском. У бластов рыб, отловленных на нижних станциях обоих водохранилищ, ядерно-цитоплазма-



тическое отношение больше по сравнению с таковым у рыб с других станций, но большой размах колебаний показателя не позволяет говорить о достоверности различий.

Миелоциты в крови тюльки, выловленной в верхнем участке Углицкого водохранилища, отличаются от таковых у рыб, выловленных в верхнем участке Иваньковского и

центральных станциях обоих водохранилищ, большей площадью клетки (рис. 5). Высокие значения ЯЦО миелоцитов у рыб в верхнем и нижнем участках Иваньковского водохранилища формируются за счет более крупных ядер при сравнимых или меньших размерах клеток.



**Рис. 5.** Площадь (S) клеток (1) и ядер (2) и ядерно-цитоплазматическое отношение (ЯЦО) (3) бластов, миелоцитов и метамиелоцитов тюльки Иваньковского и Углицкого водохранилищ.

**Fig. 5.** The area (S) of cells (1) and nuclei (2) and nuclear-cytoplasmic ratio (NC ratio) (3) of tyulka blasts, myelocytes and metamyelocytes from the Ivankovo and Uglich reservoirs.

Размеры метамиелоцитов тюльки, пойманной в районе центральных и нижних станций Углицкого водохранилища, были достоверно меньше ( $p < 0.05$ ) размеров метамиелоцитов рыб из остальных участков обоих водохранилищ по размерам как клеток, так и их ядер. Значения ЯЦО метамиелоцитов были сходными у рыб на всех станциях.

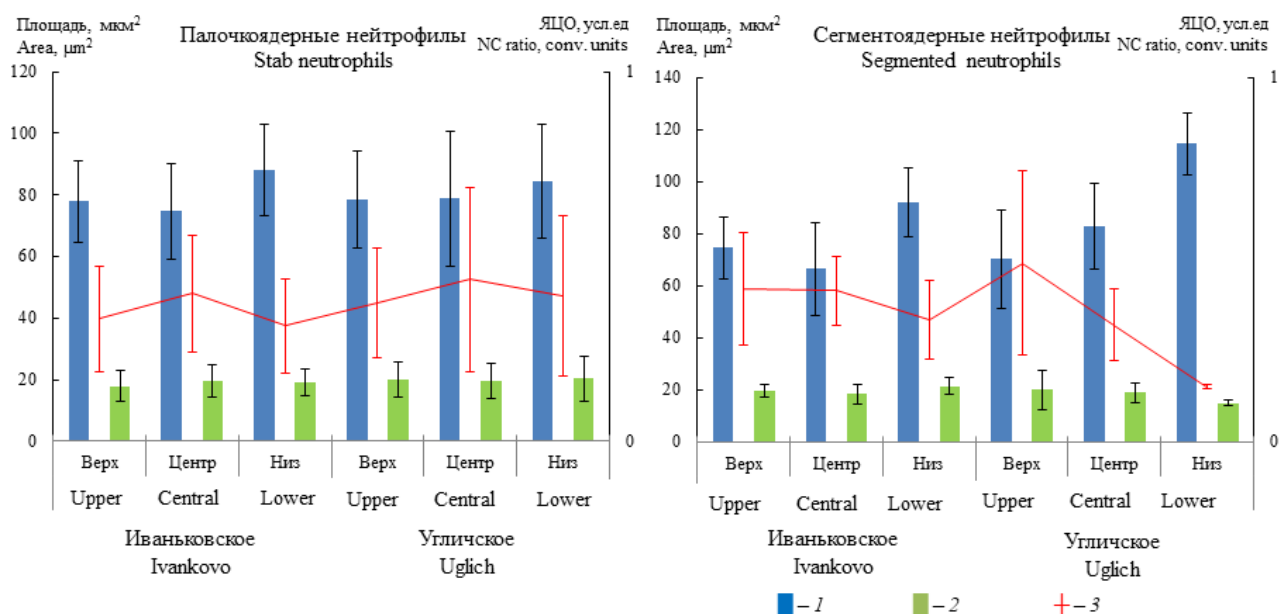
Площадь палочкоядерных нейтрофилов у рыб из нижнего участка Иваньковского водохранилища была достоверно больше ( $p < 0.05$ ), чем таковая у рыб на всех остальных станциях (рис. 6). Площадь ядер и ядерно-цитоплазматическое отношение было сходным на всех станциях.

Площадь сегментоядерных нейтрофилов возрастает от верхних к нижним участкам водохранилищ, у рыб из Углицкого водохранилища это выражено в большей степени (рис. 6). Площадь ядер сходна у СЯН тюльки со всех станций Иваньковского водохранилища и постепенно уменьшается от верхнего к нижнему участку Углицкого водохранилища. В результате ЯЦО сегментоядерных нейтрофилов у рыб из Углицкого водохра-

нилища резко снижается от верхнего участка к нижнему.

Анализ площадей клеток различных типов лейкоцитов показывает, что у агранулярных лейкоцитов и бластов этот показатель уменьшается от верхних участков к нижним у рыб в Иваньковском водохранилище, а в Углицком продолжает уменьшаться от верхнего к центральному участку у агранулоцитов, но увеличивается у бластных клеток. Изменение площадей гранулярных клеток наиболее выражено у ПЯН и СЯН: в обоих водохранилищах происходит увеличение размеров клеток у рыб от верхних участков к нижним. Площади ядер в большей степени изменяются у агранулярных клеток, бластов и незрелых гранулоцитов (миелоцитов и метамиелоцитов).

ЯЦО у агранулоцитов и миелоцитов в Иваньковском водохранилище уменьшается от верхнего к центральному участку, а к нижнему вновь возрастает, тогда как в Углицком уменьшается от верхнего к нижнему участку. Наиболее выражено уменьшение ЯЦО у сегментоядерных нейтрофилов рыб из Углицкого водохранилища.



**Рис. 6.** Площадь (S) клеток (1), ядер (2) и ядерно-цитоплазматическое отношение (ЯЦО) (3) палочкоядерных и сегментоядерных нейтрофилов крови тюльки в Иваньковском и Угличском водохранилищах.

**Fig. 6.** The area (S) of cells (1), nuclei (2) and nuclear-cytoplasmic ratio (NC ratio) (3) of stab and segment neutrophils of tyulka blood in the Ivankovo and Uglich reservoirs.

**Морфометрические характеристики тромбоцитов.** Изменение площадей клеток веретенновидных, круглых и голаядерных тромбоцитов рыб происходило сходным образом от верхних к нижним участкам как в Иваньковском, так и в Угличском водохранилищах: снижалась от верхних к центральному участку, а затем вновь возрастала к нижнему (рис. 7). Площадь веретенновидных и круглых тромбоцитов у рыб из верхнего участка Угличского водохранилища была больше площади этих клеток у рыб из нижней части Иваньковского.

Площадь голаядерных тромбоцитов (фактически площадь ядра) была наибольшей ( $p < 0.01$ ) у рыб из нижней части Иваньковского водохранилища, а наименьшей – в центральном участке Угличского водохранилища (рис. 7).

Площадь ядра всех типов тромбоцитов была наименьшей у тюльки из центрального и нижнего участков Угличского водохранилища.

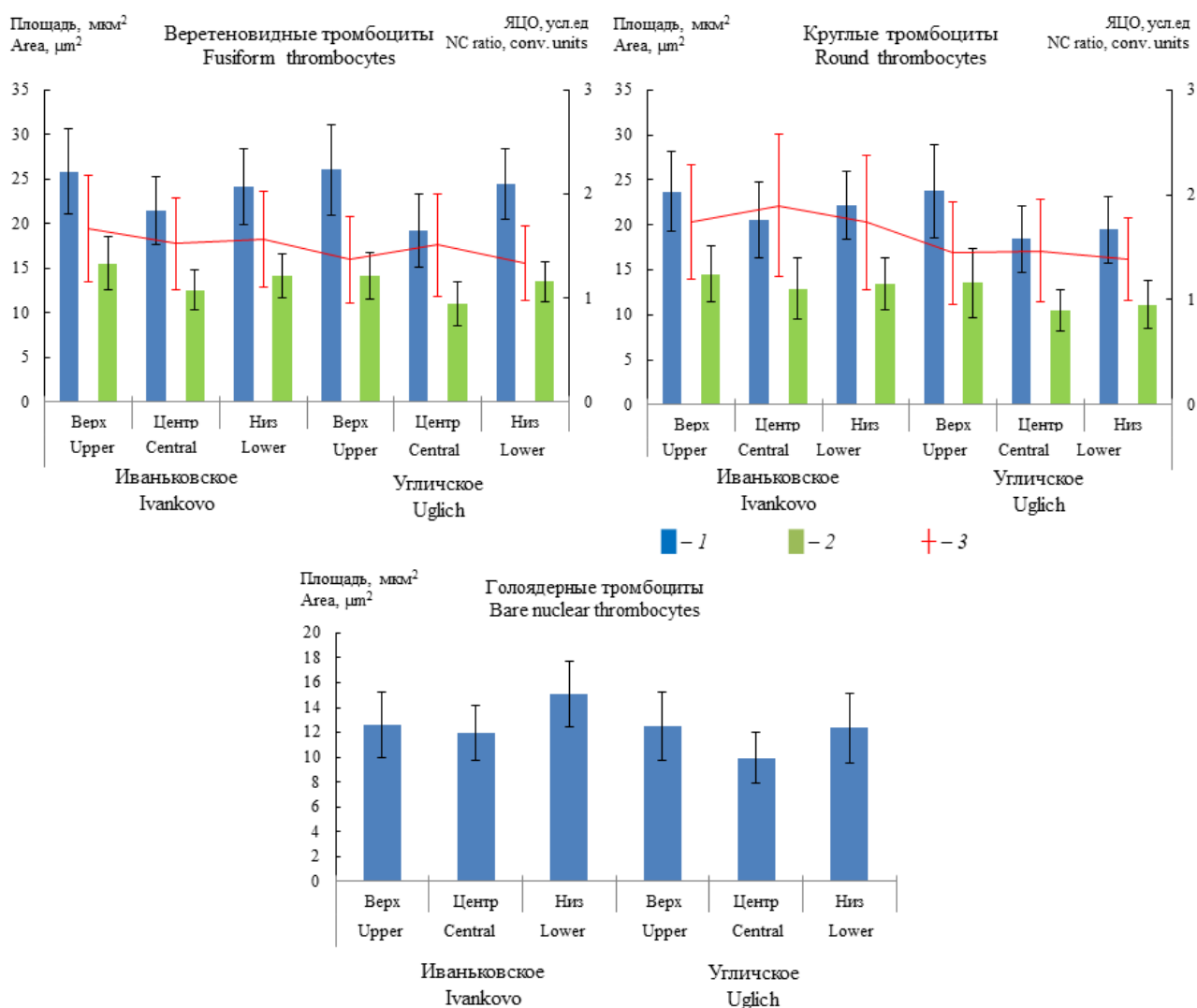
Ядерно-цитоплазматическое отношение веретенновидных и круглых тромбоцитов было выше у рыб из Иваньковского водохранилища, по сравнению с Угличским.

Изменение морфометрических показателей лейкоцитов и тромбоцитов у рыб из разных участков водохранилищ может быть вызвано причинами, описанными выше [Липатникова и др., 2014 (Lipatnikova, 2014); Томилина и др., 2018 (Tomilina et al., 2018); Григорьева и др., 2018, 2019 (Grigoreva et al., 2018, 2019); Лазаре-

ва и др., 2018 (Lazareva et al., 2018); Кузовлев и др., 2018 (Kuzovlev et al., 2018)].

**Корреляционный анализ.** Для оценки влияния на состав и соотношение лейкоцитов и тромбоцитов и морфометрические показатели этих клеток температуры воды, концентрации в ней кислорода, солевого состава воды (табл. 1), длины и массы рыб (табл. 2) проводили корреляционный анализ (табл. 4).

Наиболее значимые связи были обнаружены с температурой воды и ее насыщение кислородом, концентрацией в воде ионов магния и натрия, гидрокарбонат- и сульфат-ионов и длиной рыб. По данным корреляционного анализа относительное количество миелоцитов имеет положительную связь с насыщением воды кислородом (0.38) и содержанием ионов магния (0.32) (табл. 4). По морфометрическим показателям: величины площади ядра лимфоцитов и моноцитов имеют слабую обратную корреляцию с содержанием сульфат-иона (-0.32 и -0.28, соответственно) и температуры воды (-0.29). Площадь гемоцитобластов положительно коррелирует с температурой воды (0.26), связь этого показателя с сульфат-ионом отрицательна в Иваньковском водохранилище (-0.36) и положительна в Угличском (0.41). По отношению к содержанию иона натрия в воде – коэффициент корреляции, напротив, положителен в Иваньковском (0.3) и отрицателен в Угличском (-0.44) водохранилищах.



**Рис. 7.** Площади клеток (1) и ядер (2) и ядерно-цитоплазматическое отношение (ЯЦО) (3) тромбоцитов тюльки Иваньковского и Угличского водохранилищ.

**Fig. 7.** Areas of cells (1) and nuclei (2) and nuclear-cytoplasmic ratio (NC ratio) (3) of thrombocytes in the tyulka from the Ivankovo and Uglich reservoirs.

Площади ядер blastов соотносятся с длиной рыбы (-0.26) и карбонат-ионом (-0.27). Площадь ядра миелоцитов связана с температурой воды (-0.27), площадь сегментоядерных нейтрофилов – с длиной рыбы (-0.29), а их ядерно-цитоплазматическое отношение – с температурой воды (-0.35).

Как видно из таблицы 4, величины коэффициента корреляции отличаются при анализе связи показателей суммарно по обоим водохранилищам и отдельно по каждому из них. Вполне вероятно, существуют какие-то не рассматриваемые нами факторы, которые оказывают влияние на изучаемые показатели.

Коэффициенты корреляции относительного количества и морфометрических показателей тромбоцитов с рассматриваемыми факторами приведены в таблице 5. Анализ полученных результатов показал наиболее тесные связи характеристик тромбоцитов с темпера-

турой воды и ее насыщением кислородом, ионами кальция, магния, натрия и калия, гидрокарбонат-, хлорид- и сульфат-ионами, а также длиной и массой рыб.

Связь между долями голоядерных и круглых тромбоцитов и температурой среды, насыщением ее кислородом концентрацией сульфат-ионов положительна (табл. 5), а между морфометрическими характеристиками клеток (площадью клетки и ядра) и рассматриваемыми факторами – отрицательна.

Отсутствует связь между долями лейкоцитов (кроме миелоцитов) и морфометрическими характеристиками метамиелоцитов и палочкоядерных нейтрофилов, содержанием ионов и размерно-весовыми характеристиками рыб. Нет корреляции между относительным количеством и морфометрическими характеристиками лейкоцитов и такими ионами как хлор, кальций, калий, а также массой рыбы.

**Таблица 4.** Коэффициенты корреляции относительного количества и морфометрических характеристик лейкоцитов с факторами среды, ионами и длиной рыбы**Table 4.** Correlation coefficients of the relative quantity and morphometric characteristics of leukocytes with water temperature, oxygen content and salt composition of water, fish length

Тип клеток Cell types	Водоем Reservoir	T, °C	O <sub>2</sub> , мг/л O <sub>2</sub> , mg/L	Длина, мм Length, mm	HCO <sub>3</sub> , мг/дм <sup>3</sup> HCO <sub>3</sub> , mg/dm <sup>3</sup>	SO <sub>4</sub> , мг/дм <sup>3</sup> SO <sub>4</sub> , mg/dm <sup>3</sup>	Mg, мг/дм <sup>3</sup> Mg, mg/dm <sup>3</sup>	Na, мг/дм <sup>3</sup> Na, mg/dm <sup>3</sup>
Относительное количество / Relative quantity								
Миелоциты Myelocytes	Иваньковское+Угличское Ivankovo+Uglich	–	0.38	–	–	–	0.32	–
	Иваньковское Ivankovo	–	0.50	–	–	–	0.49	–
Площадь клетки / Cell area								
Бласты Blast cells	Иваньковское+Угличское Ivankovo+Uglich	0.26	–	–	–	–	–	–
	Иваньковское Ivankovo	–	–	–	–	-0.36	–	0.30
	Угличское Uglich	0.42	–	–	–	0.41	–	-0.44
СЯН Segmented neutrophils	Иваньковское+Угличское Ivankovo+Uglich	–	–	-0.29	–	–	–	–
	Иваньковское Ivankovo	–	–	-0.52	–	–	–	–
Площадь ядра / Nuclear area								
Лимфоциты Lymphocytes	Иваньковское+Угличское Ivankovo+Uglich	–	–	–	–	-0.32	–	–
	Угличское Uglich	–	–	–	–	-0.29	–	–
Моноциты Monocytes	Иваньковское+Угличское Ivankovo+Uglich	-0.29	–	–	–	-0.28	–	–
	Угличское Uglich	-0.32	–	–	–	-0.37	–	–
Бласты Blast cells	Иваньковское+Угличское Ivankovo+Uglich	–	–	-0.26	-0.27	–	–	–
	Угличское Uglich	–	–	-0.39	-0.51	–	–	–
Миелоциты Myelocytes	Иваньковское+Угличское Ivankovo+Uglich	-0.27	–	–	–	–	–	–
	Угличское Uglich	-0.32	–	–	–	–	–	–
Ядерно-цитоплазматическое отношение / Nuclear-cytoplasmic ratio								
СЯН Segmented neutrophils	Иваньковское+Угличское Ivankovo+Uglich	-0.35	–	–	–	–	–	–
	Угличское Uglich	-0.51	–	–	–	–	–	–

Показатели тромбоцитов, за исключением голаядерных, не реагируют на изменение содержания в воде ионов гидрокарбоната, кальция, натрия и калия.

Обобщая результаты корреляционного анализа можно сказать, что температура среды и насыщение воды кислородом (особенно для тромбоцитов) наиболее часто оказываются определяющими факторами для соотношения и размеров клеток. Из анионов определяющим оказывается содержание в воде сульфат-ионов, из катионов – магния (для тромбоцитов).

Длина рыбы в большей мере связана с изучаемыми показателями лейкоцитов и тромбоцитов, чем ее масса.

В.И. Мартемьянов и Е.А. Борисовская [Martem'yanov, Borisovskaya, 2010] сообщают, что у тюльки из Рыбинского водохранилища обнаружено повышенное содержание ионов натрия в эритроцитах крови, что обуславливает повышенную кислороднесущую емкость эритроцитов и одновременно повышенную чувствительность этого вида к насыщению воды кислородом.

**Таблица 5.** Корреляционный анализ относительного количества и морфометрических характеристик тромбоцитов с факторами среды, ионами и размерно-весовыми параметрами рыб

Тип клеток Cell types	Водоем Reservoir	T, °C	O <sub>2</sub> , мг/л O <sub>2</sub> , mg/L	Длина, мм Length, mm	Масса, г Weight, g	HCO <sub>3</sub> , мг/дм <sup>3</sup> HCO <sub>3</sub> , mg/dm <sup>3</sup>	Cl, мг/дм <sup>3</sup> Cl, mg/dm <sup>3</sup>	SO <sub>4</sub> , мг/дм <sup>3</sup> SO <sub>4</sub> , mg/dm <sup>3</sup>	Ca, мг/дм <sup>3</sup> Ca, mg/dm <sup>3</sup>	Mg, мг/дм <sup>3</sup> Mg, mg/dm <sup>3</sup>	Na, мг/дм <sup>3</sup> Na, mg/dm <sup>3</sup>	K, мг/дм <sup>3</sup> K, mg/dm <sup>3</sup>
Относительное количество Relative quantity												
Голоядерные тромбоциты Bare nuclear thrombocytes	Иваньковское+Угличское Ivankovo+Uglich	0.32	0.569	—	—	—	—	—	—	—	—	—
	Иваньковское Ivankovo	—	0.64	—	—	—	—	—	—	—	—	—
	Угличское Uglich	0.43	0.55	—	—	—	—	—	—	—	—	—
	Иваньковское+Угличское Ivankovo+Uglich	—	—	—	—	—	—	0.35	—	—	—	—
Круглые тромбоциты Round thrombocytes	Иваньковское Ivankovo	—	—	—	—	—	—	0.45	—	—	—	—
	Площадь клетки Cell area											
Веретено- видные тромбоциты Fusiform thrombocytes	Иваньковское+Угличское Ivankovo+Uglich	—	-0.26	-0.29	-0.29	—	-0.27	-0.30	—	-0.28	—	—
	Углич Uglich	—	-0.29	-0.39	-0.39	—	-0.32	-0.53	—	-0.30	—	—
Голоядерные тромбоциты Bare nuclear thrombocytes	Иваньковское+Угличское Ivankovo+Uglich	—	—	-0.34	—	-0.29	-0.37	-0.31	-0.33	-0.33	-0.33	-0.33
	Иваньковское Ivankovo	—	—	—	—	-0.34	-0.30	—	-0.31	—	—	—
	Угличское Uglich	—	—	-0.36	—	—	-0.35	-0.31	-0.28	-0.33	-0.29	-0.29

[illegible]

Авторы указывают, что по сравнению с аборигенными видами рыб Рыбинского водохранилища тюлька оказывается более чувствительной к изменению солевого состава воды, которое вызывает у нее очень быстрое обессоливание крови за счет существенной потери хлористого натрия и обуславливают снижение устойчивости организма. Авторы отмечают также быструю гибель рыб после отлова, что существенно осложняет проведение исследований и делает невозможным проведение экспериментов в лабораторных условиях [Martem'yanov, Borisovskaya, 2010]. Низкое содержание ионов магния

в плазме крови, эритроцитах и мышечной ткани тюльки указывает на низкое сродство гемоглобина к кислороду, что повышает зависимость рыб от насыщения воды кислородом. Эти данные подтверждают полученные нами результаты о влиянии различных факторов на показатели клеток крови у тюльки из Угличского и Ивановского водохранилищ.

Корреляция показателей с длиной рыб не противоречит уже известным фактам зависимости состава и размеров лейкоцитов и тромбоцитов от возраста рыб [Головина, Тромбицкий, 1989 (Golovina, Trombitskiy, 1989)].

### ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Таким образом, впервые проанализированы состав, соотношение и морфометрические показатели лейкоцитов и тромбоцитов тюльки из Ивановского и Угличского водохранилищ. Показано, что соотношение, относительное количество и морфометрические показатели лейкоцитов и тромбоцитов отличались у рыб, обитающих в различных участках Ивановского и Угличского водохранилищ. Снижение долей лимфоцитов, возрастание долей гранулоцитов и увеличение размеров клеток в нижнем участке Ивановского водохранилища, по-видимому, вызвано повышением

температуры и уменьшением насыщения воды кислородом в зоне влияния сброса теплых вод Конаковской ГРЭС. Влияние неблагоприятных факторов распространяется и на верхние участки Угличского водохранилища, что отражается на состоянии показателей клеток у рыб, выловленных на этих станциях. Размеры клеток и их соотношение связаны также с содержанием в воде катионов калия, кальция, натрия, магния и гидрокарбонат-, хлорид- и сульфат-ионов. Размеры клеток имели отрицательную связь с длиной тела рыб.

Работа выполнена в рамках Государственного задания г/р № 121050500046-8.

Авторы выражают благодарность М.И. Базарову, М.И. Малину, Ю.И. Соломатину за помощь в сборе материала, И.М. Королевой за ценные замечания, что помогли существенно улучшить статью.

### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Андреева А.М., Рябцева И.П., Руднева И.И., Шайда В.Г., Ламаш Н.Е., Дмитриева А.Э. Сравнительный анализ осмотической резистентности эритроцитов у различных по экологии Teleostei // Вестник Санкт-Петербургского университета. 2013. № 4. С. 3–13.
- Волынкин Ю.Л. Гематологическая характеристика трехлетков карпа *Cyprinus carpio* (Cypriniformes, cyprinidae) в весенний период // Научные ведомости БелГУ. Сер. Экология. 2005. № 1(21). Вып. 3. С. 79–87.
- Волынкин Ю.Л. Морфофизиологический статус как отражение адаптационных возможностей организма рыб. Автореф. дисс. ... д.б.н. Москва, 2008, 48 с.
- Голованов В.К., Заботкина Е.А., Некрутов Н.С., Грачева Е.Л. Влияние высокой температуры на показатели крови у молоди серебряного карася *Carassius auratus* и головешки-ротана *Percottus glenii* // Вестник Астраханского государственного технического университета. Серия: Рыбное хозяйство. 2016. № 1. С. 99–106.
- Головина Н.А., Тромбицкий И.Д. Гематология прудовых рыб. Кишинев: Штиинца, 1989. 156 с.
- Григорьева И.Л., Комиссаров А.Б., Чекмарева Е.А. Трансформация качества воды Ивановского водохранилища и его малых притоков за многолетний период под воздействием природных и антропогенных факторов // Вопросы географии. 2018. № 145. С. 337–346.
- Григорьева И.Л., Федорова Л.П., Чекмарева Е.А. Современное гидроэкологическое состояние Ивановского водохранилища в районе отвода подогретых вод от Конаковской ГРЭС // Вестник ТвГУ. Серия “География и Геоэкология”. 2019. № 1 (25). С. 23–38. DOI: 10.26456/2226-7719-2019-1-23-38
- Грушко М.П. Клеточный состав кроветворных органов половозрелых самок представителей класса рыб, земноводных и пресмыкающихся // Автореф. доктор. дис. Астрахань: АГУ. 2010. 73 с.
- Житенева Л.Д., Макаров Э.В., Рудницкая О.А. Тромбоциты рыб и других групп позвоночных. Ростов н/Д: Изд-во СКНЦ ВШ, 2003. 70 с.
- Заботкина Е.А., Лапирова Т.Б. Влияние пестицидов на иммунофизиологическое состояние рыб // Успехи современной биологии. 2004. Т. 124. № 4. С. 354–361.
- Заботкина Е.А., Лапирова Т.Б. Влияние тяжелых металлов на иммунофизиологический статус рыб // Успехи современной биологии. 2003. Т. 123. № 4. С. 401–408.

- Заботкина Е.А., Лапирова Т.Б., Середняков В.Е., Нестерова Т.А. Экологическая пластичность гематологических показателей пресноводных костистых рыб // Труды Института биологии внутренних вод РАН. 2015. № 72 (75). С. 16–29. DOI: 10.24411/0320-3557-2015-10020
- Зеленецкий Н.М., Зеленецкая Т.А., Дмитриева Д.А. Влияние изменений температурного режима Рыбинского водохранилища за 50-летний период на численность и рост рыб // Труды Карельского научного центра Российской академии наук. 2017. № 9. С. 46–57. DOI: 10.17076/eco477
- Иванова Н.Т. Атлас клеток крови рыб. М.: Лег. и пищ. пром-сть, 1983. 184 с.
- Королева И.М. Гематологические показатели сига обыкновенного *Coregonus lavaretus* в водоемах Кольского севера // Труды ВНИРО. 2016. Т. 162. С. 36–45.
- Кузовлев В.В., Григорьева И.Л., Комиссаров А.Б., Федорова Л.П., Чекмарева Е.А. Результаты исследования влияния объектов теплоэнергетики Тверской области на гидроэкологическое состояние водоемов-охладителей // Труды региональных научных проектов Тверской области 2018 года в сфере фундаментальных исследований. 2018. С. 61–68.
- Лазарева В. И., Степанова И.Э., Цветков А.И., Пряничникова Е.Г., Перова С.Н. Кислородный режим водохранилищ Волги и Камы в период потепления климата: последствия для зоопланктона и зообентоса // Труды Института биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН. 2018. Вып. 81(84). С. 47–84. DOI: 10.24411/0320-3557-2018-10005
- Лапирова Т. Б. Влияние перметрина на лейкоцитарную формулу молоди осетра // Токсикологический вестник. 2009. № 6 (99). С. 21–24.
- Липатникова О.А., Гричук Д.В., Григорьева И.Л., Хасанова А.И., Шестакова Т.В., Бычков А.Ю., Ильина С.М., Пухов В. В. Формы нахождения микроэлементов в донных отложениях Иваньковского водохранилища // Геоэкология. Инженерная геология. Гидрогеология. Геокриология. 2014. № 1. С. 37–48.
- Методика измерений массовой концентрации катионов аммония, калия, натрия, лития, магния, стронция, бария и кальция в пробах питьевых, природных (в том числе минеральных) и сточных вод методом капиллярного электрофореза с использованием системы капиллярного электрофореза “Капель”. ПНД Ф14.1:2.4.167-2000. 2011. 36 с.
- Методика измерений массовой концентрации хлорид-ионов, нитрит-ионов, сульфат-ионов, нитрат-ионов, фторид-ионов и фосфат-ионов в пробах природных, питьевых и очищенных сточных вод с применением системы капиллярного электрофореза “Капель”. ПНД Ф 14.1:2.4.157-99. 2013. 41 с.
- Микряков Д.В., Микряков В.Р., Балабанова Л.В. Характер изменения состава лейкоцитов при стрессиндуцируемом синдроме язвенной болезни рыб (на примере карпа *Cyprinus carpio*) // Вопросы рыболовства. 2008. Т. 9. № 4(36). С. 936–946.
- Минеев А. К. Неспецифические реакции у рыб из водоемов Средней и Нижней Волги // Известия Самарского научного центра Российской академии наук. 2013. Т. 15. № 3 (7). С. 2301–2319.
- Розенберг Г.С., Евланов И.С., Селезнев В.А., Минеев А.К., Селезнева А.В., Шитиков В.К. Опыт экологического нормирования антропогенного воздействия на качество воды (на примере водохранилищ Средней и Нижней Волги) // Вопросы экологического нормирования и разработка системы оценки состояния водоемов М.: КМК, 2011. С. 5–29.
- Степанов М. В. Морфо-биологическая характеристика черноморско-каспийской тюльки *Clupeonella cultriventris* (Nordmann, 1840) в Рыбинском водохранилище. Автореф. дис. на соиск. ст. к.б.н. Борок, 2011. 24 с.
- Суворова Т.А., Пронина Г.И., Микряков Д.В., Петрушин А.В. Состав лейкоцитов периферической крови и иммунокомпетентных органов краснухостойчивой породы карпа в преднерестовый период // Актуальные вопросы ветеринарной биологии. 2019. № 2 (42). С. 25–29. DOI: 10.24411/2074-5036-2019-10034
- 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. № 82 (85). С. 107–131. DOI: 10.24411/0320-3557-2018-1-0015
- Шейна Т.А. Состав крови и содержание тяжелых металлов в органах и тканях у трех видов рыб в бассейне реки Кама: Автореф. дисс. на соискание уч. степени к.б.н. Пермь, 2014. 24 с.
- Экологические проблемы Верхней Волги. Ярославль: Изд-во ЯГТУ, 2001. 427 с.
- Aliko V., Qirjo M., Sula E., Morina V., Faggio C. Antioxidant defense system, immune response and erythron profile modulation in gold fish, *Carassius auratus*, after acute manganese treatment // Fish & shellfish immunology. 2018. Vol. 76. P. 101–109. DOI: 10.1016/j.fsi.2018.02.042
- Andreeva A.M. The role of structural organization of blood plasma proteins in the stabilization of water metabolism in bony fish (Teleostei) // Journal of Ichthyology. 2010. Vol. 50. № 7. P. 552–558. DOI: 10.1134/S0032945210070076
- Davis A.K., Maney D.L., Maerz J.C. The use of leukocyte profiles to measure stress in vertebrates: a review for ecologists // Functional Ecology. 2008. Vol. 22. № 5. P. 760–772. DOI: 10.1111/j.1365-2435.2008.01467.x
- Filippov A.A., Golovanova I.L. Separate and joint effects of copper and zinc on the intestine carbohydrase activity in vitro in freshwater teleosts // Inland Water Biology. 2010. Vol. 3. № 1. P. 96–101. DOI: 10.1134/S199508291001013X
- Golovanova I.L., Golovanov V.K. Effect of abiotic factors (Temperature, pH, Heavy Metals) on activity of carbohydrases of food objects of ichthyophages // Journal of Ichthyology. 2011. Vol. 51. № 8. P. 633–640. DOI: 10.1134/S0032945211050067
- Grzelak A.K., Davis D.J., Caraker S.M., Crim M.J., Spitsbergen J.M., Wiedmeyer C.E. Stress leukogram induced by acute and chronic stress in zebrafish (*Danio rerio*) // Comparative medicine. 2017. Vol. 67. № 3. S. 263–269.
- Ivanova M.N., Svirskaya A.N., Bazarov M.I. Predator-prey interactions: an example of sander *Sander lucioperca* and tyulka *Clupeonella cultriventris* of the Rybinsk reservoir in conditions of climate warming // Journal of Ichthyology. 2020. Vol. 60. № 5. S. 751–762. DOI: 10.1134/S0032945220040062



- Kiyashko V.I., Karabanov D., Yakovlev V., Slyn'ko Yu.V. Formation and development of the Black Sea-Caspian kilka *Clupeonella cultriventris* (Clupeidae) in the Rybinsk reservoir // Journal of Ichthyology. 2012. Vol. 52. № 8. S. 537–546. DOI: 10.1134/S0032945212040042
- Lapirova T.B., Zabolotkina E.A. Effect of trypanosomiasis on hematologic characteristics of bream (*Abramis brama*) // Regulatory Mechanisms in Biosystems. 2018. Vol. 9. № 3. S. 309–314. DOI: 10.1590/0001-3765202020190577
- Martem'yanov V.I., Borisovskaya E.A. Indices of hydromineral metabolism in tyulka (*Clupeonella cultriventris*; Clupeiformes, Clupeidae) introduced in the Rybinsk reservoir in comparison to aboriginal and marine fish species // Russian Journal of Biological Invasions. 2010. Vol. 1. № 3. S. 187–193. DOI: 10.1134/S2075111710030082.
- Osipov V.V., Dgebuadze Y.Y. Variability of Black and Caspian Sea sprat *Clupeonella cultriventris* (Clupeidae) growth in the contemporary range // Journal of Ichthyology. 2016. Vol. 56. № 5. P. 767–774. DOI: 10.1134/S003294521605009X
- Slynko Yu.V., Karabanov D.P., Stolbunova V.V. Genetic Analysis of the Intraspecific Structure of Kilka *Clupeonella cultriventris* (Nordmann, 1840) (Actinopterygii: Clupeidae) // Doklady Biological Sciences. 2010. Vol. 433. P. 261–263.
- Slynko Y.V., Korneva L.G., River I.K., Papchenkov V.G., Shcherbina G.Kh., Orlova M., Theriault T. The Caspian-Volga-Baltic invasion corridor // Invasive aquatic species of Europe. Distribution, impacts and management. Springer, Dordrecht, 2002. S. 399–411. DOI: 10.1007/978-94-015-9956-6\_40
- Slynko Y.V., Kiyashko V.I. Analysis Of Effectiveness Of Pelagic Fish Species Invasions Into The Volga River Reservoirs // Russian Journal of Biological Invasions. 2012. Vol. 3. № 2. S. 129–138. DOI: 10.1134/S2075111712020099
- Tierney K.B., Farrell A.P., Kennedy C.J. The differential leucocyte landscape of four teleosts: juvenile *Oncorhynchus kisutch*, *Clupea pallasii*, *Culaea inconstans* and *Pimephales promelas* // Journal of Fish Biology. 2004. Vol. 65. № 4. S. 906–919. DOI: 10.1111/j.0022-1112.2004.00491.x
- Wojtaszek J., Dziewulska-Szwajkowska D., Łozińska-Gabska M., Adamowicz A., Dzugaj A. Hematological effects of high dose of cortisol on the carp (*Cyprinus carpio* L.): cortisol effect on the carp blood // General and comparative endocrinology. 2002. Vol. 125. № 2. S. 176–183. DOI: 10.1006/gcen.2001.7725

## REFERENCES

- Aliko V., Qirjo M., Sula E., Morina V., Faggio C. Antioxidant defense system, immune response and erythron profile modulation in gold fish, *Carassius auratus*, after acute manganese treatment. *Fish Shell. Immunol.*, 2018, vol. 76, pp. 101–109. doi: 10.1016/j.fsi.2018.02.042.
- Andreeva A.M. The role of structural organization of blood plasma proteins in the stabilization of water metabolism in bony fish (Teleostei). *J. Ichthyol.*, 2010, vol. 50, no. 7, pp. 552–558. doi: 10.1134/S0032945210070076.
- Andreeva A.M., Ryabtseva I.P., Rudneva I.I., Shaida V.G., Lamash N.E., Dmitrieva A.E. Sravnitelnyi analiz osmoticheskoi rezistentnosti eritrotsitov u razlichnykh po ekologii Teleostei [Comparative analysis of the osmotic resistance of erythrocytes in different in the ecology Teleostei]. *Vestnik Sankt-Peterburgskogo univ.*, 2013, no. 4, pp. 3–13. (In Russian)
- Davis A.K., Maney D.L., Maerz J.C. The use of leukocyte profiles to measure stress in vertebrates: a review for ecologists. *Functional Ecology*, 2008, vol. 22, no. 5, pp. 760–772. doi:10.1111/j.1365-2435.2008.01467.x.
- Ekologicheskie problemy Verhnej Volgi [Environmental problems of the Upper Volga]. Yaroslavl, Izd. YaGTU, 2001. 427 s. (In Russian)
- Filippov A.A., Golovanova I.L. Separate and joint effects of copper and zinc on the intestine carbohydrase activity in vitro in freshwater teleosts. *Inland Water Biol.*, 2010, vol. 3, no. 1, pp. 96–101. doi: 10.1134/S199508291001013X.
- Golovanov V.K., Zabolotkina E.A., Nekrutov N.S., Gracheva E.L. Vliyaniye vysokoi temperatury na pokazateli krovi u molodi serebryanogo karasya *Carassius auratus* i goloveshki-rotana *Perccottus glenii* [Effect of high temperature on blood parameters in juvenile silver carp *Carassius auratus* and amur sleeper *Perccottus glenii*]. *Vestnik Astrakh. Gosud. Tekhn. Univ. Ser.: Rybnoe khozyaistvo*, 2016, no. 1, pp. 99–106. (In Russian)
- Golovanova I.L., Golovanov V.K. Effect of abiotic factors (Temperature, pH, Heavy Metals) on activity of carbohydrases of food objects of ichthyophages. *J. Ichthyol.*, 2011, vol. 51, no. 8, pp. 633–640. doi: 10.1134/S0032945211050067.
- Golovina N.A., Trombitskii I.D. Gematologiya prudovykh ryb [The Haematology of pond fish]. Kishinev, Shtiintsa, 1989. 156 p. (In Russian)
- Grigoreva I.L., Fedorova L.P., Chekmareva E.A. Sovremennoe gidroekologicheskoe sostoyaniye Ivankovskogo vodokhranilishcha v raione otvoda podogretykh vod ot Konakovskoi GRES [Recent hydroecological condition of the Ivankovskoye reservoir in the vicinity of discharge of thermally enriched waters from the Konakovskaya state district power plant (GRES)]. *Vestnik TvGU. Seriya "Geografiya i Geoekologiya"*. 2019, no. 1 (25), pp. 23–38. doi: 10.26456/2226-7719-2019-1-23-38. (In Russian)
- Grigoreva I.L., Komissarov A.B., Chekmareva E.A. Transformatsiya kachestva vody Ivankovskogo vodokhranilishcha i ego malykh pritokov za mnogoletniy period pod vozdeystviem prirodnykh i antropogennykh faktorov [The change of water quality of Ivankovo reservoir and its tributaries in long term period under the pressure of anthropogenic and nature factors]. *Vopr. Geografii*, 2018, no. 145, pp. 337–346. (In Russian)
- Grushko M.P. Kletochnyi sostav krovetvornykh organov polovozrelykh samok predstavitelei klassa ryb, zemnovodnykh i presmykayushchikhsya [Cell composition of the hematopoietic organs of sexually mature females of representatives of the class of fish, amphibians and reptiles]. *Extended abstract of doctor boil. nauk*. Astrakhan, AGU, 2010. 73 p. (In Russian)
- Grzelak A.K., Davis D.J., Caraker S.M., Crim M.J., Spitsbergen J.M., Wiedmeyer C.E. Stress leukogram induced by acute and chronic stress in zebrafish (*Danio rerio*). *Compar. Medicine*, 2017, vol. 67, no. 3, pp. 263–269.

- Ivanova M.N., Svirskaya A.N., Bazarov M.I. Predator-prey interactions: an example of sander *Sander lucioperca* and tyulka *Clupeonella cultriventris* of the Rybinsk reservoir in conditions of climate warming. *J. Ichthyol.*, 2020, vol. 60, no. 5, pp. 751–762. doi: 10.1134/S0032945220040062.
- Ivanova N.T. Atlas kletok krovi ryb [Atlas of fish blood cells]. Moscow, Leg. i pishch. prom-st, 1983. 184 p. (In Russian)
- Kiyashko V.I., Karabanov D., Yakovlev V., Slyn'ko Yu.V. Formation and development of the Black Sea-Caspian kilka *Clupeonella cultriventris* (Clupeidae) in the Rybinsk reservoir. *J. Ichthyol.*, 2012, vol. 52, no. 8, pp. 537–546. doi: 10.1134/S0032945212040042.
- Koroleva I.M. Gematologicheskie pokazateli siga obyknovennogo *Coregonus lavaretus* v vodoemakh Kolskogo severa [Hematological parameters of the whitefish *Coregonus lavaretus* in water bodies of the Kola North]. *Trudy VNIRO*, 2016, vol. 162, pp. 36–45. (In Russian)
- Kuzovlev V.V., Grigoreva I.L., Komissarov A.B., Fedorova L.P., Chekmareva E.A. Rezultaty issledovaniya vliyaniya obektov teploenergetiki Tverskoi oblasti na gidroekologicheskoe sostoyanie vodoemov-okhladitelei [The results of the study of the influence of thermal power facilities of the Tver region on the hydroecological state of cooling reservoirs]. *Trudy region. Nauch. projektov Tverskoi oblasti 2018 g. v sfere fund. issled.*, 2018, pp. 61–68. (In Russian)
- Lapirova T.B. Vliyanie permetrina na leukotsitarnuyu formulu molodi osetra [Effect of permethrin on the leukocytic formula in the sturgeon young]. *Toksikol. Vestnik*, 2009, no. 6 (99), pp. 21–24. (In Russian)
- Lapirova T.B., Zabotkina E.A. Effect of trypanosomiasis on hematologic characteristics of bream (*Abramis brama*). *Regulatory Mechanisms in Biosystems*, 2018, vol. 9, no. 3, pp. 309–314. doi: 10.1590/0001-3765202020190577
- Lazareva V.I., Stepanova I.E., Tsvetkov A.I., Pryanichnikova E.G., Perova S.N. Kislorodnyi rezhim vodokhranilishch Volgi i Kamy v period potepleniya klimata: posledstviya dlya zooplanktona i zoobentosa [The oxygen regime in the Volga and Kama reservoirs during the period of climate warming: impact on zooplankton and zoobenthos]. *Transactions of Papanin Institute for Biology of Inland Waters RAS*, 2018, iss. 81(84), pp. 47–84. doi: 10.24411/0320-3557-2018-10005. (In Russian)
- Lipatnikova O.A., Grichuk D.V., Grigoreva I.L., Khasanova A.I., Shestakova T.V., Bychkov A.Yu., Ilina S.M., Pukhov V.V. Formy nakhozheniya mikroelementov v donnykh otlozheniyakh Ivankovskogo vodokhranilishcha [Features of different forms of trace elements in bottom sediments of Ivankovskoe water reservoir]. *Geoekologiya. Inzhenernaya Geologiya. Gidrogeologiya Geokriologiya*, 2014, no. 1, pp. 37–48. (In Russian)
- Martem'yanov V.I., Borisovskaya E.A. Indices of hydromineral metabolism in tyulka (*Clupeonella cultriventris*; Clupeiformes, Clupeidae) introduced in the Rybinsk reservoir in comparison to aboriginal and marine fish species. *Russ. J. Biol. Invas.*, 2010, vol. 1, no. 3, pp. 187–193. doi: 10.1134/S2075111710030082
- Metodika izmerenij massovoj koncentracii hlorid-ionov, nitrit-ionov, sul'fat-ionov, nitrat-ionov, florid-ionov i fosfat-ionov v probah prirodnyh, pit'evykh i ochishchennykh stochnykh vod s primeneniem sistemy kapillyarnogo elektroforeza "Kapel"[Method for measuring mass concentrations of chloride ions, nitritions, sulphations, nitrations, fluoridions, and phosphations in samples of natural, drinking, and treated wastewater using the Kapel capillary electrophoresis system]. *PND F 14.1:2:4.157-99*. 2013. 41 p. (In Russian)
- Metodika izmerenij massovoj koncentracii kationov ammoniya, kaliya, natriya, litiya, magniya, stronciya, bariya i kal'tsiya v probah pit'evykh, prirodnykh (v tom chisle mineral'nykh) i stochnykh vod metodom kapillyarnogo elektroforeza s ispol'zovaniem sistemy kapillyarnogo elektroforeza "Kapel". [Method for measuring the mass concentration of ammonium, potassium, sodium, lithium, magnesium, strontium, barium and calcium cations in samples of drinking, natural (including mineral) and waste water by capillary electrophoresis using the Kapel capillary electrophoresis system]. *PND F 14.1:2:4.167-2000*. 2011. 36 p. (In Russian)
- Mikryakov, D.V., Mikryakov V.R., Balabanova L.V. Kharakter izmeneniya sostava leukotsitov pri stressindutsiruemom sindrome yazvennoi bolezni ryb (na primere karpa *Cyprinus carpio*) [Character of change of structure leukocytes at stress the induced syndrome of the ulcer diseased of fish (on the example carp *Cyprinus carpio*)]. *Vopr. Rybolovstva*, 2008, vol. 9, no. 4(36), pp. 936–946. (In Russian)
- Mineev A.K. Nespecificicheskie reaktsii u ryb iz vodoemov Srednei i Nizhnei Volgi [Nonspecific reactions in fish from waters Middle and Lower Volga]. *Izv. Samar. Nauch. Tsentra RAS*, 2013, vol. 15, no. 3 (7), pp. 2301–2319. (In Russian)
- Osipov V.V., Dgebuadze Y.Y. Variability of Black and Caspian Sea sprat *Clupeonella cultriventris* (Clupeidae) growth in the contemporary range. *J. Ichthyol.*, 2016, vol. 56, no. 5, pp. 767–774. doi: 10.1134/S003294521605009X.
- Rozenberg G.S., Evlanov I.A., Seleznev V.A., Mineev A.K., Selezneva A.V., Shitikov V.K. Opyt ekologicheskogo normirovaniya antropogennogo vozdeistviya na kachestvo vody (na primere vodokhranilishch Srednei i Nizhnei Volgi) [Experience of environmental regulation of anthropogenic impact on water quality (on the example of reservoirs of the Middle and Lower Volga)]. *Voprosy ekologicheskogo normirovaniya i razrabotka sistemy otsenki sostoyaniya vodoemov*, Moscow, KMK, 2011. pp. 5–29. (In Russian)
- Sheina T.A. Sostav krovi i sodержание tyazhelykh metallov v organakh i tkanyakh u trekh vidov ryb v basseine reki Kama [Blood composition and content of heavy metals in organs and tissues in three fish species in the Kama River basin]. *Extended Abstract of Cand. Biol. Sci. Diss.* Perm, 2014. 24 p. (In Russian)
- Slynsko Y.V., Kiyashko V.I. Analysis Of Effectiveness Of Pelagic Fish Species Invasions Into The Volga River Reservoirs. *Russ. J. Biol. Inv.*, 2012, vol. 3, no. 2, pp. 129–138. doi: 10.1134/S2075111712020099.
- Slynsko Y.V., Korneva L.G., River I.K., Papchenkov V.G., Shcherbina G.Kh., Orlova M., Theriault T. The Caspian-Volga-Baltic invasion corridor. *Invasive aquatic species of Europe. Distribution, impacts and management*. Springer, Dordrecht, 2002. pp. 399–411. doi: 10.1007/978-94-015-9956-6\_40.

- Slyenko Yu.V., Karabanov D.P., Stolbunova V.V. Genetic Analysis of the Intraspecific Structure of Kilka *Clupeonella cultriventris* (Nordmann, 1840) (Actinopterygii: Clupeidae). *Doklady Biological Sciences*, 2010, vol. 433, pp. 261–263.
- Stepanov M.V. Morfo-biologicheskaya kharakteristika chernomorsko-kaspiiskoi tyulki *Clupeonella cultriventris* (Nordmann, 1840) v Rybinskom vodokhranilishche [Morphological and biological characteristics of the Black Sea-Caspian kilka *Clupeonella cultriventris* (Nordmann, 1840) in the Rybinsk Reservoir]. *Extended abstract dis. Kand. biol. nauk.* Borok, 2011. 24 p. (In Russian)
- Suvorova T.A., Pronina G.I., Mikryakov D.V., Petrushin A.B. Sostav leukotsitov perifericheskoi krovi i immunokompetentnykh organov krasnukhoustoichivoi porody karpa v prednerestovyi period [Composition of leukocytes of peripheral blood and immunocompetent organs of red sustainable breed of carp in the feeding period]. *Akt. Vopr. Vet. biol.*, 2019, no. 2 (42), pp. 25–29. doi: 10.24411/2074-5036-2019-10034. (In Russian)
- Tierney K.B., Farrell A.P., Kennedy C.J. The differential leucocyte landscape of four teleosts: juvenile *Oncorhynchus kisutch*, *Clupea pallasii*, *Culaea inconstans* and *Pimephales promelas*. *J. Fish Biol.*, 2004, vol. 65, no. 4, pp. 906–919. doi: 10.1111/j.0022-1112.2004.00491.x
- Tomilina I.I., Gapeeva M.V., Lozhkina R.A. Otsenka kachestva vody i donnykh otlozhenii kaskada vodokhranilishch reki Volga po pokazatelyam toksichnosti i khimicheskogo sostava [Assessment of water quality and bottom sediments of the Volga river reservoirs based on toxicity and chemical composition]. *Transactions of Papanin Institute for Biology of Inland Waters RAS*, 2018, no. 82 (85), pp. 107–131. doi: 10.24411/0320-3557-2018-1-0015. (In Russian)
- Volynkin Yu.L. Gematologicheskaya kharakteristika trekhletkov karpa *Cyprinus carpio* (Cypriniformes, Cyprinidae) v vesennii period [Hematological characteristics of three-year-old carp *Cyprinus carpio* (Cypriniformes, Cyprinidae) in spring]. *Nauchnye vedomosti BelGU. Ser. Ekologiya*, 2005, no. 1(21), iss. 3, pp. 79–87.
- Volynkin Yu.L. Morfofiziologicheskii status kak otrazhenie adaptatsionnykh vozmozhnostei organizma ryb [Morphophysiological status as a reflection of the adaptive capabilities of the fish organism]. *Extended abstract of Doct. Biol. Sci. Diss.* Moscow, 2008, 48 p. (In Russian)
- Wojtaszek J., Dziwulska-Szwajkowska D., Lozińska-Gabska M., Adamowicz A., Dzugaj A. Hematological effects of high dose of cortisol on the carp (*Cyprinus carpio* L.): cortisol effect on the carp blood. *General comp. endocr.*, 2002, vol. 125, no. 2, pp. 176–183. doi: 10.1006/gcen.2001.7725
- Zabotkina E.A., Lapirova T.B. Vliyanie pesticidov na immunofiziologicheskoe sostoyanie ryb [Influence of pesticides on the immunophysiological state of fish]. *Uspekhi Sovr. Biol.*, 2004, vol. 124, no. 4, pp. 354–361. (In Russian)
- Zabotkina E.A., Lapirova T.B. Vliyanie tyazhelykh metallov na immunofiziologicheskii status ryb [Influence of heavy metals on the immunophysiological status of fish]. *Uspekhi Sovr. Biol.*, 2003, vol. 123, no. 4, pp. 401–408. (In Russian)
- Zabotkina E.A., Lapirova T.B., Serednyakov V.E., Nesterova T.A. Ekologicheskaya plastichnost gematologicheskikh pokazatelei presnovodnykh kostistyykh ryb [Ecological plasticity of hematological parameters of freshwater bony fish]. *Transactions of Papanin Institute for Biology of Inland Waters RAS*, 2015, iss. 72 (75), pp. 16–29. doi: 10.24411/0320-3557-2015-10020. (In Russian)
- Zelenetskii N.M., Zelenetskaya T.A., Dmitrieva D.A. Vliyanie izmenenii temperaturnogo rezhima Rybinskogo vodokhranilishcha za 50-letnii period na chislennost i rost ryb [The effect of changes in the thermal regime of the Rybinskoye reservoir over 50 years on the abundance and growth of fish]. *Trudy Karelskogo nauchnogo tsentra Rossiiskoi akademii nauk*, 2017, no. 9, pp. 46–57. doi: 10.17076/eco477. (In Russian)
- Zhiteneva L.D., Makarov E.V., Rudnitskaya O.A. Trombotsity ryb i drugikh grupp pozvonochnykh [Trombocytes of fish and other groups of vertebrates]. Rostov-na-Donu, Izd-vo SKNC VSc, 2003. 70 p.

## LEUKOCYTES AND THROMBOCYTES OF PERIPHERAL BLOOD OF THE BLACK SEA-CASPIAN TYULKA (*CLUPEONELLA CULTRIVENTRIS*, NORDMANN 1840) OF THE IVANKOVO AND UGLICH RESERVOIRS

D. Yu. Trofimov\*, O. L. Tselmovich, E. A. Zabotkina

*Institute for Biology of Inland Waters, Russian Academy of Sciences,*

*152742 Borok, Russia, e-mail: \*dytrof@ibiw.ru*

Revised 12.09.2022

For the first time, the hematological parameters of tyulka (*Clupeonella cultriventris*, Nordmann, 1840) in the reservoirs of the Upper Volga were studied. The composition of leukocytes and thrombocytes, morphometric characteristics of cells were studied by routine methods of light microscopy. It was shown that blood of tyulka has a lymphocytic character, but an increase in the number of granulocytes and their size was found against the background of a decrease in the number of lymphocytes in tyulka in the lower section of the Ivankovo – the upper section of the Uglich reservoirs, which may indicate the presence of anthropogenic pressure. The proportion of thrombocytes was approximately three times higher than the proportion of leukocytes, which indicates a high blood clotting of the tyulka. Correlations between the characteristics of leukocytes and platelets and the content of basic cations and anions in water were studied.

**Keywords:** Black Sea-Caspian tyulka, leukocytes, thrombocytes, environmental factors, reservoirs of the Upper Volga

## Биоаккумуляция, биотрансформация и биологические эффекты загрязняющих веществ

УДК 597:546.49(470.316)

### КОНЦЕНТРАЦИИ РТУТИ В МЫШЦАХ РАЗНЫХ ВИДОВ РЫБ ИЗ ВОДОЕМОВ ЯРОСЛАВСКОЙ ОБЛАСТИ И ПРИЛЕГАЮЩИХ ТЕРРИТОРИЙ

В. А. Гремячих<sup>\*</sup>, Р. А. Ложкина<sup>\*\*</sup>, Д. Э. Котиков, В. Т. Комов

*Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН*

*152742 пос. Борок, Ярославская обл., Некоузский р-н,*

*e-mail: <sup>\*</sup>grva@ibiw.ru, <sup>\*\*</sup>Lozhkina.roza@yandex.ru*

Поступила в редакцию 16.09.2022

Ртуть (Hg) и ее соединения, представляющие риск для здоровья населения, не занятого на вредных производствах, поступают в организм человека преимущественно с продуктами питания. В первую очередь это морепродукты, рыба и рыбные консервы. В настоящем исследовании были определены концентрации Hg в мышцах представителей разных видов рыб из водоемов Ярославской области. Средние значения содержания ртути варьируют в интервале 0.03–0.41 мг/кг сырой массы. Зарегистрированные уровни накопления металла соответствуют или близки к ранее установленным величинам в мышцах рыб из пресноводных водоемов европейской части России и европейских государств. Отмечена видоспецифичность процесса накопления Hg, зависимость от трофической специализации и размерно-весовых характеристик рыб, типа водоема. Установленные в РФ нормативы по содержанию металла в мышцах мирных (<0.3 мг/кг сырой) и хищных видов рыб (<0.6 мг/кг) превышены у 0.3 и 16% исследованных мирных и хищных рыб, соответственно. Больше всего представителей хищных видов рыб с концентрациями Hg в мышцах, превышающими принятые нормативы, зарегистрировано в малых озерах с заболоченными водосборными бассейнами, меньше – в водохранилищах, редко – в средних по площади водного зеркала озерах. Пределы допустимого содержания ртути в рыбе и рыбной продукции, установленные в РФ, соответствуют или близки к действующим нормативам, принятым в странах Европейского сообщества, США и рекомендациям ВОЗ, хотя детализации регламента по возрастным группам и группам риска не существует.

*Ключевые слова:* рыбы, нормативы по содержанию Hg в рыбной продукции, Ярославская область.

DOI: 10.47021/0320-3557-2022-34-56

#### ВВЕДЕНИЕ

Ртуть (Hg) и ее соединения относятся к приоритетным глобальным загрязняющим веществам [UNEP, 2013]. Перенос металла в атмосфере на значительные расстояния, биоаккумуляция и биотрансформация в экосистемах (особенно водных), высокая токсичность органических соединений, в первую очередь метилртути (MeHg), для живых организмов делают обязательным экологический и санитарно-гигиенический контроль за Hg в окружающей среде, продуктах питания, медицинских препаратах и т. д. [Сульдина, 2016 (Sul'dina, 2016); Горбунов и др., 2017 (Gorbunov et al., 2017); Soltani et al., 2021].

Всемирная организация здравоохранения (ВОЗ) рассматривает Hg в качестве одного из десяти основных химических веществ или групп химических веществ, представляющих значительную проблему для общественного здравоохранения [WHO, 2017]. Последствия воздействия Hg, в том числе, при хроническом дозированном поступлении ее малых количеств [WHO, 2007] представляют серьезную угрозу для экосистем и здоровья людей [Driscoll et al., 2013]. В различных формах Hg вызывает имму-

нотоксичность [Hawley et al., 2009; Lewis et al., 2013; Hui et al., 2016; Crowe et al., 2017] и нефротоксичность [Tchounwou et al., 2003], снижает неврологические способности и нейроповеденческие функции [Scheuhammer, Sandheinrich, 2008; Depew et al., 2012; Bridges et al., 2016; Landler et al., 2017], негативно влияет на сердечно-сосудистую систему [Houston, 2011; Valeraa et al., 2013] и репродуктивную функцию [Rice et al., 2014; WHO, 2017]. Аккумуляция Hg в организме беременных женщин повышает в будущем риск развития у детей поведенческих нарушений, таких, как синдром гиперактивности, дефицита внимания, задержки умственного и физического развития [Grandjean et al., 2001; Julvez et al., 2013].

В организм человека, проживающего на территории без локальных источников металла или не подверженного его воздействию в условиях промышленного производства, Hg поступает с пищей (морская и пресноводная рыба, морепродукты) преимущественно в наиболее токсичной форме MeHg [Myers, 2007; Marrugo-Negrete et al., 2008]. Оценка объемов потребления рыбы и рыбопродуктов

населением РФ, проводимая Федеральной службой государственной статистики, основывается в том числе и на результатах выборочного обследования бюджетов домашних хозяйств (ДХ) [РОССТАТ, 2021 (ROSSTAT, 2021)]. Информация предоставляется по всем ДХ, отдельно по проживающим в городской и сельской местности, а также имеющим различные социально-демографические характеристики и уровень благосостояния. Так, в среднем по всем домохозяйствам РФ потребление рыбы и рыбопродуктов на 2020 г. составило 22 кг на потребителя в год (эта цифра почти не меняется с 2010 г.). По Ярославской области – 18 кг на потребителя в год, граничащим с ней Московской – 27.3, Владимирской – 24.9, Вологодской – 15.4, Костромской – 22.3, Ивановской – 26.8 и Тверской – 24.4. При этом отчетливо прослеживаются следующие тенденции в потреблении рыбы и рыбопродуктов населением. Снижение потребления с увеличением числа взрослых членов ДХ и детей. Увеличение – при наличии в ДХ только неработающих пенсионеров и инвалидов, повышением уровня доходов. В РФ вклад рыбы и рыбопродуктов в общее поступление Hg в организм человека является определяющим и составляет около 50% [Горбунов и др., 2017 (Gorbunov et al., 2017)].

Рыболовство – одна из форм производственной деятельности и традиционных занятий населения Северо-Запада России [Борисов и др., 2019 (Borisov et al., 2019)]. Ихтиофауна Ярославской области, насчитывает >40 видов рыб [Доклад о состоянии..., 2017 (Doklad o sostoyanii..., 2017)]. Промысловое значение имеют 15: основные – лещ, плотва, синец, окунь, судак, густера, чехонь, налим, щука и сом, среди которых первые пять в Рыбинском водохранилище составляют 90% от числа или массы пойманных рыб. К объектам не только промышленного, но и спортивно-любительского рыболовства, относятся окунь, судак, плотва и щука, в меньшей степени – лещ, синец, налим и берш. В настоящее время число рыбаков-любителей, посещающих водоемы области, в том числе, Рыбинское водохранилище, стабилизировалось. Вместе с тем увеличение эффективности применяемых любителями орудий лова способствует тому, что вылов ими рыбы соизмерим с промысловым. В зависимости от условий обитания (типологических, гидрохимических и гидрологических особенностей водосбора) концентрации Hg в их мышцах варьируют в диапазоне от значений ниже порога определения до 3.0 мг/кг сырой массы [Haines et al., 1992; Гремячих и др.,

2019 (Gremyachix et al., 2019)]. И это при том, что Правительством Ярославской области и Департаментом охраны окружающей среды и природопользования принимаются необходимые меры по снижению негативного воздействия на состояние естественных экологических систем промышленных и твердых коммунальных отходов (включая утилизацию опасных отходов), а также осуществляются системные мероприятия по комплексному решению проблем отходов производства и потребления [Доклад о состоянии..., 2017 (Doklad o sostoyanii..., 2017)]. В соответствии с санитарно-эпидемиологическими правилами и нормами Российской Федерации предельно допустимые уровни содержания Hg в тканях пресноводных рыб составляют 0.30 мг/кг сырой массы для представителей мирных и 0.60 мг/кг – хищных видов [СанПиН 2.3.2. 1078-01 (SanPiN 2.3.2. 1078-01)]. Потребление населением рыбы с более высокими концентрациями Hg рекомендовано ограничить с целью недопущения негативных последствий для здоровья. Однако рекомендации не учитывают индивидуальные особенности потребителя, такие как возраст, массу тела, количество рыбы в рационе питания (например, г/нед) и аналогичные среднестатистические характеристики отдельных групп населения разных российских регионов.

ВОЗ, Продовольственная и сельскохозяйственная организация Объединенных Наций (ВОЗ/ФАО), Европейский департамент безопасности пищевых продуктов (EFSA) и Агентство по охране окружающей среды США (United States Environmental Protection Agency, US EPA) определяют допустимые (не приносящие вреда здоровью) количества Hg, поступающей в организм человека с учетом его принадлежности к определенной возрастной группе (дети дошкольного и школьного возраста, взрослые), средней массы тела, частоты и длительности употребления продукта с известным содержанием Hg [US EPA, 2000; COT, 2003; UNEP, 2011; EFSA 2012; WHO, 2017]. Допустимое недельное поступление ртути в организм человека, рекомендованное US EPA – 0.0007 мкг/г массы тела в неделю [US EPA 2000]; ВОЗ/ ФАО – 0.0016 мкг/г массы тела в неделю [COT, 2003].

На основе отечественных нормативных документов [СанПиН 2.3.2. 1078-01 (SanPiN 2.3.2. 1078-01)] количество безопасной дозы Hg, поступающей в организм человека с рыбой, оценивали и ранее [Комов, Степанова, 2001 (Komov, Stepanova, 2001); Комов и др., 2004 (Komov et al., 2004); Горбунов и др., 2016

(Gorbunov et al., 2016); Горбунов и др., 2017 (Gorbunov et al., 2017); Комов и др., 2017 (Komov et al., 2017); Гремячих и др., 2019 (Gremyachix et al., 2019)]. Однако число исследованных видов рыб было не велико (чаще всего окунь и щука), либо их объединяли в большие группы: морские и пресноводные рыбы, хищные и мирные, озерные и речные и т.д. В последнее время появились работы с более детальным анализом условий безопасного для здоровья населения потребления рыбы и рыбопродуктов, содержащих Hg: по отдельным видам рыб, трофической специализации, географической приуроченности и типам водоемов их обитания, а также конкретным возрастным группам населения, для которых рассчитываются дозы (порции в пищевом рационе) [Ivanova et al., 2022]. Попыток оценить безопасность употребления рыбы населением Ярославской области на основе расчета безопасной дозы металла (с учетом минимального

негативного эффекта на здоровье, наблюдаемого при потреблении определенного количества Hg, коэффициентов выведения и усвоения в организме) до сих пор не предпринимали.

Цель работы – 1) определить концентрации Hg у представителей разных видов рыб водоемов Ярославской области, имеющих промысловое значение или относящихся к объектам спортивно-любительского рыболовства; 2) проанализировать зависимость содержания металла у различных видов от показателей массы, трофической специализации, а также типа водоема обитания; 3) оценить безопасные объемы потребления рыбы населением Ярославской области, с учетом принятых в РФ санитарно-гигиенических правил и норм, и сравнить их с безопасной дозой Hg, рассчитанной в соответствии с рекомендациями ВОЗ и Агентства по охране окружающей среды США.

#### МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Отлов рыб проводился в 1997–2021 гг. в водоемах Ярославской (северо-запад европейской части России: северная и южная точки – 56°33' и 58°55' с.ш.; западная и восточная – 37°21' и 41°12' в.д.) и прилегающих к ней территорий соседних Вологодской и Тверской областей (рис.1).

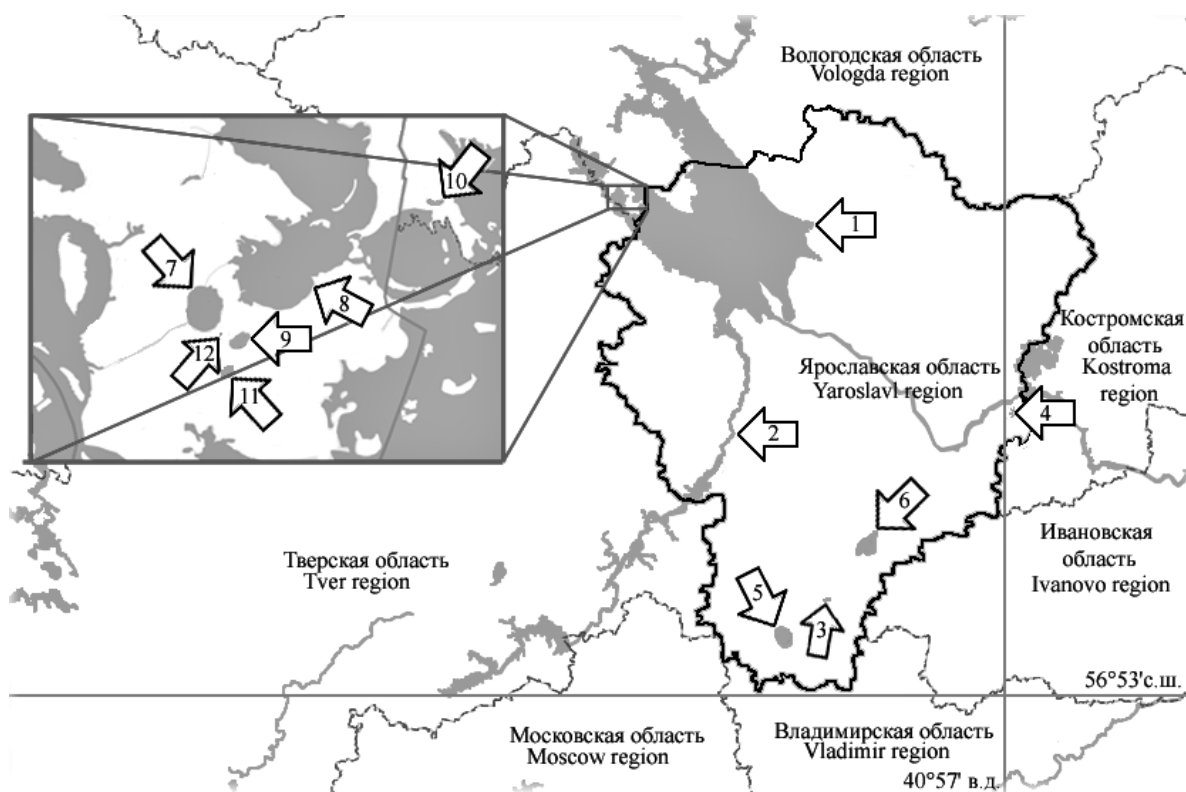
Исследованные водоемы: Рыбинское (58°22'с.ш., 38°25' в.д.) и Угличское (57°29'с.ш., 38°16' в.д.) водохранилища, два средних озера Ярославской области: Плещеево (56°46'с.ш., 38°47' в.д.) в Переславском районе и Неро (57°10'с.ш., 39°26' в.д.) в Ростовском, отнесенные в эту категорию по размерам площади водного зеркала (>10 и <100 км<sup>2</sup>) согласно классификации, предложенной П.В. Ивановым [Иванов, 1948 (Ivanov, 1948)], девять малых озер (площадь водного зеркала >1 и <10 км<sup>2</sup>: оз. Чистое (57°42'с.ш., 40°33' в.д.) в Некрасовском районе, Вашутинское (56°53'с.ш., 39°03' в.д.) в Ростовском и озера Змеиное, Мотыкино, Темное, Дорожив, Изможевское, Утешково и Хотавец в Дарвинском заповеднике (58°35'с.ш., 37°59' в.д.), Брейтовский район Ярославской области и Череповецкий район Вологодской. Озера Чистое, Вашутинское и два озера заповедника Изможевское и Хотавец – с нейтральными значениями pH воды, остальные – кислотные, уровень pH воды в которых не превышает 5.0.

Всего было отобрано 979 экз. рыб следующих видов: 10 экз. уклейки *Alburnus alburnus* (L., 1758), 70 – плотвы *Rutilus rutilus* (L.,

1758), 12 – ряпушки *Coregonus albula* (L., 1758), 9 – густеры *Blicca bjoerkna* (L., 1758), 213 – лещи *Abramis brama* (L., 1758), 10 – налима *Lota lota* (L., 1758), 62 – судака *Sander lucioperca* (L., 1758), 554 – окуня *Perca fluviatilis* (L., 1758) и 39 экз. щуки *Esox lucius* (L., 1758).

Рыбу отлавливали на удочку, неводом, ставными сетями и донным тралом; замораживали (-14°C) и хранили до определения содержания Hg в мышцах. Перед анализом измеряли длину и массу тела рыбы, отбирали образцы мышц из средней дорзальной части тела между боковой линией и спинным плавником. Все исследования на животных проводили в соответствии с этическими стандартами, изложенными в Хельсинской декларации 1964 г. и более поздних ее редакциях.

Содержание ртути в мышцах (мг/кг сырой массы) определяли в двух–трех повторностях атомно-абсорбционным методом на ртутном анализаторе РА-915+ с приставкой ПИРО (Люм-экс) без предварительной подготовки проб. Точность аналитических методов измерения контролировали после каждых 30 измерений (относительная разность в процентах <20%) с помощью сертифицированного биологического материала DORM-2 и DOLM-2 (Институт химии окружающей среды, Оттава, Канада). Пределы обнаружения на приборе Hg в биологических образцах – 0.0005–2.0000 мг/кг. Различия данных между повторностями в среднем составили 8.3% (в пределах 0.2–11.6%).



**Рис. 1.** Карта-схема исследованных водоемов Ярославской области и прилегающих территорий: 1 – Рыбинское водохранилище, 2 – Угличское водохранилище, 3 – оз. Вашутинское, 4 – оз. Чистое, 5 – оз. Плещеево, 6 – оз. Неро; Вологодская обл. (группа озер Дарвинского биосферного заповедника): 7 – оз. Хотавец, 8 – оз. Изможевское, 9 – оз. Дубровское, 10 – оз. Утешково, 11 – оз. Мотыкино, 12 – оз. Змеиноое.

**Fig. 1.** Outline map of the studied reservoirs of the Yaroslavl region and adjacent territories: 1 - Rybinsk Reservoir, 2 - Uglich Reservoir, 3 – Lake Vashutinskoe, 4 – Llake Chistoye, 5 – Lake Pleshcheyevo, 6 – Llake Nero; Vologda Region (a group of lakes in the Darwin Biosphere Reserve): 7 – Lake Hotavets, 8 – Lake Izmozhevskoye, 9 – Lake Dubrovskoe, 10 – Lake Uteshkovo, 11 – Lake Motykin, 12 – Lake Zmeinoye.

В РФ регулирование поступления Hg в организм человека с пищей предполагает ограничение потребления рыбы с концентрацией металла выше нормативных значений. Более эффективным может быть дифференциальный подход к оценке безопасности рыбы и морепродуктов в рационе населения. В его основе лежит расчет допустимой безопасной дозы Hg, учитывающий минимальный негативный эффект на здоровье при поступлении определенного количества соединений металла в организм человека, или определение максимально допустимого количества Hg в рыбе при заданном уровне потребления (порции в неделю). Соответствующие рекомендации разработаны ВОЗ /ФАО [COT, 2003], Европейским департаментом безопасности пищевых продуктов [EFSA, 2012] и Агентством по охране

окружающей среды США [US EPA, 2000]. Формулы для расчета допустимого потребления рыбы населением разных возрастных групп, а также максимально допустимого количества в ней Hg при определенном уровне потребления приведены в статье Е.С. Ивановой с соавторами [Ivanova et al., 2022].

Данные о концентрациях Hg представлены в виде средних значений и их ошибок ( $\bar{x} \pm m\bar{x}$ ) с указанием min–max. Поскольку распределение данных отличалось от нормального (критерий Шапиро–Уилка), для выявления корреляционных связей между исследуемыми показателями использован непараметрический критерий Спирмена, для оценки значимости различий между выборками – медианный Краскела–Уоллиса (различия достоверны при  $p < 0.05$ ) [Sokal, Rohlf, 1995].

## РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Содержание Hg в мышцах рыб Ярославской области варьирует в пределах от 0.004–0.010 мг/кг (плотва, ряпушка, густера, окунь) до 1.92 мг/кг (щука), при этом максимальные индивидуальные концентрации Hg в мышцах, превышающие принятые в РФ нормативные

значения, достигают у плотвы 0.36, судака – 0.74, окуня – 1.44, щуки – 1.92 мг/кг. Минимальные средние значения отмечены в мышцах ряпушки и густеры (0.03 мг/кг), максимальные – у окуня и щуки (0.31 и 0.41) (табл. 1). Между видами с разной трофической

специализацией (мирные или хищные) отмечены значимые различия в концентрациях металла в мышцах: 0.08 мг/кг (315 экз.) и 0.30 (664 экз.), соответственно.

Наибольшее число достоверных положительных корреляционных связей между содержанием Hg в мышцах и массой тела отме-

чено у рыб из водохранилищ: плотвы, налима, судака, окуня и щуки (табл. 2). В средних озерах – плотвы и окуня, но у плотвы она отрицательная, а у окуня менее выражена, чем у рыб, отловленных в водохранилищах. У плотвы и окуня из малых озер связь между показателями не выявлена.

**Таблица 1.** Содержание ртути в мышцах разных видов рыб (мг/кг сырой массы) Ярославской области

**Table 1.** The content of mercury in the muscles of different fish species (mg/kg wet weight) of the Yaroslavl region

Группы водоемов Groups of water bodies	Трофическая специализация вида Trophic specialization of the species	N п/п	Вид Species	n	Масса, г Weight, g	Hg мг/кг сырой массы Hg mg/kg wet weight	H* H*
По всем водоемам All water bodies	Мирные Non-predatory	1	Уклея Bleak	10	<u>41.5±0.7</u> 38.1–44.8	<u>0.11±0.01</u> 0.06–0.13	a
		2	Плотва Roach	70	<u>91.1±12.3</u> 11.3–450.0	<u>0.07±0.01</u> 0.01–0.36	a
		3	Ряпушка Vendace	12	<u>73.0±5.5</u> 47.4–102.0	<u>0.03±0.003</u> 0.01–0.05	a
		4	Густера Silver bream	9	<u>82.1±15.6</u> 54.6–196.0	<u>0.03±0.006</u> 0.004–0.06	a
		5	Лещ Bream	213	<u>579.7±12.2</u> 142.0–1145.0	<u>0.09±0.003</u> 0.02–0.27	a
	Хищные Predatory	6	Налим Burbot	10	<u>948.2±191.8</u> 203.0–2262.0	<u>0.14±0.02</u> 0.02–0.21	a
		7	Судак Pikeperch	62	<u>702.1±151.1</u> 66.6–7500.0	<u>0.12±0.01</u> 0.05–0.74	a
		8	Окунь Perch	554	<u>131.9±8.6</u> 3.0–1543.0	<u>0.31±0.01</u> 0.01–1.44	b
		9	Щука Pike	39	<u>3270.5±404.3</u> 186.0–9950.0	<u>0.41±0.06</u> 0.06–1.92	b
	По всем видам All species			979	<u>392.6±27.8</u> 3.0–9950.0	<u>0.23±0.01</u> 0.004–1.92	
Водохранилища Reservoirs	Мирные Non-predatory	1	Плотва Roach	31	<u>100.8±25.3</u> 11.3–450.0	<u>0.09±0.02</u> 0.02–0.36	a
		2	Лещ Bream	205	<u>573.8±12.2</u> 142.0–1145.0	<u>0.09±0.003</u> 0.03–0.27	a
	Хищные Predatory	3	Налим Burbot	10	<u>948.2±191.8</u> 203.0–2262.0	<u>0.14±0.2</u> 0.02–0.21	abc
		4	Судак Pikeperch	62	<u>702.1±151.1</u> 66.6–7500.0	<u>0.12±0.0</u> 0.05–0.74	b
		5	Окунь Perch	212	<u>212.6±19.3</u> 3.0–1543.0	<u>0.21±0.01</u> 0.01–0.82	b
		6	Щука Pike	39	<u>3270.4±404.3</u> 186.0–9950.0	<u>0.41±0.06</u> 0.06–1.9	c
	По всем видам All species			559	<u>619.1±46.6</u> 3.0–9950	<u>0.16±0.01</u> 0.01–1.92	
Средние озера Medium-sized lakes	Мирные Non-predatory	1	Уклея Bleak	10	<u>41.5±0.7</u> 38.1–44.8	<u>0.11±0.01</u> 0.06–0.13	c
		2	Плотва Roach	24	<u>199.8±51.1</u> 56.8–1237.0	<u>0.03±0.003</u> 0.01–0.07	a
		3	Ряпушка Vendace	12	<u>73.0±5.5</u> 47.4–102.0	<u>0.03±0.003</u> 0.01–0.05	a
		4	Лещ Bream	8	<u>732.3±63.3</u> 541.0–1137.0	<u>0.03±0.003</u> 0.02–0.004	a
	Хищные Predatory	5	Окунь Perch	107	<u>127.1±16.3</u> 15.1–1011.0	<u>0.06±0.01</u> 0.01–0.40	b
	По всем видам All species			161	<u>158.9±17.3</u> 15.1–1237.0	<u>0.06±0.004</u> 0.01–0.40	



Группы водоемов Groups of water bodies	Трофическая специализация вида Trophic specialization of the species	N п/п	Вид Species	n	Масса, г Weight, g	Hg мг/кг сырой массы Hg mg/kg wet weight	H* H*
Малые озера Small lakes	Мирные Non-predatory	1	Плотва Roach	19	<u>47.2±6.1</u> 22.7–100.8	<u>0.07±0.004</u> 0.04–0.10	a
		2	Густера Silver bream	9	<u>82.1±15.6</u> 54.6–195.9	<u>0.03±0.01</u> 0.004–0.06	a
	Хищные Predatory	3	Окунь Perch	235	<u>91.3±2.8</u> 5.8–339.0	<u>0.51±0.20</u> 0.02–1.44	b
				263	<u>61.0±2.6</u> 5.8–339.0	<u>0.47±0.02</u> 0.004–1.44	
	По всем видам All types						

**Примечание.** n – объем выборки; m – масса (над чертой – средние значения и их ошибки ( $x \pm m_x$ ), под чертой – min и max значения). H\* – достоверность различий между выборками рыб по H-критерию Крускала-Уоллиса при  $p \leq 0.05$ : разные буквы (a, b и c) означают достоверные различия концентраций Hg в выборках (во всех водоемах и в пределах отдельных групп водоемов), начиная с минимальных значений (a) и заканчивая максимальными (c).

**Note.** n – is the sample size; m – weight (is above the line – average values and their standard errors ( $x \pm m_x$ ), is below the line – min and max values). H\* – significance of differences between fish samples according to the Kruskal-Wallis H-test at  $p \leq 0.05$ : different letters (a, b, and c) mean significant differences in Hg concentrations in the samples (in all water bodies and within individual groups of water bodies), starting from the minimum values (a) and ending with the maximum values (c).

**Таблица 2.** Корреляционная связь между содержанием Hg в мышцах и массой тела рыб

**Table 2.** Correlations between Hg content in muscles and body weight of fish

Вид Species	Все водоемы All water bodies		Водохранилища Reservoirs		Средние озера Medium-sized lakes		Малые озера Small lakes	
	n	$r_s$	n	$r_s$	n	$r_s$	n	$r_s$
Уклея Bleak	10	-0.23	–	–	10	-0.23	–	–
Плотва Roach	70	0.22	<b>31</b>	<b>0.57</b>	<b>24</b>	<b>-0.51</b>	19	0.17
Ряпушка Vendace	12	0.21	–	–	12	0.21	–	–
Густера Silver bream	9	0.36	–	–	–	–	9	0.36
Лещ Bream	213	-0.09	205	-0.04	8	0.30	–	–
Налим Burbot	<b>10</b>	<b>0.70</b>	<b>10</b>	<b>0.70</b>	–	–	–	–
Судак Pikeperch	<b>62</b>	<b>0.38</b>	<b>62</b>	<b>0.38</b>	–	–	–	–
Окунь Perch	554	0.10	<b>212</b>	<b>0.76</b>	<b>107</b>	<b>0.27</b>	235	-0.1
Щука Pike	39	0.61	<b>39</b>	<b>0.58</b>	–	–	–	–

**Примечание.** Жирным шрифтом выделены статистически значимые корреляции (коэффициент ранговой корреляции Спирмена при  $p \leq 0.05$ ), “–” – здесь и далее данные отсутствуют.

**Note.** Statistically significant correlations are marked in bold (Spearman's rank correlation coefficient at  $p \leq 0.05$ ), “–” – here and below no data.

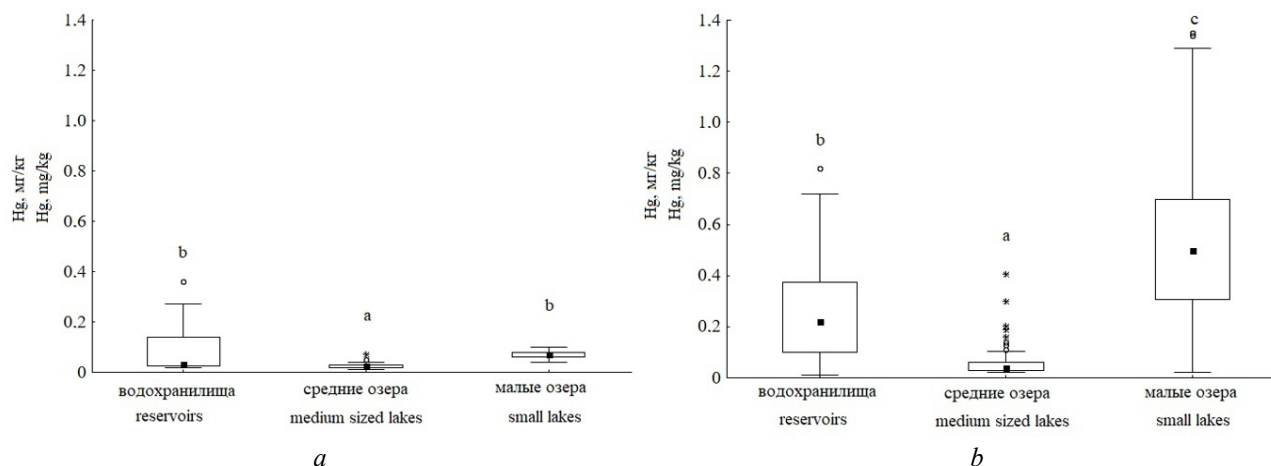
В выборках всех трех групп водоемов присутствовали два вида рыб – плотва и окунь. Поэтому только для них было возможно сравнение концентраций Hg в мышцах, зависящее от специфических условий водоемов обитания (рис. 2). Самые низкие концентрации Hg отмечены у рыб из средних озер: у плотвы (0.03 мг/кг) и окуня (0.06). Выше – из водохра-

нилищ: 0.09 и 0.21, соответственно. Самые высокие – у окуня из малых озер (0.51). Однако в группе малых озер среднее содержание металла в мышцах окуня из acidных водоемов заповедника (Змеиное, Мотыкино, Темное, Дорожив и Утешково) – 0.62 мг/кг, нейтральных (Измажеевское и Хотавец) – 0.11; нейтральных, не расположенных на территории заповедника, – 0.05

(во всех возможных сравниваемых парах различия статистически значимы). В мышцах окуня и плотвы из нейтрального оз. Хотавец концентрации Hg достоверно не различались, в то время как в группах водохранилищ и крупных озер у хищного окуня Hg было значимо выше, чем у мирной плотвы.

Среди исследованных рыб (979 экз.) доля особей с концентрацией Hg в мышцах выше

принятых в РФ санитарно-гигиенических нормативов составила:  $>0.30$  мг/кг – 26%,  $>0.60$  мг/кг – 11% (табл. 3). Самая высокая доля рыб с концентрациями, превышающими нормативы, отмечена в выборках из малых озер; существенно ниже (в 3–10 раз) – в выборках из водохранилищ; самая низкая – средних озер (табл. 3).



**Рис. 2.** Содержание ртути в мышцах плотвы (а) и окуня (б), отловленных в водоемах Ярославской области и прилегающих территорий соседних областей. Разные буквы (а, б и с) означают достоверные различия концентраций Hg в выборках рыб, начиная с минимальных значений (а) и заканчивая максимальными (с в нашем случае) по H-критерию Крускала-Уоллеса при  $p \leq 0.05$ .

**Fig. 2.** The content of mercury in the muscles of roach (a) and perch (b) caught in water bodies of the Yaroslavl region and adjacent parts of neighboring regions. Different letters (a, b, and c) indicate significant differences in Hg concentrations in fish samples, starting from the minimum values (a) and ending with the maximum values (c in our case) according to the Kruskal-Wallis H-test at  $p \leq 0.05$ .

**Таблица 3.** Соответствие содержания Hg в мышцах рыб из разных групп водоемов санитарно-гигиеническим нормативам РФ

**Table 3.** Compliance of the Hg content in the muscles of fish from different groups of water bodies with the sanitary and hygienic standards of the Russian Federation

Группы водоемов Groups of water bodies	n	Количество рыб с содержанием Hg в мышцах $\leq 0.29$ мг/кг Number of fish with Hg in muscles $\leq 0.29$ mg/kg		Количество рыб с содержанием Hg в мышцах 0.30–0.59 мг/кг Number of fish with Hg in muscles 0.30–0.59 mg/kg		Количество рыб с содержанием Hg в мышцах $\geq 0.60$ мг/кг Number of fish with Hg in muscles $\geq 0.60$ mg/kg	
		экз.	%	экз.	%	экз.	%
По всем водоемам All water bodies	979	729	74	143	15	107	11
Водохранилища Reservoirs	559	488	87	56	10	15	3
Средние озера Medium-sized lakes	157	155	99	2	1		
Малые озера Small lakes	263	86	33	85	32	92	35

В группе мирных видов (315 экз.) концентрация Hg  $>0.30$  мг/кг зарегистрирована только у одной плотвы из Рыбинского водохранилища. В группе хищных (664 экз.) доля рыб с концентрацией Hg  $>0.30$  мг/кг составила 37%,  $>0.60$  мг/кг – 16%, по группам водоемов

снижаясь от малых озер, к водохранилищам и средним озерам (табл. 4). Самый высокий процент особей, содержание металла в мышцах которых превышает допустимые величины, приходится на щуку и окуня (табл. 5).

**Таблица 4.** Доля мирных и хищных видов рыб по группам водоемов и по категориям санитарно-гигиенических нормативов РФ**Table 4.** The proportion of non-predatory and predatory fish species by groups of water bodies and by categories of sanitary and hygienic standards of the Russian Federation

Трофический статус Trophic status	Группы водоемов Groups of water bodies	n	Количество рыб с содержанием Hg в мышцах $\leq 0.29$ мг/кг Number of fish with Hg in muscles $\leq 0.29$ mg/kg		Количество рыб с содержанием Hg в мышцах 0.30–0.59 мг/кг Number of fish with Hg in muscles 0.30–0.59 mg/kg		Количество рыб с содержанием Hg в мышцах $\geq 0.60$ мг/кг Number of fish with Hg in muscles $\geq 0.60$ mg/kg	
			экз.	%	экз.	%	экз.	%
Мирные виды Non-predatory species	Водохранилища Reservoirs	236	235	99.6	1	0.4	–	–
	Средние озера Medium-sized lakes	51	51	100	–	–	–	–
	Малые озера Small lakes	28	28	100	–	–	–	–
	По всем водоемам All water bodies	315	314	99.7	1	0.3	–	–
Хищные виды Predatory species	Водохранилища Reservoirs	323	253	78	55	17	15	5
	Средние озера Medium-sized lakes	106	104	98	2	2	–	–
	Малые озера Small lakes	235	58	25	85	36	92	39
	По всем водоемам All water bodies	664	416	63	142	21	107	16

**Таблица 5.** Доля разных видов рыб по группам водоемов и по категориям санитарно-гигиенических нормативов РФ**Table 5.** Proportion of different fish species by groups of water bodies and by categories of sanitary and hygienic standards of the Russian Federation

Группы водоемов Groups of water bodies	Вид Species	n	Количество рыб с содержанием Hg в мышцах $\leq 0.29$ мг/кг Number of fish with Hg in muscles $\leq 0.29$ mg/kg		Количество рыб с содержанием Hg в мышцах 0.30–0.59 мг/кг Number of fish with Hg in muscles 0.30–0.59 mg/kg		Количество рыб с содержанием Hg в мышцах $\geq 0.60$ мг/кг Number of fish with Hg in muscles $\geq 0.60$ mg/kg	
			экз.	%	экз.	%	экз.	%
По всем водоемам All water bodies	Уклея Bleak	10	10	100	–	–	–	–
	Ряпушка Vendace	12	12	100	–	–	–	–
	Густера Silver bream	9	9	100	–	–	–	–
	Лещ Bream	213	213	100	–	–	–	–
	Налим Burbot	10	10	100	–	–	–	–
	Плотва Roach	70	69	99	1	1	–	–
	Судак Pikeperch	62	61	98	–	–	1	2
	Окунь Perch	554	325	59	132	24	97	17
	Щука Pike	39	20	51	10	26	9	23
	Всего / All	979	729	74	143	15	107	11

Группы водоемов Groups of water bodies	Вид Species	n	Количество рыб с содержанием Hg в мышцах $\leq 0.29$ мг/кг Number of fish with Hg in muscles $\leq 0.29$ mg/kg		Количество рыб с содержанием Hg в мышцах 0.30–0.59 мг/кг Number of fish with Hg in muscles 0.30–0.59 mg/kg		Количество рыб с содержанием Hg в мышцах $\geq 0.60$ мг/кг Number of fish with Hg in muscles $\geq 0.60$ mg/kg	
			экз.	%	экз.	%	экз.	%
Водохранилища Reservoirs	Лещ Bream	205	205	100	–	–	–	–
	Налим burbot	10	10	100	–	–	–	–
	Плотва Roach	31	30	97	1	3	–	–
	Судак Pikeperch	62	61	98	–	–	1	2
	Окунь Perch	212	162	77	45	21	5	2
	Щука Pike	39	20	51	10	26	9	23
	Всего / All	559	488	87	56	10	15	3
Средние озера Medium-sized lakes	Уклея Bleak	10	10	100	–	–	–	–
	Плотва Roach	20	20	100	–	–	–	–
	Ряпушка Vendace	12	12	100	–	–	–	–
	Лещ Bream	8	8	100	–	–	–	–
	Окунь Perch	107	105	98	2	2	–	–
	Всего / All	157	155	99	2	1	–	–
Малые озера Small lakes	Плотва Roach	19	19	100	–	–	–	–
	Густера Silver bream	9	9	100	–	–	–	–
	Окунь Perch	235	58	25	85	36	92	39
	Всего / All	263	86	33	85	32	92	35

Таким образом, ограничения в потреблении рыбы населением Ярославской области касаются в первую очередь окуней из водохранилищ и малых acidных озер, а также щук и в редких случаях судаков из водохранилищ.

С учетом рекомендаций US EPA безопасное недельное употребление разных видов рыб из водоемов Ярославской области составляет: 27–373 г/нед ( $<1$ –5 порц./нед) для детей 2–5 лет; 44–607 г/нед ( $<1$ –7 порц./нед) – 6–10 лет и 96–1633 г/нед (1–11 порц./нед) для взрослого населения; ФАО/ВОЗ – 60–853 г/нед (1–12 порц./нед); 101–1387 г/нед (1–15 порц./нед) и 273–3733 г/нед (1–25 порц./нед), соответственно (табл. 6).

Безопасное количество Hg в рыбе для разных возрастных групп населения и при известном уровне потребления приведены в табл. 7. Верхние и нижние границы интервалов допустимых концентраций Hg при задан-

ных условиях рассчитаны на основании данных Агентства по охране окружающей среды США по оценке химического загрязнения рыбной продукции [US EPA, 2000].

Доля рыб из разных групп водоемов, рекомендованная к употреблению в объемах 1–3 порц./нед или исключенная из пищевого рациона населения Ярославской области в возрасте 2–5, 6–10 лет и старше приведена в табл. 8.

В среднем по всем группам водоемов и исследованным видам рыб из употребления рекомендуется исключить 36% рыб – детям в возрасте 2–5 лет, 32% – 6–10 лет и 24% – взрослому населению (рис. 3а).

В водохранилищах и средних озерах процент, рекомендованных к исключению из рациона населения рыб ниже (для средних озер – существенно ниже), в малых – 2–3 раза выше, в основном за счет рыбы из acidных

водоемов Дарвинского заповедника. Таким образом, доля рыб из категории “исключить из потребления”, рассчитанная согласно рекомендациям ВОЗ/ФАО, Европейского департамента безопасности пищевых продуктов и Агентства по охране окружающей среды США, выше доли рыб, не рекомендованной к употреблению санитарно-гигиеническими нормативами РФ.

По отдельным видам для указанных возрастных категорий исключить из употребления

из хищных видов рыб: 16, 13 и 3% исследованных экземпляров судака; 55, 50 и 39% окуня и 72, 69 и 41% щуки (рис. 3b). Мирных: 10, 6 и 1% плотвы и 3, 1 и 0% леща. Выборки уклей, ряпушки, густеры и налима малочисленны. Однако максимальные индивидуальные значения концентраций Hg в мышцах уклей, ряпушки и густеры ниже 0.17 мг/кг (у ряпушки и густеры существенно ниже), налива – 0.21 мг Hg/кг.

**Таблица 6.** Допустимое безопасное количество рыбы (г/нед) и порций (шт.) ее употребления населением Ярославской области в соответствии с рекомендациями Агентства по охране окружающей среды США и ВОЗ/ФАО

**Table 6.** Permissible safe amount (g/week) and portions (pieces) of fish consumption by the population of the Yaroslavl region in accordance with the recommendations of the US Environmental Protection Agency and WHO/FAO

Группы водоемов Groups reservoirs	Вид Species	n	Hg мг/кг сырой массы Hg mg/kg wet weight	Агентство по охране окружающей среды США US Environmental Protection Agency			ВОЗ/ ФАО WHO/FAO		
				2–5 лет 2–5 years	6–10 лет 6–10 years	Взрослые Adults	2–5 лет 2–5 years	6–10 лет 6–10 years	Взрослые Adults
По всем водоемам All water bodies	Уклея Bleak	10	0.11	102 (1)	165 (2)	445 (3)	233 (3)	378 (4)	1018 (7)
	Плотва Roach	70	0.07	160 (2)	260 (3) (3)	700 (5)	366 (5)	594 (7)	1600 (11)
	Ряпушка Vendace	12	0.03	373 (5)	607 (7)	1633 (11)	853 (12)	1387 (15)	3733 (25)
	Густера Silver bream	9	0.03	373 (5)	607 (7)	1633 (11)	853 (12)	1387 (15)	3733 (25)
	Лещ Bream	213	0.09	124 (2)	202 (2)	544 (4)	284 (4)	462 (5)	1244 (8)
	Налим Burbot	10	0.14	80 (1)	130 (1)	350 (2)	183 (3)	297 (3)	800 (5)
	Судак Pikeperch	62	0.12	93 (1)	152 (2)	408 (3)	213 (3)	347 (4)	933 (6)
	Окунь Perch	554	0.31	36 (1)	59 (1)	158 (1)	83 (1)	134 (1)	361 (2)
	Щука Pike	39	0.41	27 (<1)	44 (<1)	120 (1)	62 (1)	101 (1)	273 (2)
	По всем видам All species	979	0.23	49 (1)	79 (1)	213 (1)	111 (2)	181 (2)	487 (3)
Водохранилища Reservoirs	Плотва Roach	31	0.09	124 (2)	202 (2)	544 (4)	284 (4)	462 (5)	1244 (8)
	Лещ Bream	205	0.09	124 (2)	202 (2)	544 (4)	284 (4)	462 (5)	1244 (8)
	Налим Burbot	10	0.14	80 (1)	130 (1)	350 (2)	183 (3)	297 (3)	800 (5)
	Судак Pikeperch	62	0.12	93 (1)	152 (2)	408 (3)	213 (3)	347 (4)	933 (6)
	Окунь Perch	212	0.21	53 (1)	87 (1)	233 (2)	122 (2)	198 (2)	533 (4)
	Щука Pike	39	0.41	27 (<1)	44 (<1)	120 (1)	62 (1)	101 (1)	273 (2)
	По всем видам All species	559	0.16	70 (1)	114 (1)	306 (2)	160 (2)	260 (3)	700 (5)

Группы водоемов Groups reservoirs	Вид Species	n	Hg мг/кг сырой массы Hg mg/kg wet weight	Агентство по охране окружающей среды США US Environmental Protection Agency			ВОЗ/ ФАО WHO/FAO		
				2–5 лет 2–5 years	6–10 лет 6–10 years	Взрослые Adults	2–5 лет 2–5 years	6–10 лет 6–10 years	Взрослые Adults
Средние озера Medium-sized lakes	Уклея Bleak	10	0.11	102 (1)	165 (2)	445 (3)	233 (3)	378 (4)	1018 (7)
	Плотва Roach	20	0.03	373 (5)	607 (7)	1633 (11)	853 (12)	1387 (15)	3733 (25)
	Ряпушка Vendace	12	0.03	373 (5)	607 (7)	1633 (11)	853 (12)	1387 (15)	3733 (25)
	Лещ Bream	8	0.03	373 (5)	607 (7)	1633 (11)	853 (12)	1387 (15)	373 (25)
	Окунь Perch	107	0.06	187 (3)	303 (3)	817 (5)	427 (6)	693 (8)	1867 (12)
	По всем видам All species	157	0.06	187 (3)	303 (3)	817 (5)	427 (6)	693 (8)	1867 (12)
Малые озера Small lakes	Плотва Roach	19	0.07	160 (2)	260 (3)	700 (5)	366 (5)	594 (7)	1600 (11)
	Густера Silver ream	9	0.03	373 (5)	607 (7)	1633 (11)	853 (12)	1387 (15)	3733 (25)
	Окунь Perch	235	0.51	22 (<1)	36 (<1)	96 (1)	50 (1)	82 (1)	220 (1)
	По всем видам All species	263	0.47	24 (<1)	39 (<1)	104 (1)	54 (1)	89 (1)	238 (2)

**Примечание.** 2–5 лет, m ≈ 16 кг, порция = 70 г (СанПин 2.4.1.3049-13); 6-10 лет, m ≈ 26 кг, порция = 90 г (СанПин 2.4.5.2409-08); взрослый, m ≈ 70 кг, порция = 150 г.

**Note.** 2–5 years, m ≈ 16 kg, serving = 70 g (SanPin 2.4.1.3049-13); 6-10 years, m ≈ 26 kg, serving = 90 g (SanPin 2.4.5.2409-08); adult, m ≈ 70 kg, serving = 150 g.

**Таблица 7.** Максимально допустимое содержание Hg в рыбе при заданных объемах (г/нед или порц./нед) потребления рыбной продукции населением разных возрастных групп [Ivanova et al., 2022]

**Table 7.** The maximum allowable Hg content in fish at given volumes (g/week or portions/week) of consumption of fish products by the population of different age groups [Ivanova et al., 2022]

Рекомендации по употреблению рыбной продукции Recommendations for the use of fish products	Концентрация Hg в рыбе Hg concentration in fish		
	Дети 2–5 лет Children 2–5 years	Дети 6–10 лет Children 6–10 years	Взрослые Adults
можно употреблять до 3 порций в неделю allowed to consume up to 3 servings per week	≤0.06	≤0.07	≤0.11
можно употреблять до 2 порций в неделю allowed to consume up to 2 servings per week	≤0.08	≤0.10	≤0.16
можно употреблять не более 1 порции в неделю allowed to consume up to 1 serving per week	≤0.17	≤0.21	≤0.33
исключить из употребления exclude from diet	>0.17	>0.21	>0.33

По группам водоемов самый низкий процент рыб, не рекомендованных к употреблению, отмечен для средних озер Неро и Плещеево: 4, 2 и 1% (для трех возрастных групп). Выше –

для Рыбинского и Угличского водохранилищ: 28, 22 и 11%. Самый высокий – для малых озер (преимущественно Дарвинского заповедника): 75, 72 и 65%.

**Таблица 8.** Процент исследованной рыбы с различными рекомендованными безопасными порциями в неделю  
**Table 8.** Percentage of fish examined with different recommended safe servings per week

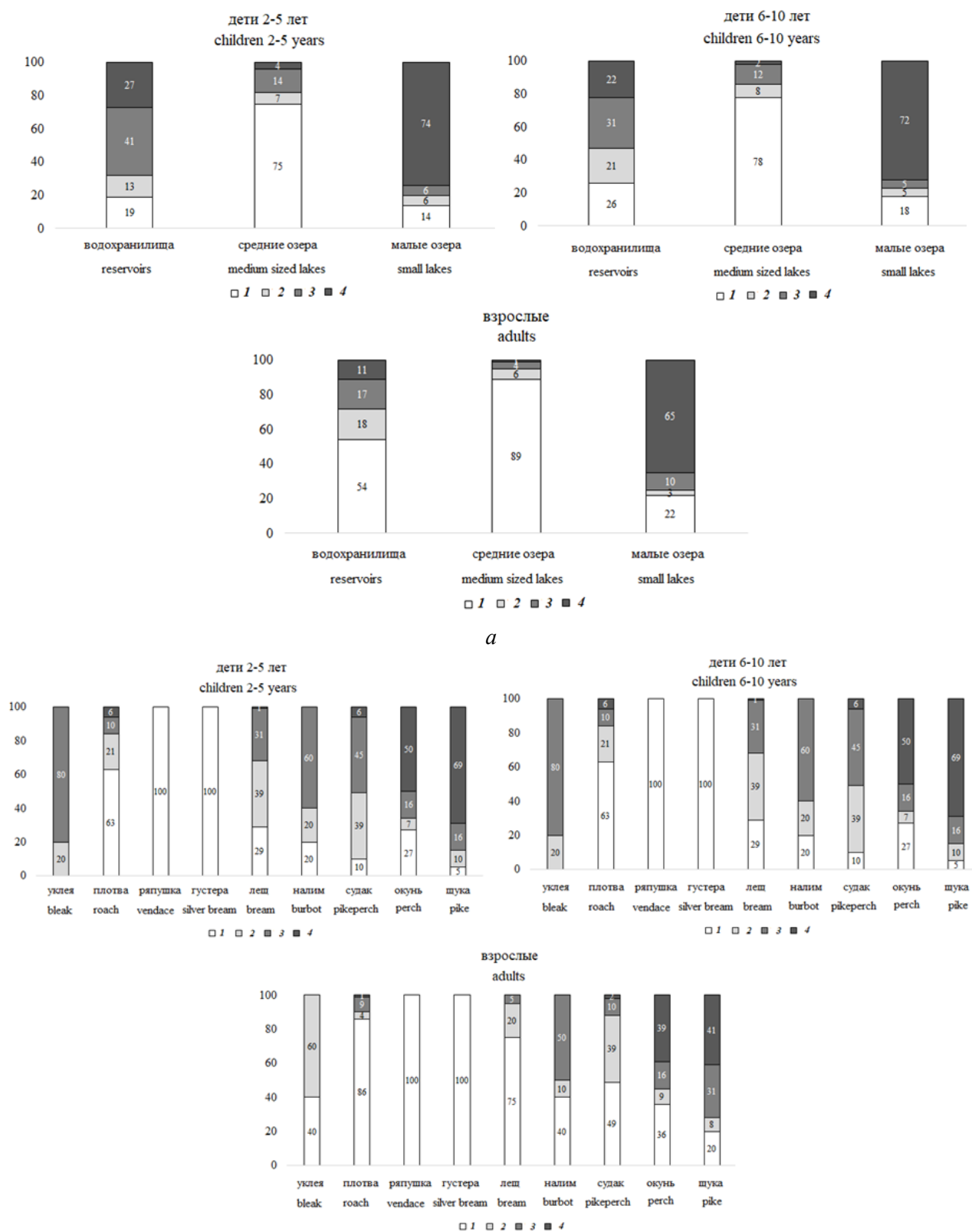
Группы водоемов Groups of water bodies	Рекомендации по употреблению рыбы Recommendations for eating fish	Возрастные группы Age groups		
		2–5 лет 2–5 years	6–10 лет 6–10 years	взрослые adults
По всем водоемам All water bodies	Можно употреблять до 3 порций в неделю Allowed to consume up to 3 servings per week	27	32	51
	Можно употреблять до 2 порций в неделю Allowed to consume up to 2 servings per week	37	47	63
	Можно употреблять не более 1 порции в неделю Allowed to consume up to 1 serving per week	64	68	76
	Исключить из употребления Exclude from diet	36	32	24
Водохранилища Reservoirs	Можно употреблять до 3 порций в неделю Allowed to consume up to 3 servings per week	19	26	54
	Можно употреблять до 2 порций в неделю Allowed to consume up to 2 servings per week	32	47	71
	Можно употреблять не более 1 порции в неделю Allowed to consume up to 1 servings per week	72	78	89
	Исключить из употребления Exclude from diet	28	22	11
Средние озера Medium-sized lakes	Можно употреблять до 3 порций в неделю Allowed to consume up to 3 servings per week	75	77	89
	Можно употреблять до 2 порций в неделю Allowed to consume up to 2 servings per week	82	85	95
	Можно употреблять не более 1 порции в неделю Allowed to consume up to 1 servings per week	96	98	99
	Исключить из употребления Exclude from diet	4	2	1
Малые озера Small lakes	Можно употреблять до 3 порций в неделю Allowed to consume up to 3 servings per week	14	18	22
	Можно употреблять до 2 порций в неделю Allowed to consume up to 2 servings per week	20	22	25
	Можно употреблять не более 1 порции в неделю Allowed to consume up to 1 servings per week	26	28	35
	Исключить из употребления Exclude from diet	75	72	65

## ОБСУЖДЕНИЕ

Потребление рыбы и рыбной продукции населением Ярославской области на протяжении последних 10 лет не меняется и составляет около 22.0 кг на потребителя в год [РОССТАТ, 2021 (ROSSTAT, 2021)]. Это количество сопоставимо со среднестатистическими данными по Северной Америке (22.4 кг на потребителя в год) и Австралии (25.9); выше, чем в Центральной Европе (до 17.0), Латинской Америке (10.5) и Африке (9.9) и ниже, чем в островных государствах Мальдивы (142.3), Сейшелы (58.3) и Япония (45.3) [FAO, 2017]. Указанные цифры приводятся в пересчете на рыбную продукцию и включают рыбу и морепродукты живые и замороженные, соленые, копченые и сушеные, рыбные консервы, полуфабрикаты и готовые изделия. В рационе населения области рыба из местных водоемов играет существенную роль. В первую очередь это касается ры-

баков – любителей и членов их семей, а также многодетных, молодых и неполных семей, имеющих детей в возрасте до 16 лет, с невысоким уровнем доходов.

Средние концентрации ртути в мышцах рыб из водоемов Ярославской области (0.03–0.41 мг/кг сырой массы) сопоставимы с заявленными Европейским агентством по безопасности продуктов питания (плотва – 0.12; лещ – 0.23; окунь – 0.17; щука – 0.39) [EFSA, 2012] и данными по рыбе из пресноводных водоемов разных регионов мира [Гремячих и др. 2013 (Gremyachix et al., 2013); Комов и др. 2014 (Kmov et al., 2014); Немова и др. 2014 (Nemova et al., 2014); Горбунов и др., 2018 (Gorbunov et al., 2018); Yi and Zhang, 2012; Pal, Ghosh, 2013; Kalkan et al., 2015; Li et al., 2015; Arantes et al., 2016; Siraj et al., 2016; Milanov et al., 2016; Nikolić et al., 2021].



**Рис. 3.** Процент рыб с разным рекомендуемым безопасным количеством порций в неделю: *а* – по группам водоемов; *б* – по видам рыб (1 – можно употреблять <3 порций в неделю; 2 – можно употреблять <2 порций в неделю; 3 – нельзя употреблять >1 порции в неделю; 4 – исключить).

**Fig. 3.** Percentage of fish with different recommended allowance per week: *a* – by groups of water bodies; *b* – by fish species (1 – allowed up to 3 servings per week; 2 – allowed up to 2 servings per week; 3 – allowed no more than 1 serving per week; 4 – exclude from diet).



Количество Hg в исследованных рыбах Ярославской области зависит от их трофической специализации, возраста и размеров. Более высокие средние концентрации ртути в мышцах имеют хищные виды, по сравнению с мирными: 0.12–0.41 и 0.03–0.11 мг/кг сырой массы, соответственно. Долгоживущие по сравнению с короткоживущими: 0.31 – окунь, продолжительность жизни которого может достигать 23 лет, и 0.11 – уклейка с жизненным циклом 5–6 лет. Крупные особи по сравнению с мелкими того же вида: коэффициент корреляции ( $r_s$ ) содержания Hg в мышцах окуня Рыбинского водохранилища с массой рыб – 0.76 при  $p < 0.05$ . Эти закономерности отмечались и ранее в работах отечественных и зарубежных авторов [Степанова, Комов, 1997 (Stepanova, Komov, 1997); Комов и др., 2014 (Komov et al., 2014); Sonesten, 2003; Kruzikova et al., 2013; Luczynska et al., 2017; Soltani et al., 2021].

Среди исследованных видов рыб к мирным, питающимся зоопланктоном, зообентосом, перифитомом и водной растительностью, относятся уклейка, плотва, ряпушка, густера и лещ; хищным (ихтиофагам) – налим, судак, окунь и щука. Хищные рыбы, занимающие самое высокое положение в трофической сети водоемов, более крупные и долгоживущие могут накапливать Hg в концентрациях, представляющих угрозу для здоровья использующего их в пищу человека.

Действующие в РФ предельно допустимые концентрации тяжелых металлов в пищевых продуктах и продовольственном сырье были разработаны на основании анализа современных законодательных актов по гигиеническому нормированию, международных рекомендаций ФАО/ВОЗ, нормативов, принятых в отдельных странах. При этом были учтены данные о естественном содержании элементов в пищевых продуктах и результаты токсикологических и гигиенических исследований чужеродных веществ, проведенных в научно-исследовательских учреждениях страны, материалы по токсикологии и гигиеническому нормированию химических элементов в различных объектах природной среды. Допустимое (не более) количество Hg в живой, охлажденной и мороженой пресноводной мирной рыбе – 0.3 мг/кг сырой массы, пресноводной хищной – 0.6, морской рыбе – 0.5; тунце, меч-рыбе и белуге – 1.0; рыбных консервах и пресервах – 0.3, в икре и молоках рыб и продуктах из них – 0.2, печени рыб и продуктах из нее – 0.5 [СанПиН 2.3.2. 1078-01 (SanPiN 2.3.2. 1078-01)].

Зарубежные нормативы по содержанию Hg в рыбной продукции и рекомендованным объемам ее использования в рационе питания населения варьируют в незначительных пределах. Агентство по охране окружающей среды США (US EPA) в июне 2020 г. (обновленный документ 2001 г.) рекомендовало исключить из ежедневного питания любую рыбу с концентрацией Hg в мышцах  $>0.3$  мг/кг (порция продукта – 175 г/день<sup>1</sup>). На тот же период максимальные уровни содержания Hg в рыбе по данным<sup>2</sup> Европейского Союза (ЕС) составили 0.3, 0.5 и 1.1 мг/кг, в зависимости от видовой принадлежности рыбы, трофического статуса (хищная – мирная) и места обитания (морская – пресноводная). В некоторых европейских странах ограничений по потреблению рыбы с повышенным содержанием Hg нет (Венгрия, Люксембург, Словакия) или их только собираются ввести<sup>3</sup> (Испания). Однако в большинстве стран Европы людям, относящимся к группам риска (в основном, беременным и кормящим матерям, детям дошкольного возраста, реже – детям до 16 лет, взрослым репродуктивного возраста), рекомендовано не употреблять более 100–170 г определенных видов рыб в неделю (Великобритания, Дания, Франция, Чехия). В Финляндии лосося, сельдь или щуку, выловленных в Балтийском море и во внутренних водоемах – либо избегать, либо включать в пищевой рацион не более одного-двух раз в месяц<sup>4</sup>.

Доля рыб с концентрацией Hg  $>0.30$  мг/кг, среди всех исследованных в Ярославской области составила 26%, с концентрацией  $>0.60$  мг/кг – 11%. Ртуть в концентрациях, превышающих предельно допустимые уровни для рыб конкретной трофической специализации, накапливали 0.3% пресноводных мирных особей и 16% хищных (преимущественно из водохранилищ и малых acidных озер Дарвинского заповедника).

По расчетам Агентства по охране окружающей среды США, учитывающим индивидуальную массу тела, максимально допустимое количество Hg в рыбе при заданном уровне ее потребления населением составляет: для детей 2–5 лет –  $<0.17$  мг/кг, 6–10 лет –  $<0.21$  мг/кг и взрослых –  $<0.33$  мг/кг. По всем группам водоемов Ярославской области и

<sup>1</sup> <https://www.epa.gov/wqc/national-recommended-water-quality-criteria-human-health-criteria-table>

<sup>2</sup> <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A02006R1881-20220701>

<sup>3</sup> [https://www.env-health.org/IMG/pdf/5-Mercury\\_and\\_Fish\\_Consumption.pdf](https://www.env-health.org/IMG/pdf/5-Mercury_and_Fish_Consumption.pdf)

<sup>4</sup> [https://www.env-health.org/IMG/pdf/5-Mercury\\_and\\_Fish\\_Consumption.pdf](https://www.env-health.org/IMG/pdf/5-Mercury_and_Fish_Consumption.pdf)

прилегающих территорий, а также исследованным видам рыб доля особей, содержащих Hg в превышающих максимально допустимые уровни для указанных выше возрастных групп населения, составила 36, 32 и 24%, соответственно. Из них 4.4, 2.2 и 0.3% – исследованных мирных рыб и 51.3, 46.3 и 35.2% – хищных.

Доля рыб с содержанием Hg  $>0.3$  мг/кг (25%, по нормативам РФ для нехищных пресноводных видов рыб), которых рекомендовано исключить из употребления населением Ярославской области согласно санитарно-гигиеническим требованиям, фактически совпадает с рекомендациями ВОЗ/ФАО и US EPA для взрослого населения (24% исследованных видов рыб с содержанием металла  $>0.33$  мг/кг). Т.е. применительно к рациону взрослого населения, ограничение потребления рыбы и рыбопродуктов, содержащих Hg, соответствует рекомендациям ФАО/ВОЗ, US EPA и Европейского агентства по безопасности продуктов питания. Для рациона детей дошкольного и школьного возраста нормы по потреблению безопасных для здоровья объемов (порций) рыбы в РФ не определены.

Аналогичные исследования на двух видах рыб – плотве и окуне – из разных водоемов (водохранилища, озера и реки) Вологодской области, соседствующей с Ярославской, дали сходные результаты [Ivanova et al., 2022]. Концентрации Hg в мышцах плотвы и окуня из водоемов Вологодской области варьировали в пределах 0.01–1.50 мг/кг, Ярославской – 0.0–1.44. Окунь накапливал ртути больше, чем плотва, и содержание металла положительно коррелировало с массой рыб. Для употребления в пищу взрослым населением Вологодской области было не рекомендовано 4% исследованных экземпляров плотвы и более 30% окуня (детьми дошкольного и школьного возраста – 18–60%), Ярославской – 1% и 39%, соответственно (детьми – 10–72%).

По нашим и приводимым в статье Е.С. Ивановой данным повышенные уровни накопления Hg в рыбе отмечены в целом по водоемам Вологодской области, для кислотных озер Дарвинского заповедника и Рыбинского водохранилища [Ivanova et al., 2022].

Запасы поверхностных вод Вологодской области богаче, чем Ярославской. Это касается количества и общих площадей водоемов (водохранилища и озера), водотоков (реки и ручьи), болот; а также степени заболоченности водосборных бассейнов водоемов разных размеров и водности.

Основными рыбохозяйственными водоемами на территории Ярославской области

являются: три водохранилища – Рыбинское (площадь в пределах области 3.2 тыс. км<sup>2</sup>), Горьковское (0.2 тыс. км<sup>2</sup>) и Угличское (0.1 тыс. км<sup>2</sup>); 83 озера общей площадью 127 км<sup>2</sup>, преимущественно малых (кроме озер Неро и Плещеево), а также реки: 4.3 тыс. водотоков общей протяженностью 19 тыс. км. [Доклад о состоянии..., 2019 (Doklad o sostoyanii..., 2019)]. Болота занимают 3% общей территории области, 22 из них имеют площадь более 10 км<sup>2</sup>. Распределение болот по территории области неравномерно, от 1 до 15%. Наиболее заболоченными (местами  $\leq 15\%$ ) следует считать северную, северо-западную и южную группы административных районов, где сосредоточены самые крупные в области болотные массивы и их системы. Особенно велика заболоченность вокруг Рыбинского водохранилища, достигающая 20%.

На территории Вологодской области имеется 6 крупных водохранилищ: Белоусовское, Вытегорское, Новинкинское, Ковжское, Шекснинское, включая оз. Белое и часть акватории Рыбинского водохранилища [Доклад о состоянии..., 2021 (Doklad o sostoyanii..., 2021)]. А также 20 тыс. водотоков, общей протяженностью 70 тыс. км, и более 5 тыс. озер. Область занимает одно из первых мест на европейской территории России по числу и площади торфяных болот. Торфяные болота и заболоченные земли (слой торфа менее 0.3 м) на территории Вологодской области занимают около 25 тыс. км<sup>2</sup>, составляя 17% ее площади. Болота в Вологодской области распределены по территории крайне неравномерно, занимая в отдельных районах от 180 до 3669 км<sup>2</sup> или 2–40% их территории [Филоненко, Филиппов, 2013 (Filonenko, Filippov, 2013)].

Факторы, повышающие миграционные свойства Hg и ее биодоступность, – гидрологические и гидрохимические особенности и размеры водосборных бассейнов водоемов, высокая степень их заболоченности [Haines et al., 1992; Greenfield et al., 2001]. Самые высокие концентрации Hg отмечены в рыбе из малых кислотных озер ( $\text{pH} \leq 5$ ) Дарвинского заповедника, ниже – Рыбинского водохранилища, с относительно высокой заболоченностью водосборного бассейна (около 20%). Самые низкие – в рыбе из озер Неро и Плещеево, расположенных на юго-западе Ярославской области с весьма низкой густотой речной сети и степенью заболоченности территории [Доклад о состоянии..., 2017 (Doklad o sostoyanii..., 2017)].

Последствия воздействия ртути на здоровье представляют серьезную угрозу для экосистем и благосостояния людей во всем мире

[WHO, 2017]. Непосредственно у жителей Вологодской области ранее была установлена связь увеличения содержания Hg в волосах с патологическими изменениями таких показателей здоровья, как результаты клинического анализа крови, течение ферментативных реакций и реакций окислительного стресса [Шува-

лова и др., 2018 (Shuvalova et al., 2018); Шувалова и др., 2021 (Shuvalova et al., 2021)]. Отмечено негативное влияние на сердечно-сосудистую систему [Ivanova et al., 2021]. В Ярославской области подобных исследований не проводилось.

### ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Пределы допустимого содержания ртути в рыбе и рыбной продукции, установленные в РФ, соответствуют или близки к действующим нормативам, принятым в странах Европейского сообщества, США и рекомендациям ВОЗ. В некоторых странах (Великобритания, Дания, Финляндия, Франция, Чехия) специальное, более строгое, нормирование содержания ртути в рыбе и рыбных продуктов распространяется на детей, беременных и кормящих женщин, взрослых репродуктивного возраста. В России не существует детализации регламента по возрастным группам и группам риска.

У более 99% проанализированных представителей мирных видов рыб из всех водоемов Ярославской области и 84% хищных содержание ртути в мышцах соответствует национальным требованиям: 0.3 мг/кг – для мирных видов, 0.6 мг/кг – для хищных. Максимальное количество (39%) представителей хищных видов рыб с превышением содержания ртути в мышцах отмечено в малых озерах

с заболоченным водосборным бассейном. Реже (5%) такая рыба встречается в водохранилищах. В средних по величине озерах хищная рыба с повышенным уровнем содержания ртути не зарегистрирована.

В целях реальной оценки соответствия содержания Hg в рыбной продукции, доступной населению области, санитарно-гигиеническим нормативам РФ, а также снижения негативного воздействия Hg на здоровье человека и повышения качества общественного здравоохранения, необходимо:

- получение дополнительных данных о концентрации Hg в объектах промышленного и спортивного рыболовства из водоемов с разными типологическими и гидрохимическими особенностями;
- просвещение населения в вопросах здоровья и информирование о рисках, связанных с частым употреблением в пищу рыбы с повышенным содержанием металла.

Работа выполнена в рамках государственного задания № 121050500046-8.

### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Борисов М.Я. Рыбы Вологодской области: справочное издание. Череповец: Порт-Апрель, 2019. 127 с.
- Горбунов А.В., Ляпунов С.М., Окина О.И., Шешуков В.С. Биоаккумуляция ртути в тканях пресноводных рыб // Экология человека. 2018. № 11. С. 26–31. DOI: 10.33396/1728-0869-2018-11-26-31
- Горбунов А.В., Ляпунов С.М., Окина О.И., Шешуков В.С. Оценка поступления малых доз ртути в организм человека с продуктами питания // Экология человека. 2017. № 10. С. 16–20. DOI: 10.33396/1728-0869-2017-10-16-20
- Горбунов А.В., Ермолаев Б.В., Ляпунов С.М. Оценка поступления ртути от потребления рыбы и морепродуктов в России // Науки о пищевых продуктах и питании. 2016. № 7. С. 516–523. DOI: 10.33396/1728-0869-2017-10-16-20
- Гремячих В.А., Ложкина Р.А., Комов В.Т. Пространственно-временная вариабельность содержания ртути в речном окуне *Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758 (Perciformes: Percidae) Рыбинского водохранилища на рубеже XX–XXI веков // Трансформация экосистем. 2019. Т. 2. № 2 (4). С. 85–95. DOI: 10.23859/estr-180816
- Гремячих В., Комов В., Селюков А. Содержание ртути в мышечной ткани окуня (*Perca fluviatilis* L.) из озер Западной Сибири // Экологический мониторинг и биоразнообразие. 2013. Т. 1. С. 44–46.
- Доклад о состоянии и охране окружающей среды Вологодской области в 2020 г. / Правительство Вологодской области. Отв. ред. Банников Д.А. Вологда: Изд-во Департамент природных ресурсов и охраны окружающей среды Вологодской области. 2021. 273 с.
- Доклад о состоянии и об охране окружающей среды Ярославской области в 2015–2016 гг. / Департамент охраны окружающей среды и природопользования Ярославской области. Ярославль. Изд-во “Кадастр”. 2017. 250 с.
- Доклад о состоянии и об охране окружающей среды Ярославской области в 2017 г. / Департамент охраны окружающей среды и природопользования Ярославской области. Ярославль. Изд-во “Кадастр”. 2019. 232 с.
- Иванов П.В. Классификация озер мира по величине и по их средней глубине // Бюллетень ЛГУ. Л., 1948. № 20. С. 29–36.
- Комов В.Т., Гремячих В.А., Удоденко Ю.Г., Щедрова Е.В., Елизаров М.Е. Ртуть в абиотических и биотических компонентах водных и наземных экосистем поселка городского типа на берегу Рыбинского водохранилища // Труды Института биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН. 2017. Вып. 77 (80). С. 34–56. DOI: 10.24411/0320-3557-2017-10003

- Комов В.Т., Пронин Н.М., Мэндсайхан Б. Содержание ртути в мышцах рыб реки Селенга и озер ее бассейна (Россия) // Биология внутренних вод. 2014. № 2. С. 89–96. DOI: 10.7868/S0320965214020053
- Комов В.Т., Степанова И.К., Гремячих В.А. Содержание ртути в мышцах рыб из водоемов Северо-Запада России: причины интенсивного накопления и оценка негативного эффекта на состояние здоровья людей // Актуальные проблемы водной токсикологии: сб. тез. докл. Борок, 2004. С. 99–123.
- Комов В.Т., Степанова И.К. Ртутное загрязнение // Экологические проблемы Верхней Волги. Ярославль: Изд-во ЯГТУ. 2001. С. 239–243.
- Немова Н.Н., Лысенко Л.А., Мещерякова О.В., Комов В.Т. Ртуть в рыбе: Биохимическая индикация // Биосфера. 2014. Т. 6. № 2. С. 176–186.
- РОССТАТ. Федеральная служба государственной статистики “Потребление продуктов питания в домашних хозяйствах в 2020 году”. 2021. <https://rosstat.gov.ru/folder/11110/document/13292/>.
- СанПиН 2.3.2.1078-01 от 14 ноября 2001 г. № 36. Гигиенические требования безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов. 2001. 269 с.
- СанПин 2.4.1.3049-13 от 15 мая 2013 г. №26 “Санитарно-эпидемиологические требования к устройству, содержанию и организации режима работы дошкольных образовательных организаций” [https://www.rosпотребнадзор.ru/documents/details.php?ELEMENT\\_ID=3511](https://www.rosпотребнадзор.ru/documents/details.php?ELEMENT_ID=3511).
- СанПиН 2.4.5.2409-08 от 23 июля 2008 г. № 45. “Санитарно-эпидемиологические требования к организации питания обучающихся в общеобразовательных учреждениях, учреждениях начального и среднего профессионального образования”. <http://71.rosпотребнадзор.ru/content/674/52931/>.
- Степанова И.К., Комов В.Т. Накопление ртути в рыбе из водоемов Вологодской области // Экология. 1997. Т. 28. № 4. С. 295–299.
- Сульдина Т.И. Содержание тяжелых металлов в продуктах питания и их влияние на организм // Рациональное питание, пищевые добавки и биостимуляторы. 2016. № 1. С. 136–140.
- Филоненко И.В., Филиппов Д.А. Оценка площади болот Вологодской области // Труды Инсторфа. 2013. № 7 (60). С. 3–11.
- Шувалова О.П., Иванова Е.С., Комов В.Т. Потребление рыбы, содержание ртути в волосах и риск развития сердечно-сосудистых заболеваний у жителей Вологодской области (северо-запад России) // Вестник новых медицинских технологий. 2021. № 4. С. 132–137. DOI: 10.24412/2075-4094-2021-4-3-9
- Шувалова О.П., Иванова Е.С., Комов В.Т. Влияние накопления ртути на состояние здоровья женщин репродуктивного возраста // Здоровье населения и среда обитания. 2018. № 11 (308). С. 36–39. DOI: 10.35627/2219-5238/2019-308-11-36-39
- Arantes F.P., Savassi L.A., Santos H.B., Gomes M.V.T., Bazzoli N. Bioaccumulation of mercury, cadmium, zinc, chromium, and lead in muscle, liver, and spleen tissues of a large commercially valuable catfish species from Brazil // An Acad Bras Ciênc. 2016. P. 137–147. DOI: 10.1590/0001-3765201620140434.
- Bridges K.N., Soulen B.K., Overturf C.L., Drevnick P.E., Roberts A.P. Embryotoxicity of maternally transferred methylmercury to fathead minnows (*Pimephales promelas*) // Environ. Toxicol. Chem. 2016. Vol. 35. P. 1436–1441. DOI: 10.1002/etc.3282
- COT / Updated cot statement on a survey of mercury in fish and shellfish / Committee on toxicity of chemicals in food consumer products and the environment. 2003. 19 pp.
- Crowe W., Allsopp P.J., Watson G.E. et al. Mercury as an environmental stimulus in the development of autoimmunity – A systematic review // Autoimmunity Reviews. 2017. Vol. 16. P. 72–80. DOI:10.1016/j.autrev.2016.09.020.
- Depew D.C., Basu N., Burgess N.M. et al. Toxicity of dietary methylmercury to fish: derivation of ecologically meaningful threshold concentrations // Environ. Toxicol. Chem. 2012. Vol. 31. № 7. P. 1536–1547. DOI: 10.1002/etc.1859.
- Driscoll C.T., Mason R.P., Chan H.M. et al. Mercury as a global pollutant: sources, pathways, and effects // Environ. Sci. Technol. 2013. Vol. 47. № 10. P. 4967–4983. DOI: 10.1021/es305071v.
- EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM); Scientific Opinion on the risk for public health related to the presence of mercury and methylmercury in food. EFSA Journal. 2012. 10(12):2985. 241 p. DOI: 10.2903/j.efsa.2012.2985.
- FAO. FAO yearbook of Fishery and Aquaculture Statistics 2017 / FAO annuaire. Retrieved November 10, 2020 from: <http://www.fao.org/3/ca5495t/CA5495T.pdf>.
- Grandjean P., Weihe P., Burse V.W. et al. Neurobehavioral deficits associated with PCB in 7-year-old children prenatally exposed to seafood neurotoxins // Neurotoxicology and Teratology. 2001. Vol. 23. P. № 4. 305–317. DOI: 10.1016/S0892-0362(01)00155-6.
- Greenfield B.K., Hrabik T.R., Harvey C.J., Carpenter S.R. Predicting mercury levels in yellow perch: use of water chemistry, trophic ecology, and spatial traits. // Can. J. Fish. Aquat. Sci. 2001. Vol. 58. P. 1419–1429.
- Haines T.A., Komov V.T., Jagoe C.H. Lake acidity and mercury content of fish in Darwin National Reserve, Russia // Environ. Pollut. 1992. Vol. 78. № 1–3. P. 107–112. DOI: 10.1016/0269-7491(92)90017-5.
- Hawley D.M., Hallinger K.K., Cristol D.A. Compromised immune competence in free-living tree swallows exposed to mercury // Ecotoxicology. 2009. Vol. 18. P. 499–503. DOI: 10.1007/s10646-009-0307-4.
- Houston M.C. Role of Mercury Toxicity in Hypertension, Cardiovascular Disease, and Stroke // J. Clinical Hypertens. 2011. Vol. 13. № 8. P. 621–628. DOI: 10.1111/j.1751-7176.2011.00489.x.
- Hui L.L., Chan M.H.M., Lam H.S. et al. Impact of fetal and childhood mercury exposure on immune status in children // Environ. Res. 2016. Vol. 144. Part A. P. 66–72. DOI: 10.1016/j.envres.2015.11.005.

- Ivanova E.S., Shuvalova O.P., Eltsova L.S. et al. Cardiometabolic risk factors and mercury content in hair of women from a territory distant from mercury-rich geochemical zones (Cherepovets city, Northwest Russia) // *Environmental Geochemistry and Health*. 2021. Vol. 43. P. 4589–4599. DOI: 10.1007/s10653-021-00939-6.
- Ivanova E.S., Eltsova L.S., Komov V.T. et al. Assessment of the consumptive safety of mercury in fish from the surface waters of the Vologda region in northwestern Russia // *Environ Geochem Health*. 2022. DOI: 10.1007/s10653-022-01254-4.
- Julvez J., Smith G.D., Golding J. et al. Prenatal methylmercury exposure and genetic predisposition to cognitive deficit at age 8 years // *Epidemiology (Cambridge, Mass.)*. 2013. Vol. 24. № 5. P. 643–650. DOI: 10.1097/EDE.0b013e31829d5e93.
- Kalkan H., Şişman T., Kılıç D. Assessment of heavy metal bioaccumulation in some tissues of *Leuciscus cephalus* from Karasu River, Erzurum-Turkey // *Austin J. Environ. Toxicol.* 2015. Vol. 1. № 1. P. 1–6. DOI: 10.1007/s10311-018-0734-7
- Kruzikova, K., Kensova, R., Sedlackova, L. et al. The correlation between fish mercury liver/muscle ratio and high and low levels of mercury contamination in Czech localities // *Int. J. Electrochem. Sci.* 2013. Vol. 8. P. 45–56.
- Landler L., Painter M.S., Coe B.H. et al. High levels of maternally transferred mercury disrupt magnetic responses of snapping turtle hatchlings (*Chelydra serpentina*) // *Environ. Pollut.* 2017. Vol. 228. P. 19–25. DOI: 10.1016/j.envpol.2017.04.050.
- Lewis C.A., Cristol D.A., Swaddle J.P. et al. Decreased immune response in zebra finches exposed to sublethal doses of mercury // *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 2013. Vol. 64. P. 327–336. DOI: 10.1007/s00244-012-9830-z
- Li P., Zhang J., Xie H. et al. Heavy metal bioaccumulation and health hazard assessment for three fish species from Nansi Lake, China // *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 2015. Vol. 94. P. 431–436. DOI: 10.1007/s00128-015-1475-y.
- Luczynska J., Paszczyk B., Nowosad J., Luczynski M.J. Mercury, Fatty Acids Content and Lipid Quality Indexes in Muscles of Freshwater and Marine Fish on the Polish Market. Risk Assessment of Fish Consumption // *International journal of environmental research and public health*. 2017. Vol. 14. P. 1120–1136. DOI: 10.3390/ijerph14101120.
- Marrugo-Negrete J., Verbel J. O., Ceballos E. L., Benitez L. N. Total mercury and methylmercury concentrations in fish from the Mojana region of Colombia // *Environmental geochemistry and health*. 2008. Vol. 30. № 1. P. 21–30. DOI: 10.1007/s10653-007-9104-2.
- Milanov D.R., Krstić M., Markovic R. et al. Analysis of heavy metals concentration in tissues of three different fish species included in human diet from Danube River // *Acta Vet* 2016. Vol. 66. P. 89–102. DOI: 10.1515/acve-2016-0007.
- Myers G.J., Davidson P.W., Strain J.J. Nutrient and methyl mercury exposure from consuming fish // *The Journal of nutrition*. 2007. Vol. 137. № 12. P. 2805–2808. DOI: 10.1093/jn/137.12.2805.
- Nikolić D., Skorić S., Janković S. et al. Age-specific accumulation of toxic metal(loid)s in northern pike (*Esox lucius*) juveniles // *Environ Monit Assess.* 2021. Vol. 193. P. 229–238. DOI: 10.1007/s10661-021-09004-2.
- Pal M., Ghosh M. Assay of biochemical compositions of two Indian fresh water eel with special emphasis on accumulation of toxic heavy metals // *J. Aqua Food Prod. Technol.* 2013. Vol. 22. P. 27–35. DOI: 10.1080/10498850.2011.622070.
- Rice K.M., Walker E.M., Wu M., Gillette C., Blough E.R. Environmental mercury and its toxic effects // *Journal of Preventive Medicine and Public Health*. 2014. Vol. 47. № 2. P. 74–83. DOI: 10.3961/jpmph.2014.47.2.74
- Scheuhammer A.M., Sandheinrich M.B. Recent advances in the toxicology of methylmercury in wildlife // *Ecotoxicology*. 2008. Vol. 17. P. 67–68. DOI: 10.1007/s10646-007-0186-5.
- Siraj M., Khisroon M., Khan A. Bioaccumulation of heavy metals in different organs of Wallago attu from River Kabul Khyber Pakhtunkhwa, Pakistan // *Biol. Trace Element Res.* 2016. Vol. 172. P. 242–250. DOI: 10.1007/s12011-015-0572-4.
- Sokal R.R., Rohlf F.J. *Biometry: the principals and practice of statistics in biological research*. New York, USA: W.H. Freeman and Co. 1995. 887 p.
- Soltani N., Marengo M., Keshavarzi B. et al. Occurrence of trace elements (TEs) in seafood from the North Persian Gulf: Implications for human health // *Journal of Food Composition and Analysis*. 2021. Vol. 97. 14 p. DOI: 10.1016/j.jfca.2020.103754.
- Sonesten L. Fish mercury levels in lakes--adjusting for Hg and fish-size covariation // *Environmental pollution*. 2003. Vol. 125. № 2. P. 255–265. DOI: 10.1016/s0269-7491(03)00051-4.
- Tchounwou P.B., Ayensu W.K., Ninashvili N., Sutton D. Environmental exposure to mercury and its toxicopathologic implications for public health // *Environ. Technol.* 2003. Vol. 18. № 3. P. 149–175. DOI: 10.1002/tox.10116
- UNEP (2011). Executive summary of the document on guidance for identifying populations at risk from mercury exposure. Retrieved November 10, 2020 from: <http://www.mercuryconvention.org/Convention/History/INC2/tabid/3435/-language/en-US/Default.aspx>
- UNEP (2013). “Minamata Convention Agreed by Nations”. Retrieved 5 January 2020. <https://www.unep.org/news-and-stories/press-release/minamata-convention-agreed-nationssee>.
- United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA): Guidance for Assessing Chemical Contaminant Data for Use in Fish Advisories, Volume 1: Fish Sampling and Analysis Third Edition. (2000). Retrieved November 10, 2020 from: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-06/documents/volume1.pdf>
- Valeraa B., Dewailly E., Poirier P. Association between methylmercury and cardiovascular risk factors in a native population of Qubec (Canada): a retrospective evaluation // *Environ. Res.* 2013. Vol. 120. P. 102–108. DOI: 10.1016/j.envres.2012.08.002.

- WHO (2007). Exposure to Mercury: a Major Public Health Concern. Retrieved October 26. 2020. from: <https://www.who.int/ipcs/features/mercury.pdf>.
- WHO (2017). Fact sheets / Mercury and health. Retrieved November 10. 2020. <https://www.who.int/en/news-room/fact-sheets/detail/mercury-and-health>.
- Yi Y.-J., Zhang S.-H. Heavy metal (Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn) concentrations in seven fish species in relation to fish size and location along the Yangtze River // *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2012. Vol. 19. P. 3989–3996. DOI: 10.1007/s11356-012-0840-1.

## REFERENCES

- Arantes F.P., Savassi L.A., Santos H.B., Gomes M.V.T., Bazzoli N. Bioaccumulation of mercury, cadmium, zinc, chromium, and lead in muscle, liver, and spleen tissues of a large commercially valuable catfish species from Brazil. *An Acad Bras Ciênc.* 2016, pp. 137–147. doi: 10.1590/0001-3765201620140434
- Borisov M.Ya. Fish of the Vologda region: reference edition. Cherepovets, Port-April, 2019, 127 p. (In Russian).
- Bridges K.N., Soulen B.K., Overturf C.L. et al. Embryotoxicity of maternally transferred methylmercury to fathead minnows (*Pimephales promelas*). *Environ. Toxicol. Chem.*, 2016, vol. 35, pp. 1436–1441. doi: 10.1002/etc.3282
- COT. Updated cot statement on a survey of mercury in fish and shellfish. Committee on toxicity of chemicals in food consumer products and the environment. 2003. 19 pp.
- Crowe W., Allsopp P.J., Watson G.E. et al. Mercury as an environmental stimulus in the development of autoimmunity – A systematic review. *Autoimmunity Reviews*, 2017, vol. 16, pp. 72–80. doi: 10.1016/j.autrev.2016.09.020
- Depew D.C., Basu N., Burgess N.M. et al. Toxicity of dietary methylmercury to fish: derivation of ecologically meaningful threshold concentrations. *Environ. Toxicol. Chem.*, 2012, vol. 31, no. 7, pp. 1536–1547. doi: 10.1002/etc.1859.
- Doklad o sostoyanii i ob ohrane okruzhayushchej sredy Yaroslavskoj oblasti v 2015–2016 gg. [Report on the state and protection of the environment of the Yaroslavl region in 2015–2016]. Yaroslavl, Publishing House “Cadastre”, 2017. 250 p.
- Doklad o sostoyanii i ob ohrane okruzhayushchej sredy Yaroslavskoj oblasti v 2017 g. [Report on the state and environmental protection of the Yaroslavl region in 2017]. Yaroslavl, Publishing House “Cadastre”. 2019. 232 p. (In Russian).
- Doklad o sostoyanii i ohrane okruzhayushchej sredy Vologodskoj oblasti v 2020 g. [Report on the state and protection of the environment of the Vologda Oblast in 2020]. Vologda, Publishing House of the Department of Natural Resources and Environmental Protection of the Vologda Oblast, 2021. 273 p.
- Driscoll C.T., Mason R.P., Chan H.M. et al. Mercury as a global pollutant: sources, pathways, and effects. *Environ. Sci. Technol.*, 2013, vol. 47, no. 10. pp. 4967–4983. doi: 10.1021/es305071v.
- EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM); Scientific Opinion on the risk for public health related to the presence of mercury and methylmercury in food. *EFSA Journal*, 2012, no. 10(12):2985. 241 p. doi: 10.2903/j.efsa.2012.2985.
- FAO. FAO yearbook of Fishery and Aquaculture Statistics 2017. FAO annuaire. Retrieved November 10, 2020 from: <http://www.fao.org/3/ca5495t/CA5495T.pdf>.
- Filonenko I.V., Filippov D.A. Assessment of the area of bogs of the Vologda oblast. *Instorf.*, 2013, vol. 7 (60), pp. 3–11. (In Russian).
- Gorbunov A.V., Ermolaev B.V., Lyapunov S.M. Assessment of mercury intake from fish and seafood consumption in Russia. *Science of Food and Nutrition*, 2016, no. 7, pp. 516–523. (In Russian).
- Gorbunov A.V., Lyapunov S.M., Okina O.I., Sheshukov V.S. Assessment of the intake of small doses of mercury into the human body with food. *Human ecology*, 2017, no. 10, pp. 16–20. (In Russian).
- Gorbunov A.V., Lyapunov S.M., Okina O.I., Sheshukov V.S. Bioaccumulation of mercury in freshwater fish tissues. *Human ecology*, 2018, no. 11, pp. 26–31. (In Russian).
- Government of the Vologda Region. Report on the state and environmental protection of the Vologda Region in 2020. Vologda, Publishing House of the Department of Natural Resources and Environmental Protection of the Vologda region, 2021. 273 p. (In Russian).
- Grandjean P., Weihe P., Burse V.W., Needham L.L., Hansen E.S., Heinzow B. and White R.F. Neurobehavioral deficits associated with PCB in 7-year-old children prenatally exposed to seafood neurotoxicants. *Neurotoxicology and Teratology*, 2001, vol. 23, no. 4, pp. 305–317. doi: 10.1016/s0892-0362(01)00155-6.
- Gremyachikh V., Komov V., Selyukov A. Mercury content in muscle tissue of perch (*Perca fluviatilis* L) from lakes of Western Siberia. *Environmental monitoring and biodiversity*, 2013, vol. 1, pp. 44–46. (In Russian).
- Gremyachikh V.A., Lozhkina R.A., Komov V.T. Spatiotemporal variability of mercury content in the river dip *Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758 (Perciformes: Percidae) of the Rybinsk reservoir at the turn of the XX-XXI centuries. *Transformation of ecosystems*, 2019, vol. 2, no. 2 (4), pp. 85–95. (In Russian).
- Greenfield B.K., Hrabik T.R., Harvey C.J., Carpenter S.R. Predicting mercury levels in yellow perch: use of water chemistry, trophic ecology, and spatial traits. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 2001, vol. 58, pp. 1419–1429.
- Haines T.A., Komov V.T., Jagoe C.H. Lake acidity and mercury content of fish in Darwin National Reserve, Russia. *Environ. Pollut.*, 1992, vol. 78, no. 1–3, pp. 107–112. doi: 10.1016/0269-7491(92)90017-5
- Hawley D.M., Hallinger K.K., Cristol D.A. Compromised immune competence in free-living tree swallows exposed to mercury. *Ecotoxicology*, 2009, vol. 18, pp. 499–503. doi: 10.1007/s10646-009-0307-4

- Houston M.C. Role of Mercury Toxicity in Hypertension, Cardiovascular Disease, and Stroke. *J. Clinical Hypertens*, 2011, vol. 13, no. 8, pp. 621–628. doi: 10.1111/j.1751-7176.2011.00489.x
- Hui L.L., Chan M.H.M., Lam H.S. et al. Impact of fetal and childhood mercury exposure on immune status in children. *Environ. Res.*, 2016, vol. 144, part A, pp. 66–72. doi: 10.1016/j.envres.2015.11.005
- Ivanov P.V. Classification of lakes of the world by size and by their average depth. *Bulletin of LSU*, 1948, no. 20, pp. 29–36. (In Russian).
- Ivanova E.S., Eltsova L.S., Komov V.T. et al. Assessment of the consumptive safety of mercury in fish from the surface waters of the Vologda region in northwestern Russia. *Environ Geochem Health*, 2022. doi: 10.1007/s10653-022-01254-4
- Ivanova E.S., Shuvalova O.P., Eltsova L. S. et al. Cardiometabolic risk factors and mercury content in hair of women from a territory distant from mercury-rich geochemical zones (Cherepovets city, Northwest Russia). *Environmental Geochemistry and Health*, 2021, vol. 43, pp. 4589–4599. doi: 10.1007/s10653-021-00939-6.
- Julvez J., Smith G. D., Golding J., Ring S., Pourcain B. S., Gonzalez J. R. and Grandjean P. Prenatal methylmercury exposure and genetic predisposition to cognitive deficit at age 8 years. *Epidemiology*, 2013, vol. 24, no. 5, pp. 643–650. doi: 10.1097/EDE.0b013e31829d5c93.
- Kalkan H., Şişman T., Kılıç D. Assessment of heavy metal bioaccumulation in some tissues of *Leuciscus cephalus* from Karasu River, Erzurum-Turkey. *Austin J Environ Toxicol.*, 2015, vol. 1, no. 1, pp. 1–6.
- Komov V.T., Gremyachikh V.A., Udodenko Yu.G. et al. Mercury in abiotic and biotic components of aquatic and terrestrial ecosystems of an urban-type settlement on the shore of the Rybinsk reservoir. *Proceedings of the I.D. Papanin Institute of Biology of Inland Waters of the Russian Academy of Sciences*, 2017, iss. 77 (80), pp. 34–56. (In Russian).
- Komov V.T., Pronin N.M., Mandsaikhan B. Mercury content in fish muscles of the Selenga River and lakes of its basin (Russia). *Inland Waters Biology*, 2014, no. 2, pp. 89–96. doi.org/10.1134/S1995082914020059.
- Komov V.T., Stepanova I.K. Environmental problems of the Upper Volga. Rtutnoe zagryaznenie. [Mercury pollution]. Yaroslavl, Publishing house of YAGTU, 2001, pp. 239–243. (In Russian).
- Komov V.T., Stepanova I.K., Gremyachikh V.A. Actual problems of aquatic toxicology. Soderzhanie rtuti v myshchah ryb iz vodoemov Severo-Zapada Rossii: prichiny intensivnogo nakopleniya i ocenka negativnogo effekta na sostoyanie zdorov'ya lyudej [The mercury content in the muscles of fish from the reservoirs of the North-West of Russia: the causes of intensive accumulation and assessment of the negative effect on human health]. Borok, I.D. Papanin Institute of Biology of Inland Waters of the Russian Academy of Sciences, 2004, pp. 99–123. (In Russian).
- Kruzikova K., Kensova R., Sedlackova L. et al. The correlation between fish mercury liver/muscle ratio and high and low levels of mercury contamination in Czech localities. *Int. J. Electrochem. Sci.*, 2013, vol. 8, pp. 45–56.
- Landler L., Painter M.S., Coe B.H. et al. High levels of maternally transferred mercury disrupt magnetic responses of snapping turtle hatchlings (*Chelydra serpentina*). *Environ. Pollut.*, 2017, vol. 228, pp. 19–25. doi: 10.1016/j.envpol.2017.04.050.
- Lewis C.A., Cristol D.A., Swaddle J.P. et al. Decreased immune response in zebra finches exposed to sublethal doses of mercury. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 2013, vol. 64, pp. 327–336. doi: 10.1007/s00244-012-9830-z.
- Li P., Zhang J., Xie H. et al. Heavy metal bioaccumulation and health hazard assessment for three fish species from Nansi Lake, China. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 2015, vol. 94, pp. 431–436. doi: 10.1007/s00128-015-1475-y.
- Luczynska J., Paszczyk B., Nowosad J., Luczynski M.J. Mercury, Fatty Acids Content and Lipid Quality Indexes in Muscles of Freshwater and Marine Fish on the Polish Market. Risk Assessment of Fish Consumption. *International journal of environmental research and public health*, 2017, vol. 14, pp. 1120–1136. doi: 10.3390/ijerph14101120
- Marrugo-Negrete J., Verbel J.O., Ceballos E.L., Benitez L.N. Total mercury and methylmercury concentrations in fish from the Mojana region of Colombia. *Environmental geochemistry and health*, 2008, vol. 30, no. 1, pp. 21–30. doi: 10.1007/s10653-007-9104-2
- Milanov D.R., Krstić M., Markovic R. Et al. Analysis of heavy metals concentration in tissues of three different fish species included in human diet from Danube River. *Acta Vet.*, 2016, vol. 66, pp. 89–102. doi: 10.1515/acve-2016-0007
- Myers G.J., Davidson P.W., Strain J.J. Nutrient and methyl mercury exposure from consuming fish. *The Journal of nutrition*, 2007, vol. 137, no. 12, pp. 2805–2808. doi: 10.1093/jn/137.12.2805
- Nemova N.N., Lysenko L.A., Meshcheryakova O.V., Komov V.T. Mercury in fish: Biochemical indication. *Biosphere*, 2014, vol. 6, no. 2, pp. 176–186. (In Russian).
- Nikolić D., Skorić S., Janković S. et al. Age-specific accumulation of toxic metal(loid)s in northern pike (*Esox lucius*) juveniles. *Environ. Monit. Assess.*, 2021, vol. 193, pp. 229–238. doi: 10.1007/s10661-021-09004-2
- Pal M., Ghosh M. Assay of biochemical compositions of two Indian fresh water eel with special emphasis on accumulation of toxic heavy metals. *J. Aqua Food Prod. Technol.*, 2013, vol. 22, pp. 27–35. doi: 10.1080/10498850.2011.622070
- Rice K.M., Walker E.M., Wu M., Gillette C., Blough E.R. Environmental mercury and its toxic effects. *Journal of Preventive Medicine and Public Health*, 2014, vol. 47, no. 2, pp. 74–83. doi: 10.3961/jpmph.2014.47.2.74
- ROSSTAT. Federal State Statistics Service “Food Consumption in Households in 2020”. 2021. <https://rosstat.gov.ru/folder/11110/document/13292/> (In Russian).
- SanPiN 2.3.2.1078-01 dated November 14, 2001 No. 36. Hygienic requirements for the safety and nutritional value of food products. 2001. 269 p. (In Russian).

- SanPin 2.4.1.3049-13 dated May 15, 2013 No. 26 "Sanitary and epidemiological requirements for the device, maintenance and organization of the working hours of preschool educational organizations" [https://www.rosпотребнадзор.ru/documents/details.php?ELEMENT\\_ID=3511](https://www.rosпотребнадзор.ru/documents/details.php?ELEMENT_ID=3511) (In Russian).
- SanPiN 2.4.5.2409-08 dated July 23, 2008 No. 45. "Sanitary and epidemiological requirements for catering for students in general education institutions, institutions of primary and secondary vocational education". <http://71.rosпотребнадзор.ru/content/674/52931/> (In Russian).
- Scheuhammer A.M., Sandheinrich M.B. Recent advances in the toxicology of methylmercury in wildlife. *Ecotoxicology*, 2008, vol. 17, pp. 67–68. doi: 10.1007/s10646-007-0186-5
- Shuvalova O.P., Ivanova E.S., Komov V.T. Fish consumption, mercury content in hair and the risk of developing cardiovascular diseases among residents of the Vologda Oblast (North-West Russia). *Vestnik novykh medicinskih tekhnologij*, 2021, no. 4, pp. 132–137. (In Russian).
- Shuvalova O.P., Ivanova E.S., Komov V.T. The influence of mercury accumulation on the health of women of reproductive age. *Population health and habitat*, 2018, no. 11 (308), pp. 36–39. (In Russian).
- Siraj M., Khisroon M., Khan A. Bioaccumulation of heavy metals in different organs of Wallago attu from River Kabul Khyber Pakhtunkhwa, Pakistan. *Biol. Trace Element Res.*, 2016, vol. 172, pp. 242–250. doi: 10.1007/s12011-015-0572-4
- Sokal R.R., Rohlf F.J. Biometry: the principals and practice of statistics in biological research. New York, USA, W.H. Freeman and Co, 1995. 887 p.
- Soltani N., Marengo M., Keshavarzi B. et al. Occurrence of trace elements (TEs) in seafood from the North Persian Gulf: Implications for human health. *Journal of Food Composition and Analysis*, 2021, vol. 97, 14 p. doi: 10.1016/j.jfca.2020.103754
- Sonesten L. Fish mercury levels in lakes--adjusting for Hg and fish-size covariation. *Environmental pollution*, 2003, vol. 125, no. 2, pp. 255–265. doi: 10.1016/s0269-7491(03)00051-4
- Stepanova I.K., Komov V.T. Accumulation of mercury in fish from reservoirs of the Vologda region. *Ecology*, 1997, vol. 28, no. 4, pp. 295–299. (In Russian).
- Suldina T.I. The content of heavy metals in food and their effects on the body. *Rational nutrition, nutritional supplements and biostimulants*, 2016, vol. 1, pp. 136–140. (In Russian).
- Tchounwou P.B., Ayensu W.K., Ninashvili N., Sutton D. Environmental exposure to mercury and its toxicopathologic implications for public health. *Environ. Technol.*, 2003, vol. 18, no. 3, pp. 149–175. doi: 10.1002/tox.10116
- UNEP (2011). Executive summary of the document on guidance for identifying populations at risk from mercury exposure. Retrieved November 10, 2020 from: <http://www.mercuryconvention.org/Convention/History/INC2/tabid/3435/language/en-US/Default.aspx>
- UNEP (2013). "Minamata Convention Agreed by Nations". Retrieved 5 January 2020. <https://www.unep.org/news-and-stories/press-release/minamata-convention-agreed-nationssee>.
- United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA): Guidance for Assessing Chemical Contaminant Data for Use in Fish Advisories, Volume 1: Fish Sampling and Analysis Third Edition. (2000). Retrieved November 10, 2020 from: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-06/documents/volume1.pdf>.
- Valeraa B., Dewailly E., Poirier P. Association between methylmercury and cardiovascular risk factors in a native population of Qubec (Canada): a retrospective evaluation. *Environ. Res.*, 2013, vol. 120, pp. 102–108. doi: 10.1016/j.envres.2012.08.002
- WHO (2007). Exposure to Mercury: a Major Public Health Concern. Retrieved October 26. 2020. from: <https://www.who.int/ipcs/features/mercury.pdf>. WHO (2017). Fact sheets / Mercury and health. Retrieved November 10. 2020. <https://www.who.int/en/news-room/fact-sheets/detail/mercury-and-health>.
- Yi Y.-J., Zhang S.-H. Heavy metal (Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn) concentrations in seven fish species in relation to fish size and location along the Yangtze River. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 2012, vol. 19, pp. 3989–3996. doi: 10.1007/s11356-012-0840-1

## MERCURY CONCENTRATIONS IN MUSCLES OF DIFFERENT FISH SPECIES FROM WATER BODIES OF YAROSLAVL REGION AND ADJACENT TERRITORIES

V. A. Gremyachikh\*, R. A. Lozhkina\*\*, D. E. Kotikov, V. T. Komov  
Papanin Institute for Biology of Inland Waters, Russian Academy of Sciences  
152742 Borok, Russia, e-mail: \*grva@ibiw.ru, \*\*Lozhkina.roza@yandex.ru  
Revised 10.09.2022

Mercury (Hg) and its compounds, which pose a health risk to the population not engaged in hazardous industries, enter the human body mainly with food items. First of all, these are seafood, fish and canned fish. In this study, the concentrations of Hg in the muscles of different fish species from the water bodies of the Yaroslavl province were determined. The average values of mercury content range from 0.03 to 0.41 mg/kg wet weight. The recorded levels of mercury accumulation correspond or are close to the previously obtained values in the muscles of fish from freshwater reservoirs of the European part of Russia and European states. The species-specificity of the Hg accumulation process, its dependence on trophic specialization and size-weight characteristics of fish, as well as on the type of reservoir were noted. The regulatory standards established in the Russian Federation for the mercury content in the muscles of non-predatory (<0.3 mg/kg w.w.) and predatory



(<0.6 mg/kg w.w.) fish species were exceeded in 0.3% and 16% of the studied non-predatory and predatory fish, respectively. Most specimens of predatory fish species with Hg concentrations in the muscles exceeding the accepted standards were recorded in small lakes with swampy catchment areas, less in reservoirs, and least of all – in medium-sized lakes. The maximum acceptable limits of mercury content in fish and fish products established in the Russian Federation correspond or are close to the current standards accepted in the countries of the European Community and the United States and WHO recommendations, although there is no detailed regulation by age groups and risk groups.

*Keywords:* fish, regulations for the Hg content in fish products, Yaroslavl province

## СОДЕРЖАНИЕ РТУТИ В ПОЧВЕННЫХ БЕСПОЗВОНОЧНЫХ РЕКРЕАЦИОННОЙ ЗОНЫ КРУПНОГО ПРОМЫШЛЕННОГО ГОРОДА (Г. ЧЕРЕПОВЕЦ)

Ю. Г. Удоденко<sup>1,3\*</sup>, Е. С. Иванова<sup>2</sup>, В. Т. Комов<sup>1,2</sup>, Д. Э. Баженова<sup>2</sup>, А. В. Белик<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН  
152742, Ярославская обл., Некоузский р-н, пос. Борок, e-mail: \*udu@mail.ru

<sup>2</sup>Череповецкий государственный университет  
162600, Вологодская область, г. Череповец, ул. Луначарского, д. 5

<sup>3</sup>Воронежский государственный университет  
394018, г. Воронеж, Университетская пл., д. 1

Поступила в редакцию 25.09.2022

Почвенные беспозвоночные служат кормовым ресурсом для птиц и мелких млекопитающих. Миграция ртути в пищевых сетях наземных экосистем до сих пор остается слабо изученной. Определено содержание ртути в почвах, дождевых червях, пауках-волках и сенокосцах лесопарковой зоны г. Череповца (Вологодская область). Сбор материала проводили на 5 ключевых участках (березово-осиновый лес, сосняк-кисличник, сосняк-черничник, низинный луг, суходольный луг) отличающихся составом растительности и положением в каскаде геохимических ландшафтов. Минимальное содержание ртути выявлено в почвах суходольного луга (элювиальный ландшафт) – 25 нг/г, максимальное – в почвах низинного луга (аккумулятивный ландшафт) – 188 нг/г. Максимальные концентрации ртути на всех ключевых участках были выявлены у дождевых червей – от 261 нг/г в сосняке-черничнике до 1095 нг/г в низинном лугу. Концентрация ртути в пауках-волках была ниже, чем в дождевых червях. Минимальные значения выявлены на суходольном лугу. Во всех биотопах содержание ртути в пауках-волках было достоверно выше, чем в сенокосцах. Достоверных взаимосвязей между содержанием ртути в почвах и организме изученных беспозвоночных не выявлено.

*Ключевые слова:* почвы, дождевые черви, пауки-волки, сенокосцы, геохимические ландшафты.

DOI: 10.47021/0320-3557-2022-57-64

### ВВЕДЕНИЕ

Ртуть – один из наиболее широко распространенных в экосистемах токсичных элементов [Driscoll et al., 2013]. Высокая подвижность в окружающей среде и способность накапливаться в органах и тканях живых организмов делает ртуть и ее соединения опасными для здоровья большинства животных, в том числе и человека [Oliveira et al., 2018; Beckers, Renklebe, 2017]. Ртуть, поступает в окружающую среду из естественных (извержения вулканов) и антропогенных источников (сжигание угля и нефти, черная и цветная металлургия, химическое производство и др.) преимущественно в газообразной форме [Global..., 2018]. Она находится в атмосфере до одного года, мигрирует с воздушными массами на большие расстояния и осаждается на земную поверхность на значительном удалении от своего источника [Selin, 2009].

В водных экосистемах под воздействием микробиоты ртуть переходит в биодоступную метилртуть, которая эффективно вовлекается в пищевые сети [Lavoie et al., 2013]. Метилирование ртути в наземных экосистемах документально не подтверждено. Несмотря на то, что и в водных, и в наземных экосистемах содержание ртути в тканях животных, как правило, увеличивается при переходе от одного трофического уровня к более высокому, неод-

нократно регистрировались значительные отличия в уровнях накопления ртути между организмами, занимающими один и тот же трофический уровень, но отличающихся рационом питания [Suhareva et al., 2021]. Разнообразие и пределы физико-химических параметров на ограниченной территории наземных экосистем гораздо больше в целом, чем пресноводных, что определяет различия между ними как по видовому богатству (разнообразию), так и по основным направлениям миграции ртути в трофических сетях. Распределение и накопление ртути в биотических компонентах (особенно верхних трофических уровней) водных экосистем исследованы более подробно [Razavi et al., 2019; Udodenko et al., 2022].

Беспозвоночные различного трофического статуса могут по-разному накапливать тяжелые металлы, в том числе ртуть [Gongalsky et al., 2007; Rodenhouse et al., 2019; Bouchelouche, Arab, 2020; Wu et al., 2021]. Беспозвоночные служат кормовым ресурсом для насекомоядных млекопитающих и птиц, и, таким образом, определяют направление потоков ртути по трофической сети наземных экосистем, а, следовательно, риски для благополучного существования консументов высших уровней. В силу фрагментарности исследований содержания ртути в беспозвоночных

в настоящее время затруднительно установить закономерности миграции металла в наземных пищевых сетях и сделать оценку его потенциального влияния на птиц и млекопитающих наземных экосистем.

## МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Сбор материала проводился в июне 2018 г. на 5 ключевых участках в лесопарковой зоне г. Череповца на левом берегу Шекснинского плеса Рыбинского водохранилища (рис. 1). Ключевые участки были выбраны в ряду геохимически-сопряженных ландшафтах на различном удалении от побережья водохранилища:

**Участок 1.** Березово-осиновый лес (прибрежье, 0–50 м от уреза воды). Транзитно-аккумулятивный ландшафт. Растительность представлена березой и осинкой. Основу напочвенного покрова составляют крапива и сныть.

**Участок 2.** Сосняк кисличник (100 м от уреза воды). Транзитно-аккумулятивный ландшафт. Древостой образован сосной с примесью березы и осины. В напочвенном покрове доминирует кислица и майник.

**Участок 3.** Сосняк черничник (1.5–2 км от уреза воды). Транзитно-аккумулятивный ландшафт. В древостое доминирует сосна. В подлеске рябина и можжевельник. Основу травянистого покрова составляет черника, зеленые мхи.

**Участок 4.** Низинный луг (5 км от уреза воды). Аккумулятивный геохимический ландшафт у подошвы склона. Растительный покров составляют тростник, осоки.

**Участок 5.** Суходольный луг (7 км от уреза воды). Элювиальный ландшафт на верхней части склона.

Дождевые черви, сенокосцы и пауки-волки – наиболее типичные и многочисленные представители геобионтных и герпетобионтных беспозвоночных на исследуемой территории.

Дождевых червей на каждом участке собирали из почвенных монолитов 25х25х25 см. Червей живыми доставляли в лабораторию, где 48 ч выдерживали на фильтровальной бумаге

Цель работы – изучить накопление ртути наземными беспозвоночными разного трофического статуса, обитающих в контрастных биотопах рядом с крупным промышленным городом, где высока вероятность избыточного поступления металла в окружающую среду.

маге в чашках Петри для освобождения кишечника от почвенной массы. После этого червей фиксировали 4% формалином.

Сенокосцев (Opiliones, Phalangidae) и пауков-волков (Aranei, Lycosidae) ловили с помощью почвенных ловушек. В каждом участке было установлено по 10 ловушек. В качестве фиксирующей жидкости использовали 70%-ный этанол. Определения до вида не проводили, потому что все виды из исследованных на участке семейств арахнид занимают одну экологическую нишу и находятся на одном и том же трофическом уровне.

Перед анализом беспозвоночных высушивали в сушильном шкафу при температуре 40°C. Концентрацию ртути во всех образцах определяли методом пиролиза на атомно-абсорбционном спектрометре РА915М, оснащенным пиролизической приставкой ПИРО (Люмэкс, Россия).

Критерий Манна–Уитни использовали при попарном сравнении концентрации ртути в половозрелых и ювенильных особях дождевых червей, а также при сравнении концентраций ртути в сенокосцах и пауках из одного ключевого участка. Критерий Краскела–Уоллеса применяли для оценки различий концентрации ртути между экземплярами дождевых червей, сенокосцев и пауков из разных ключевых участков. Взаимосвязь между сухой массой и концентрацией ртути у отдельных особей сенокосцев и пауков оценивали с помощью непараметрического коэффициента Спирмена.

Коэффициент биоаккумуляции (BAF) ртути рассчитывали как отношение средних концентраций ртути в дождевых червях к концентрации ртути в почвах биотопов.

## РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

**Содержание ртути в почвах.** Наибольшее содержание ртути выявлено в поверхностных оторфованных горизонтах почв низинного луга (табл. 1). Уровни содержания ртути в гумусовых горизонтах дерново-подбуров в лесных биотопах были в четыре раза меньше, чем на низинном лугу и достоверно не отличались между собой. Минимальные величины содержания Hg установлены в почвах суходольного луга.

**Накопление ртути в дождевых червях (Lumbricidae).** Максимальной численности дождевые черви достигали в наиболее увлажненных биотопах – низинный луг и березово-осиновый лес (640–672 экз/м<sup>2</sup>). Минимальное количество червей отмечено на суходольном лугу (224 экз/м<sup>2</sup>). Во всех биотопах численно преобладали ювенильные особи, которых определить до вида по морфологическим призна-

кам затруднительно. Все половозрелые особи относились к виду *Lumbricus terrestris* (Linnaeus, 1758).

Содержание ртути в дождевых червях варьировало от 103 до 1744 нг/г и достоверно различалось между экземплярами из разных биотопов ( $H=75.3$ ;  $p < 0.0001$ ). Минимальное

среднее содержание ртути зарегистрировано у червей из сосняка кисличного ( $261 \pm 68$  мкг/г,  $n = 21$ ). Максимальное среднее содержание ртути отмечено в червях, обитающих в низинном лугу ( $1095 \pm 257$  нг/г). У дождевых червей из низинного луга отмечено наиболее интенсивное накопление металла.

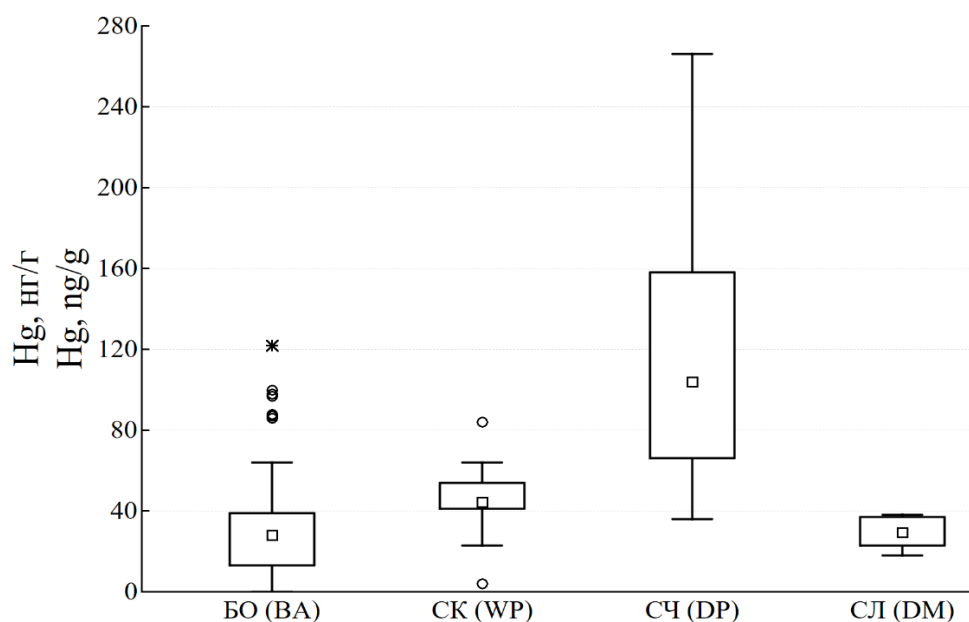
**Таблица 1.** Содержание ртути (среднее  $\pm$  стандартное отклонение) в поверхностных горизонтах почв и дождевых червях различных биотопов

**Table 1.** Mercury content (mean  $\pm$  standard deviation) in the surface horizons of soils and earthworms of different sites

Ключевой участок Site	Геохимический ландшафт Geochemical landscape	Hg в гумусовом горизонте почв, нг/г Hg in the humus horizon of soils, ng/g	Hg в дождевых червях, нг/г Hg in earthworms, ng/g	BAF
Суходольный луг Dry meadow	Элювиальный Eluvial	25 $\pm$ 5	844 $\pm$ 324	34 $\pm$ 13
Низинный луг Wet meadow	Аккумулятивный Accumulative	189 $\pm$ 7	1095 $\pm$ 257	6 $\pm$ 1
Сосняк черничный Dry pine forest	Транзитно-аккумулятивный Ttrans-accumulative	46 $\pm$ 24	–	–
Сосняк кисличный Wet pine forest	Транзитно-аккумулятивный Ttrans-accumulative	42 $\pm$ 10	261 $\pm$ 68	6 $\pm$ 2
Березово-осиновый лес Birch-aspenforest	Транзитно-аккумулятивный Ttrans-accumulative	46 $\pm$ 23	610 $\pm$ 234	13 $\pm$ 5

**Примечание.** BAF – коэффициент биоаккумуляции, “–” – нет данных.

**Note.** BAF – bioaccumulation factor, “–” – no data.



**Рис. 1.** Содержание ртути в сенокосцах (Opiliones) на разных ключевых участках (БО – березово-осиновый лес, СК – сосняк кисличный, СЧ – сосняк-черничный, СЛ – суходольный луг).

**Fig. 1.** Mercury content in harvesters (Opiliones) at different sites (BA – birch-aspen forest, WP – wet pine forest, DP – dry pine forest, DM – dry meadow).

Наибольшие концентрации характерны для половозрелых особей и были достоверно выше по сравнению с ювенильными особями ( $U = 743$ ;  $Z = 3.89$ ;  $p < 0.001$ ). Зависимости ме-

жду содержанием ртути в дождевых червях и в поверхностных горизонтах почв не выявлено.

Наибольшие значения коэффициента биоаккумуляции отмечены у червей суходольного луга – участке с наименьшим содержа-

ем валовой ртути в поверхностном горизонте почв. С увеличением концентрации ртути в почвах ключевых участков коэффициент биоаккумуляции уменьшался.

Просматривается тенденция обратной зависимости между содержанием ртути в поверхностном горизонте почв и коэффициентом биоаккумуляции у дождевых червей.

**Особенности накопления ртути в сенокосцах (Opiliones).** Численность сенокосцев уменьшалась по мере удаления от побережья водохранилища. Максимальная численность отмечена в березово-осиновом лесу и сосняке кисличном – 53 и 50 экз. за время исследований, соответственно. Минимальная – в суходольном луге (6 экз. за время исследований). В низинном лугу за период исследований не было встречено ни одной особи.

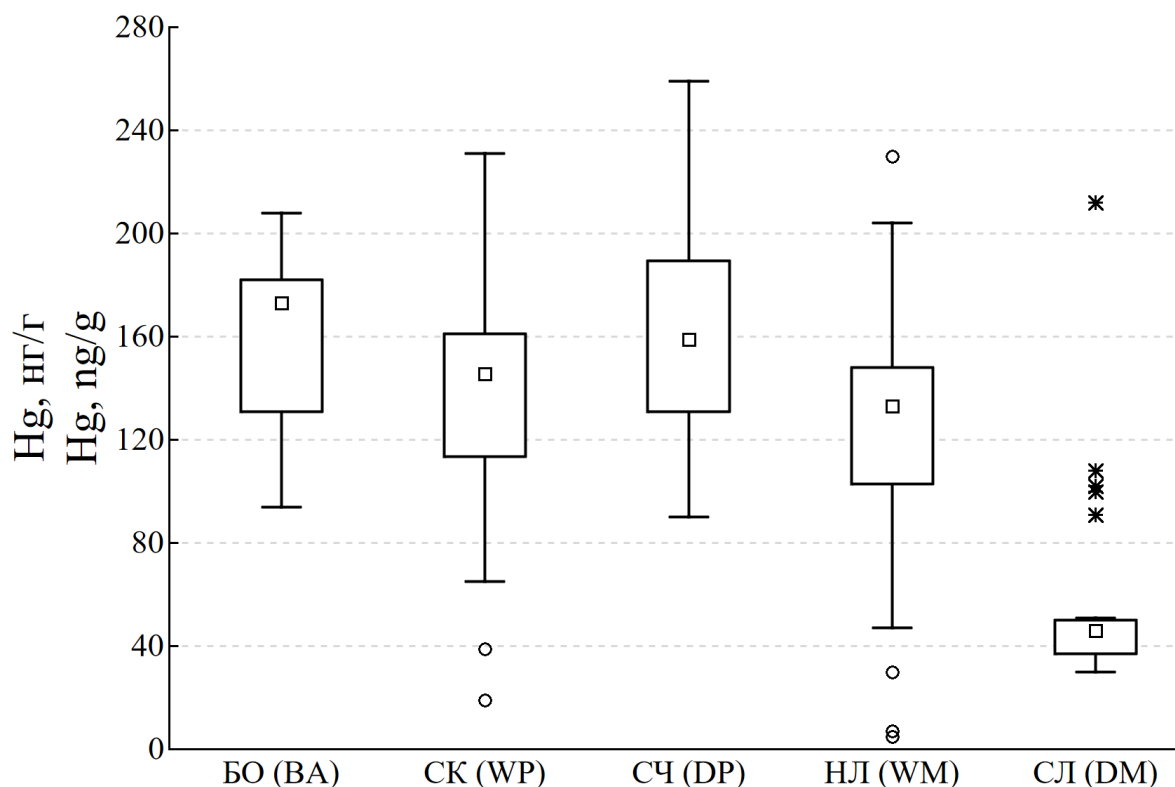
Содержание ртути в сенокосцах варьировало в пределах 5–266 нг/г и достоверно отличалось между биотопами ( $H=50.8$ ;  $p < 0.001$ ) (рис. 1). Концентрация металла в сенокосцах увеличивалась при удалении от побережья водохранилища и достигала наибольших величин в сосняке черничном –  $114 \pm 60$  нг/г.

У сенокосцев отмечена слабая отрицательная достоверная корреляция между содержанием ртути и сухой массой тела ( $r = -0.28$ ;  $p < 0.05$ ) (рис. 3). Достоверной корреляции между концентрацией ртути в почвах и содержанием ее в сенокосцах не выявлено.

**Особенности накопления ртути в пауках-волках (Lycosidae).** Пауки-волки – наиболее многочисленная группа герпетобионтных беспозвоночных на исследуемой территории. Количество выловленных экземпляров за период наблюдений варьировало от 20 в сосняке черничном до 60 – в сосняке кисличном.

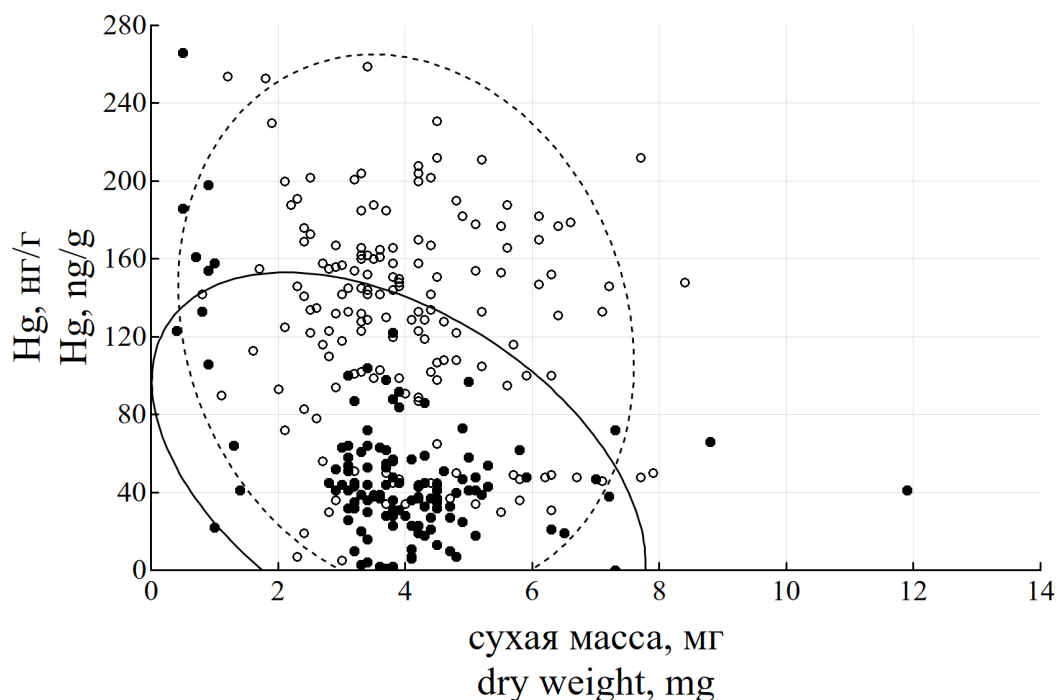
Содержание ртути в пауках-волках находилось в диапазоне 5–259 нг/г (рис. 2). Несмотря на сопоставимые предельные концентрации, во всех биотопах содержание ртути в пауках было достоверно выше, чем в сенокосцах (табл. 2).

Среднее содержание ртути в пауках-волках суходольного луга было достоверно в 2–3 раза ниже по сравнению с пауками других ключевых участков ( $H = 61.8$ ;  $p < 0.001$ ). Достоверной корреляции между содержанием ртути и массой тела у пауков-волков не выявлено ( $r = -0.10$ ;  $p < 0.05$ ) (рис. 3).



**Рис. 2.** Содержание ртути в пауках-волках (Lycosidae) на разных ключевых участках (БО – березово-осиновый лес, СК – сосняк-кисличник, СЧ – сосняк-черничник, НЛ – низинный луг, СЛ – суходольный луг).

**Fig. 2.** Mercury content in wolf spiders (Lycosidae) at different sites (BA – birch-aspen forest, WP – wet pine forest, DP – dry pine forest, WM – wet meadow. DM – dry meadow).



**Рис. 3.** Распределение концентрации ртути в зависимости от массы тела у пауков-волков (белые круги) и сенокосцев (черные круги). В границы эллипсов попадает 95% наблюдений.

**Fig. 3.** Distribution of mercury concentration with respect on body weight in wolf spiders (white circles) and harvesters (black circles), 95% of observations are within the boundaries of the ellipses.

**Таблица 2.** Результаты теста Манна-Уитни ( $U$ ,  $Z$ ,  $p$ ) при сравнении концентраций ртути в сенокосцах (Opiliones) и пауках-волках (Lycosidae) в каждом ключевом участке

**Table 2.** The results of the Mann-Whitney test ( $U$ ,  $Z$ ,  $p$ ) for comparing mercury concentrations in harvesters (Opiliones) and wolf-spiders (Lycosidae) in each key site

Ключевой участок Site	n		U	Z	p
	Opiliones	Lycosidae			
Березово-осиновый лес Birch-aspenforest	53	22	8.5	6.7	<0.001
Сосняк кисличный Wet pine forest	50	60	92	8.5	<0.001
Сосняк черничный Dry pine forest	19	20	91	2.8	0.006
Суходольный луг Dry meadow	6	31	17.5	3.1	0.002

### ОБСУЖДЕНИЕ

Концентрация ртути в гумусово-аккумулятивном горизонте почв под различными типами леса и в почвах суходольного луга в 2–4 раза ниже кларка для почв – 100нг/г [Kabata-Pendias, 2011]. В почвах, сформировавшихся в аналогичных биотопах, занимающих элювиальное и транзитно-аккумулятивное положение геохимической катене на южном побережье Рыбинского водохранилища, содержание ртути в 3–4 раза ниже полученных в настоящем исследовании величин [Комов и др., 2017 (Komov et al., 2017)]. Такие различия, вероятно обусловлены более высокой антропо-

генной нагрузкой в г. Череповце, и что приводит к повышенным поступлениям ртути в окружающую среду. Оторфованные почвы низинного луга, содержат столько же ртути, сколько и, поверхностный слой низинных торфяников в центральной части Вологодской области [Удоденко, Филиппов, 2017 (Udodenko, Philippov, 2017)].

Контрастное содержание ртути в почвах различных биотопов обусловлено особенностями геохимических условий в сопряженных ландшафтах: почвы наиболее удаленного от побережья геохимически автономного сухо-

дольного луга содержат в два раза меньше ртути, по сравнению с почвами геохимически подчиненных ландшафтов под разными типами леса. Наибольшее количество ртути в почвах низинного луга обусловлено его аккумулятивным положением в ряду геохимических ландшафтов и сорбирующими свойствами торфяных горизонтов, способных удерживать ртуть и замедлять ее миграцию с латеральным стоком. Аналогичные различия в уровнях аккумулятивной ртути торфяными горизонтами почв заболоченных западин, по сравнению с окружающими их почвами широколиственных и хвойных лесов автономных ландшафтов, ранее были показаны на территории Воронежского заповедника [Удоденко и др., 2011 (Udodenko et al., 2011)].

В России за ПДК валовой ртути для почв принята концентрация 2.1 мг/кг. Однако, согласно различным исследованиям, критические для почвенной фауны уровни содержания ртути в почвах варьируют от 0.5 до 3.3 мг/кг [deVries et al., 2007; Tipping et al., 2010]. Таким образом, содержание ртути в почвах лесопарковой зоны г. Череповец не представляет угрозу для местной фауны.

С экотоксикологической точки зрения валовое содержание ртути в почвах не является показателем ее биодоступности [Mahbub et al., 2017]. В почвах ртуть содержится в маломобильных формах и аккумулируется в компонентах органического вещества или сорбируется минералами тонких фракций. Содержание метилированной ртути (MeHg) в почвах не превышает 1–2% [Rieder et al., 2011; Burns et al., 2014]. Поэтому ртуть в почвах отличается низкой биодоступностью, даже при высоком ее валовом содержании. В организме дождевых червей содержание MeHg обычно составляет около 10% [Ernst et al., 2008; Rieder et al., 2011]. Содержание ртути в червях может быть удобным индикатором уровня биодоступной ртути в почвах [Lanno et al., 2004]. Полученные в настоящем исследовании коэффициенты биоаккумуляции типичны для дождевых червей, обитающих в почвах, не подверженных антропогенному загрязнению ртутью. При этом на загрязненных территориях коэффициент биоаккумуляции приобретает значения ниже единицы [Zhang et al., 2009]. Результаты настоящего исследования согласуются с другими результатами, где коэффициент биоаккумуляции был выше на антропогенных грунтах с низким содержанием ртути, и наоборот [Colasevich et al., 2011]. Уменьшение коэффициента биоаккумуляции для дождевых червей с увеличением концентраций

ртути в почвах связано, с меньшей долей биодоступной ртути относительно ее валовой концентрации. Несмотря на то, что полученная в настоящем исследовании модель связи биоаккумуляции ртути в дождевых червях и концентрацией металла в поверхностном горизонте почв не достоверна – общая отрицательная тенденция просматривается. Возможно, при увеличении количества ландшафтов с промежуточными концентрациями ртути в почвах зависимость получится статистически достоверной.

Следует добавить, что дождевые черви остаются одной из наиболее изученных групп беспозвоночных по концентрации ртути [Mahbub et al., 2017]. Они отличаются высокой толерантностью к содержанию ртути в почвах. Биодоступность ртути не является фактором, ограничивающим численность дождевых червей. По всей видимости различия в численности червей на разных ключевых участках обусловлены другими факторами – влажность, плотность почв и т.п. Исследования показывают, что даже при высоких концентрациях ртути в почвах (в 40 раз выше ПДК) смертность дождевых червей низкая [Zhu et al., 2012]. Закономерности накопления ртути другими группами наземных беспозвоночных до сих пор остается слабо изученным. Однако общие наблюдаемые тенденции похожи на те, что отмечены у позвоночных животных – хищные виды в одном и том же биотопе накапливают больше ртути, чем виды, основу рациона которых составляет растения и детрит [Комов и др., 2017 (Komov et al., 2017)]. Например, пауки, которых птицы приносили для своих птенцов, в среднем содержали в четыре раза больше ртути по сравнению с чешуекрылыми и прямокрылыми насекомыми из тех же ландшафтов [Cristol et al., 2008].

Отмеченный в настоящем исследовании большой размах между предельными концентрациями ртути у арахид внутри одного биотопа, характерен для большинства хищных членистоногих [Zheng et al., 2008; Wu et al., 2021]. Это обусловлено как небольшой массой беспозвоночных и быстрым накоплением высоких концентраций, так и отсутствием эффекта биологического разбавления. Согласно литературным данным в пауках по сравнению с другими беспозвоночными отмечается наибольшее содержание метилированной ртути [Li et al., 2021]. Пауки, сенокосцы и дождевые черви вместе составляют до 50% в рационе наземных мелких млекопитающих [Makarov, Ivanter, 2016]. Поэтому изученные беспозво-

ночные могут играть важную роль при транспорте ртути по наземным пищевым сетям.

Дождевые черви, пауки-волки и сенокосцы отличаются между собой по характеру пространственного распределения ртути. Различия, вероятно, обусловлены специфическими источниками ртути для каждой исследованной группы. Все пауки, независимо от способа добычи пищи (бродячие охотники или тенетники) – облигатные хищники [Марусик, Ковблук, 2011 (Marusik, Kovbluk, 2011)]. Основу их рациона составляют насекомые различных таксономических групп. Причиной большого размаха концентраций ртути в локальной популяции арахнид может быть случайно избирательное питание организмами с содержанием высокой и низкой концентрацией ртути. Те особи пауков-волков, которым чаще попадались организмы с более высокой концентрацией ртути, в результате содержат больше ртути, чем те особи, которым попадались жертвы с низкой концентрацией металла. Процесс, вероятно, носит случайный, не направленный и не избирательный характер.

Во всех исследованных биотопах содержание ртути в пауках-волках было существенно ниже по сравнению с дождевыми червями. Вероятно, уровни накопления ртути дождевыми червями зависят от общего объема почвы, прошедшей через кишечник в течение жизни

отдельной особи. Аналогично можно объяснить разные уровни накопления ртути половозрелыми и ювенильными особями дождевых червей. В отличие от пауков, сенокосцы умеренной полосы европейской части РФ – детритофаги. Основу их рациона составляют растительные остатки. Поэтому содержание ртути в сенокосцах во всех биотопах ниже, чем в пауках. В единичных комплексных исследованиях, показано, что содержание ртути в пауках в 1.5 раза выше, чем в сенокосцах [Rimmer et al., 2010]. При этом сенокосцы содержали в 1.5–2 раза больше ртути, чем представители растительоядных насекомых отрядов клопы, перепончатокрылых, личинок.

Отсутствие положительных связей между содержанием металлов в почвах и герпетобийных беспозвоночных (на примере жуелиц) ранее было показано в окрестностях Косогорского металлургического комбината [Gongalsky et al., 2007]. Сенокосцы и пауки в течение жизненного цикла менее связаны с почвой, что приводит к отсутствию корреляции между содержанием ртути в почвах и организме. Большая часть жизненного цикла арахнид проходит на поверхности почвы, без непосредственного контакта с ней, а кормовым ресурсом служат мелкие беспозвоночные, слабо накапливающие ртуть.

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Определено содержание ртути в поверхностных горизонтах почв рекреационной зоны г. Череповца. Показано что содержание ртути в почвах зависит от их положения в каскаде локальных геохимических ландшафтов – минимальные значения отмечены в почвах суходольного луга (элювиальный ландшафт), максимальные – в почвах низинного луга (аккумулятивный ландшафт). Во всех исследованных почвах содержание ртути ниже уровней, при которых ожидается негативный эффект на сообщества почвенных беспозвоночных.

Исследовано содержание ртути в дождевых червях, пауках-волках и сенокосцах, насе-

ляющих различные участки рекреационной зоны г. Череповца. Среднее содержание ртути в беспозвоночных возрастало в ряду сенокосцы > пауки-волки > дождевые черви. На всех исследованных ключевых участках, за исключением низинного луга, содержание ртути в беспозвоночных было выше, чем в почвах. Достоверных взаимосвязей между содержанием ртути в почвах и организме всех исследованных таксономических групп не выявлено. Различия по уровню содержания ртути в отдельных видах обусловлены типом питания и положением в структуре трофической пищевой сети.

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Комов В.Т., Гремячих В.А., Удоденко Ю.Г., Щедрова Е.В., Елизаров М.Е. Ртуть в абиотических и биотических компонентах водных и наземных экосистем поселка городского типа на берегу Рыбинского водохранилища // Труды Института биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН. 2017. Вып. 77 (80). С. 34–56. DOI: 10.24411/0320-3557-2017-10003
- Марусик Ю.М. Ковблук Н.М. Пауки Сибири и Дальнего Востока. Москва: Товарищество научных изданий КМК, 2011. 344 с.
- Удоденко Ю.Г., Девятова Т.А., Комов В.Т., Трегубов О.В. Ртуть в гидроморфных почвах Воронежского государственного природного биосферного заповедника // Вестник ВГУ. Серия: химия, биология, фармация. 2011. № 2. С. 148–153.



- Удоденко Ю.Г., Филиппов Д.А. Ртуть в торфяных отложениях Шиченгского болота (Вологодская область) // Труды Института биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН. 2017. Вып. № 79 (82). С. 236–242. DOI: 10.24411/0320-3557-2017-10059
- Beckers F., Rinklebe J. Cycling of mercury in the environment: Sources, fate, and human health implications: A review. // *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. 2017. Vol. 47. P. 693–794. DOI: 10.1080/10643389.2017.1326277
- Bouchelouche D., Arab A. Bioaccumulation of heavy metals in an aquatic insect (*Baetispavidus*; Baetidae; Ephemeroptera) in the El Harrach Wadi (Algeria) // *Arab. J. Geosci.* 2020. № 13. P. 672. DOI: 10.1007/s12517-020-05582-6
- Burns D.A., Woodruff L.G., Bradley P.M., Cannon W.F. Mercury in the Soil of Two Contrasting Watersheds in the Eastern United States // *PLoS ONE*. 2014. Vol. 9. P. 86855. DOI: 10.1371/journal.pone.0086855
- Colacevich A., Sierra M.J., Borghini F., Millán R., Sanchez-Hernandez J.C. Oxidative stress in earthworms short- and long-term exposed to highly Hg-contaminated soils // *Journal of Hazardous Materials*. 2011. Vol. 194. P. 135–143. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2011.07.091
- Cristol D.A., Brasso R.L., Condon A.M., Fovargue R.E., Friedman S.L., Hallinger K.K., Monroe A.P., White A.E. The Movement of Aquatic Mercury Through Terrestrial Food // *Webs. Science*. 2008. Vol. 320. P. 335–335. DOI: 10.1126/science.1154082
- de Vries W., Römkens P.F.A.M., Schütze G. Critical Soil Concentrations of Cadmium, Lead, and Mercury in View of Health Effects on Humans and Animals // *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. 2007. Vol. 191. P. 91–130. DOI: 10.1007/978-0-387-69163-3\_4
- Driscoll C.T., Mason R.P., Chan H.M., Jacob D.J., Pirrone N. Mercury as a Global Pollutant: Sources, Pathways and Effects // *Environ. Sci. Technol.* 2013. № 47. P. 4967–4983. DOI: 10.1021/es305071v
- Ernst G., Zimmermann S., Christie P., Frey B. Mercury, cadmium and lead concentrations in different ecophysiological groups of earthworms in forest soils // *Environmental Pollution*. 2008. Vol. 156. P. 1304–1313. DOI: 10.1016/j.envpol.2008.03.002
- Global Mercury Assessment 2018. UN Environment Programme, Chemicals and Health Branch Geneva. Switzerland: Narayana Press. 2019. 58 p.
- Gongalsky K.B., Filimonova Zh.V., Pokarzhevskii A.D., Butovsky R.O. Differences in responses of herpetobionts and geobionts to impact from the Kosogorsky metallurgical plant (Tula region, Russia) // *Russian Journal of Ecology*. 2007. Vol. 38. № 1. P. 52–57.
- Kabata-Pendias A. Trace elements in soils and plants (4th ed.). Boca Raton: CRC Press Taylor and Francis Group, 2011. 500 p.
- Lanno R., Wells J., Conder J., Bradham K., Basta N. The bioavailability of chemicals in soil for earthworms // *Ecotoxicol Environ Saf.* 2004. Vol. 57. P. 39–47.
- Lavoie R.A., Jardine T.D., Chumchal M.M., Kidd K.A., Campbell L.M. Biomagnification of Mercury in Aquatic Food Webs: A Worldwide Meta-Analysis // *Environ. Sci. Technol.* 2013. Vol. 47. P. 13385–13394. DOI: 10.1021/es403103t
- Li C., Xu Z., Luo K., Chen Z., Xu X., Xu C., Qiu G. Biomagnification and trophic transfer of total mercury and methylmercury in a sub-tropical montane forest food web, southwest China // *Chemosphere*. 2021. Vol. 277. P. 130371. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2021.130371
- Mahbub K.R., Krishnan K., Naidu R., Andrews S., Megharaj M. Mercury toxicity to terrestrial biota // *Ecological Indicators*. 2017. Vol. 74. P. 451–462. DOI: 10.1016/j.ecolind.2016.12.004
- Makarov A.M., Ivanter E.V. Dimensional characteristics of prey and their role in the diet of shrews (*Sorex l.*) // *Russian journal of ecology*. 2016. Vol. 46, № 3. P. 315–319. DOI: 10.1134/S1067413616030073
- Oliveira C.S., Nogara P.A., Ardisson-Araújo D.M.P., Aschner M., Rocha J.B.T., Dórea J.G. Neurodevelopmental Effects of Mercury // *Advances in Neurotoxicology*. 2018. Vol. 2. P. 27–86. DOI: 10.1016/bs.ant.2018.03.005
- Razavi R.N., Cushman S.F., Halfman J.D., Massey T., Beutner R., Cleckner L.B. Mercury bioaccumulation in stream food webs of the Finger Lakes in central New York State, USA // *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2019. Vol. 172. P. 265–272. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2019.01.060
- Rieder S.R., Brunner I., Horvat M., Jacobs A., Frey B. Accumulation of mercury and methylmercury by mushrooms and earthworms from forest soils // *Environmental Pollution*. 2011. Vol. 159. P. 2861–2869. DOI: 10.1016/j.envpol.2011.04.040
- Rimmer C.C., Miller E.K., McFarland K.P., Taylor R.J., Faccio S.D. Mercury bioaccumulation and trophic transfer in the terrestrial food web of a montane forest // *Ecotoxicology*. 2010. Vol. 19. P. 697–709. DOI: 10.1007/s10646-009-0443-x
- Rodenhouse N.L., Lowe W.H., Gebauer R.L.E., McFarland K.P., Bank M.S. Mercury bioaccumulation in temperate forest food webs associated with headwater streams // *Science of The Total Environment*. 2019. Vol. 665. P. 1125–1134. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.02.151
- Selin N.E. Global Biogeochemical Cycling of Mercury: A Review // *Annu. Rev. Environ Resour.* 2009. Vol. 34. P. 43–63. DOI: 10.1146/annurev.enviro.051308.084314
- Suhareva N., Aigars J., Poikane R., Tunens J. The influence of feeding ecology and location on total mercury concentrations in Eurasian perch (*Perca fluviatilis*) // *Environ. Sci. Eur.* 2021. Vol. 33:82. DOI: 10.1186/s12302-021-00523-w.
- Tipping E., Lofts S., Hooper H., Frey B., Spurgeon D., Svendsen C. Critical Limits for Hg(II) in soils, derived from chronic toxicity data // *Environmental Pollution*. 2010. Vol. 158. P. 2465–2471. DOI: 10.1016/j.envpol.2010.03.027

- Udodenko Y.G., Robinson C.T., Choihil J., Badrakh R., Munkhbat J., Ivanova E.S., Komov V.T. Mercury levels in sediment, fish and macroinvertebrates of the Boroo River, northern Mongolia, under the legacy of gold mining // *Eco-toxicology*. 2022. Vol. 31. P. 312–323. DOI: 10.1007/s10646-021-02502-6
- Wu G., Tang S., Han J., Li C., Liu L., Xu X., Xu Z., Chen Z., Wang Y., Qiu G. Distributions of Total Mercury and Methylmercury in Dragonflies from a Large, Abandoned Mercury Mining Region in China // *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 2021. Vol. 81. P. 25–35. DOI: 10.1007/s00244-021-00854-y
- Zhang Z.S., Zheng D.M., Wang Q.C., Lv X.G. Bioaccumulation of Total and Methyl Mercury in Three Earthworm Species (*Drawida* sp., *Allolobophora* sp., and *Limnodrilus* sp.) // *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 2009. Vol. 83. P. 937–942. DOI: 10.1007/s00128-009-9872-8
- Zheng D.-M., Wang Q.-C., Zhang Z.-S., Zheng N., Zhang X.-W. Bioaccumulation of Total and Methyl Mercury by Arthropods // *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 2008. Vol. 81. P. 95–100. DOI: 10.1007/s00128-008-9393-x
- Zhu, J., Yang, D., Fu, R., Wang, W., Guo, X., Yao, H. Hormetic effects of mercury on survival of *Eisenia fetida* (Oligochaeta) // *Civil Eng. Urban Plan.* 2012. P. 299–307. DOI: 10.1061/9780784412435.055

#### REFERENCES

- Beckers F., Rinklebe J. Cycling of mercury in the environment: Sources, fate, and human health implications: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 2017, vol. 47, pp. 693–794. doi: 10.1080/10643389.2017.1326277.
- Bouchelouche D., Arab A. Bioaccumulation of heavy metals in an aquatic insect (Baetispavidus; Baetidae; Ephemeroptera) in the El Harrach Wadi (Algeria). *Arab. J. Geosci.*, 2020, vol. 13, p. 672. doi: 10.1007/s12517-020-05582-6.
- Burns D.A., Woodruff L.G., Bradley P.M., Cannon W.F. Mercury in the Soil of Two Contrasting Watersheds in the Eastern United States. *PLoS ONE*, 2014, vol. 9, p. 86855. doi: 10.1371/journal.pone.0086855.
- Colacevich A., Sierra M.J., Borghini F., Millán R., Sanchez-Hernandez J.C. Oxidative stress in earthworms short- and long-term exposed to highly Hg-contaminated soils. *Journal of Hazardous Materials*, 2011, vol. 194, pp. 135–143. doi: 10.1016/j.jhazmat.2011.07.091.
- Cristol D.A., Brasso R.L., Condon A.M., Fovargue R.E., Friedman S.L., Hallinger K.K., Monroe A.P., White A.E., The Movement of Aquatic Mercury Through Terrestrial Food Webs. *Science*, 2008, vol. 320, pp. 335–335. doi: 10.1126/science.1154082.
- de Vries W., Römkens P.F.A.M., Schütze G. Critical Soil Concentrations of Cadmium, Lead, and Mercury in View of Health Effects on Humans and Animals. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 2007, vol. 191, pp. 91–130. doi: 10.1007/978-0-387-69163-3\_4.
- Driscoll C.T., Mason R.P., Chan H.M., Jacob D.J., Pirrone N. Mercury as a Global Pollutant: Sources, Pathways, and Effects. *Environ. Sci. Technol.*, 2013, vol. 47, pp. 4967–4983. doi: 10.1021/es305071v.
- Ernst G., Zimmermann S., Christie P., Frey B. Mercury, cadmium and lead concentrations in different ecophysiological groups of earthworms in forest soils. *Environmental Pollution*, 2008, vol. 156, pp. 1304–1313. doi: 10.1016/j.envpol.2008.03.002.
- Global Mercury Assessment 2018. UN Environment Programme, Chemicals and Health Branch Geneva. Switzerland, Narayana Press, 2019. 58 p.
- Kabata-Pendias A. Trace elements in soils and plants (4th ed.). Boca Raton, CRC Press Taylor and Francis Group, 2011. 500 p.
- Komov V.T., Gremyachikh V.A., Udodenko Yu.G., Shchedrova Ye.V., Yelizarov M.Ye. Mercury in abiotic and biotic components of aquatic and terrestrial ecosystems in the urban settlement on the shore of the Rybinsk reservoir. *Proceedings of the I.D. Papanin Institute of Biology of Inland Waters of the Russian Academy of Sciences*, 2017, iss. 77 (80), pp. 34–56. doi: 10.24411/0320-3557-2017-10003 (In Russian)
- Lanno R., Wells J., Conder J., Bradham K., Basta N. The bioavailability of chemicals in soil for earthworms. *Ecotoxicol Environ Saf.*, 2004, vol. 57, pp. 39–47.
- Lavoie R.A., Jardine T.D., Chumchal M.M., Kidd K.A., Campbell L.M. Biomagnification of Mercury in Aquatic Food Webs: A Worldwide Meta-Analysis. *Environ. Sci. Technol.*, 2013, vol. 47, pp. 13385–13394. doi: 10.1021/es403103t.
- Li C., Xu Z., Luo K., Chen Z., Xu X., Xu C., Qiu G. Biomagnification and trophic transfer of total mercury and methylmercury in a sub-tropical montane forest food web, southwest China. *Chemosphere*, 2021, vol. 277, p. 130371. doi: 10.1016/j.chemosphere.2021.130371.
- Mahbub K.R., Krishnan K., Naidu R., Andrews S., Megharaj M. Mercury toxicity to terrestrial biota. *Ecological Indicators*, 2017, vol. 74, pp. 451–462. doi: 10.1016/j.ecolind.2016.12.004.
- Makarov A.M., Ivanter E.V. Dimensional characteristics of prey and their role in the diet of shrews (Sorex l.). *Russian journal of ecology*, 2016, vol. 46, no. 3, pp. 315–319. doi: 10.1134/S1067413616030073.
- Marusik, Y.M., Kovbliuk, N.M. Pauki (Arachnida, Aranei) Sibiri i Dal'nego Vostoka Rossii. Moscow, T-vonauch. izd. KMK, 2011. 344 p. (In Russian)
- Oliveira C.S., Nogara P.A., Ardisson-Araújo D.M.P., Aschner M., Rocha J.B.T., Dórea J.G. Neurodevelopmental Effects of Mercury. *Advances in Neurotoxicology*, 2018, vol. 2, pp. 27–86. doi: 10.1016/bs.ant.2018.03.005
- Razavi R.N., Cushman S.F., Halfman J.D., Massey T., Beutner R., Cleckner L.B. Mercury bioaccumulation in stream food webs of the Finger Lakes in central New York State, USA. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2019, vol. 172, pp. 265–272. doi: 10.1016/j.ecoenv.2019.01.060.

- Rieder S.R., Brunner I., Horvat M., Jacobs A., Frey B. Accumulation of mercury and methylmercury by mushrooms and earthworms from forest soils. *Environmental Pollution*, 2011, vol. 159, pp. 2861–2869. doi: 10.1016/j.envpol.2011.04.040.
- Rimmer C.C., Miller E.K., McFarland K.P., Taylor R.J., Faccio S.D. Mercury bioaccumulation and trophic transfer in the terrestrial food web of a montane forest. *Ecotoxicology*, 2010, vol. 19, pp. 697–709. doi: 10.1007/s10646-009-0443-x.
- Rodenhouse N.L., Lowe W.H., Gebauer R.L.E., McFarland K.P., Bank M.S. Mercury bioaccumulation in temperate forest food webs associated with headwater streams. *Science of The Total Environment*, 2019, vol. 665, pp. 1125–1134. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.02.151.
- Selin N.E. Global Biogeochemical Cycling of Mercury: A Review. *Annu. Rev. Environ Resour*, 2009, vol. 34, pp. 43–63. doi: 10.1146/annurev.enviro.051308.084314.
- Suhareva N., Aigars J., Poikane R., Tunens J. The influence of feeding ecology and location on total mercury concentrations in Eurasian perch (*Perca fluviatilis*). *Environ. Sci. Eur.*, 2021, vol. 33:82. doi: 10.1186/s12302-021-00523-w.
- Tipping E., Lofts S., Hooper H., Frey B., Spurgeon D., Svendsen C. Critical Limits for Hg(II) in soils, derived from chronic toxicity data. *Environmental Pollution*, 2010, vol. 158, pp. 2465–2471. doi: 10.1016/j.envpol.2010.03.027.
- Udodenko Yu.G., Devyatova T.A., Komov V.T., Tregubov O.V. Rtut' v gidromorfnyh pochvah Voronezhskogo gosudarstvennogo prirodnogo biosfernogo zapovednika [Mercury in hydromorphic soils of the Voronezh state reserve]. *Proceedings of Voronezh state university. Series: chemistry. biology. pharmacy*, 2011, no. 2, pp. 148–154. (In Russian)
- Udodenko Yu.G., Philippov D.A. Mercury in peat deposits of the Shichenskoe mire (Vologda region, Russia). *Transactions of IBIW RAS*, 2017, no. 79(82), pp. 236–242. doi: 10.24411/0320-3557-2017-10059. (In Russian)
- Udodenko Yu.G., Robinson C.T., Choijl J., Badrakh R., Munkhbat J., Ivanova E.S., Komov V.T. Mercury levels in sediment, fish and macroinvertebrates of the Boroo River, northern Mongolia, under the legacy of gold mining. *Ecotoxicology*, 2022, vol. 31, pp. 312–323. doi: 10.1007/s10646-021-02502-6.
- Wu G., Tang S., Han J., Li C., Liu L., Xu X., Xu Z., Chen Z., Wang Y., Qiu G. Distributions of Total Mercury and Methylmercury in Dragonflies from a Large, Abandoned Mercury Mining Region in China. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 2021, vol. 81, pp. 25–35. doi: 10.1007/s00244-021-00854-y.
- Zhang Z.S., Zheng D.M., Wang Q.C., Lv X.G. Bioaccumulation of Total and Methyl Mercury in Three Earthworm Species (*Drawida* sp., *Allolobophora* sp., and *Limnodrilus* sp.). *Bull Environ Contam Toxicol*, 2009, vol. 83, pp. 937–942. doi: 10.1007/s00128-009-9872-8.
- Zheng D.-M., Wang Q.-C., Zhang Z.-S., Zheng N., Zhang X.-W. Bioaccumulation of Total and Methyl Mercury by Arthropods. *Bull Environ. Contam. Toxicol.*, 2008, vol. 81, pp. 95–100. doi: 10.1007/s00128-008-9393-x.
- Zhu, J., Yang, D., Fu, R., Wang, W., Guo, X., Yao, H. Hormetic effects of mercury on survival of *Eisenia fetida* (Oligochaeta). *Civil Eng. Urban Plan*, 2012, pp. 299–307. doi: 10.1061/9780784412435.055

## MERCURY CONTENT IN SOIL INVERTEBRATES OF THE RECREATIONAL ZONE OF A LARGE INDUSTRIAL CITY (CHEREPOVETS)

Yu. G. Udodenko<sup>1,3\*</sup>, E. S. Ivanova<sup>2</sup>, V. T. Komov<sup>1,2</sup>, D. E. Bazhenova<sup>2</sup>, A. V. Belik<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Papanin institute for biology of inland waters RAS

152742, Yaroslavl obl., Nekouz district, Borok, e-mail: \*udu@ibiw.ru

<sup>2</sup>Cherepovets state university, 162600, Cherepovets, Lunacharskogo, 5

<sup>3</sup>Voronezh state university, 394018, Voronezh, Universitysquare, 1

Revised 25.09.2022

Soil invertebrates are the main food resource for birds and small mammals. The migration of mercury into the food webs of terrestrial ecosystems is still poorly investigated. The mercury content in soil, earthworms, wolf spiders and harvesters of the forest park zone of Cherepovets (Vologda region) was determined. The collection of the material was carried out on 5 sites (birch-aspen forest, wet pine forest, dry pine forest, wet meadow, dry meadow) differing in the composition of vegetation and the position in the cascade of geochemical landscapes. The minimum mercury content was found in the soils of the dry meadow (eluvial landscape) – 25 ng/g, the maximum – in the soils of the wet meadow (accumulative landscape) – 188 ng/g. The maximum concentrations of mercury in all sites were found in earthworms – from 261 ng/g in the dry pine forest to 1095 ng/g in the wet meadow. The concentration of mercury in wolf spiders was lower than in earthworms. The minimum values were found in a dry meadow. In all sites, the mercury content in wolf spiders was significantly higher than in harvesters. There are no significant correlations between the mercury content in soils and the organism of the studied invertebrates.

**Keywords:** soils, earthworms, wolf spiders, haymakers, geochemical landscapes

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**

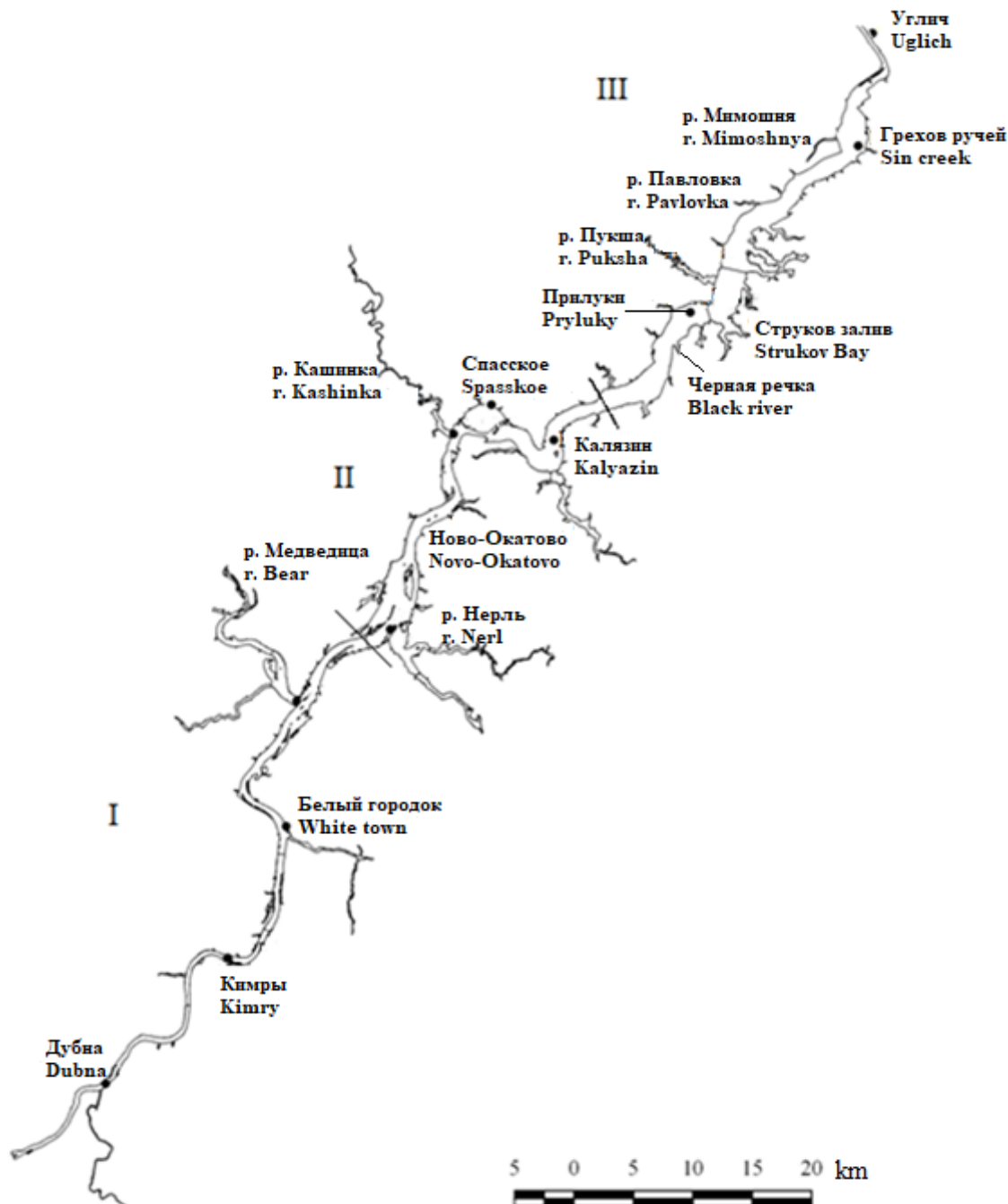
Пробы воды и ДО отбирали в летние месяцы в период с 2012 по 2020 гг. на станциях, приуроченных к затопленному руслу р. Волга, к устьям рек, впадающих в водохранилище,

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 закручивающуюся 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  $+2$ – $+4^{\circ}\text{C}$  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 –  $21\pm 3^{\circ}\text{C}$ , 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  $0.2\text{ см}^3$  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  $20\pm 2^{\circ}\text{C}$ , 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 ( $\times 200$ ,  $\times 280$ ,  $\times 400$ ) 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  $0.25 \leq \text{ISAD} \leq 0.55$  и  $0.03 \leq \text{ISMMD} \leq 0.20$  [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 –  $\leq 8\%$  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)]:

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

где  $\text{C}_i$  – концентрация  $i$ -го компонента состава загрязнения, мг/л,  $\text{ПДК}_i$  – предельно-допустимая концентрация  $i$ -го компонента, мг/л [Перечень рыбохозяйственных нормативов..., 1999 (Perechen' rybohozyajstvennyh normativov..., 1999)].

Суммарный коэффициент загрязненности воды  $\text{KЗ}_{\text{сум}}$  для 6 токсичных ЗВ рассчитывался по формуле:  $\sum \text{KЗ}_i = \sum (\text{C}_i / \text{ПДК}_i)$ . 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*)

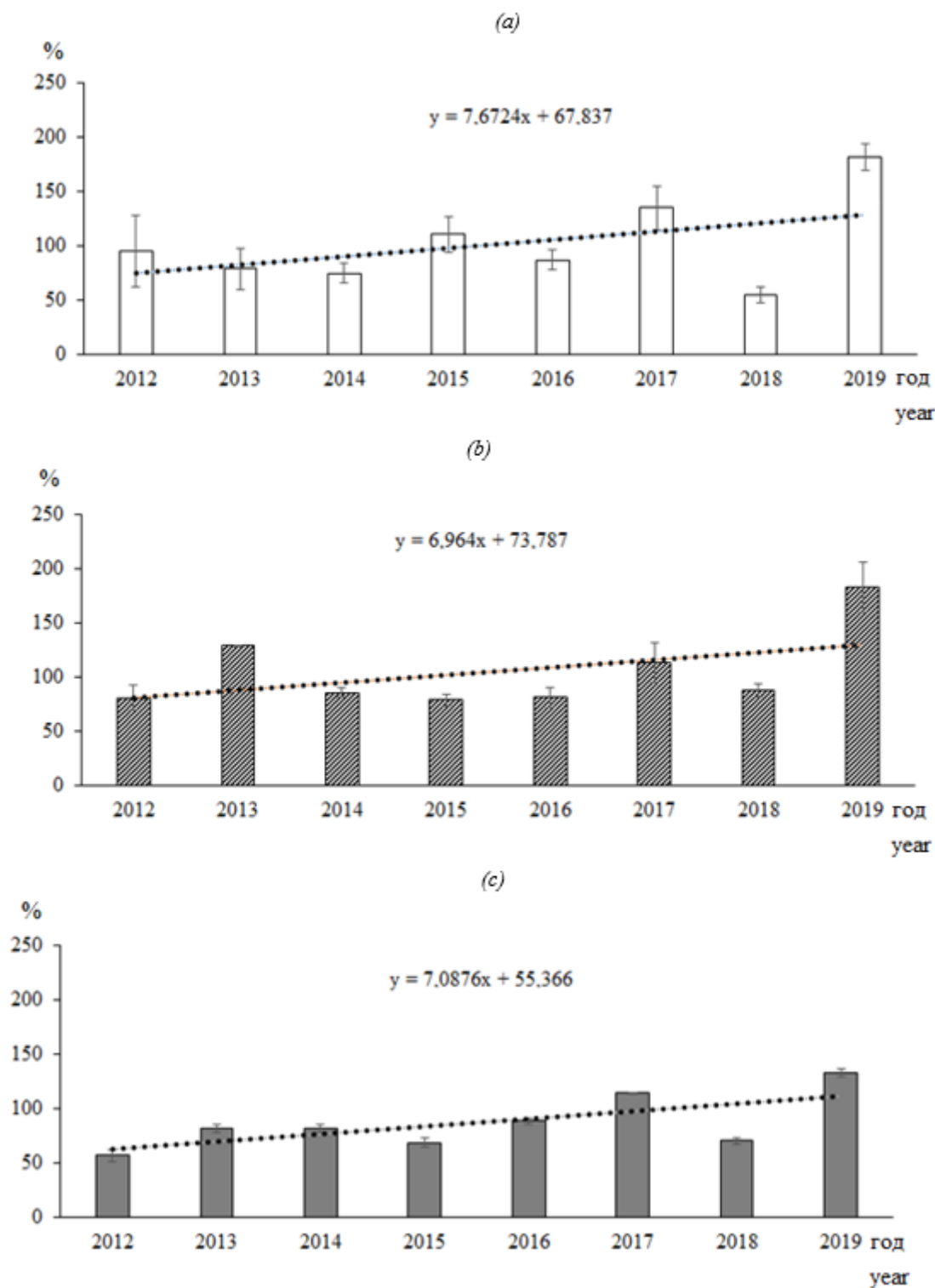
**Table 1.** Water toxicity index of various sites of the Uglich reservoir according to the average fertility index (average number of juveniles per 1 female *Ceriodaphnia affinis*)

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, значительно отличающиеся в строках, <sup>a, b</sup> – показатели в строке с разными надстрочными индексами статистически значительно 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 перидофний, % 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±0.01 (1)	0.50±0.01 (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±0.01 (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-

хранилища 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

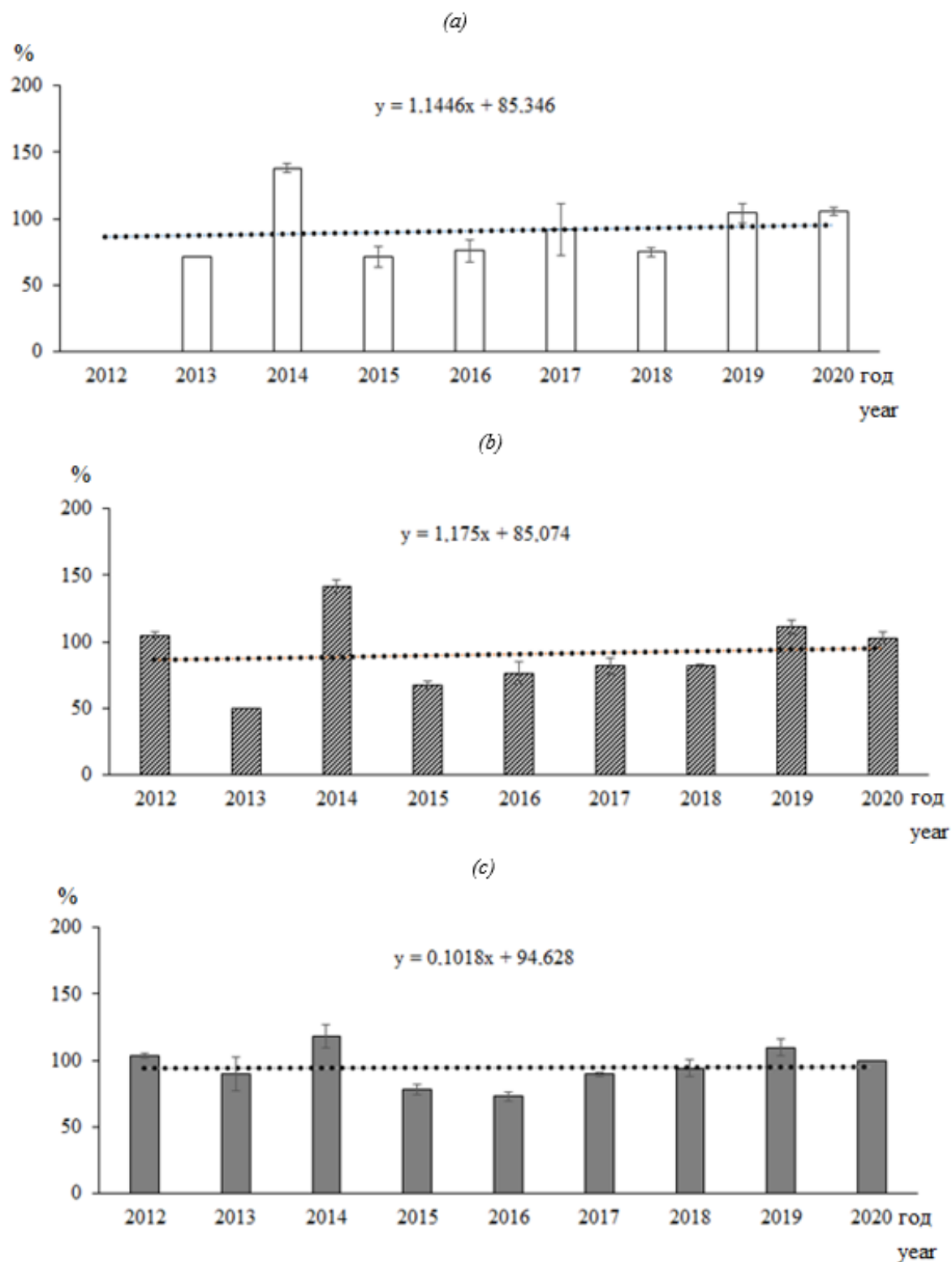
участка водохранилища в 2012 г., контрольный показатель превышен в 13 раз (табл. 4).

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.

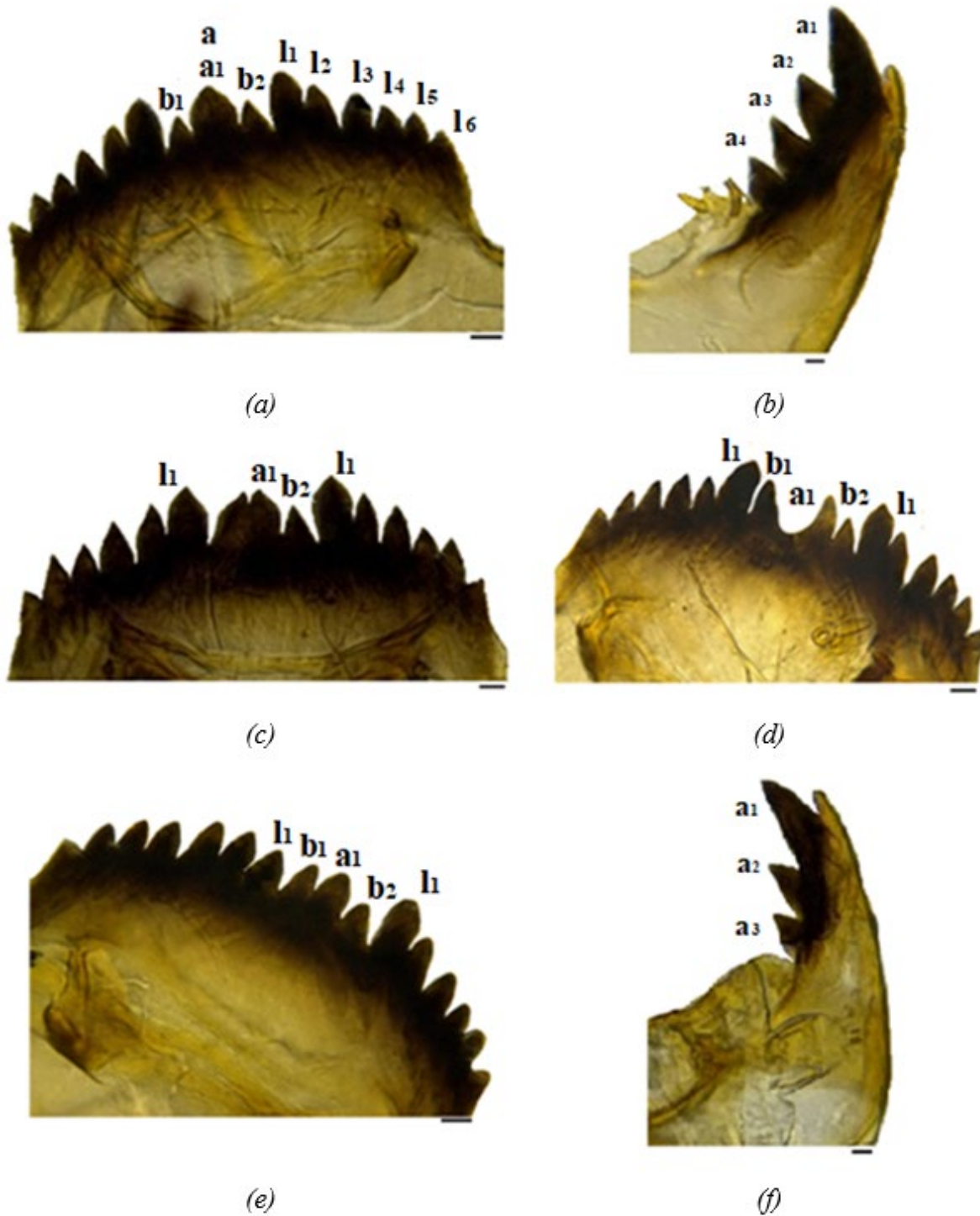
**Таблица 4.** Изменение морфологических параметров личинок *Chironomus riparius* при биотестировании донных отложений Угличского водохранилища (2012–2013 гг.)

**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		
2012 г.							
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
Контроль Control	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
2013 г.							
Верхний Upper	37	16.7±4.5	9.1±0.5	32.9±4.8	58.1±3.8	1.89±0.45*	0.46±0.03*
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	1.60±0.28*	0.65±0.15*
Контроль Control	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 (TEC) <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 молоди 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 (Perechen'..., 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 [Yasinski 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), Колומийцев, 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-Jaesrich 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-

тельствовать 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 перекомплесованными 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 Угличского 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 Угличского 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 Угличского 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 Угличского 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. Терагенное 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 *Hyalella azteca* (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., Zakonnov 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 prirodnih 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 prirodnih 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 prirodnih vod. *Metody bioindikatsii i biotestirovaniya prirodnih 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 mezen' 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 gidrohimicheskaya karakteristika 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)

- Filenko 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-chitinated 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 *Hyalella 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 soderzhaniya 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 upravleniya 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., 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 ekologicheskikh 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. Gidrohimicheskie 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., Korzhenevskiy 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., Zakonnov 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.
- Zakonnov 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

## КОМПЛЕКСНАЯ ОЦЕНКА ЭКОТОКСИКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДОХРАНИЛИЩ СРЕДНЕЙ И НИЖНЕЙ ВОЛГИ МЕТОДАМИ БИОДИАГНОСТИКИ И АНАЛИЗА СОДЕРЖАНИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ

Г. М. Чуйко\*, В. А. Подгорная, И. И. Томилина, Р. А. Ложкина, В. В. Законнов, М. В. Гапеева

*Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН,  
152742 пос. Борок, Ярославская обл., Некоузский р-н, e-mail: \*gchuiko@ibiw.ru*  
Поступила в редакцию 11.09.2022

Проведена комплексная оценка экотоксикологического состояния водохранилищ Средней и Нижней Волги методом биодиагностики (биомаркирование, биотестирование) и анализа содержания тяжелых металлов в донных отложениях. Установлена пространственная вариабельность содержания тяжелых металлов в донных отложениях и значений биомаркеров состояния оксидативного стресса в печени леща из разных водохранилищ. Определена токсичность донных отложений. По результатам проведенного исследования водохранилища по степени ухудшения экотоксикологического состояния располагаются в следующем ряду: Горьковское > Волгоградское = Саратовское > Куйбышевское > Чебоксарское. Участок Рыбинского водохранилища в районе ст. 1 можно принять за фоновый по антропогенной нагрузке.

**Ключевые слова:** биомаркирование, биотестирование, оксидативный стресс, лещ, водохранилища.

DOI: 10.47021/0320-3557-2022-89-96

### ВВЕДЕНИЕ

Река Волга – одна из крупнейших рек на Земле и самая большая по водности, площади бассейна и длине в Европе, а также крупнейшая в мире река, впадающая в бессточный (внутренний) водоем. Она является основной водной артерией Европейской части России и имеет большое социально-экономическое, культурно-историческое и экологическое значение. В водосборном бассейне Волги расположено большое количество коммунально-промышленных и сельскохозяйственных зон, отходы деятельности которых загрязняют реку, ухудшают качество ее воды, наносят вред водным организмам и представляют потенциальную опасность для здоровья человека. В последнее десятилетие проблема экологического состояния Волги вышла на общегосударственный уровень и на ее решение направлен приоритетный Федеральный проект “Оздоровление Волги”, одним из направлений которого является оценка современного экотоксикологического состояния реки.

На современном этапе развития водной токсикологии для того, чтобы получить более полную картину экотоксикологического состояния водного объекта, наряду с качественным и количественным анализом загрязняющих веществ (ЗВ) используются биодиагностические методы, основанные на ответах биоты на загрязнение на разных уровнях биологической организации: биомаркирование, биотестирование и биоиндикация [Чуйко и др., 2022 (Chuiiko et al., 2022)]. Такой подход в своих работах активно развивал Б.А. Флеров [Флеров, 1989 (Flerov, 1989)] и продолжают развивать в основанной им лаборатории [Томилина и др., 2018 (Tomilina et al., 2018); Morozov et al., 2012; Zabotkina et al., 2018; Kuzmina et al., 2019; Klimova et al., 2020].

В рамках проекта “Оздоровление Волги” проводилось исследование, цель которого – дать комплексную оценку экотоксикологического состояния Волжских водохранилищ с использованием методов биодиагностики и химического анализа загрязняющих веществ.

### МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Пробы донных отложений (ДО) отбирались в 2015 и 2016 г. в ходе комплексной экспедиции на научно-исследовательском судне “Академик Топчиев” ИБВВ РАН на Рыбинском, Горьковском, Чебоксарском, Куйбышевском, Саратовском и Волгоградском водохранилищах модифицированным дночерпателем Экмана-Берджи (ДАК-250) с площадью захвата 1/40 м<sup>2</sup> и дночерпателем ДАК-100 с площадью захвата 1/100 м<sup>2</sup> (см. рисунок). Для исследования характеристик ДО, их токсичности и

содержания тяжелых металлов (ТМ) использовали интегральную пробу верхнего слоя грунта (0–10 см), отобранную на каждой станции за три подъема. Лещ (*Abramis brama* L.) был выбран в качестве индикаторного вида в связи с тем, что он является бентофагом и трофически тесно связан с ДО.

Отлов леща произведен в 2016 г. донным тралом. После вылова и проведения стандартного биоанализа у 10 особей обоего пола со средними значениями длины и массы тела

30.5±3.7 см и 633.5±42.3 г, соответственно, отбирали навеску печени 10 г, и хранили при -18°C до последующего биохимического анализа.

Точки отбора проб ДО и рыбы были приурочены к местам траления и распределены равномерно по всему волжскому каскаду с таким расчетом, чтобы в каждом водохранилище захватить его верхнюю и нижнюю части. В качестве референтного участка была выбрана ст. 1 Коприно в Рыбинском водохранилище, расположенная вдали от промышленных центров и испытывающая наименьшую антропогенную нагрузку [Чуйко, Подгорная, 2018 (Chuiko, Podgornaya, 2018); Томилина и др., 2018 (Tomilina et al., 2018)].

Тип ДО идентифицировали согласно классификации В.В. Законнова [Законнов, 2018 (Zakonnov, 2018)]. Подготовку проб и определение содержания общих форм ТМ в ДО проводили по протоколу Total Quant Analysis методом ICP MS спектрометрии на приборе ELAN DRC-е (Perkin Elmer SCIEX) [Томилина и др., 2018 (Tomilina et al., 2018)]. Токсичность ДО определяли методами биотестирования водной вытяжки (ВВДО) на цериодафниях (*Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg, 1900) [Mount, Norberg, 1984] и нативного грунта – на личинках хирономид (*Chironomus riparius* Meigen, 1804) [Ingersoll, Nelson, 1990].



№	Станция Site	Координаты Coordinates
1	Коприно Koprino	58°05'19.2"N 38°17'14.4"E
2	Чернопенье Chernopen'ye	57°38'16.0"N 41°04'06.8"E
3	Наволоки Navoloki	57°29'19.2"N 42°01'14.4"E
4	Елнать Elnat'	57°22'43.0"N 42°51'50.5"E
5	Татинский Tatinskiy	56°02'42.8"N 44°44'09.1"E
6	Сомовский Somovskiy	56°08'28.4"N 45°42'31.2"E
7	Васильсурск Vasilsursk	56°09'28.1"N 46°02'24.1"E
8	Чебоксары Cheboksary	56°09'15.5"N 47°06'23.0"E
9	Камское устье Kamskoye ust'ye	55°08'15.0"N 49°19'30.2"E
10	Тетюши Tetyushi	54°53'08.4"N 48°53'36.6"E
11	Печерское Pecherskoye	53°13'46.2"N 49°00'36.6"E
12	Хвалынский Khlvalynsk	52°30'13.2"N 48°10'46.7"E
13	Саратовские затоны (Подгорное) Saratov backwaters (Podgornoye)	51°21'59.4"N 45°57'45.8"E
14	Белогорское (малая Кривцовка) Belogorskoe (small Krivtsovka)	50°38'14.3"N 45°39'46.8"E

Рисунок. Карта-схема отбора проб.

Figure. Sampling scheme map.

Определяли биохимические маркеры состояния оксидативного стресса (СОС): содержание малонового диальдегида (MDA) – показатель интенсивности образования активных

форм кислорода (АФК), содержание восстановленного глутатиона (GSH) и активность антиоксидантных ферментов (каталазы (КАТ) и глутатион-S-трансферазы (GST)) и содержание

водорастворимого белка – для оценки эффективности работы системы антиоксидантной защиты (АОЗ) [Morozov et al., 2012]. Данный набор биомаркеров рыб наиболее часто используется при оценке экотоксикологического состояния водных объектов [Barhoumi et al., 2014; Madeira et al., 2016; Catteau et al., 2021].

Полученные данные обрабатывали статистически с использованием пакета программ

MS Excel 2007 и Statistica 10. Результаты представлены в виде средних и их ошибок ( $\bar{x} \pm SE$ ). Проверку нормальности эмпирического распределения изучаемого признака осуществляли с помощью критерия Колмогорова-Смирнова. Статистическую значимость различий оценивали по t-критерию Стьюдента при  $p = 0.05$ .

### РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Все отобранные ДО в преобладающем большинстве были представлены двумя типами илов – глинистые серые (8 проб) и песча-

нистые (5 проб), и только одна проба (ст. 6) – илистым песком (табл. 1).

**Таблица 1.** Содержание ТМ и тип грунта Волжских водохранилищ

**Table 1.** Content of heavy metals in bottom sediments of Volga water reservoirs

Станция Site	Тип грунта Type of sediments	Концентрации металла, мкг/г / Metal concentrations, mkg/g								
		Al	V	Cr	Mn	Ni	Sr	Cu	Zn	Σ <sub>TM</sub>
Рыбинское водохранилище / Rybinsk reservoir										
1	Глинистый ил Clay silt	<u>6.2</u>	50.7	44.3	<b>1283.7</b>	22.6	32.1	13.6	60.8	1514.0
Горьковское водохранилище / Gorky reservoir										
2	Глинистый ил Clay silt	4616.2	23.8	28.6	918.6	21.2	22.6	11.9	56.5	<b>5699.4</b>
3	Песчанистый ил Sandy silt	<u>7.4</u>	<b>63.8</b>	<b>86.3</b>	<b>1621.7</b>	34.7	53.3	<b>21.1</b>	<b>90.6</b>	1978.9
4	Песчанистый ил Sandy silt	1932.7	<u>7.0</u>	11.3	312.6	<u>&lt;1.0</u>	<u>8.1</u>	4.2	23.5	2299.4
Чебоксарское водохранилище / Cheboksary reservoir										
5	Песчанистый ил Sandy silt	503.4	<u>2.9</u>	<u>2.7</u>	263.1	<u>&lt;1.0</u>	<u>6.6</u>	<u>1.0</u>	<u>4.2</u>	<u>783.9</u>
6	Илистый песок Silty sand	4775.1	19.7	18.1	983.1	10.7	45.0	5.9	21.5	<b>5879.1</b>
7	Глинистый ил Clay silt	2307.2	10.4	<u>9.8</u>	507.8	<u>&lt;1.0</u>	23.1	5.4	11.5	2875.2
8	Глинистый ил Clay silt	791.4	<b>107.4</b>	<b>115.7</b>	<b>1065.9</b>	<b>63.0</b>	<b>159.7</b>	<b>24.7</b>	<b>90.3</b>	2418.1
Куйбышевское водохранилище / Kuibyshev reservoir										
9	Глинистый ил Clay silt	<u>6.5</u>	<b>91.0</b>	<b>93.6</b>	<b>1285.4</b>	<b>57.1</b>	<b>142.8</b>	<b>22.1</b>	54.5	1753.0
10	Глинистый ил Clay silt	<b>9271.1</b>	43.2	57.1	794.9	<b>45.0</b>	<b>81.9</b>	17.5	38.7	<b>10349.4</b>
Саратовское водохранилище / Saratov reservoir										
11	Песчанистый ил Sandy silt	361.7	<u>6.9</u>	<u>4.7</u>	280.5	<u>1.1</u>	<u>9.3</u>	<u>1.4</u>	<u>4.6</u>	<u>670.2</u>
12	Глинистый ил Clay silt	<b>10173.1</b>	48.1	43.6	<b>1424.8</b>	30.4	<b>84.4</b>	11.6	32.7	<b>11848.7</b>
Волгоградское водохранилище / Volgograd reservoir										
13	Песчанистый ил Sandy silt	1726.9	<u>7.1</u>	<u>6.0</u>	<u>28.7</u>	<u>8.5</u>	31.8	<u>2.4</u>	20.3	1831.7
14	Глинистый ил Clay silt	<b>7520.3</b>	29.8	33.2	<b>1426.1</b>	17.4	<b>95.5</b>	14.2	38.7	<b>9175.2</b>

**Примечание.** Жирным шрифтом отмечены наиболее высокие значения по каждому металлу, подчеркнутым – наиболее низкие.

**Note.** The highest values for each metal are marked in bold, the lowest values are underlined.

Установлено, что ТМ по мере снижения их содержания в ДО располагались в ряду  $Al > Mn > Sr > Cr > V \geq Zn > Ni > Cu$  (табл. 1), демон-

стрируя при этом высокую вариабельность в зависимости от локализации. Максимальные значения для этого ряда металлов были соот-

ветственно 10173.1, 1621.7, 159.7, 115.7, 107.4, 90.6, 63.0, 24.7, а минимальные – 7.4, 28.7, 6.6, 2.7, 2.9, 4.2, <1, 1 мкг/г. Наиболее широкий диапазон пространственного варьирования выявлен для алюминия: от 6.2 (ст. 1) до 10173.1 мкг/г (ст. 11), а наименьший – для Mn: от 28.7 (ст. 13) до 1621.7 мкг/г (ст. 3). Эти два элемента на большинстве станций вносят наибольший вклад в суммарное содержание ТМ в ДО. Наиболее высокое суммарное содержание ТМ ( $\geq 5700$  мкг/г) выявлено на станциях 2, 6, 10, 12, 14. Наибольшее содержание по  $>5$  металлам отмечено на станциях 8 и 9.

Оценка токсичности ВВДО показала, что во всех исследуемых образцах отмечена 100% выживаемость ветвистоусых рачков, и лишь на ст. 4 зафиксирована 10% (не превышающая допустимый методикой уровень) гибель рачков за 8 сут экспозиции. В большей степени ВВДО влияла на показатели плодовитости рачков (среднее число пометов и среднее количество молоди на 1 самку), за исключением

станций 1, 4 и 9 (табл. 2). Для большинства станций с глинистым типом ДО отмечено хроническое токсическое действие (ХТД) нативного грунта на биологические параметры личинок хирономид. Исключение составил фоновый участок (ст. 1 Коприно), где, как и для ВВДО, не зарегистрировано токсическое действие на исследованные показатели тест-организмов.

Анализ значений биомаркеров показал, что у рыб *Горьковского водохранилища* (ст. 2–4) по сравнению с рыбами на фоновой ст. 1 (Рыбинское водохранилище) повышенный уровень MDA и активность всех компонентов АОЗ (содержание GSH и активность KAT, GST) (табл. 2).

В *Чебоксарском водохранилище* у рыб регистрировался повышенный уровень MDA, но пониженные содержание GSH и активность участвующего в его метаболизме фермента GST. Активность KAT близка к нормальному уровню.

**Таблица 2.** Значения биомаркеров в печени леща и показатели токсичности ДО Волжских водохранилищ

**Table 2.** Values of biomarkers in bream liver and toxicity of bottom sediments

Станция Site	n	Значения биомаркеров СОС / Values of biomarkers SOS				Токсичность / Toxicity	
		MDA	GSH	GST	KAT	ВВДО Elutriate	ДО Bottom sediments
Рыбинское водохранилище / Rybinsk reservoir							
1	7	0.135±0.014	4.21±0.13	3.17±0.29	62.6±4.8	НТ	НТ
Горьковское водохранилище / Gorky reservoir							
2	3	0.255±0.032*	3.40±0.58	1.00±0.08*	28.7±4.4*	ХТД	ХТД
3	8	0.344±0.041*	4.54±0.77	1.16±0.36*	24.8±3.4*	ХТД	НТ
4	2	0.249±0.026*	3.12±0.48	1.16±0.16*	29.6±7.3*	НТ	ХТД
Чебоксарское водохранилище / Cheboksary reservoir							
5	9	0.356±0.042*	4.75±0.58	1.73±0.30*	42.3±4.3*	ХТД	НТ
6	6	0.189±0.026	4.33±0.48	2.25±0.37	51.1±4.5	ХТД	НТ
7	4	0.167±0.030	4.85±0.86	2.25±0.42	59.0±8.0	ХТД	ХТД
8	10	0.281±0.030*	3.69±0.38	2.66±0.41	41.6±7.2	ХТД	ХТД
Куйбышевское водохранилище / Kuibyshev reservoir							
9	10	0.221±0.031*	4.78±0.70	6.00±0.35*	72.2±7.3	НТ	ХТД
10	1	0.162	1.51	8.47	58.4	ХТД	ХТД
Саратовское водохранилище / Saratov reservoir							
11	6	0.440±0.048*	5.16±0.53	8.81±1.08*	92.8±7.5*	ХТД	ХТД
12	9	0.190±0.027	5.00±0.58	7.01±1.12*	89.0±7.3	ХТД	ХТД
Волгоградское водохранилище / Volgograd reservoir							
13	2	0.118±0.004	7.27±0.20*	5.54±0.19*	142.8±10.1*	–	НТ
14	10	0.254±0.035*	3.87±0.44	6.13±1.03*	94.3±26.3*	–	ХТД

**Примечание.** n – количество исследованных образцов печени; MDA – малоновый диальдегид, GSH – глутатион; KAT – каталаза; GST – глутатион-S-трансфераза; содержание MDA и GSH выражены в пмоль/мкг белка; активность ферментов KAT и GST – в нмоль/мкг белка/мин; НТ – проба не токсична; ХТД – проба, оказывающая хроническое токсическое действие; “\*” – статистически значимые различия для каждого показателя по сравнению со ст. 1.

**Note.** n – the number of studied liver samples; MDA – malondialdehyde; GSH – glutathione; CAT – catalase; GST – glutathione-S-transferase; the content of MDA and GSH is expressed in pmol/μg of protein; activities of KAT and GST enzymes, in nmol/μg protein/min; НТ – the sample is not toxic; ХТД – the sample with chronic toxic effect; “\*” – statistically significant differences for each indicator compared to site 1.

В *Куйбышевском водохранилище* все параметры СОС у рыб были в статистических пределах фоновых значений. Несколько выше была только активность GST, что может быть связано с наличием в ДО органических ЗВ, таких как стойкие органические загрязняющие вещества (СОЗ), полициклические ароматические углеводороды, нефтепродукты и др., поскольку данный фермент участвует еще и в процессе биотрансформации таких ксенобиотиков.

В *Саратовском водохранилище* биомаркер интенсивности образования АФК (MDA) не отличался от значения на фоновой ст. 1. При этом активность антиоксидантных ферментов (GST, KAT) была несколько выше фоновых значений. Такой профиль параметров СОС свидетельствует о том, что система АОЗ за счет повышенной активности ферментатив-

ного компонента успешно регулирует количество образующихся АФК, не позволяя развиваться СОС. Данный факт указывает на то, что экотоксикологическое состояние в этом водохранилище такое же, как и в предыдущем.

Интенсивность образования АФК в тканях рыб в *Волгоградском водохранилище* была ниже, чем во всех вышеперечисленных водных объектах. При этом значения всех исследованных компонентов АОЗ были выше фоновых, т.е. антиоксидантная система успешно справлялась с образующимися под действием разных факторов оксидантами, и даже наблюдалась некоторая гиперкомпенсация, выражающаяся в ее некоторой избыточной активности. Все это указывает на благополучное состояние среды обитания рыб.

### ОБСУЖДЕНИЕ

Известно, что сорбционная способность ДО напрямую зависит от содержания в них органического вещества, которое в илах заметно выше, чем в песках. Поскольку в пробах преобладали однотипные илистые ДО, то выявленная вариабельность содержания в них ТМ не связана с их структурной разнокачественностью, а отражает разную степень антропогенной нагрузки на различные участки водохранилищ. Так наименьшее антропогенное загрязнение ТМ отмечено для ДО на ст. 1, а на остальных станциях в разной степени выше. Эта станция находится в зоне наименьшего антропогенного воздействия и по другим ЗВ, например СОЗ [Чуйко, Подгорная, 2018 (Chuiko, Podgornaya, 2018)]. Поэтому она была выбрана фоновой при биодиагностическом анализе.

Одновременное проведение биотестирования ВВДО и нативных грунтов позволяет оценить вклад в общую токсичность водорастворимых и нерастворимых соединений [Бакаева и др., 2009 (Bakaeva et al., 2012)]. Хроническое токсическое действие для цериодафний ВВДО исследованных станций, за исключением станций 1 и 4, свидетельствует о том, что водорастворимые вещества присутствуют в ДО в достаточных количествах, способных оказать токсическое действие на водные организмы, в первую очередь на их репродуктивные показатели. В отличие от ВВДО, токсичность нативного грунта для бентосных организмов определяется наличием в нем всего комплекса загрязняющих веществ. Известно, что глинистые илы за счет большего содержания органического вещества и процентного содержания частиц размером  $<0.01$  мм адсорбируют большее количество ЗВ, в том числе

ТМ [Даувальтер, 2002 (Dauwalter, 2002)]. Так, в проведенном исследовании отмечено токсическое действие глинистых илов на показатели смертности и линейных размеров личинок хирономид.

Учитывая, что на ст. 1 в *Рыбинском водохранилище* антропогенная нагрузка на водный объект минимальна в связи с удаленностью от крупных промышленных, сельскохозяйственных предприятий и городов, профиль биомаркеров СОС принят в качестве фонового. Сходные значения биомаркеров СОС на этой станции были выявлены ранее [Morozov et al., 2012; Morozov et al., 2017; Tenji et al., 2020].

Выявленный у рыб из Горьковского водохранилища профиль биомаркеров СОС (повышенное содержание MDA и пониженный уровень всех компонентов АОЗ) свидетельствует о высокой интенсивности образования АФК и истощении системы АОЗ в организме рыб, т.е. хроническом оксидативном стрессе, и указывает на неблагоприятное качество среды их обитания [Чуйко, 2014 (Chuiko, 2014); Lushchak, 2011].

Профиль биомаркеров СОС у рыб в *Чебоксарском водохранилище* на станциях 6 и 7 близок к профилю леща на фоновой станции, что свидетельствует об относительной низкой антропогенной нагрузке на этих станциях. На станциях 5 и 8 повышенный уровень MDA и близкие к фоновым значения других биомаркеров СОС указывает на то, что, несмотря на высокую интенсивность образования АФК, система АОЗ частично функционирует в нормальном режиме и не достигает полного истощения своих ресурсов, т.е. способна нейтрализовать оксидативные процессы в клетке и препятствовать вызванным ими морфофункцио-

нальным повреждениям биологических молекул и клеточных структур. Исходя из этого, можно предположить, что в этом водохранилище условия обитания рыб лучше, чем в Горьковском.

Профиль большинства биомаркеров СОС у леща в *Куйбышевском водохранилище* близок к фоновому уровню, исключая повышенную активность GST. Известно, что этот фермент, помимо участия в системе АОЗ, играет важную роль в системе биотрансформации ксенобиотиков (СБК) [Борвинская и др., 2009 (Borvinskaya et al., 2009)]. Исходя из этого, можно предположить, что на станциях в этом водохранилище, кроме повышенных по сравнению с фоном уровнем содержания ТМ, имеется повышенный уровень органических ксенобиотиков, таких как нефтепродукты, полициклические ароматические углеводороды (ПАУ), стойкие органические загрязняющие соединения (СОЗ) и др.

Высокий уровень биомаркеров СОС леща на станциях *Саратовского водохранилища* за исключением низкого содержания MDA, близкого к фоновому, свидетельствует об активации системы АОЗ и СБК, что, вероятнее

всего, связано с повышенной антропогенной нагрузкой.

В *Волгоградском водохранилище* лещ имел сходный с рыбами из *Саратовского водохранилища* профиль биомаркеров, что также может быть связано с повышенной антропогенной нагрузкой. Однако в этих двух водохранилищах у рыб был максимально высокий уровень биомаркеров системы АОЗ, что, наряду с повышенным содержанием MDA, указывает на ее высокую функциональную напряженность.

Следует отметить, что прямой корреляции между изменением значений биомаркеров СОС и уровнем содержания какого-то ТМ не выявлено, но прослеживается тенденция связи с их суммарной нагрузкой. Кроме того, следует иметь в виду, что органические токсические ЗВ и другие антропогенные факторы могут влиять на значения биомаркеров СОС [Lushchak, 2011]. В данном исследовании учесть долю этого антропогенного компонента в общем ответе биомаркеров на загрязнение не представляется возможным, т.к. систематизированные актуальные данные по этим ЗВ в экосистеме Волжских водохранилищ отсутствуют.

#### ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В целом, по результатам проведенного исследования на основе комплексного анализа можно расположить водохранилища по степени ухудшения экотоксикологического состояния в следующем ряду: Горьковское > Волго-

градское = Саратовское > Куйбышевское > Чебоксарское. Рыбинское водохранилище в районе ст. 1 можно принять за фоновый участок по антропогенной нагрузке.

Работа выполнена в рамках государственного задания №121050500046–8 при частичной финансовой поддержке приоритетного проекта “Оздоровление Волги” по теме № г.р. АААА-А18-118052590015-9.

#### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Бакаева Е.Н., Никаноров А.М., Игнатова И.М. Место биотестовых исследований донных отложений в мониторинге водных объектов // Вестн. Юж. науч. центра РАН. 2009, Т. 5. № 2. С. 84–93.
- Борвинская Е.В., Смирнов Л.П., Немова Н.Н. Глутатион-S-трансферазы рыб – потенциальные эколого-биохимические индикаторы антропогенного воздействия на водную среду (Обзор) // Труды Карельского научного центра РАН. 2009, № 3. С. 8–19.
- Даувальтер В. А. Факторы формирования химического состава донных отложений озер: Учеб. пособие по дисциплине “Геохимия окружающей среды” для направления 511100 “Экология и природопользование”. Мурманск: Изд-во МГТУ, 2002. 75 с.
- Законнов В.В. Характеристика донных отложений // Структура и функционирование экосистемы Рыбинского водохранилища в начале XXI века. М.: РАН, 2018. С. 59–72.
- 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 им. И.Д. Папанина РАН. 2018. Вып. 81(84). С. 107–131. DOI: 10.24411/0320-3557-2018-1-0015
- Флеров Б.А. Эколого-физиологические аспекты токсикологии пресноводных животных. Ленинград: Наука. Ленинградское отделение, 1989. 144 с.
- Чуйко Г.М. Биомаркеры в гидроэкоотоксикологии: принципы, методы и методология, практика использования. Гл. XV. // Экологический мониторинг. Часть VIII. Современные проблемы мониторинга пресноводных экосистем: Учебное пособие. Нижний Новгород: Изд-во Нижегородского государственного университета, 2014. С. 310–326.
- Чуйко Г.М., Подгорная В.М. Перспективное распределение органических загрязняющих веществ в экосистеме водохранилища (ретроспективный аналитический обзор) // Структура и функционирование экосистемы Рыбинского водохранилища в начале XXI века. М.: РАН, 2018. С. 357–371

- Чуйко Г.М., Томилина И.И., Холмогорова Н.В. Методы биодиагностики в водной экотоксикологии // Токсикологический вестник. 2022. Т. 30. № 5. С. 315–322. DOI: 10.47470/0869-7922-2022-30-5-315-322.
- Barhoumi B., Clérandeau C., Gourves P.-Y., Le Menach K., Megdiche Y.E.I., Peluhet L., Budzinski H., Baudrimont M., Driss M.R., Cachot J. Pollution biomonitoring in the Bizerte lagoon (Tunisia), using combined chemical and biomarker analyses in grass goby, *Zosterisessor ophiocephalus* (Teleostei, Gobiidae) // Marine Environmental Research. 2014. Vol. 101. P. 184–195. DOI: 10.1016/j.marenvres.2014.07.002.
- Catteau A., Porcher J.-M., Bado-Nilles A., Bonnard I., Bonnard M., Chaumot A., David E., Dedourge-Geffard O., Delahaut L., Delorme N., François A., Garnero L., Lopes C., Nott K., Noury P., Palluel O., Palos-Ladeiro M., Quéau H., Ronkart S., Sossey-Alaoui K., Turiès C., Tychon B., Geffard O., Geffard A. Interest of a multispecies approach in active biomonitoring: application in the Meuse watershed // Science of The Total Environment. 2021. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.152148.
- Ingersoll C.G., Nelson M.K. Testing sediment toxicity with *Hyalella azteca* (Amphipoda) and *Chironomus riparius* (Diptera) // Aquat. Toxicol. and Risk Assessment. Philadelphia: Amer. Soc. Test. and Mater. 1990. Vol. 13. P. 93–109.
- Klimova Y.S., Chuiko G.M., Pesnya D.S. et al. Biomarkers of Oxidative Stress in Freshwater Bivalve Mollusks (Review) // Inland Water Biology. 2020. Vol. 13. P. 674–683. DOI: 10.1134/S1995082920060073.
- Kuz'mina V.V., Komov V.T., Tarleva A.F. et al. Effect of Dietary Metal Exposure on the Locomotor Reactions and Food Consumption in Common Carp *Cyprinus carpio* (L.) // Inland Water Biology. 2019. Vol. 12. P. 356–364. DOI: 10.1134/S1995082919030106.
- Lushchak V.I. Environmentally induced oxidative stress in aquatic animals // Aquatic Toxicology. 2011. Vol. 101. Iss. 1. P. 13–30. DOI: 10.1016/j.aquatox.2010.10.006.
- Madeira C., Madeira D., Diniz M.S., Cabral H.N., Vinagre C. Thermal acclimation in clownfish: An integrated biomarker response and multi-tissue experimental approach // Ecological Indicators. 2016. Vol. 71, P. 280–292. DOI: 10.1016/j.ecolind.2016.07.009.
- Morozov A.A., Chuiko G.M., Yurchenko V.V. Annual variations in hepatic antioxidant defenses and lipid peroxidation in a temperate fish, common bream *Abramis brama* (L.) // International Aquatic Research. 2017. Vol. 9. Iss. 3. P. 249–257. DOI: 10.1007/s40071-017-0176-z
- Morozov A.A., Chuiko G.M., Brodskii E.S. Functional state of the antioxidant system of liver of bream (*Abramis brama* L.) from the regions of Rybinsk reservoir with different anthropogenic load // Inland Water Biology. 2012. Vol. 5. №. 1. P. 147–152. DOI: 10.1134/S1995082911040134.
- Mount D.I., Norberg T.J. A seven-day life-cycle cladoceran toxicity test // Environ. Toxicol. Chem. 1984. Vol. 3. P. 425–434.
- Mount D.I., Norberg T.J. A seven-day life-cycle cladoceran toxicity test // Environ. Toxicol. Chem. 1984. Vol. 3. P. 425–434.
- Tenji D., Micic B., Sipos S. et al. Fish biomarkers from a different perspective: evidence of adaptive strategy of *Abramis brama* (L.) to chemical stress // Environ Sci Eur. 2020. Vol. 32. Iss. 47. P. 32–47. DOI: 10.1186/s12302-020-00316-7
- Zabotkina E.A., Golovanov V.K., Golovanova I.L. Effects of Roundup Herbicide and Increase in Water Temperature on the Parameters of Peripheral Blood Cells in Amur Sleeper *Perccottus glenii* Dybowski // Inland Water Biology. 2018. Vol. 11. P. 207–213. DOI: 10.1134/S1995082918020190.

## REFERENCES

- Bakaeva E.N., Nikanorov A.M., Ignatova I.M. Mesto biotestovykh issledovaniy donnykh otlozheniy v monitoringe vodnykh ob'ektov. *Vestn. Yuzh. nauch. centra RAN*, 2009, vol. 5, no. 2, pp. 84–93. (In Russian)
- Barhoumi B., Clérandeau C., Gourves P.-Y., Le Menach K., Megdiche Y.E.I., Peluhet L., Budzinski H., Baudrimont M., Driss M.R., Cachot J. Pollution biomonitoring in the Bizerte lagoon (Tunisia), using combined chemical and biomarker analyses in grass goby, *Zosterisessor ophiocephalus* (Teleostei, Gobiidae). *Marine Environmental Research*, 2014, vol. 101, pp. 184–195. doi: 10.1016/j.marenvres.2014.07.002
- Borvinskaya E.V., Smirnov L.P., Nemova N.N. Glutathione-S-transferases in fish as potential ecological and biochemical indicators of anthropogenic impact on the aquatic environment (Review). *Trudy Karel'skogo nauchnogo centra RAN*, 2009, vol. 3, pp. 8–19. (In Russian)
- Catteau A., Porcher J.-M., Bado-Nilles A., Bonnard I., Bonnard M., Chaumot A., David E., Dedourge-Geffard O., Delahaut L., Delorme N., François A., Garnero L., Lopes C., Nott K., Noury P., Palluel O., Palos-Ladeiro M., Quéau H., Ronkart S., Sossey-Alaoui K., Turiès C., Tychon B., Geffard O., Geffard A. Interest of a multispecies approach in active biomonitoring: application in the Meuse watershed. *Science of The Total Environment*, 2021. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.152148
- Chuiko G.M. Ecological monitoring. Biomarkery v gidroekotoksikologii: principy, metody i metodologiya, praktika ispol'zovaniya. [Biomarkers in hydroecotoxicology: principles, methods and methodology, practice of use]. Nizhnij Novgorod, Izd-vo Nizhegorodskogo gosuniversiteta, 2014, pp. 310–326. (In Russian)
- Chuiko G.M., Podgornaya V.A. Struktura i funkcionirovanie ekosistemy Rybinskogo vodohranilishcha v nachale XXI veka. Prostranstvennoe raspredelenie organicheskikh zagryaznyayushchih veshchestv v ekosisteme vodohranilishcha (retrospektivnyy analiticheskij obzor) [Spatial distribution of organic pollutants in the reservoir ecosystem (retrospective analytical review)]. Moscow, RAN, 2018, pp. 357–371. (In Russian)



- Chuiko G.M., Tomilina I.I., Holmogorova N.V. Methods of biodiagnostics in aquatic ecotoxicology. *Toksikol. vestnik*, 2022, vol. 30, no. 5, pp. 315–322. doi: 10.47470/0869-7922-2022-30-5-315-322. (In Russian)
- Dauval'ter V. A. Faktory formirovaniya himicheskogo sostava donnyh otlozhenij ozer: Ucheb. posobie po discipline "Geohimiya okruzhayushchej sredy" dlya napravleniya 511100 "Ekologiya i prirodopol'zovanie". Murmansk, Izd-vo MGTU, 2002. 75 p. (In Russian)
- Flerov B.A. Ekologo-fiziologicheskie aspekty toksikologii presnovodnyh zhivotnyh [Ecological and physiological aspects of toxicology of freshwater animals]. Leningrad, Nauka, Leningradskoe otdelenie, 1989. 144 p. (In Russian)
- Ingersoll C.G., Nelson M.K. Testing sediment toxicity with *Hyalella azteca* (Amphipoda) and *Chironomus riparius* (Diptera). *Aquat. Toxicol. and Risk Assessment*. Philadelphia, Amer. Soc. Test. and Mater. 1990, vol. 13, pp. 93–109.
- Klimova Y.S., Chuiko G.M., Pesnya D.S. et al. Biomarkers of Oxidative Stress in Freshwater Bivalve Mollusks (Review). *Inland Water Biology*, 2020, vol. 13, pp. 674–683. doi: 10.1134/S1995082920060073.
- Kuz'mina V.V., Komov V.T., Tarleva A.F. et al. Effect of Dietary Metal Exposure on the Locomotor Reactions and Food Consumption in Common Carp *Cyprinus carpio* (L.). *Inland Water Biology*. 2019, vol. 12, pp. 356–364. doi: 10.1134/S1995082919030106
- Lushchak V.I. Environmentally induced oxidative stress in aquatic animals. *Aquatic Toxicology*, 2011, vol. 101, iss. 1, pp. 13–30. doi: 10.1016/j.aquatox.2010.10.006
- Madeira C., Madeira D., Diniz M.S., Cabral H.N., Vinagre C. Thermal acclimation in clownfish: An integrated biomarker response and multi-tissue experimental approach. *Ecological Indicators*, 2016, vol. 71, pp. 280–292. doi: 10.1016/j.ecolind.2016.07.009.
- Morozov A.A., Chuiko G.M., Yurchenko V.V. Annual variations in hepatic antioxidant defenses and lipid peroxidation in a temperate fish, common bream *Abramis brama* (L.). *International Aquatic Research*, 2017, vol. 9, no. 3, pp. 249–257. doi: 10.1007/s40071-017-0176-z
- Morozov A.A., Chuiko G.M., Brodskii E.S. Functional state of the antioxidant system of liver of bream (*Abramis brama* L.) from the regions of Rybinsk reservoir with different anthropogenic load. *Inland Water Biology*, 2012, vol. 5, no. 1, pp. 147–152. doi: 10.1134/S1995082911040134
- Mount D.I., Norberg T.J. A seven-day life-cycle cladoceran toxicity test. *Environ. Toxicol. Chem.*, 1984, vol. 3, pp. 425–434.
- Tenji D., Micic B., Sipos S. et al. Fish biomarkers from a different perspective: evidence of adaptive strategy of *Abramis brama* (L.) to chemical stress. *Environ. Sci. Eur.*, 2020, vol. 32, no. 47, pp. 32–47. doi: 10.1186/s12302-020-00316-7.
- Tomilina I.I., Gapeeva M.V., Lozhkina R.A. Ocenka kachestva vody i donnyh otlozhenij kaskada vodohranilishch reki Volga po pokazatelyam toksichnosti i himicheskogo sostava. *Transactions of Papanin Institute for Biology of Inland Waters RAS*, 2018, iss. 81 (84), pp. 41–46. doi: 10.24411/0320-3557-2018-1-0015. (In Russian)
- Zabotkina E.A., Golovanov V.K., Golovanova I.L. Effects of Roundup Herbicide and Increase in Water Temperature on the Parameters of Peripheral Blood Cells in Amur Sleeper *Perccottus glenii* Dybowski. *Inland Water Biology*. 2018, vol. 11, pp. 207–213. doi: 10.1134/S1995082918020190.
- Zakonnov V.V. Structure and functioning of the ecosystem of the Rybinsk reservoir at the beginning of the XXI century. *Harakteristika donnyh otlozhenij* [Characteristics of bottom sediments]. Moscow, RAN, 2018, pp. 59–73. (In Russian)

## INTEGRATED ASSESSMENT OF THE ECOTOXICOLOGICAL STATE OF RESERVOIRS IN THE MIDDLE AND LOWER VOLGA BY METHODS OF BIODIAGNOSIS AND ANALYSIS OF HEAVY METALS IN BOTTOM SEDIMENTS

**G. M. Chuiko, V. A. Podgornaya, I. I. Tomilina, R. A. Lozhkina, V. V. Zakonnov, M. V. Gapeeva**

*Papanin Institute for Biology of Inland Waters, Russian Academy of Sciences,*

*152742 Borok, Russia, e-mail: gchuiko@ibiw.ru*

Revised 11.09.2022

A comprehensive assessment of the ecotoxicological state of the reservoirs of the Middle and Lower Volga was carried out using the method of biodiagnostics (biomarking, biotesting) and analysis of the content of heavy metals in bottom sediments. The spatial variability of the content of heavy metals in bottom sediments and the values of biomarkers of the state of oxidative stress in the liver of bream from different reservoirs was established. The toxicity of bottom sediments was determined. According to the results of the study, it is possible to arrange the reservoirs according to the degree of deterioration of the ecotoxicological state in the following order: Gorky > Volgograd = Saratov > Kuibyshev > Cheboksary. The Rybinsk reservoir in the area of station 1 can be taken as a background area in terms of anthropogenic load.

*Keywords:* biomarking, biotesting, oxidative stress, common bream, reservoirs

# **ОПЫТ СКРИНИНГОВЫХ ИССЛЕДОВАНИЙ “ЗДОРОВЬЯ” ЭКОСИСТЕМ МОРСКИХ И ПРЕСНОВОДНЫХ АКВАТОРИЙ НА ОСНОВЕ ОПЕРАТИВНОЙ ОЦЕНКИ СОСТОЯНИЯ ОБИТАЮЩИХ В НИХ ДВУСТВОРЧАТЫХ МОЛЛЮСКОВ МЕТОДОМ ФУНКЦИОНАЛЬНОЙ НАГРУЗКИ. ПРОБЛЕМЫ И ПЕРСПЕКТИВЫ РАЗВИТИЯ**

**С. В. Холодкевич<sup>1,2</sup>**

<sup>1</sup>Федеральное государственное бюджетное учреждение науки “Санкт-Петербургский  
Федеральный исследовательский центр Российской академии наук”,  
Санкт-Петербургский научно-исследовательский центр  
экологической безопасности Российской академии наук,  
197110, Россия, г. Санкт-Петербург, Корпусная ул., д. 18

<sup>2</sup>Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН,  
152742 пос. Борок, Ярославская обл., Некоузский р-н, e-mail: kholodkevich@ibiw.ru

Поступила в редакцию 20.09.2022

Кратко рассмотрено современное состояние концепции здоровья водных экосистем и основных методов и технологий (преимущественно – инструментальных) его оценки. Рассмотрены данные, полученные при исследовании здоровья экосистем нескольких рекреационных акваторий Черного моря, восточной части Финского залива (на примере ряда акваторий Севастополя, нескольких пресноводных акваторий Курортного района г. Санкт-Петербурга, расположенных вдоль северного побережья восточной части Финского залива), а также нескольких протоков дельты р. Волги. Оперативная оценка здоровья экосистем проводилась с использованием инновационной технологии биомониторинга – путем тестирования здоровья обитающих в них взрослых особей двустворчатых моллюсков методом функциональной нагрузки на основе анализа их кардиоритма, измеряемого с помощью системы биоэлектронной волоконно-оптической БиоАргус. Установлено, что функциональное состояние моллюсков может служить индикатором сверхнормативных загрязнений прибрежных вод объектами, сбрасывающими недостаточно очищенные бытовые стоки своих локальных очистных сооружений, в том числе хозяйственно-бытовыми стоками. С учетом достаточно высокой экспрессности и простоты применения, данная технология может эффективно применяться для решения задач скрининговых исследований и ранней диагностики состояния водных экосистем, а также служить информационной основой для выработки регионально ориентированных, научно-обоснованных природоохранных управленческих решений. Недавно автоматизированная система БиоАргус была метрологически аттестована на тип (Приказ Росстандарта № 2702 от 27.10.2022 об утверждении типов средств измерений). Последнее открыло законное право использовать эту измерительную систему на городских предприятиях водоснабжения и водоотведения, а также разрабатывать различные региональные сертифицированные методики и технологии оценки экологического состояния (здоровья) водных экосистем, основанные на использовании систем БиоАргус в качестве измерительного средства.

*Ключевые слова:* биомониторинг, биомаркеры, функциональное состояние животных, биоиндикация, здоровье водных экосистем, частота сердечных сокращений моллюсков.

DOI: 10.47021/0320-3557-2022-97-118

## **ВВЕДЕНИЕ**

На фоне растущего антропогенного воздействия во всем мире снижается ценность многих морских и пресноводных акваторий, в том числе рекреационных водных объектов. Одной из основных проблем при этом является поступление в акватории значительного количества неочищенных или недостаточно очищенных сточных вод от локальных и диффузных источников. Попадающие в акватории биогены, тяжелые металлы, синтетические поверхностно-активные вещества, хлор- и фторсодержащие соединения и другие загрязнители изменяют их как количественные, так и качественные экологические характеристики. Развиваются процессы эвтрофирования водоемов, происходит образование анакисических и

гипоксических зон, накопление токсикантов в гидробионтах и грунтах, повышается уязвимость водных организмов и экосистем в целом к токсическим химическим веществам, снижается их способность восстанавливаться, изменяется их поведение.

В настоящее время на большинстве континентов почти невозможно находить водные объекты, не подверженные антропогенным изменениям, в то время как высокое качество воды – необходимое условие сохранения не только здоровья населения, но и биоразнообразия водных экосистем, а также эстетического и рекреационного потенциала акваторий. Для водных организмов снижение качества воды особенно значимо, так как оно ведет

к ухудшению условий обитания, снижению адаптивных возможностей и выживаемости отдельных организмов, а в некоторых случаях и к исчезновению популяций, деградации сообществ или целых экосистем, что неизбежно снижает уровень экосистемных услуг для человека.

В связи с этим возникает необходимость оценивать возможность использования морских и пресноводных акваторий в рекреационных целях и определять уровень антропогенной нагрузки на водные объекты, который бы не превышал экологический риск и создавал бы комфортные условия для экологии человека в данном регионе. В частности, крайне высокая динамичность антропогенных процессов, особенно в период массового наплыва отдыхающих, предъявляет особые требования к скорости выявления нежелательных воздействий и скорости принятия адекватных природоохранных мер, что принципиально необходимо для обеспечения экологической безопасности прибрежных акваторий, широко используемых в качестве пляжей в теплое время года. Это обуславливает необходимость создания и внедрения экспресс-методов диагностики экологического состояния поверхностных вод на основе разработки и использования так называемых “Систем раннего биологического предупреждения” (СРБП), позволяющих оперативно (в течение нескольких минут или даже в режиме *on-line*) выявлять участки “экологического неблагополучия”. Последнее наиболее достоверно может определяться по уровню воздействия антропогенной нагрузки на функциональное состояние, здоровье местных видов гидробионтов, как наиболее объективных и надежных экологических индикаторов качества среды их обитания.

Для обоснования рационального природопользования необходим объективный прогноз последствий воздействия, а также эффективный мониторинг текущего состояния экосистем. Изменения в экосистемах происходят непрерывно, поэтому необходимо знать, допустимы ли они, то есть находятся ли в пределах нормы или свидетельствуют об отклонении от

нее. Ответить на этот вопрос помогает такое понятие как “здоровье экосистемы”, которое в последние годы активно используется в научной литературе при интегральных оценках последствий загрязнения окружающей среды. Проявление физиологических изменений и патологических состояний организмов отражают неблагополучное “здоровье” экосистемы, следовательно, неблагоприятное состояние экосистем [Моисеенко, 2017 (Moiseenko, 2017)].

Для того чтобы грамотно управлять водопользованием антропогенно затронутых экосистем, очень важно, в первую очередь, иметь максимально полную информацию о здоровье данных систем. Для этих целей важно определить соответствующий экологический инструментарий, включающий ряд методов биоиндикации на разных объектах, который позволит давать адекватную информацию о состоянии прибрежных морских и пресноводных акваторий, возможности их использования в рекреационных целях с соблюдением соответствующих норм экологической безопасности. Успешное решение этой задачи позволит предложить практические рекомендации для создания как универсальных, так и регионально-ориентированных мониторинговых программ и систем раннего предупреждения экологического неблагополучия акваторий и на основе этого рационально управлять качеством водных ресурсов, в том числе и их рекреационным потенциалом, поддерживать видовое разнообразие гидробионтов, их численность и нормальную жизнедеятельность. Важный результат решения этих задач – определение научно обоснованной, объективной финансовой оценки ущерба экосистемам акваторий.

Несмотря на большой интерес многих научных коллективов разных стран к развитию методов, инструментальных систем, технологий для оценок здоровья экосистем акваторий, следует отметить, что до настоящего времени отсутствуют не только общепринятые инструментальные методы, но даже общепринятое международным научным сообществом определение здоровья экосистем.

## **Краткий обзор методов оценки здоровья водных экосистем.**

### **1.1. Понятие “здоровье экосистемы”.**

Одним из первых понятие “здоровье экосистемы” в 1941 году сформулировал Альдо Леопольд, заявив, что экосистему можно считать здоровой, когда она “стремится сохранить целостность, стабильность и красоту биотического сообщества”. Этот подход был использован им в качестве средства для оценки состояния экосистем [Saikia et al., 2011].

Концепция здоровья экосистем была впервые предложена в работе [Rapport et al., 1985], где здоровье экосистемы определялось как ее стабильность и устойчивость, возможность поддерживать ее организационную структуру, саморегуляцию и способность к восстановлению после стресса.

С тех пор было разработано множество определений данного понятия: здоровье экосистемы определяли как постоянство гомеостаза, как отсутствие болезни, как биоразнообразие или сложность, как стабильность или устойчивость, как энергию или возможность для роста и как баланс между компонентами системы [Saikia et al., 2011]. Одни авторы [Karr et al., 1986] утверждали, что экосистема может считаться здоровой, если реализован присущий ей потенциал, ее состояние стабильно, а способность к самовосстановлению в случае нарушения сохраняется даже при минимальной внешней поддержке. Другие – что “здоровье экосистем тесно связано с идеей устойчивости, которая рассматривается как всеобъемлющая, многомерная, динамическая мера устойчивости системы, организации и энергии” [Costanza, 2012]. Был предложен подход, основанный на теории энергетических систем и ее метриках, например, индексы чрезвычайных ситуаций, которые можно использовать в качестве основы для оценки “здоровья” или функциональной целостности любой системы [Campbell, 2000]. По мнению некоторых исследователей [Odum, 1985; Campbell, 2000] экологическое здоровье экосистем может быть определено как способность поддерживать или восстанавливать оптимальную функцию системы, то есть оптимальную эффективность для максимальной мощности при столкновении с нарушением, которое можно использовать в качестве показателя экологической устойчивости системы [Costanza, Mageau, 1999; Campbell, 2000]. То есть здоровье экосистемы описывает состояние, в котором все процессы, работающие в экосистеме, функционируют на уровне оптимальной эффективности для максимального расширения возможностей системы.

В настоящее время наиболее часто здоровая экосистема определяется с точки зрения трех основных характеристик: энергии (или жизнеспособности), устойчивости и организации. При этом под этими характеристиками подразумевается следующее [Costanza, 2012]:

1. Энергия (жизнеспособность) экосистемы – это мера ее активности, скорость метаболизма в организмах или производства валовой и чистой первичной продукции.

2. Под устойчивостью экосистемы понимается ее способность поддерживать свою структуру и модель поведения под воздействием стресса. Устойчивость экосистемы, в свою очередь, состоит из двух основных компонентов: времени, которое необходимо системе для восстановления после стресса, и величины возмущения, от которого экосистема может

восстанавливаться без перехода к альтернативному состоянию.

3. Организация экосистемы включает в себя количество путей и схем обмена материалами и информацией между компонентами системы и разнообразие этих путей и схем.

Таким образом, здоровая экосистема определяется как стабильная и устойчивая система, которая способна сохранять свою организацию и автономию с течением времени, а также устойчивость к стрессу [Saikia et al., 2011].

Идея понятия “здоровья экосистемы” в самой общей форме заключается в том, чтобы перевести сложное поведение системы в широко и интуитивно понятное объяснение, поэтому оно все чаще используется в оценке состояния экосистем и управления ими в целях сохранения и рационального использования ресурсов [Голубев и др., 2013 (Golubev et al., 2013); Saikia et al., 2011]. Однако в научных кругах существует и возражение против данной концепции. По мнению некоторых авторов, такое понятие представляет собой “нормативную” концепцию, подразумевающую конкретные социальные цели, а не “объективную” научную концепцию [Costanza, 2012].

Понятно, что здоровье экосистемы зависит от физиологического здоровья населяющих ее организмов, взаимодействия присутствующих видов и эмерджентных свойств системы, которые включают биоту и окружающую среду [Tett et al., 2013]. Поэтому некоторые аспекты здоровья экосистемы можно понять с точки зрения здоровья живых организмов. С этой точки зрения индикаторы измерения здоровья экосистемы аналогичны температуре тела, артериальному давлению или химическому составу крови организма [Saikia et al., 2011]. То есть симптомы физиологических изменений и патологических состояний организмов, функциональных и структурных нарушений состояния популяций и сообществ отражают неблагоприятное здоровье экосистемы, что обуславливает, например, неблагоприятное качество вод. В этом случае благоприятное качество вод считается таковым, если отвечает требованиям сохранения здоровья водных организмов и воспроизводства наиболее чувствительных видов, адаптированных в процессе эволюции к условиям экосистемы данного водоема [Моисеенко, 2017 (Moiseenko, 2017)].

Из-за разного понимания здоровья экосистем и различных целей исследования уже предложено достаточно много различных методов и индикаторов исследования, в том числе инструментальных, чтобы отразить и оценить состояние их здоровья.

## 1.2. Инструментальные, биомаркерные методы оценки здоровья водных экосистем.

В настоящее время система оценки состояния водного объекта состоит из двух основных частей: инструментально-аналитического физико-химического анализа и биодиагностики. Физико-химический анализ используется для определения концентраций загрязняющих веществ в водной среде, а биодиагностика, которая включает биотестирование и биоиндикацию – для оценки степени воздействия отдельно взятого стресс-фактора или их совокупности на биоту по ее реакциям на различных уровнях организации жизни [Чуйко, 2017 (Chuiiko, 2017); Чуйко и др., 2022b (Chuiiko et al., 2022b)]. Объектом слежения при биодиагностике в любом случае является состояние живого организма. Измеряемые характеристики, которые называются биомаркерами, и методы, используемые при этом, могут быть различными, но все они представляют интерес лишь как показатели состояния живого организма [Захаров, Трофимов, 2011 (Zaharov, Trofimov, 2011)].

Биотестирование вод направлено на оценку токсичности поступающих в водоем загрязняющих веществ по данным лабораторных исследований. Оно позволяет экспериментально устанавливать концентрации веществ, которые вызывают наиболее значимые и легко определяемые биологические реакции у лабораторных тест-организмов – смертность, выживаемость, плодовитость, двигательная активность, рост и т.п. В качестве тест-организмов используются лабораторные культуры различных систематических групп (микроорганизмы, водоросли, беспозвоночные, икра, мальки, взрослые рыбы и др.). Если свойства вод отвечают требованиям нормального существования и воспроизводства наиболее чувствительных водных тест-организмов, то качество вод принимают соответствующим требованиям и для сохранения здоровья экосистем [Моисеенко, 2017 (Moiseenko, 2017); Чуйко, 2017 (Chuiiko, 2017); Чуйко и др., 2022b (Chuiiko et al., 2022b)].

К достоинствам биотестирования можно отнести сравнительно быстрое получение информации (от нескольких часов до нескольких недель) о токсичности отдельных веществ. Однако поведение загрязняющих веществ в естественных водных объектах и их токсичные свойства могут значительно отличаться от их воздействия на живые организмы в испытательной емкости [Моисеенко, 2017 (Moiseenko, 2017)]. Более того, в естественных условиях организмы могут перемещаться и избегать загрязненных точек [Hook et al., 2014]. К

тому же лабораторные тест-организмы приспособлены к обитанию в специфической водной среде с небольшим диапазоном изменения ее физико-химических характеристик.

Другой метод биодиагностики – биоиндикация – подразумевает обнаружение и определение экологического значения антропогенных нагрузок на водный объект на основе определения качественных (видовой состав) и количественных (численность, биомасса, видовое разнообразие) характеристик по показателям состояния сообществ или индикаторных видов в водном объекте [Чуйко, 2017 (Chuiiko, 2017)]. В итоге биоиндикационного исследования даются градационные оценки, выраженные в классах, баллах или индексах, которые занимают промежуточное положение между количественными и качественными показателями [Моисеенко и др., 2010 (Moiseenko et al., 2010)].

Биоиндикатор – это организм (часть организма, сообщество организмов), который содержит информацию о качестве окружающей среды или его части. Биоиндикатор должен обладать следующими характеристиками [Li et al., 2010]:

- быть легко распознаваемым;
- иметь широкое распространение;
- обладать общеизвестными экологическими характеристиками;
- иметь низкую мобильность;
- иметь достаточную численность;
- быть пригодным для лабораторных экспериментов;
- обладать высокой чувствительностью к стрессору.

В качестве биоиндикаторов часто выступают бентосные организмы, которые, благодаря большой продолжительности жизни, могут отражать экологическое состояние за более длительный интервал времени, интегрируя условия существования в данной среде. Они, как правило, не являются хозяйственно ценными или уникальными объектами, поэтому изъятие их из водного объекта в исследовательских целях не наносит ущерб экосистеме. Одним из самых распространенных организмов-биоиндикаторов при оценке экологического состояния водного объекта являются макробентосные беспозвоночные, так как они обширно распространены, приурочены к определенному биотопу, ведут оседлый образ жизни, имеют высокую численность, относительно крупные размеры и достаточно продолжительные жизненные циклы, чтобы аккумулировать загрязняющие вещества [Булавина Е.Н.,

Булавина Д.А., 2018 (Bulavina E.N., Bulavina D.A., 2018)]. Однако каждая группа организмов как биологический индикатор имеет как преимущества, так и недостатки, которые определяют границы их использования [Моисеенко, 2017 (Moiseenko, 2017)].

Разработанное множество индексов (для описания реакции сообщества на изменение условий окружающей среды, например, индекс Шеннона-Винера, индекс Симпсона) объединяют три компонента структуры сообщества – богатство (количество присутствующих видов), равномерность (однородность в распределении особей между видами) и численность (общее количество присутствующих особей). Предполагается, что ненарушенная среда характеризуется высоким разнообразием, равномерным распределением особей между видами и умеренным или большим количеством особей [Li et al., 2010]. Однако такие индексы часто субъективны и их значение зависит от однородности биотопа и сезона года. Вдобавок, их использование затруднено в случае комбинированного токсичного загрязнения и эвтрофирования, т.к. число одних сообществ может увеличиваться, других – уменьшаться [Моисеенко, 2017 (Moiseenko, 2017)].

Биоиндикация водного объекта позволяет адекватно и надежно оценивать изменения в экосистемах, произошедших за длительный промежуток времени (от нескольких недель до нескольких лет) действия негативного фактора, а также прогнозировать варианты дальнейшего развития экосистем. При этом важным элементом биодиагностики является биомаркирование – оценка степени воздействия антропогенных и природных факторов на состояние здоровья гидробионтов с использованием биомаркеров [Чуйко, 2017 (Chuiiko, 2017)].

Биомаркеры – это ответные реакции организма на биологически значимое воздействие различной природы, которые указывают либо на присутствие загрязняющих веществ (биомаркеры воздействия), либо на величину биологической реакции на воздействие загрязняющих веществ (биомаркеры эффекта) [Marigomez et al., 2013]. Однако четкой дифференциации между биомаркерами воздействия и эффекта не существует, так как один и тот же биомаркер может одновременно относиться к разному типу [Чуйко, 2016 (Chuiiko, 2016)].

Пригодность биомаркера для использования определяется следующими положениями [Чуйко, 2016 (Chuiiko, 2016); Hook et al., 2014]:

1) обладают химической и биологической специфичностью, чтобы различать неспецифические биомаркеры, реагирующие на ши-

рокий спектр загрязнителей, и те, которые более специфичны для конкретных загрязняющих веществ;

2) наблюдается четкая взаимосвязь доза–реакция, при этом причина реакции может включать несколько факторов стресса;

3) устойчивость и обратимость ответа;

4) учитывать влияние нехимических факторов (температура, размер);

5) наблюдается взаимосвязь с эффектами на высоком уровне биологической организации;

6) ясность интерпретации данных;

7) исключаются ограничения практического применения (обладают простотой, надежностью, точностью и чувствительностью).

Выбор биомаркеров зависит также от опыта и технических возможностей исследователей в отношении биомаркеров, доступных ресурсов и наличия контрольных/критических значений или предыдущих исследований на изучаемой территории [Marigomez et al., 2013].

Главное ограничение для свободного практического применения биомаркеров заключается в сложности интерпретации полученных результатов с точки зрения оценки биологических последствий выявленных изменений для индивидуума и более высоких уровней организации, поскольку прямая связь между процессами на разных уровнях биологической организации не всегда очевидна [Чуйко, 2016 (Chuiiko, 2016)].

Выделить норму и патологию у индивидуумов легче, т.к. молекулярно-клеточные и морфофизиологические изменения проявляются у организмов значительно раньше, чем происходят структурно-функциональные изменения популяций и сообществ [Моисеенко, 2017 (Moiseenko, 2017)]. Именно этим определяется эффективность использования биомаркеров, регистрируемых на суборганизменном и организменном уровнях биологической организации: молекулярно-генетическом, биохимическом, гистологическом и физиологическом

Любые химические соединения первоначально воздействуют на базовые уровни организации живой материи – молекулярный и цитогенетический, что в свою очередь приводит к изменению функционирования в клетке и тканях, а после негативные эффекты отражаются на уровне органов и их систем, которые изменяют физиологический статус организма [Моисеенко и др., 2010 (Moiseenko et al., 2010)]. Изменения гомеостаза организма отражают базовые изменения функционирования живых существ и находят выражение в процессах, протекающих на разных уровнях, и могут быть оценены по различным параметрам

с использованием различных методов [Захаров, Трофимов, 2011 (Zaharov, Trofimov, 2011)]. Многие параметры, первоначально заимствованные из клинической медицины, экологической физиологии, биохимии и ихтиопатологии, позволяют оценивать состояние организма и обнаруживать негативное воздействие на ранних стадиях развития стресса [Чуйко, 2016 (Chuiko, 2016)].

Одной из характеристик гомеостаза, который чувствителен к стрессовому воздействию среды, является энергетическая стоимость физиологических процессов [Захаров, Трофимов, 2011 (Zaharov, Trofimov, 2011)]. Организмы могут претерпевать физиологические изменения, чтобы приспособиться к внешнему стрессу, поддерживая при этом нормальную клеточную функцию. Однако эти “компенсаторные механизмы”, которые маскируют токсикологические последствия, могут вызывать хронический стресс и увеличивать энергетические потребности организма [Hook et al., 2014]. При этом среди различных методов исследования энергетического обмена наиболее доступным является оценка потребления кислорода.

Одним из примеров индексов здоровья экосистем, основанным на биомаркерах окислительного стресса, является реакция стресса-на-стресс (SoS), которая заключается в способности моллюсков выживать на воздухе. В ходе определения этого индекса мидий помещают поверх влажной бумаги на пластиковые лотки при постоянной комнатной температуре и 100% влажности. Животные считаются мертвыми, когда их клапаны не закрываются при физической стимуляции. Индекс SoS был рекомендован ICES в 2012 году для программ мониторинга в качестве индикатора состояния здоровья мидий, а, следовательно – здоровья экосистем. Этот индекс был применен в полевых условиях для обнаружения последствий городских сбросов в эстуарные и прибрежные воды с использованием как местных, так и пересаженных мидий, а также для оценки воздействия разливов нефти и в различных лабораторных экспериментах. Успешное применение индекса SoS в качестве биомаркера для мониторинга окружающей среды привело к его последующему широкому применению к другим двустворчатым видам, особенно в субарктических и умеренных регионах [Aguirre-Rubíabc et al., 2018].

Биомаркеры дают общую картину состояния здоровья окружающей среды, поэтому в последние годы они были интегрированы в индексы здоровья экосистемы для простоты понимания обществом их значимости [Була-

вина Е.Н., Булавина Д.А., 2018 (Bulavina E.N., Bulavina D.A., 2018)]. Рекомендации по применению биомаркерных показателей были приведены в таких международных природоохранных документах, как ICES Working Group on Biological Effects of Contaminants и в Директиве ЕС [Kholodkevich et al., 2020]. В биодиагностике все чаще используются новые методы оценки здоровья экосистем, основанные на таких биомаркерах как активность микробных ферментов, бактериальное свечение, фотосинтез, дыхание, двигательная активность, асимметрия, метаболизм сообщества (первичная продуктивность и дыхание), поглощение питательных веществ и вторичная продукция [Li et al., 2010].

Оценка здоровья экосистемы основывается на связи концентрации воздействующего фактора со степенью выраженности ответной биологической реакции организмов [Чуйко, 2017 (Chuiko, 2017)]. Главным преимуществом такой оценки является то, что нарушения, выявленные на разных структурных и функциональных уровнях у организмов, свидетельствуют о наличии реального существенного воздействия [Захаров, Трофимов, 2011 (Zaharov, Trofimov, 2011)].

Ключевой характеристикой здоровья экосистемы является способность к сопротивлению внешним воздействиям и восстановлению своих структуры и функций. Поэтому оценка здоровья экосистем должна отвечать следующим условиям [Зилов, 2006 (Zilov, 2006)]:

- не зависеть от состояния отдельных видов;
- иметь числовое, желательно лишенное размерности, выражение;
- быть применимой к экосистемам разного иерархического уровня организации;
- определяться по минимальному числу наблюдений.

Таким образом, интегрирование ответов на вопрос о состоянии организма является базовым подходом оценки здоровья среды [Захаров, Трофимов, 2011 (Zaharov, Trofimov, 2011)]. Кроме того, что использование таких методов позволяет оценивать и минимизировать степень негативных последствий воздействия на водные экосистемы, они также могут быть использованы при нормировании содержания загрязняющих веществ в водной среде, осуществлении экологического мониторинга и прогнозировании экологических рисков [Чуйко и др., 2022a (Chuiko et al., 2022a)]. А перспектива использования методов оценки здоровья среды для фоновых мониторингов определяется их способностью выявлять воздействие, вызы-



вающее стресс, не только от загрязнения среды, но и от естественных факторов (температура, соленость и др.) [Захаров, Трофимов, 2011 (Zaharov, Trofimov, 2011)].

В заключение следует отметить, что одним из недостатков большинства рассмотрен-

ных биомаркерных биохимических методов является то, что все они – инвазивные, не приспособленные к автоматизированному мониторингу *on-line* и/или *in situ*.

### 1.3. Волоконно-оптический неинвазивный метод изучения кардиоактивности бентосных беспозвоночных

Большой интерес для развития автоматизированных биодиагностических неинвазивных методов оценки здоровья водных экосистем представляет направление, основанное на использовании физиологических и поведенческих экотоксикологических биомаркеров для измерения реакций живых организмов [Холодкевич и др., 2011 (Kholodkevich et al., 2011)].

Технологические достижения в биологии и аналитической науке последних 20–30 лет позволили разработать достаточно быстрые, надежные и чувствительные физиологические и энтологические диагностические тесты (биомаркеры), которые можно использовать для мониторинга воздействия и биологических последствий загрязнения водных и наземных экосистем. При этом впервые оказалось возможным оценивать здоровье отдельных организмов так же, как оценивают здоровье людей. На основе анализа последних достижений в этой области английские ученые М. Деплидж и Т. Галлоуэй из Плимутской лаборатории морских биологических исследований выдвинули и обосновали очень важную парадигму: “Здоровые животные – здоровые экосистемы” [Depledge, Galloway, 2005].

Согласно ей, биомаркерные исследования, проводимые на отдельных организмах (случайным образом взятых из природной популяции), позволяют распространять выводы на состояние популяции в целом и, таким образом, опосредованно судить об экологическом состоянии (здоровье) экосистемы акватории, в которой обитают изучаемые животные – биологические “мишени” интегрального токсического воздействия загрязняющих веществ.

В связи с вышеизложенным мы сосредоточили внимание на решении задач, которые привели к разработке оригинального волоконно-оптического способа и системы неинвазивного измерения и анализа в реальном времени кардиоритма макробентосных беспозвоночных животных с жестким наружным покровом – высших раков и раковинных моллюсков [Холодкевич и др., Патент РФ № 2308720, 2007 (Kholodkevich et al., 2007); Kholodkevich et al., US Pat. № 8442809, 2013]. Это изобретение позволило нам разработать и создать биоэлектронную систему БиоАргус раннего биологи-

ческого предупреждения в реальном времени об опасном уровне общей токсичности воды, поступающей на водозаборные сооружения водопроводных станций [Кармазинов и др., 2007 (Karmazinov et al., 2007); Кинебас и др., 2012 (Kinebas et al., 2012)] и биологически очищенной сточной воды [Мельник и др., 2013 (Mel'nik et al., 2013)], сбрасываемой в природные морские или пресноводные акватории.

Биоэлектронные системы – информационно-измерительные системы, в которых живые организмы включены в состав первичных преобразователей и являются частью электронной системы регистрации тех или иных физиологических или поведенческих биомаркеров [Холодкевич, 2007а (Kholodkevich, 2007a); Холодкевич и др., 2011 (Kholodkevich et al., 2011)].

Определенным стимулом к поиску метода оценки здоровья водных экосистем послужило участие нашей лаборатории в 2009–2013 гг. в большом проекте ЕС BONUS BEAST 114, основным направлением исследований которого являлась разработка новых перспективных биологических методов оценки экологического состояния прибрежных акваторий Балтийского моря. В этом проекте участвовали 17 научных коллективов из всех 9 европейских стран Балтийского региона.

К началу проекта мы имели в своем распоряжении инструментарий по неинвазивному измерению кардиоритма высших раков и раковинных моллюсков, а также практический опыт его использования в качестве систем раннего биологического предупреждения в реальном времени об опасном уровне общей токсичности воды на городских станциях водоснабжения и водоотведения ГУП “Водоканал Санкт-Петербурга”. В процессе исследований в рамках проекта ЕС BONUS BEAST 114 на основе неинвазивного измерения сердечного ритма беспозвоночных животных был разработан метод оценки уровня их адаптивной способности (здоровья) путем использования оригинальной функциональной нагрузки.

При выборе метода оценки здоровья водных животных мы обратились к методам космической медицины, направленным на определение уровня здоровья условно здоровых



людей с использованием системы кровообращения как индикатора адаптивных реакций всего организма. В то время как функциональный резерв системы кровообращения традиционно определяется на основе анализа кардиоактивности с помощью функциональных нагрузочных тестов.

Авторами был разработан метод активной биоиндикации, позволяющий оценивать здоровье экосистем акваторий на основе результатов тестирования здоровья обитающих в них бентосных беспозвоночных с жестким наружным покровом с использованием метода функциональной нагрузки. Метод основан на анализе кардиоритма моллюсков, измеряемого с помощью оригинальной волоконно-оптической биоэлектронной системы БиоАргус [Холодкевич и др., 2011; 2018; 2019 (Kholodkevich et al., 2011; 2018; 2019)].

Исходные положения предложенного нами метода активной биоиндикации для оценки состояния (здоровья) водных экосистем с использованием СРБП БиоАргус – следующие:

- хроническое загрязнение среды обитания гидробионтов отражается на их адаптивных возможностях (здоровье);
- беспозвоночные имеют достаточно высокую чувствительность к химическому стрессу в своей водной среде обитания;
- здоровье животных из разных по уровню антропогенной нагрузки мест обитания можно оценивать с помощью стандартизованных тест-воздействий, основанных на анализе времени восстановления измеряемых физиологических и/или поведенческих характеристик тестируемых организмов после кратковременных функциональных нагрузок.

В ходе выполнения ряда исследований акваторий Черного, Белого, Балтийского, Средиземного и Северного морей, Датских проливов, рек, озер и водохранилищ России и ряда зарубежных стран было обнаружено, что моллюски и ракообразные, взятые из относительно чистых мест, отличаются от животных из загрязненных акваторий временем восстановления паттернов кардиоактивности и поведения после стандартизованных тест-воздействий [Куракин и др., 2012 (Kurakin et al., 2012); Холодкевич и др., 2018; 2019; 2021 (Kholodkevich et al., 2018; 2019; 2021); Зарыхта и др., 2019 (Zarykhta et al., 2019); Kuznetsova et al., 2015; Kuznetsova et al., 2018; Kholodkevich et al., 2017; 2019; 2020; Zarykhta et al., 2019; Nikolic et al., 2019].

Следует отметить, что в биоэлектронных системах в качестве тест-организмов наиболее удобно использовать именно макробентосных

беспозвоночных с жестким наружным скелетом (высшие раки и раковинные моллюски) [Холодкевич и др., 2011 (Kholodkevich et al., 2011)]. Макробентосные беспозвоночные быстро реагируют на изменения условий среды обитания, поэтому они способны отражать краткосрочные воздействия и внезапные изменения в окружающей среде. Это связано с тем, что часто бентосные беспозвоночные (например, некоторые виды двусторчатых моллюсков) прикрепляются к субстрату и их рост и развитие могут напрямую реагировать на многие физические, химические и биологические изменения, происходящие в водном объекте, включая температуру, уровни питательных веществ, соленость и т.п. [Li et al., 2010]. Поэтому при поступлении загрязняющих веществ в водную среду бентосные организмы могут рассматриваться как объективный показатель здоровья водной экосистемы [Холодкевич, 2007b (Kholodkevich, 2007b)].

Однако даже в однородной группе тест-организмов, взятых из одной природной микропопуляции, могут наблюдаться весомые различия в реакциях на одни и те же воздействия. Обычно тест-организмы для экотоксикологических исследований должны соответствовать следующим критериям: быть одной генетической линии, одного возраста и пола, иметь сходные морфометрические характеристики и не иметь внешних повреждений [Холодкевич и др., 2011 (Kholodkevich et al., 2011)].

В дикой природе продолжительное время живут только наиболее здоровые организмы, а больные животные довольно быстро погибают: либо по причине болезней, либо их выедают хищники. Поэтому вероятность того, что отобранные для тестирования местные виды животных окажутся здоровыми – высока [Холодкевич, 2007b (Kholodkevich, 2007b)]. Кроме того, использование в качестве тест-организмов местных видов животных обеспечивает “экологическое соответствие” между состоянием биоты и состоянием экосистемы.

Адаптивные возможности кардиореспираторной системы отражают интенсивность физиологических процессов, позволяя судить о функциональном состоянии организма в целом. Снижение адаптационных возможностей организма, которые выражаются в способности восстанавливаться после непродолжительной нагрузки, может служить прогностическим признаком, подтверждающим возникновение и развитие заболевания. Методом функциональной нагрузки при вызывании непродолжительного стрессового воздействия на тест-организм можно оценивать здоровье

гидробионтов задолго до проявления признаков серьезного заболевания. Быстрота восстановления кардиоритма после стандартизованных воздействий характеризует возможности организма к компенсации изменений, вызванных воздействием внешних факторов, что является важным признаком здоровья [Холодkevич и др., 2018 (Kholodkevich et al., 2018)]. Разработанный нами метод наиболее целесообразно практически использовать в скрининговых исследованиях здоровья экосистем акваторий, с помощью которого, по-видимому, можно на ранних стадиях выявлять отклонения функционирования исследуемых экосистем от экосистем референтных акваторий и относить ту или иную акваторию к заслуживающим внимания более глубоких аналитических и биологических исследований или – нет.

Процедура тестирования здоровья бентосных беспозвоночных (по разработанному под руководством автора методу функциональной нагрузки), довольно проста, не требует привлечения специалистов высокой квалификации и заключается в следующем. На жесткий наружный покров (после его предварительной очистки от загрязнений) на область проекции сердца без нарушения внешнего покрова крепятся седла, в которых затем фиксируются миниатюрные волоконно-оптические датчики, предназначенные для регистрации кардиоритма тест-организма. Общая масса такой конструкции не превышает 2 г, поэтому она не препятствует нормальной жизнедеятельности организма. Обычно, для статистической достоверности, одновременно измеряют кардиоритм у 8–16 бентосных беспозвоночных. Регистрация кардиоритма проводится с помощью лазерного волоконно-оптического фотоплетизмографа, откуда формируемый инфракрасный луч полупроводникового лазера при помощи оптического волокна подается с внешней стороны раковины (без ее нарушения) к области пульсирующего сердца тест-организма. Луч, проходя через створку раковины моллюска, отражается от пульсирующего сердца и далее, выходя обратно наружу через раковину с помощью второго оптического волокна, содержащего информацию о периодических изменениях объема сердца, направляется на фотоприемник, расположенный в фотоплетизмографе, где преобразуется в аналоговый сигнал, содержащий информацию о частоте сердечных сокращений (ЧСС), который

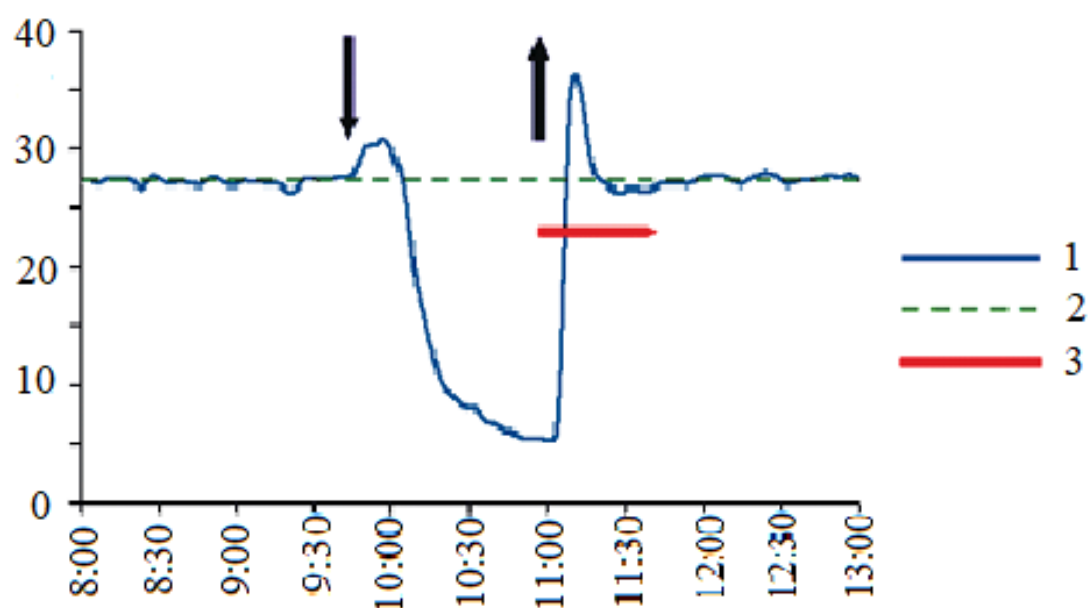
затем через аналого-цифровой преобразователь (АЦП) поступает в персональный компьютер для архивации и анализа с помощью оригинальной программы VarPulse [Холодkevич и др., 2018 (Kholodkevich et al., 2018); Kholodkevich et al., 2020].

Через несколько часов после того, как у животных-биоиндикаторов стабилизируется и сохраняется в течение двух часов определенный кардиоритм, осуществляется быстрое (в течение 2–3 мин) снижение/повышение солености воды путем добавления в аквариум необходимого количества дистиллированной или соленой воды на один час. Для проверки функционального состояния живых организмов анализируется адаптивная перестройка сердечного ритма после восстановления первоначального показателя солености воды [Холодkevич и др., 2018 (Kholodkevich et al., 2018); Kholodkevich et al., 2019].

При воздействии нагрузок повышаются энергетические затраты организма и существенно изменяются реакции со стороны кардиореспираторной системы, по сравнению с нормальным состоянием [Холодkevич и др., 2011 (Kholodkevich et al., 2011)]. Поэтому показатель быстроты восстановления ритма сердца свидетельствует о функциональных резервах организма, а в случае медленного восстановления ритма или отсутствия такого восстановления, является ранним признаком ухудшения здоровья [Холодkevич и др., 2018 (Kholodkevich et al., 2018)].

Оценка функционального состояния проводится на основе измерения времени адаптивного восстановления ЧСС ( $T_{\text{восст}}$ ) до фонового уровня после снятия непродолжительной функциональной нагрузки (рис. 1), то есть промежутка времени после восстановления исходной солености воды и до начала стабилизации ЧСС до фоновых значений, наблюдавшихся до изменения солености воды [Холодkevич и др., 2018 (Kholodkevich et al., 2018)].

Гидробионты, взятые из чистых зон, отличаются от гидробионтов из загрязненных зон тем, что они демонстрируют более высокую адаптивную способность, которая выражается в более коротком времени восстановления значений ЧСС. Так, было обнаружено, что время восстановления ЧСС моллюсков из условно чистых мест составляет 30–50 мин, а из загрязненных может достигать нескольких часов [Холодkevич и др., 2018 (Kholodkevich et al., 2018)].



**Рис. 1.** Изменение ЧСС в процессе тестирования на основе гипоосмотического стресс-воздействия (1 – тренд средней ЧСС до, во время воздействия и после восстановления первоначальной солёности воды; 2 – среднее значение ЧСС по группе мидий в спокойном, фоновом состоянии; 3 – время восстановления фоновой ЧСС после возвращения к исходной солёности воды).

По оси абсцисс – время, часы : мин, по оси ординат – частота сердечных сокращений, уд/мин. Стрелки указывают на время начала изменения солёности (стрелка вниз) и начала восстановления первоначальной солёности воды (стрелка вверх) [Холодкевич и др., 2018 (Kholodkevich et al., 2018)].

**Fig. 1.** Change in heart rate during testing based on hypoosmotic stress exposure (1 – trend of average heart rate before, during exposure and after restoration of initial water salinity; 2 – average heart rate for a group of mussels in a calm, background state; 3 – recovery time background heart rate after returning to initial water salinity).

On the abscissa axis – time, hours: min, on the ordinate axis – heart rate, beats / min. The arrows indicate the time of the beginning of the salinity change (down arrow) and the beginning of the restoration of the initial water salinity (up arrow) [Kholodkevich et al., 2018].

Вторым показателем оценки функционального состояния измеряется коэффициент вариации ЧСС ( $CV_{\text{ЧСС}}$ ) выборки тестируемых организмов. Коэффициент вариации ( $CV$ ) индивидуальных ЧСС тест-организмов исследуемой выборки определялся в момент времени достоверного восстановления фоновых значений ЧСС по формуле [Холодкевич и др., 2011 (Kholodkevich et al., 2011)]:

$$CV_{\text{ЧСС}} = \frac{\text{СКО}}{\text{ЧСС}_{\text{ср}}}$$

При величине коэффициента вариации ЧСС до 10% изменчивость оценивается как слабая, при 11–25% описывается как средняя, при значении более 25–30% – сильная.

В соответствии с рекомендациями Европейской водной рамочной директивы (ЕВРД) оценка экологического состояния водных объектов как отклонения от естественных ненарушенных условий может проводиться с помощью безразмерного показателя экологиче-

ского качества (Ecological Quality Ratio – EQR), который определяется как отношение фоновое значения к наблюдаемому для разных групп биомаркеров загрязнения. Основной целью применения коэффициента EQR для классификации экологического статуса пресноводных или морских акваторий является обеспечение сопоставимости разных методов оценки, главным образом биологических. В этом подходе экологический статус – это безразмерная количественная оценка отклонения контролируемой водной экосистемы от ее естественного (фоновое, “ненарушенного”) состояния. При этом значения EQR, близкие к единице, означают высокую степень сходства между наблюдаемыми и эталонными (фоновыми) условиями и, как следствие, хорошее экологическое состояние, а значения, близкие к нулю, – плохое. Согласно ЕВРД весь диапазон экологического состояния водного объекта, определенным образом зависящий от учета ха-

рактера взаимосвязи между нагрузкой и воздействием на биоту, рекомендуется разделять на пять категорий качества: высокий, хороший, посредственный, плохой и очень плохой (Directive 2000/60/EC). На основании предварительного проведения ряда экспертных процедур, дифференцированно для разных типов водных экосистем, устанавливаются значения EQR, соответствующие определенному классу качества вод. Весь диапазон экологического состояния водного объекта рекомендовано разбивать численно от 0 до 1 на пять категорий

**Таблица 1.** Ранжирование экологического статуса экосистем акваторий в соответствии с принятыми в ряде стран ЕС (Directive 2000/60/EC) и предложенными нами градациями EQR для биомаркеров  $T_{\text{восст}}$

**Table 1.** Ranking of the ecological status of aquatic ecosystems in accordance with the EQR gradations for  $T_{\text{recons}}$  biomarkers adopted in EU countries (Directive 2000/60/EC) and proposed by us

Экологический статус Ecological status	Дания Denmark	Норвегия Norway	Испания Spain	Великобритания Great Britain	Наше предложение Our suggestion
Высокий / High	$\geq 0.80$	$\geq 0.83$	$\geq 0.83$	$\geq 0.80$	$\geq 0.80$
Хороший / Good	0.60–0.80	0.72–0.83	0.62–0.83	0.64–0.80	0.60–0.80
Посредственный / Middling	0.40–0.60	0.60–0.72	0.41–0.62	0.43–0.65	0.40–0.60
Плохой / Bad	0.20–0.40	0.48–0.60	0.20–0.41	0.20–0.43	0.20–0.40
Очень плохой / Very bad	$\leq 0.20$	$\leq 0.47$	$\leq 0.20$	$\leq 0.20$	$\leq 0.20$

В работе [Холодкевич и др., 2019 (Kholodkevich et al., 2019)] было предложено следующее ранжирование диапазонов экологиче-

качества, при этом значения EQR, близкие к единице, означают высокую степень сходства между наблюдаемыми и эталонными условиями и, как следствие, здоровую экосистему, а значения, близкие к нулю – плохое. В качестве примера в табл. 1 приведены используемые в ряде европейских стран, а также предложенные нами [Холодкевич и др., 2018 (Kholodkevich et al., 2018)] категории качества морских экосистем в соответствии с численными величинами EQR для биомаркеров  $T_{\text{восст}}$ .

ского состояния водного объекта по биомаркеру  $T_{\text{восст}}$  (табл. 2).

**Таблица 2.** Ранжирование экологического статуса водоемов по EQR и  $T_{\text{восст}}$

**Table 2.** Ranking of the ecological status of water bodies according to EQR and  $T_{\text{recons}}$

Экологический статус Ecological status	EQR	$T_{\text{восст}}$
Высокий / High	$> 0.80$	$< 50$
Хороший / Good	0.60–0.80	50–70
Посредственный / Middling	0.40–0.60	70–100
Плохой / Bad	0.20–0.40	100–200
Очень плохой / Very bad	$< 0.20$	$> 200$

#### 1.4. Примеры скрининговых исследований состояния (здоровья) экосистем акваторий с использованием биоэлектронных систем

Биомаркерные исследования методом функциональной нагрузки с применением волоконно-оптических датчиков, проводимые на отдельных, случайно взятых из природной популяции организмах, позволяют распространить выводы на состояние популяции и, таким образом, опосредованно судить о здоровье водных экосистем [Холодкевич и др., 2018 (Kholodkevich et al., 2018)]. Анализ экологического статуса акваторий проводился с использованием рекомендаций по ранжированию статуса, изложенных в работах [Gvozdenovic et al., 2020] на основании большого числа апробаций данного метода в течение десяти лет на пресноводных, солоноватых и морских акваториях разных

стран и континентов [Depledge, Galloway, 2005; Голубев и др., 2013 (Golubev et al., 2013; Пахоруков, Лямин, 2007 (Pahorukov, Lyamin, 2007))]. После экспериментов всех моллюсков без повреждений возвращали обратно в среду обитания. Ниже, в качестве примера скрининговых исследований состояния здоровья акваторий, с использованием рассмотренной выше методологии, приводятся данные, полученные при исследовании особенностей здоровья экосистем ряда рекреационных акваторий Черного моря и восточной части Финского залива. Основная цель выполненных исследований состояла в апробации перспективности использования рассмотренной выше технологии биоиндикации

в региональных программах экологического мониторинга состояния экосистем прибрежных морских и пресноводных рекреационных акваторий (на примере ряда акваторий г. Севастополя, а также Курортного района г. Санкт-Петербурга).

В качестве объектов исследования побережья Черного моря были выбраны шесть севастопольских акваторий (в районе мыса Хрустальный, бухта Круглая, бухта Казачья, бухта Матюшенко, бухта Балаклава и акватория Графской пристани) с разным уровнем рекреационной нагрузки. Предметом исследований служила средиземноморская мидия *Mytilus galloprovincialis* (Lam.).

*Mytilus galloprovincialis* (Lam.) – типичный представитель малакофауны Черного моря. Мидий отбирали до начала (в середине мая) и по завершении (в начале октября) купального, туристического сезона. Эксперименты проводились на двустворчатых моллюсках, отобранных в прибрежной зоне на глубине 0.5–2 м. Отбор организмов осуществлялся вручную. В общей сложности было отобрано около 250 особей из местных популяций моллюсков *M. galloprovincialis*.

Координаты и краткая характеристика станций отбора животных для тестирования представлена ниже [Kholodkevich et al., 2020]:

Мыс Хрустальный (координаты 44.617626, 33.511528) – находится в центре города, береговая линия оборудована шезлонгами, навесами, спасательным пунктом. Недалеко от берега имеются несколько небольших кафе и ресторан. В непосредственной близости расположены стоянка яхт и катеров, место курсирования рейсовых катеров, парома, прогулочных маломерных судов.

Бухта Круглая (44.597430, 33.448286) – береговая линия оборудована под пляж (шезлонги, навесы, спасательный пункт). Непосредственно близко к берегу расположены большое количество кафе и ресторанов и яхт-клуб.

Бухта Казачья (44.579081, 33.409535) – береговая линия не оборудована под пляж. В кутовой части правого рога бухты находятся стоянки катеров. К водоему примыкает жилой массив многоквартирных домов, воинская часть и военный полигон. На южном берегу бухты также находится воинская часть; на центральном мысу расположен коттеджный поселок. Левая, кутовая часть бухты не оборудована.

Бухта Матюшенко (44.629388, 33.522752) – береговая линия не оборудована под пляж (отсутствуют шезлонги, навесы, спасательный пункт), места общественного питания удалены. К пляжу примыкает военно-исторический му-

зей “Михайловская батарея”. В непосредственной близости расположено место курсирования рейсовых катеров и парома.

Графская пристань (44.616727, 33.526854) – на поверхности камней заросли цистозиры. Мидии плотными группами покрывают опоры причала и свободные места на камнях. В основном встречаются крупные особи. Помимо мидий встречаются рапаны. Общее впечатление – вода имеет некоторое количество взвеси, на поверхности присутствуют пятна нефтепродуктов. Мидии имеют характерный запах нефтепродуктов

Бухта Балаклава (44.495116, 33.592691) – преобладают следующие виды водорослей: церамиум, бриопсис, ульва, кораллина; часто встречаются креветки, актинии, баянусы. Общее впечатление – вблизи места отбора мидий наблюдается хороший водообмен с открытым морем, обитатели разнообразны, активны. Отсутствуют явные загрязнения нефтью, заиливание поверхностей, мертвые организмы, створки мидий, и, что важно, следы сбора мидий людьми.

Тестирование функционального состояния мидий проводилось аналогично описанному в начале этого раздела и наглядно представлено на рис. 1.

Итоговые результаты (после соответствующей статистической обработки) тестирования мидий различных акваторий Севастополя методом функциональной нагрузки и анализа статуса этих акваторий до и после курортного сезона 2019 года представлены в табл. 3 и на рис. 2. Показано, что вне зависимости от сезона статус экосистем акваторий бухт Казачья, Матюшенко, Балаклава и вблизи мыса Хрустальный остается на уровне не ниже “хороший”. При этом бухта Казачья является наиболее экологически благополучной в течение всего года, поэтому может считаться референтной, а обитающие в ней мидии могут использоваться в качестве референтных животных в садковых исследованиях акваторий Крымского побережья.

Экосистемы в районе бухт Матюшенко, Балаклава и мыса Хрустальный обладают, по-видимому, достаточно высокой самоочищающей способностью, поэтому в течение всего года сохраняются в хорошем экологическом состоянии, несмотря на их достаточно интенсивное рекреационное использование.

Экосистема акватории бухты Круглая обладает, по-видимому, недостаточной самоочищающей способностью для сезона с пиковой интенсивностью работы прибрежных предприятий общепита. Несмотря на ее доста-

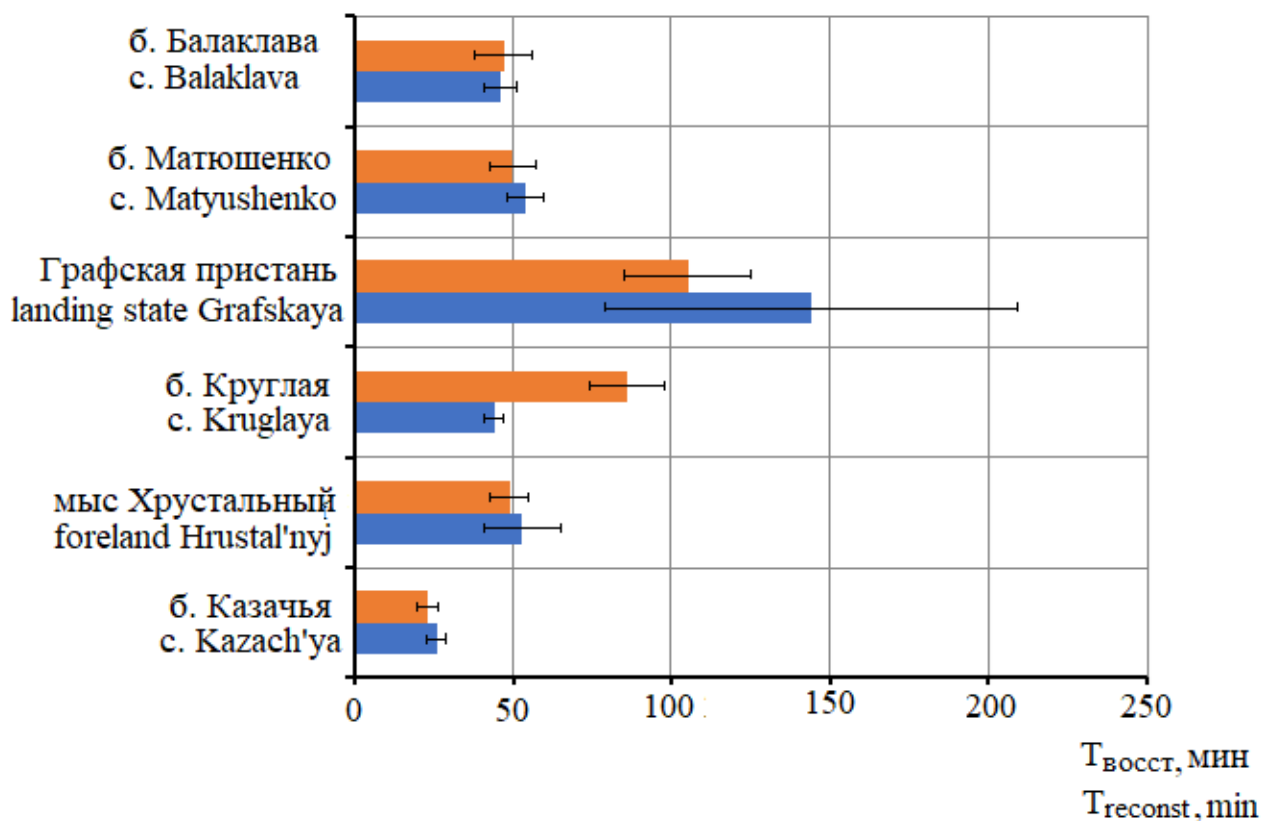
точно хорошее экологическое состояние в осенне-зимний период, с началом курортного сезона (а не под воздействием каких-либо местных промышленных предприятий) ее эколо-

гическое состояние резко ухудшается. Это, безусловно, снижает рекреационную привлекательность бухты в курортный сезон.

**Таблица 3.** Результаты тестирования мидий до и после курортного сезона [Kholodkevich et al., 2020]

**Table 3.** Results of testing mussels before and after the holiday season [Kholodkevich et al., 2020]

Район Site	$T_{\text{восст}}$ , мин в период 10–20 мая 2019 $T_{\text{recons}}$ , min in 10– 20 May, 2019 year	Статус акваторий в мае 2019 г. Water area status in May 2019 year	$T_{\text{восст}}$ , мин в период 5–11 октября 2019 г. $T_{\text{recons}}$ , min in 5–11 October 2019 year	Статус акваторий в октябре 2019 г. Water area status in October 2019 year
Бухта Казачья Cove Kazach'ya	26±3	высокий	23±3	высокий
Мыс Хрустальный Foreland Hrustal'nyj	53±12	хороший	49±6	хороший
Бухта Круглая Cove Kruglaya	44±3	высокий	86±12	посредственный
Графская пристань Landing stage Grafskaya	144±65	плохой	105±20	плохой
Бухта Матюшенко Cove Matyushenko	54±6	хороший	50±7	хороший
Бухта Балаклава Cove Balaklava	46±5	хороший	47±9	хороший



**Рис. 2.** Гистограмма величин  $T_{\text{восст}}$ , измеренных в мае (голубые столбики) и в октябре (красные столбики) 2019 г. в исследованных акваториях Севастополя [Kholodkevich et al., 2020].

**Fig. 2.** Histogram of  $T_{\text{reconst}}$  values measured in May (blue bars) and October (red bars) 2019 in the studied water areas of Sevastopol [Kholodkevich et al., 2020].

Особенно экологически неблагоприятной, причем в течение всего года, является акватория в районе Графской пристани, поэтому она не может быть рекомендована в качестве рекреационной, в том числе для любительской рыбной ловли и использования местных рыб и мидий для еды.

Аналогичные исследования в тот же год были проведены на ряде популярных рекреационных акваторий Курортного района г. Санкт-Петербурга [Kholodkevich et al., 2020]. В качестве объектов исследования побережья восточной части Финского залива были выбраны четыре акватории песчаных пляжей Курортного района г. Санкт-Петербурга. Соленость вод во всех них практически одинакова и не превышает 1.7‰.

Курортный район г. Санкт-Петербурга является одним из самых экологически чистых районов Северной столицы. Он протянулся вдоль побережья Финского залива полосой 6–8 км в ширину и 45 км в длину. Центр района – г. Сестрорецк, в состав входят также г. Зеленогорск и девять поселков: Белоостров, Солнечное, Песочный, Комарово, Репино, Серово, Ушково, Смолячково и Молодежное. Район представляет собой территорию, обладающую уникальным природным потенциалом и рекреационными ресурсами, имеющими как региональное, так и федеральное значение. Здесь находятся более 40 постоянно функционирующих санаториев, профилакториев, пансионатов, домов отдыха, горнолыжных и туристических комплексов.

Однако в последние годы городские и областные службы Роспотребнадзора все чаще накладывают запрет на купание в прибрежных акваториях из-за загрязнения вод выше допустимых норм. Это обусловлено тем, что уровень антропогенной нагрузки на эти акватории, по-видимому, превышает их ассимиляционную емкость.

Для исследования авторами [Kholodkevich et al., 2020] были выбраны следующие рекреационные территории:

1. Акватория, прилегающая к парку “Дубки” (г. Сестрорецк).
2. Пляж “Чудный” в поселке Репино, являющийся местом отдыха большого количества людей. В непосредственной близости от акватории пляжа располагаются три ресторана, гостиница, а также административное здание.
3. “Золотой пляж” г. Зеленогорска, также приспособленный для отдыха населения. В непосредственной близости от акватории располагаются предприятия общепита.
4. Вблизи пляжа “Детский” в поселке Ушково. Он является не таким многолюдным.

На прилегающей территории нет действующих торговых точек и предприятий общественного питания, а пансионаты и загородные жилые дома поселка расположены довольно далеко от берега – на высокой песчаной возвышенности.

Основными объектами исследований были местные двустворчатые моллюски *Unio pictorum*, которые собирались вручную на глубинах 0.5–1 м.

Тестирование функционального состояния унионид путем гиперсоленостного воздействия в течение часа (повышение солености до 6‰) проводилось аналогично описанному в начале этого раздела и представленного на рис. 1.

Результаты ранжирования акваторий Финского залива в соответствии с установленными усредненными  $T_{\text{восст}}$  представлены в табл. 4.

Следует отметить, что полученные результаты ранжирования акваторий находятся в соответствии с результатами санитарно-химических исследований специалистов Роспотребнадзора по г. Санкт-Петербургу, согласно которым не только санитарно-гигиенические, но и характеристики органических загрязнений воды (в частности, по показателям ХПК и БПК<sub>5</sub>) исследованных пляжей Репино и Зеленогорска не соответствуют санитарным правилам и нормам для купания людей. В то же время на пляжах “Дубковский” (г. Сестрорецк) и “Детский” (пос. Ушково) купание населения разрешено, причем по нашим исследованиям экосистемы этих акваторий находятся на достаточно высоком уровне.

Контраст между характеристиками экологического состояния акваторий пляжей в Сестрорецке, Репино и Зеленогорске указывает на отсутствие влияния на них сточных вод городских районов г. Санкт-Петербург. А их отличие от состояния экосистемы акватории пляжа в Ушково выявляет основной источник сверхнормативных загрязнений – недостаточно эффективную работу локальных очистных сооружений пансионатов и предприятий общепита, расположенных близко к берегу. Мы имеем ту же картину, как и в случае бухты Круглая в Севастополе. При этом, на наш взгляд, повышенная величина ХПК обусловлена загрязнениями, связанными с наличием в воде высоких концентраций моющих средств, а БПК<sub>5</sub> – со сбросом неочищенных сточных вод бытовой канализации. На последнее указывают также данные Роспотребнадзора, демонстрирующие сверхнормативное содержание колиформных бактерий в воде акваторий Репино и Зеленогорска.



**Таблица 4.** Итоговые результаты тестирования моллюсков *Unio pictorum* из различных акваторий Курортного района Г. Санкт-Петербурга методом функциональной нагрузки и последующего анализа статуса этих акваторий в летний период июнь-август 2019–2020 гг.

**Table 4.** Final results of testing *Unio pictorum* mollusks from various water areas of the Kurortny district of St. Petersburg using the functional load method and subsequent analysis of the status of these water areas in the summer period June–August 2019–2020 years

Экологический статус акватории Ecological status of the water area	Показатели T <sub>восст</sub> , мин Indicators	г. Сестрорецк T <sub>восст</sub> , мин t.Sestroretsk	п. Репино T <sub>восст</sub> , мин v. Repino	г. Зеленогорск T <sub>восст</sub> , мин t. Zelenogorsk	п. Ушково T <sub>восст</sub> , мин v. Ushkovo
	T <sub>reconst</sub> , min	T <sub>reconst</sub> , min	T <sub>reconst</sub> , min	T <sub>reconst</sub> , min	T <sub>reconst</sub> , min
Высокий / High	≤50	45±11	–	–	–
Хороший / Good	50–70	–	–	–	70±8
Посредственный / Middling	70–100	–	–	–	–
Плохой / Bad	100–200	–	120±10	180±14	–
Очень плохой / Very bad	>200	–	–	–	–

Отметим, что эти характерные для хозяйственно-бытовых стоков виды загрязнений поверхностных вод оказывают отрицательное воздействие не только на качество воды для купания, но и на здоровье обитающих здесь организмов. Данный эффект, например, мы наблюдали также на средиземноморских мидиях Бока-Которского залива Адриатического моря [Kholodkevich et al., 2019; Nikolic et al., 2019] и, как указывалось выше, мидиях бухты Круглая в Севастополе [Kholodkevich et al., 2020].

Таким образом, показано, что моллюски могут служить индикаторами сверхнормативных загрязнений прибрежных вод хозяйственно-бытовыми стоками, а предложенная технология для оценки функционального состояния местных видов моллюсков – использоваться в качестве эффективного, максимально объективного метода оперативного выявления расположенных вблизи береговой полосы объектов, сбрасывающих в эту акваторию недостаточно очищенные стоки своих локальных очистных сооружений.

В работе [Холодкевич и др., 2021a (Kholodkevich et al., 2021a)] основное внимание выявления источников дополнительной, регионально обусловленной, антропогенной нагрузки на акватории рек, имеющих значительный уровень загрязнения еще в верхнем течении (на примере дельты реки Волги). Вода реки Волги в нижнем течении, еще до поступления на территорию Астраханской области, характеризуется, как “грязная” [Государственный доклад “О состоянии...”, 2018 (Gosudarstvennyj doklad “O sostoyanii...”, 2018)]. На территории Астраханской области протоки Волги могут иметь и имеют дополнительные местные источники антропогенной нагрузки, разные по уровням и видам загрязнений. Выделение их дополнительных биологических эффектов на фоне эффектов, имеющих в более верх-

нем течении Волги, представляет интерес с точки зрения разграничения трансграничной экологической ответственности загрязнений воды р. Волги между регионами, расположенными в верхнем и нижнем течении реки.

Целью этой работы являлось проведение сравнительной биоэлектронной диагностики экологического состояния выбранных протоков с различной местной как по виду, так и по величине, антропогенной нагрузкой. В основу оценок положено функциональное состояние (здоровье) обитающих здесь двусторчатых моллюсков *Anodonta anatina*, оцениваемое на основе анализа их кардиоритма. Было установлено, что моллюски *Anodonta anatina*, отобранные из различных акваторий, после одночасовой функциональной нагрузки восстанавливают исходную частоту сердечного ритма за разное время, но в пределах от 117 до 166 минут. Это время T<sub>восст</sub>, как следует из табл. 2, характерно для моллюсков, обитающих в загрязненных водоемах экологического статуса – “плохой”. Такая характеристика акваторий полностью совпадает с характеристикой экологического состояния протоков дельты реки Волги, указанной в государственном докладе “О состоянии и об охране окружающей среды Российской Федерации в 2017 году”.

Однако авторами [Холодкевич и др., 2021b (Kholodkevich et al., 2021b)] было обращено внимание на то, что биомаркер T<sub>восст</sub> моллюсков из р. Гандурино свидетельствует о значительно более хорошем функциональном состоянии (здоровье) обитающих в ней моллюсков, по сравнению с моллюсками рукава Городской и проток Малый (табл. 5). Это обусловлено тем, что, в отличие от двух других протоков, акватория реки Гандурино является относительно чистой.



**Таблица 5.** Величины  $T_{\text{восст}}$  для популяций моллюсков в протоках дельты Волги [Холодкевич и др., 2021 (Kholodkevich et al., 2021)]

**Table 5.** Values  $T_{\text{recons}}$  for mollusk populations in the channels of the Volga delta [Kholodkevich et al., 2021]

Протока Channel	$T_{\text{восст}}$
Река Гандурино / Gandurino River	117 ±4
Проток Малый / Channel Small	166±6
Рукав Городской / Sleeve Urban	141±5

К анализу полученных данных можно подойти также на основе использования коэффициента экологического качества EQR, рекомендованного ЕВРД для ранжирования экологического состояния экосистем акваторий. Величина EQR определяется как отношение референтного (фоновое) значения измеряемого биомаркера к наблюдаемому. Значения EQR, близкие к единице, означают высокую степень сходства между наблюдаемыми и референтными (фоновыми) условиями и, как следствие, хорошее экологическое состояние. При этом, в соответствии с ЕВРД, весь диапазон водного объекта можно разделить на пять категорий качества: высокое, хорошее, посредственное, плохое и очень плохое. Для биомаркера  $T_{\text{восст}}$  такое количественное разделение по категориям впервые было предложено в работе авторов [Холодкевич и др., 2019 (Kholodkevich et al., 2019)].

Важным преимуществом возможности ранжирования статуса акваторий по EQR является следующее. Далеко не во всех регионах (особенно там, где рядом отсутствуют особо охраняемые природные территории) можно найти условно чистые акватории, в которых заведомо обитают условно здоровые животные. В связи с этим, для дифференциации акваторий в таких регионах, в качестве фоновых можно пользоваться условно референтными акваториями, а именно, акваториями с исторически

сложившимися условиями отсутствия антропогенного воздействия, обусловленного местными близкорасположенными загрязнителями.

Учитывая минимальное местное антропогенное воздействие на р. Гандурино, ее можно рассматривать в качестве фоновой, условно референтной для данного региона дельты Волги. В таком случае акватории “Рукав Городской” и “Проток Малый” с точки зрения оценки величин местной антропогенной нагрузки можно относить к региональному экологическому статусу “Хороший” (табл. 6).

Таким образом, по биомаркеру  $T_{\text{восст}}$  три исследованных протока соответствовали уровню “Плохой”. Однако некоторые моллюски реки Гандурино демонстрировали “посредственное” состояние здоровья. Вместе с тем, если использовать оценку экологического статуса исследованных акваторий по величине коэффициента экологического качества EQR для дельты Волги, то акватории “Рукав Городской” и “Проток Малый” можно относить к региональному экологическому статусу “Хороший”, а акваторию реки Гандурино – “Высокий”. При этом последнюю можно использовать в качестве условно референтной для региона дельты р. Волги.

Таким образом, рассмотренные примеры сравнительных скрининговых исследований здоровья экосистем акваторий с применением в качестве измерительного средства систем БиоАргус при анализе кардиоактивности аборигенных и местных видов бентосных беспозвоночных может оказаться эффективным средством получения объективной и достаточной информации о динамике изменения состояния экосистем для принятия обоснованных управленческих решений [Холодкевич, 2007b (Kholodkevich et al., 2007b)] не только в регионах с низким, но и с высоким уровнем антропогенной нагрузки.

**Таблица 6.** Сравнительный экологический статус протоков дельты Волги, определенный по величине показателя экологического качества EQR

**Table 6.** Comparative ecological status of the channels of the Volga delta, determined by the value of the ecological quality index EQR

Протока Channel	Величина показателя экологического качества EQR для дельты Волги The value of the ecological quality indicator EQR for the Volga Delta	Относительный экологический статус Relative ecological status
Река Гандурино Gandurino River	1.0	высокий
Проток Малый Channel Small	0.70	хороший
Рукав Городской Sleeve Urban	0.83	хороший

В частности, по результатам скрининговых исследований с помощью метода функциональной нагрузки рекреационных акваторий г. Севастополя и Курортного района г. Санкт-Петербурга, было показано, что данный метод может рассматриваться в ка-

честве информационной основы для выработки научно-обоснованных управленческих решений по обеспечению экологической безопасности рекреационных акваторий [Kholodkevich et al., 2020].

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Недостаточно очищенные сточные воды населенных пунктов, пансионатов и предприятий общественного питания, расположенных недалеко от берега, влияют не только на неблагоприятные для человека санитарно-химические и микробиологические характеристики прибрежных вод, но и могут приводить к нарушению здоровья экосистем прибрежных акваторий и их ускоренной деградации.

Местные виды моллюсков могут служить индикаторами сверхнормативных загрязнений прибрежных вод хозяйственно-бытовыми стоками, а технология оценки функционального состояния местных видов моллюсков – использоваться в качестве эффективного, максимально объективного средства оперативного выявления расположенных вблизи береговой полосы объектов, сбрасывающих в эту акваторию недостаточно очищенные стоки своих локальных очистных сооружений.

С учетом достаточно высокой экспрессности и простоты применения рассмотренной в работе технологии, не требующей привлечения специалистов высокой квалификации для ее практической реализации, она может эффективно применяться для решения задач скрининговых исследований и ранней диагностики состояния водных экосистем и служить информационной основой для выработки регионально ориентированных научно-обоснованных природоохранных управленческих решений.

Технология сравнительных скрининговых исследований здоровья экосистем акваторий с применением в качестве измерительного средства систем БиоАргус при анализе кар-

диоактивности аборигенных и местных видов бентосных беспозвоночных позволяет получать объективную информацию о динамике изменения состояния экосистем для принятия обоснованных управленческих решений не только в регионах с низким, но и с высоким уровнем антропогенной нагрузки.

Использованная в настоящих исследованиях технология дополняет современные методы биоиндикации качества поверхностных вод, как среды обитания гидробионтов, и может рассматриваться в качестве информационной основы для выработки научно-обоснованных управленческих решений по обеспечению экологической безопасности рекреационных акваторий. После некоторой доработки и соответствующей апробации она может быть рекомендована для использования в региональных программах экологического мониторинга экосистем прибрежных и морских, и пресноводных акваторий.

Недавняя метрологическая аттестация измерительной системы биомониторинга БиоАргус на тип (Приказ Росстандарта № 2702 от 27.10.2022 об утверждении типов средств измерений) открыло законное право использовать эту измерительную систему на городских предприятиях водоснабжения и водоотведения, а также разрабатывать различные региональные сертифицированные методики и технологии оценки экологического состояния (здоровья) водных экосистем, основанные на использовании систем БиоАргус в качестве измерительного средства.

Работа выполнена в рамках государственного задания Министерства науки и высшего образования Российской Федерации, тема № АААА-А19-119020190122-6 “Научные основы оценки здоровья экосистем Северо-Запада России и предупреждения угроз экологической безопасности”. Номер темы в РосРид: 122041100085-8, а также в рамках плановой темы № 121050500046-8 при частичной поддержке приоритетного проекта Оздоровление Волги по теме № АААА-А18-118052590015-9.

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Булавина Е.Н., Булавина Д.А. Методы биоиндикации при определении качества природной воды в рамках судебной экологической экспертизы // Судебная экспертиза Беларуси. 2018. № 2(7). С. 58–62.
- Голубев А.П., Аксенов-Грибанов Д.В., Тимофеев М.А. Применение интегрального подхода к оценке воздействия антропогенного загрязнения на биоту пресных водоемов // Экологический вестник. 2013. № 3 (25). С. 106–115.
- Государственный доклад “О состоянии и об охране окружающей среды Российской Федерации в 2017 году”. М.: Минприроды России; НПП “Кадастр”, 2018. 888 с.

- Зарыхта В.В., Zhang Z.H., Кузнецова Т.В., Озерский П.В., Feng Y.J. Дифференциальное накопление тяжелых металлов в мягких тканях трех видов двустворчатых моллюсков из реки Сунгари вблизи г. Харбина (Китай) // Журнал эволюционной биохимии и физиологии. 2020. Т. 56. № 2. С. 119–126.
- Захаров В.М., Трофимов И.Е. Оценка здоровья среды: экологическое нормирование (оценка состояния природных популяций по стабильности развития) // Вопросы экологического нормирования и разработка системы оценки состояния водоемов: материалы Объединенного Пленума Научного совета ОБН РАН по гидробиологии и ихтиологии, Гидробиологического общества при РАН и Межведомственной ихтиологической комиссии. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2011. С. 102–120.
- Зилов Е.А. Возможность использования целевых функций для оценки “здоровья” водных экологических систем: эксергия // Сибирский экологический журнал. 2006. № 3. С. 269–284.
- Кармазинов Ф.В., Кинебас А.К., Бекренев А.В., Сулейманова Э.К., Холодкевич С.В., Иванов А.В. Опыт эксплуатации систем биомониторинга качества воды в Санкт-Петербурге // Водоснабжение и санитарная техника. 2007. № 7. Ч. 2. С. 2–6.
- Кинебас А.К., Нефедова Е. Д., Гвоздев В.А., Холодкевич С.В., Иванов А.В., Куракин А.С., Корниенко Е.Л. Повышение эффективности и надежности биоэлектронных систем станций производственного биологического мониторинга качества воды // Водоснабжение и санитарная техника. 2012. № 1. С. 20–27.
- Куракин А.С., Холодкевич С.В., Пурвия С. И др. Оценка экологического состояния акваторий Рижского залива // Научно-технические ведомости Санкт-Петербургского государственного политехнического университета. 2012. № 1 (142). С. 267–272.
- Мельник Е.А., Рублевская О.Н., Панкова Г.А., Холодкевич С.В. и др. Биоэлектронная система контроля токсикологической безопасности биологически очищенных сточных вод, сбрасываемых Юго-Западными очистными сооружениями ГУП “Водоканал Санкт-Петербурга” в Невскую губу // Водоснабжение и санитарная техника. 2013. № 1. С. 7–12.
- Моисеенко Т.И. Оценка качества вод и “здоровья” экосистем с позиций экологической парадигмы // Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление. 2017. № 3. С. 104–124.
- Моисеенко Т.И., Гашев С.Н., Селюков А.Г., Жигилева О.Н., Алешина О.А. Биологические методы оценки качества вод: часть 1. биоиндикация / Вестник Тюменского государственного университета. Экология и природопользование. 2010. № 7. С. 20–40.
- Пахоруков Н.М., Лямин М.Я. Биоразнообразие и экология беспозвоночных животных. Водная фауна: учеб. пособие по полевой практике. Пермь: Пермский университет, 2007. 156 с.
- Холодкевич С.В. Биоэлектронный мониторинг уровня токсичности природных и сточных вод в реальном времени // Экологическая химия. 2007а. № 16(4). С. 223–232.
- Холодкевич С.В. Иванов А.В., Корниенко Е.Л., Куракин А.С., Любимцев В.А. Биоэлектронный мониторинг поверхностных вод // Мир измерений. 2011. № 10. С. 6–13.
- Холодкевич С.В. Комплексное обеспечение химической безопасности водоснабжения населения городов для предотвращения и минимизации последствий чрезвычайных ситуаций (на примере Санкт-Петербурга). Автореф. дисс. ... докт. техн. наук. СПб, 2007b. 39 с.
- Холодкевич С.В., Иванов А.В., Корниенко Е.Л., Куракин А.С. Патент РФ № 2308720 “Способ биологического мониторинга окружающей среды (варианты) и система для его осуществления”. 2007. Бюл. № 29.
- Холодкевич С.В., Кузнецова Т.В., Куракин А.С., Солдатов А.А., Гостюхина О.Л., Головина И.В., Андреев Т.И., Киринов М.П. Новый методологический подход к оперативной оценке экологического состояния прибрежных морских акваторий // Известия ТИНРО. 2018. № 194. С. 215–238.
- Холодкевич С.В., Мотрук М.К., Любимцев М.А., Сулопарова О.Н. Сравнительная биоэлектронная диагностика экологического состояния загрязненных акваторий (на примере некоторых протоков дельты Волги) // Формула фармации. 2021а. Т. 3. № 1. С. 84–91.
- Холодкевич С.В., Чуйко Г.М., Шаров А.Н., Кузнецова Т.В., Песня Д.С. Показатели кардиоактивности и оксидативного стресса моллюска *Anodonta cygnea* при краткосрочной соленостной тест-нагрузке как биомаркеры для оценки состояния организма и качества среды обитания // Биология внутренних вод. 2021b. № 6. С. 599–606.
- Холодкевич С.В., Шаров А.Н., Чуйко Г.М., Кузнецова Т.В., Гапеева М.В., Ложкина Р.А. Оценка качества пресноводных экосистем по функциональному состоянию двустворчатых моллюсков // Водные ресурсы. 2019. Т. 46. № 2. С. 214–224.
- Чуйко Г.М. Место и роль биомаркеров в экологическом мониторинге водных экосистем // Биодиагностика и оценка качества природной среды: подходы, методы, критерии и эталоны сравнения в экотоксикологии: материалы международного симпозиума / МГУ, М.: ГЕОС, 2016. С. 275–283.
- Чуйко Г.М. Современные подходы использования методов биодиагностики при экотоксикологической оценке водных экосистем // Современные проблемы водохранилищ и их водосборов: труды VI Международной научно-практической конференции / Пермский гос. национальный исследовательский институт. Пермь, 2017. С. 90–94.
- Чуйко Г.М., Томилина И.И., Холмогорова Н.В. Методы биодиагностики в водной экотоксикологии // Токсикологический вестник. 2022b. Т. 30. № 5. С. 315–322. DOI: 10.47470/0869-7922-2022-30-5-315-322.
- Чуйко Г.М., Законнов В.В., Бродский Е.С., Шелепчиков А.А. Методический подход к оценке источников и путей поступления стойких органических загрязняющих веществ (СОЗ) в пресноводные объекты // Здоровье населения и среда обитания. 2022а. Т. 30. № 10. С.32–39. DOI: 10.35627/2219-5238/2022-30-10-33-39.

- Aguirre-Rubíabc J., Luna-Acosta A., Ortiz-Zarragoitia M., Zaldibar B. et al. Assessment of ecosystem health disturbance in mangrove-lined Caribbean coastal systems using the oyster *Crassostrea rhizophorae* as sentinel species // *Science of The Total Environment*. 2018. Vol. 618. P. 718–735. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.08.098
- Campbell D. E. Using energy systems theory to define, measure, and interpret ecological integrity and ecological health // *Ecosystem Health*. 2000. Vol. 6(3). P. 181–204.
- Costanza R. Ecosystem health and ecological engineering // *Ecological Engineering*. 2012. Vol. 45. P. 24–29. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2012.03.023.
- Costanza R., Mageau M. What is a healthy ecosystem? // *Aquat. Ecol.* 1999. Vol. 33. P. 105–115.
- Depledge M.H., Galloway T.S. Healthy animals, healthy ecosystems // *Frontiers in Ecology and the Environment*. 2005. Vol. 3(5). P. 251–258. DOI: 10.2307/3868487.
- Gvozdenović S., Mandić M., Peraš I. Morphometry and condition index in Mediterranean mussels (*Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819) from Boka Kotorska Bay (Montenegro, Southeast Adriatic Sea) // *Studia Marina*. 2020. Vol. 33(2). P. 15–26. DOI: 10.5281/zenodo.4314146
- Hook S.E., Gallagher E.P., Batley G.E. The Role of Biomarkers in the Assessment of Aquatic Ecosystem Health // *Integrated Environmental Assessment and Management*. 2014. Vol. 10(3). P. 327–341. DOI: 10.1002/ieam.1530.
- Karr J.R., Frausch K.D., Angermeier P.L. Assessing biological integrity in running waters. A method and its rationale // *Illinois natural history survey*. Illinois: Champaign, 1986. Special publication 5. 30 p.
- Kholodkevich S.V., Ivanov A.V., Kornienko E.L., Kurakin A.S. Method of biological environment monitoring (versions) and a system for realization thereof: US Pat. № 8442809. 2013.
- Kholodkevich S.V., Kuznetsova T. V., Kirin M.P. et al. Bioindication of the ecological state (health) of coastal waters based on the use of automated bioelectronic systems // *Pharmacy Formulas*. 2020. Vol. 2(3). P. 64–73. DOI: 10.17816/phf46438/2713-153X-2020-3-2-64-73.
- Kholodkevich S.V., Kuznetsova T.V., Sharov A.N. et al. A Applicability of a bioelectronics cardiac monitoring system for the detection of biological effects of pollution in bioindicator species in the gulf of Finland // *Journal of Marine systems*. 2017. Vol. 171. P. 151–158. DOI: 10.1016/j.jmarsys.2016.12.005.
- Kuznetsova T., Kholodkevich S. Comparative assessment of surface water quality through evaluation of physiological state of bioindicator species: searching a new biomarkers // *Proceedings - 2015 4th Mediterranean Conference on Embedded Computing, MECO 2015 - Including ECyPS 2015, BioEMIS 2015, BioICT 2015, MECO-Student Challenge 2015*. Budva, Chernogoriya: IEEE, 2015. P. 339–344. DOI: 10.1109/MECO.2015.7181938
- Kuznetsova T.V., Kholodkevich S.V., Kurakin A.S. Experience on ecological status assessment based on adaptive potential diagnostics in selected invertebrates of the Baltic Sea Sub-regions // *Fundamentalnaya i Prikladnaya Gidrofizika*. 2018. T. 11. № 2. C. 75–85. DOI: 10.7868/S2073667318020065.
- Li L., Zheng B., Liu L. Biomonitoring and Bioindicators Used for River Ecosystems: Definitions, Approaches and Trends // *Procedia Environmental Sciences*. 2010. Vol. 2. P. 1510–1524. DOI: 10.1016/j.proenv.2010.10.164.
- Marigomez I., Garmendia L., Soto M. et al. Marine ecosystem health status assessment through integrative biomarker indices: a comparative study after the Prestige oil spill “Mussel Watch” // *Ecotoxicology*. 2013. Vol. 22. P. 486–505. DOI: 10.1007/s10646-013-1042-4.
- Nikolic M., Kuznetsova T., Kholodkevich S. et al. Cardiac activity in the Mediterranean mussel (*Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819) as a biomarker for assessing sea water quality in Boka Kotorska Bay, South Adriatic Sea // *Mediterranean Marine Science*. 2019. Vol. 20(4). P. 680–687. DOI: 10.12681/mms.18119.
- Odum E.P. Trends expected in stressed ecosystems // *Bioscience*. 1985. Vol. 35. P. 419–422.
- Rapport D.J., Regier H.A., Hutchinson T.C. Ecosystem behavior under stress // *American Naturalist*. 1985. Vol. 125. P. 617–640.
- Saikia S.R., Ray S., Mukherjee J. Aquatic Ecosystem health – a review // *Aquatic Ecosystems*. 2011. P. 57–102.
- Tett P., Gowen R., Painting S. et al. Framework for understanding marine ecosystem health // *Marine ecology progress series*. 2013. Vol. 494. P. 1–27. DOI: 10.3354/meps10539.
- Zarykhta V.V., Zhang Z., Zhang Y. et al. Comprehensive assessments of ecological states of Songhua River using chemical analysis and bivalves as bioindicators // *Environmental Science and Pollution Research*. 2019. Vol. 26. № 32. P. 33341–33350.

## REFERENCES

- Aguirre-Rubíabc J., Luna-Acosta A., Ortiz-Zarragoitia M., Zaldibar B. et al. Assessment of ecosystem health disturbance in mangrove-lined Caribbean coastal systems using the oyster *Crassostrea rhizophorae* as sentinel species. *Science of The Total Environment*, 2018, vol. 618, pp. 718–735. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.08.098.
- Bulavina E.N., Bulavina D.A. Methods of bioindication in determining the quality of natural water in the framework of forensic ecological expertise. *Sudebnaya ekspertiza Belarusi*, 2018, no. 2(7), pp. 58–62. (In Russian)
- Campbell D.E. Using energy systems theory to define, measure, and interpret ecological integrity and ecological health. *Ecosystem Health*, 2000, vol. 6(3), pp. 181–204.
- Chuiko G.M. Mesto i rol' biomarkerov v ekologicheskom monitoringe vodnyh ekosistem. *Biodiagnostika i ocenka kachestva prirodnoj sredy: podhody, metody, kriterii i eta-lony sravneniya v ekotoksikologii: materialy mezhdunarodnogo simpoziuma*. M., GEOS, 2016, pp. 275–283. (In Russian)
- Chuiko G.M. Sovremennye podhody ispol'zovaniya metodov biodiagnostiki pri ekotoksikologicheskoy ocenke vodnyh ekosistem. *Sovremennye problemy vodohranilishch i ih vodosborov: trudy VI Mezhdunarodnoj nauchno-*

- prakticheskoy konferencii*. Perm', Permskiy gos. nacional'nyy issledovatel'skiy institut, 2017, pp. 90–94. (In Russian)
- Chuiko G.M., Tomilina I.I., Holmogorova N.V. Methods of biodiagnostics in aquatic ecotoxicology. *Toksikologicheskij vestnik*, 2022, vol. 30, no. 5, pp. 315–322. doi: 10.47470/0869-7922-2022-30-5-315-322.
- Chuiko G.M., Zakonnov V.V., Brodskij E.S., Shelepchikov A.A. A methodological approach to assessing sources and pathways for persistent organic pollutants (POPs) in freshwater bodies. *Zdorov'e naseleniya i sreda obitaniy*, 2022, vol. 30, no. 10, pp. 32–39. doi: 10.35627/2219-5238/2022-30-10-33-39
- Costanza R. Ecosystem health and ecological engineering. *Ecological Engineering*, 2012, vol. 45, pp. 24–29. doi:10.1016/j.ecoleng.2012.03.023.
- Costanza R., Mageau M. What is a healthy ecosystem? *Aquatic Ecology*, 1999, vol. 33, pp. 105–115.
- Depledge M.H., Galloway T.S. Healthy animals, healthy ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2005, vol. 3(5), pp. 251–258. doi: 10.2307/3868487.
- Golubev A.P., Aksenov-Gribanov D.V., Timofeev M.A. Application of an integral approach to assessing the impact of anthropogenic pollution on the biota of fresh water bodies. *Ekologicheskij vestnik*, 2013, vol. 3 (25), pp. 106–115. (In Russian)
- Gosudarstvennyy doklad “O sostoyanii i ob ohrane okruzhayushchej sredy Rossijskoj Federacii v 2017 godu”. M., Minprirody Rossii; NPP “Kadastr”, 2018. 888 p.
- Gvozdenović S., Mandić M., Peraš I. Morphometry and condition index in Mediterranean mussels (*Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819) from Boka Kotorska Bay (Montenegro, Southeast Adriatic Sea). *Studia Marina*, 2020, vol. 33(2), pp. 15–26. doi: 10.5281/zenodo.4314146.
- Hook S.E., Gallagher E.P., Batley G.E. The Role of Biomarkers in the Assessment of Aquatic Ecosystem Health. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 2014, vol. 10(3), pp. 327–341. doi: 10.1002/ieam.1530.
- Karmazinov F.V., Kinebas A.K., Bekrenev A.V., Sulejmanova E.K., Holodkevich S.V., Ivanov A.V. Experience in the operation of water quality biomonitoring systems in St. Petersburg. *Vodosnabzhenie i sanitarnaya tekhnika*, 2007, vol. 7, no. 2, pp. 2–6. (In Russian)
- Karr J.R., Frausch K.D., Angermeier P.L. Assessing biological integrity in running waters. A method and its rationale. Illinois natural history survey. Illinois: Champaign, 1986. Special publication 5. 30 p.
- Kholodkevich S.V. Bioelectronic monitoring of the level of toxicity of natural and waste waters in real time. *Ekologicheskaya himiya*, 2007a, no. 16(4), pp. 223–232. (In Russian)
- Kholodkevich S.V. Kompleksnoe obespechenie himicheskoy bezopasnosti vodosnabzheniya naseleniya gorodov dlya predotvrashcheniya i minimizacii posledstvij chrezvychajnyh situacij (na primere Sankt-Peterburga). *Extended Abstract of Doc. Tech. Sci. Diss.* SPb, 2007b. 39 s.
- Kholodkevich S.V., Ivanov A.V., Kornienko E.L., Kurakin A.S. Method of biological environment monitoring (versions) and a system for realization thereof. USA. US Pat. № 8442809. 2013.
- Kholodkevich S.V., Ivanov A.V., Kornienko E.L., Kurakin A.S. Patent RF № 2308720 “Sposob biologicheskogo monitoringa okruzhayushchej sredy (varianty) i sistema dlya ego osushchestvleniya”. 2007. Byul. № 29.
- Kholodkevich S.V., Ivanov A.V., Kornienko E.L., Kurakin A.S., Lyubimcev V.A. Bioelectronic monitoring of surface waters. *Mir izmerenij*, 2011, no. 10, pp. 6–13. (In Russian)
- Kholodkevich S.V., Kuznecova T.V., Kurakin A.S. et al. A new methodological approach to the operational assessment of the ecological state of coastal marine areas. *Izvestiya TINRO*, 2018, vol. 194, pp. 215–238. (In Russian)
- Kholodkevich S.V., Kuznetsova T.V., Kirin M.P. et al. Bioindication of the ecological state (health) of coastal waters based on the use of automated bioelectronic systems. *Pharmacy Formulas*, 2020, vol. 2(3), pp. 64–73. doi: 10.17816/phf46438/2713-153X-2020-3-2-64-73.
- Kholodkevich S.V., Kuznetsova T.V., Chuiko G.M., Sharov A.N., Pesnya D.S. Indicators of cardiac activity and oxidative stress in the mollusk *Anodonta cygnea* under short-term salt test load as biomarkers for assessing the state of the organism and the quality of the environmental. *Inland Water Biology*, 2021a, vol. 14, no. 6, pp. 739–746. doi: 10.1134/S1995082921060067.
- Kholodkevich S.V., Kuznetsova T.V., Sharov A.N. et al. A Applicability of a bioelectronics cardiac monitoring system for the detection of biological effects of pollution in bioindicator species in the gulf of Finland. *Journal of Marine systems*, 2017, vol. 171, pp. 151–158. doi: 10.1016/j.jmarsys.2016.12.005
- Kholodkevich S.V., Motruk M.K., Lyubimcev M.A., Susloparova O.N. Comparative bioelectronic diagnostics of the ecological state of polluted water areas (on the example of some channels of the Volga delta). *Formula farmicii*, 2021b, vol. 3, no. 1, pp. 84–91. doi: 10.17816/phf63741
- Kholodkevich S.V., Sharov A.N., Chuiko G.M., Kuznecova T.V., Gapeeva M.V., Lozhkina R.A. Assessment of the quality of freshwater ecosystems by the functional state of bivalve mollusks. *Vodnye resursy*, 2019, vol. 46, no. 2, pp. 214–224. (In Russian)
- Kinebas A.K., Nefedova E. D., Gvozdev V.A., Holodkevich S.V., Ivanov A.V., Kurakin A.S., Kornienko E.L. Improving the efficiency and reliability of bioelectronic systems of stations for industrial biological monitoring of water quality. *Vodosnabzhenie i sanitarnaya tekhnika*, 2012, no. 1, pp. 20–27. (In Russian)
- Kurakin A.S., Holodkevich S.V., Purvina S.I. et al. Assessment of the ecological state of the water areas of the Gulf of Riga. *Nauchno-tekhnicheskie vedomosti Sankt-Peterburgskogo gosudarstvennogo politekhnicheskogo universiteta*, 2012, no. 1 (142), pp. 267–272. (In Russian)
- Kuznetsova T., Kholodkevich S. Comparative assessment of surface water quality through evaluation of physiological state of bioindicator species: searching a new biomarkers. *Proceedings 2015 4th Mediterranean Conference on Em-*

- bedded Computing, MECO 2015 – Including ECyPS 2015, BioEMIS 2015, BioICT 2015, MECO-Student Challenge*, 2015. Budva, Chernogoriya, IEEE, 2015, pp. 339–344. doi: 10.1109/MEKO.2015.7181938
- Kuznetsova T.V., Kholodkevich S.V., Kurakin A.S. Experience on ecological status assessment based on adaptive potential diagnostics in selected invertebrates of the Baltic Sea Sub-regions. *Fundamentalnaya i Prikladnaya Gidrofizika*, 2018, vol. 11, no. 2, pp. 75–85. doi: 10.7868/S2073667318020065.
- Li L., Zheng B., Liu L. Biomonitoring and Bioindicators Used for River Ecosystems: Definitions, Approaches and Trends. *Procedia Environmental Sciences*, 2010, vol. 2, pp. 1510–1524. doi: 10.1016/j.proenv.2010.10.164
- Marigomez I., Garmendia L., Soto M. et al. Marine ecosystem health status assessment through integrative biomarker indices: a comparative study after the Prestige oil spill “Mussel Watch”. *Ecotoxicology*, 2013, vol. 22, pp. 486–505. doi: 10.1007/s10646-013-1042-4.
- Mel'nik E.A., Rublevskaya O.N., Pankova G.A., Kholodkevich S.V. et al. Bioelectronic system for monitoring the toxicological safety of biologically treated wastewater discharged by the South-Western treatment facilities of the State Unitary Enterprise “Vodokanal of St. Petersburg” into the Neva Bay. *Vodosnabzhenie i sanitarnaya tekhnika*, 2013, no. 1, pp. 7–12. (In Russian)
- Moiseenko T.I. Assessment of water quality and “health” of ecosystems from the standpoint of the ecological paradigm. *Vodnoe hozyajstvo Rossii: problemy, tekhnologii, upravlenie*, 2017, no. 3, pp. 104–124. (In Russian)
- Moiseenko T.I., Gashev S.N., Selyukov A.G., Zhigileva O.N., Aleshina O.A. Biological methods for assessing water quality: part 1. Bioindication. *Vestnik Tyumenskogo gosudarstvennogo universiteta. Ekologiya i prirodopol'zovanie*, 2010, no. 7, pp. 20–40. (In Russian)
- Nikolic M., Kuznetsova T., Kholodkevich S. et al. Cardiac activity in the Mediterranean mussel (*Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819) as a biomarker for assessing sea water quality in Boka Kotorska Bay, South Adriatic Sea. *Mediterranean Marine Science*, 2019, vol. 20(4), pp. 680–687. doi:10.12681/mms.18119.
- Odum E.P. Trends expected in stressed ecosystems. *Bioscience*, 1985, vol. 35, pp. 419–422.
- Pahorukov N.M., Lyamin M.Ya. Bioraznoobrazie i ekologiya bespozvonochnykh zhivotnykh. *Vodnaya fauna: ucheb. posobie po polevoj praktike*. Perm', Permskij universitet, 2007. 156 p.
- Rapport D.J., Regier H.A., Hutchinson T.C. Ecosystem behavior under stress. *American Naturalist*, 1985, vol. 125, pp. 617–640.
- Saikia S.R., Ray S., Mukherjee J. Aquatic Ecosystem health – a review. *Aquatic Ecosystems*, 2011, pp. 57–102.
- Tett P., Gowen R., Painting S. et al. Framework for understanding marine ecosystem health. *Marine ecology progress series*, 2013, vol. 494, pp. 1–27. doi: 10.3354/meps10539.
- Zaharov V.M., Trofimov I.E. Assessment of the health of the environment: environmental regulation (assessment of the state of natural populations in terms of development stability). *Voprosy ekologicheskogo normirovaniya i razrabotka sistemy ocenki sostoyaniya vodoemov: materialy Ob'edinennogo Plenuma Nauchnogo soveta OBN RAN po gidrobiologii i ihtiologii, Gidrobiologicheskogo obshchestva pri RAN i Mezhdvornostvennoj ihtiologicheskoy komissii*. Moscow, 2011. pp. 102–120. (In Russian)
- Zaryhta V.V., Zhang Z.H., Kuznecova T.V., Ozerskij P.V., Feng Y.J. Differential accumulation of heavy metals in soft tissues of three species of bivalves from the Songhua River near Harbin (China). *Zhurnal evolyucionnoj biohimii i fiziologii*, 2020, vol. 56, no. 2, pp. 119–126. (In Russian)
- Zarykhta V.V., Zhang Z., Zhang Y. et al. Comprehensive assessments of ecological states of Songhua River using chemical analysis and bivalves as bioindicators. *Environmental Science and Pollution Research*, 2019, vol. 26, no. 32, pp. 33341–33350. doi: 10.1007/s11356-019-06349-7.
- Zilov E.A. The possibility of using objective functions to assess the “health” of aquatic ecological systems: exergy. *Sibirskij ekologicheskij zhurnal*, 2006, vol. 3, pp. 269–284. (In Russian)

## THE EXPERIENCE OF SCREENING STUDIES ON THE MARINE AND FRESHWATER ECOSYSTEM “HEALTH” BASED ON AN OPERATIONAL STATE ASSESSMENT OF BIVALVES BY THE METHOD OF FUNCTIONAL LOAD. PROBLEMS AND PROSPECTS OF DEVELOPMENT

S. V. Kholodkevich<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup>St. Petersburg Federal Research Center of the Russian Academy of Sciences (St. Petersburg FRC RAS),  
St. Petersburg Scientific Research Centre for Ecological Safety of the RAS,

197110, Russia, St. Petersburg, Korpusnaya st., 18

<sup>2</sup>Papanin Institute for Biology of Inland Waters, Russian Academy of Sciences,  
152742 Borok, Russia, e-mail: kholodkevich@ibiw.ru

Revised 20.09.2022

The current state of the concept of the health of aquatic ecosystems and the main methods and technologies (mainly instrumental) for its assessment are briefly considered. The data obtained during the study of the health of ecosystems of several recreational areas of the Black Sea, the eastern part of the Gulf of Finland, several channels of the Volga delta are considered. An operational assessment of the health of ecosystems was carried out using innovative biomonitoring technology by testing the health of adult bivalve mollusks living in them by the functional load method based on the analysis of their heart rate, measured using the BioArgus bioelectronic

fiber-optic system. It has been established that the functional state of mollusks can serve as an indicator of excess pollution of coastal waters by objects that discharge insufficiently treated domestic wastewater from their local treatment facilities, including household wastewater. It is concluded that, taking into account the rather high rapidity and ease of use, this technology can be effectively used to solve the problems of screening studies and early diagnostics of the state of aquatic ecosystems as well as serve as an information basis for developing regionally oriented, science-based environmental management decisions.

*Keywords:* biomonitoring, biomarkers, functional state of animals, bioindication, health of aquatic ecosystems, heart rate of molluscs

## Информация о конференциях

---

Конференция, посвященная изучению актуальных проблем водной экотоксикологии, проводится на базе Института биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН с 2002 года. Инициатором проведения такой Конференции был один из основоположников отечественной водной токсикологии, доктор биологических наук, профессор, заведующий лабораторией физиологии и токсикологии водных животных Борис Александрович Флеров.

С 2005 года Конференция посвящена памяти Б.А. Флерова, она приобрела статус постоянно действующей и получила название “Антропогенное влияние на водные организмы и экосистемы”.

Основные задачи водной токсикологии участники Конференции видят в раскрытии механизмов и допустимых пределов воздействия чужеродных веществ на водные организмы и экосистемы, оценке, контроле и прогнозе экологических последствий загрязнения вод и донных отложений, в том числе и для человека.

На Конференции обсуждаются следующие проблемы:

- судьба, биодоступность, биоаккумуляция, биотрансформация и биологические эффекты загрязняющих веществ;
- биохимические, физиологические, поведенческие и биологические реакции гидробионтов на действие антропогенных факторов;
- адаптация гидробионтов к загрязняющим веществам;
- структурные и функциональные характеристики популяций гидробионтов и водных экосистем в условиях антропогенной нагрузки;
- экотоксикологическое состояние водных объектов и проблема регионального нормирования;
- методы оценки токсичности, генотоксичности, канцерогенности воды и донных отложений;
- нормирование, биотестирование, биоиндикация и биомониторинг загрязнения.

В работе Конференции принимают участие ученые и специалисты – доктора и кандидаты наук, директора Институты, заведующие кафедрами и лабораториями, профессора университетов, аспиранты, соискатели и студенты.

Материалы докладов поступают от ученых, работающих в институтах Национальных Академий Наук, отраслевых институтах, университетах и других высших учебных заведениях стран ближнего и дальнего зарубежья. Это такие страны как Алжир, Аргентина, Бангладеш, Индия, Иран, Нигерия, Казахстан, Беларусь, Узбекистан, Украина.

Особенно следует отметить активное участие в Конференции молодых ученых и специалистов, число которых обычно составляет около половины всех участников. Принято решение о проведении в рамках Конференции школы-семинара “Современные методы исследования и оценки качества вод, состояния водных организмов и экосистем в условиях антропогенной нагрузки”. Ведущие специалисты в области водной экотоксикологии и смежных дисциплин читают лекции, проводят практические занятия. В рамках рабочей программы Конференции проходят апробацию кандидатские и докторские диссертации.

Тезисы и материалы Конференций, лекции школы-семинара публикуются в специальных сборниках и размещаются в электронном виде на официальном сайте ИБВВ им И.Д. Папанина РАН.

Программа Конференции обычно содержит не менее 50 устных и стендовых выступлений.

На основе представленных экспериментальных и натурных исследований разработаны новые методы биотестирования и биоиндикации, пригодные для широкого применения в практике, предложены новые тест-объекты, проведена оценка экотоксикологической обстановки на многих водных объектах, предложены новые подходы по обоснованию предельно допустимых вредных воздействий на водные экосистемы.

С докладами выступают специалисты, занимающиеся разработкой приборов, а также инструментальных аналитических и биологических методов исследований.



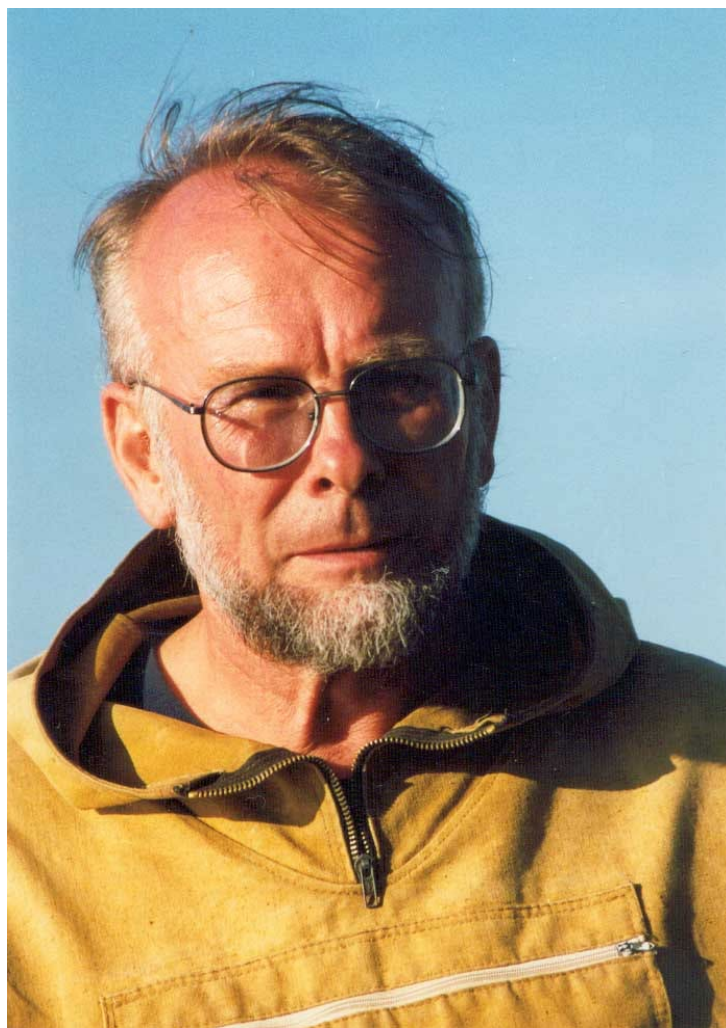
Постоянная поддержка и заинтересованность в участии в работе Конференции позволит оргкомитету с 17 по 20 октября 2023 года провести уже VIII Всероссийскую конференцию по водной экотоксикологии “АНТРОПОГЕННОЕ ВЛИЯНИЕ НА ВОДНЫЕ ОРГАНИЗМЫ И ЭКОСИСТЕМЫ” и школу-семинар для молодых ученых, аспирантов и студентов “СОВРЕМЕННЫЕ МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ СОСТОЯНИЯ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ”.

Она будет посвящена 85-летию со дня рождения доктора биологических наук, профессора Бориса Александровича Флерова.

---

# ПАМЯТИ НАШИХ КОЛЛЕГ

---



### **ПАМЯТИ ФЛЕРОВА БОРИСА АЛЕКСАНДРОВИЧА**

Борис Александрович Флеров родился 2 апреля 1937 г. в г. Вышний Волочек Тверской (Калининской) области. В этом городе прошли детские и юношеские годы Бориса Александровича. Отец, Александр Владимирович Флеров (1897–1965 гг.), после окончания Литовской духовной семинарии и четырех курсов заочного отделения Московского пединститута им. Бубнова и естественного факультета Калининского государственного педагогического института преподавал латынь и анатомию в Вышневолоцком медицинском училище. Мать, Мария Алексеевна Кузьминская, (1901–1968 гг.) закончила Тверское епархиальное училище и Тверской педагогический институт. За безупречную педагогическую работу присвоено звание Заслуженного учителя РСФСР и награждена орденом Ленина.

После окончания средней школы в 1954 г. Борис Александрович поступил на биолого-почвенный факультет МГУ им. М.В. Ломоносова, который успешно окончил в 1959 г. После окончания университета Борис Александрович продолжил научную деятельность младшим научным сотрудником в фармакологической лаборатории Института экспериментальной биологии и медицины СО АН СССР (г. Новосибирск). Его первые научные работы опубликованы в 1960–1962 гг. и посвящены изучению механизмов рефлекторной регуляции патологических состояний организма.

В 1961 г. Борис Александрович перешел на работу в лабораторию физиологии пресноводных животных Института водохранилищ АН СССР (п. Борок), преобразованного потом в Институт биологии внутренних вод (ИБВВ РАН). С этого момента вся его научная деятельность и жизнь связаны с ИБВВ РАН.

В 1966 г. Борис Александрович защитил кандидатскую диссертацию на тему “Экспериментальное исследование фенольного отравления рыб”. Разработки Бориса Александровича положили начало нового для отечественной науки направления водной токсикологии, успешно развиваемого до настоящего времени его многочисленными учениками и последователями. Борисом Александровичем разработаны основы эколого-физиологического направления в водной

токсикологии: установлены закономерности и механизмы действия приоритетных загрязняющих веществ на водные организмы, развито представление об общих и специфических чертах патологии гидробионтов при действии токсических веществ различной химической природы, сформулировано положение о генотипической адаптации, как основе приспособления водных животных к загрязнению, разработаны научные основы биотестирования. Основные положения этих работ обобщены им в докторской диссертации “Эколого-физиологические аспекты токсикологии пресноводных животных”, которая была успешно защищена в 1983 г. За время работы Борис Александрович опубликовал 168 работ, хорошо известных широким кругам отечественных и зарубежных специалистов по водной токсикологии.

Высокий научный потенциал, широта научных взглядов, демократичность, открытость характера и простота в общении с людьми, доброжелательность, тонкое чувство юмора притягивали к нему людей. В декабре 1973 г. была создана лаборатория “Физиологии и паразитологии пресноводных водных животных” путем соединения токсикологической группы с частью сотрудников-физиологов, иммунологов и паразитологов, которую возглавил Борис Александрович. В лаборатории развивались работы по сенсорной физиологии: исследовалась структурно-функциональная организация обоняния у рыб (П.А. Гдовский, Н.Н. Ружинская), ионной регуляции у водных животных (Г.А. Виноградов, В.Т. Комов и др.), водной токсикологии (Б.А. Флеров, В.И. Козловская и др.), иммунологии рыб (В.Р. Микряков, Л.В. Балабанова и др.) и паразитологии (Р.А. Изюмова, Б.И. Куперман). В 1989 г. из состава лаборатории отделились группа сотрудников, на основе которой сформировалась лаборатория Экспериментальной экологии (зав. – Г.А. Виноградов) и группа иммунологов во главе с В.Р. Микряковым. С этого времени и по сегодняшний день лаборатория под руководством Б.А. Флерова стала называться Лабораторией физиологии и токсикологии водных животных.

Как научный руководитель Борис Александрович обладал даром сформулировать общее направление исследований лаборатории с участием в единой теме всех сотрудников. При этом способствовал тому, чтобы возможности каждого из сотрудников как можно полнее реализовывались в работе руководимой им лаборатории. Борис Александрович постоянно заботился о будущем лаборатории. Под его непосредственным руководством защищено семь кандидатских диссертаций. В руководимой им лаборатории были выполнены, подготовлены к защите и успешно защищены 11 кандидатских и 9 докторских диссертаций.

Борис Александрович стоял у истоков сотрудничества СССР и США в области охраны окружающей среды. В 1974 г. был подписан Договор между Национальным центром по изучению действия загрязняющих веществ на рыб Службы рыбы и диких животных США (в настоящее время Колумбийский центр изучения окружающей среды Геологической службы США) и ИБВВ АН СССР. За годы работы десятки сотрудников приняли участие в программе обмена, обогащая свой профессиональный опыт и объединяя усилия в решении проблем водной токсикологии и охраны окружающей среды.

Будучи разносторонне одаренным человеком, Борис Александрович имел широкий круг интересов – интересовался не только естественными науками, но и живописью, литературой, джазовой музыкой. Сам неплохо рисовал, играл на фортепиано. Любил охоту.

Исследования, начатые Б.А. Флеровым, получили продолжение и развитие в работах его учеников и многочисленных последователей. В предлагаемом выпуске Трудов ИБВВ РАН представлены результаты лишь некоторых из множества таких работ.

*Г. М. Чуйко, И. И. Томилина, И. В. Чалова*

Научное издание

**Труды Института биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН,  
вып. 100(103), 2022 г.**

*Рекомендуемый вариант цитирования статей:*

... // Труды Института биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН. 2022. Вып. 100(103). С. ...

*Recommended option for citing articles:*

... // Transactions of Papanin Institute for Biology of Inland Waters RAS, 2022. Is. 100(103). P. ...

Подписано в печать 20.12.2022. Формат 60×90 1/8.

Усл. печ. л. 15,5. Заказ № 22108. Тираж 150 экз.

Отпечатано с готового оригинал-макета в типографии ООО “Филигрань”  
150049, г. Ярославль, ул. Свободы, 91, [pechataet@bk.ru](mailto:pechataet@bk.ru)