

РОССИЙСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК
ИНСТИТУТ БИОЛОГИИ ВНУТРЕННИХ ВОД ИМ. И.Д. ПАПАНИНА РАН

МАТЕРИАЛЫ

**VII ВСЕРОССИЙСКОЙ КОНФЕРЕНЦИИ ПО ВОДНОЙ ЭКОТОКСИКОЛОГИИ,
ПОСВЯЩЕННОЙ ПАМЯТИ Б. А. ФЛЕРОВА**

АНТРОПОГЕННОЕ ВЛИЯНИЕ НА ВОДНЫЕ ОРГАНИЗМЫ И ЭКОСИСТЕМЫ

ШКОЛЫ-СЕМИНАРА

**СОВРЕМЕННЫЕ МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ
И ОЦЕНКИ КАЧЕСТВА ВОД,
СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ОРГАНИЗМОВ И ЭКОСИСТЕМ
В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ**

16-18 сентября 2020 г.

БОРОК 2020

МАТЕРИАЛЫ VII ВСЕРОССИЙСКОЙ КОНФЕРЕНЦИИ ПО ВОДНОЙ ЭКОТОКСИКОЛОГИИ



РОССИЙСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК



**ИНСТИТУТ БИОЛОГИИ ВНУТРЕННИХ ВОД
ИМ. И.Д. ПАПАНИНА РАН**

МАТЕРИАЛЫ

**VII ВСЕРОССИЙСКОЙ КОНФЕРЕНЦИИ ПО ВОДНОЙ ЭКОТОКСИКОЛОГИИ,
ПОСВЯЩЕННОЙ ПАМЯТИ Б.А. ФЛЕРОВА**

**АНТРОПОГЕННОЕ ВЛИЯНИЕ
НА ВОДНЫЕ ОРГАНИЗМЫ И ЭКОСИСТЕМЫ**

ШКОЛЫ-СЕМИНАРА

**СОВРЕМЕННЫЕ МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ И ОЦЕНКИ
КАЧЕСТВА ВОД, СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ОРГАНИЗМОВ
И ЭКОСИСТЕМ В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ**

16–18 сентября 2020 г.

БОРОК, 2020

УДК 574.5(063): 504.4.054(063)
ББК 28.081.4л6+28.082.1л6
А72

Антропогенное влияние на водные организмы и экосистемы : сборник материалов VII Всероссийской конференции по водной экотоксикологии, посвященной памяти д.б.н., проф. Б. А. Флерова. Современные методы исследования и оценки качества вод, состояния водных организмов и экосистем в условиях антропогенной нагрузки : материалы школы-семинара для молодых ученых, аспирантов и студентов (Борок, 16-19 сентября 2020 г.). - Ярославль : Филигрань. – 2020. – 238 с.

ISBN 978-5-6044920-1-7

Сборник материалов опубликован при финансовой поддержке фирмы “*Luminex*”®

В сборнике опубликованы материалы докладов конференции и школы-семинара по широкому кругу теоретических и практических вопросов водной экотоксикологии и охраны окружающей среды.

Рассматриваются судьба, биодоступность, биотрансформация, биоаккумуляция загрязняющих веществ; биохимические, физиологические поведенческие реакции гидробионтов на действие антропогенных факторов. Приведены методы и критерии оценки качества вод, состояния водных экосистем и водных объектов, проблемы регионального нормирования.

Для широкого круга специалистов: токсикологов, гидробиологов, экологов, гидрохимиков, ихтиологов, зоологов, альгологов.

Материалы сборника размещены на сайте ИБВВ РАН: <http://www.ibiw.ru>

Материалы печатаются в авторской редакции

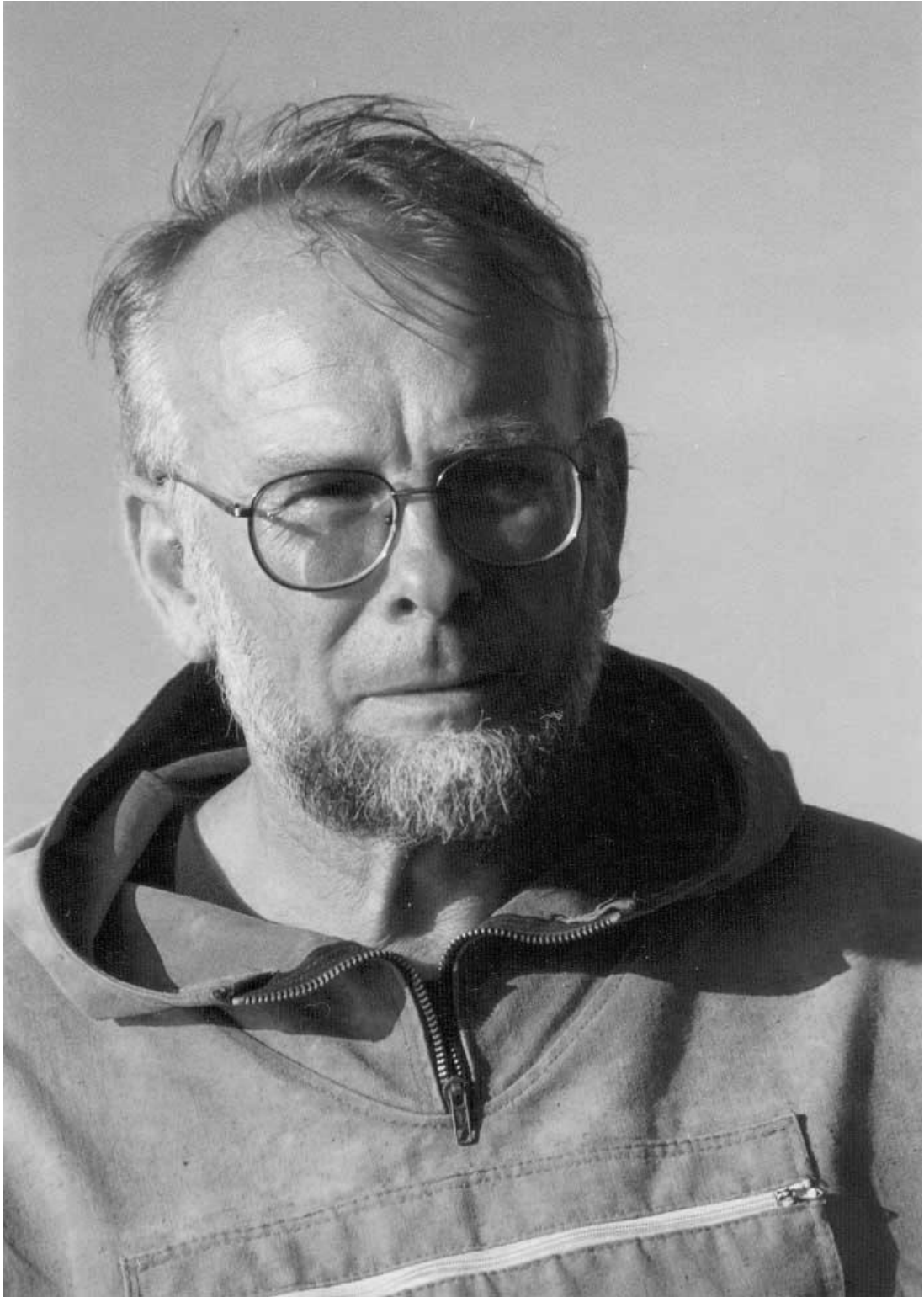
Компьютерная верстка: Е. А. Заботкина, И. В. Чалова

Фото на обложке: на лицевой части – радуга над Онежским озером, лето 2019 г. автор Р.А. Ложкина, на обороте – шламонакопитель «Черная дыра» г. Дзержинск 2016 г., «АиФ НН».

УДК 574.47: 504.4.054(08)
ББК 28.088.л6+28.082.1л6

ISBN 978-5-6044920-1-7

© Институт биологии внутренних вод им. И. Д. Папанина РАН, 2020
© Р.А. Ложкина, фото на обложке, 2019;
© «АиФ НН», фото на обложке, 2016.



Б.А. Флеров в экспедиции

Luminex

complexity simplified.

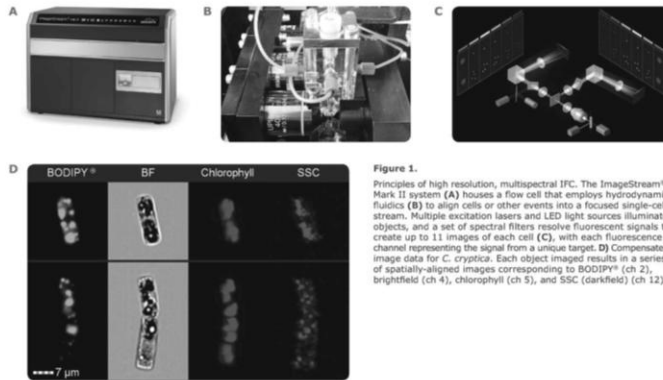


Figure 1. Principles of high resolution, multispectral IFC. The ImageStream[®] Mark II system (A) houses a flow cell that employs hydrodynamic fluidics (B) to align cells or other events into a focused single-cell stream. Multiple excitation lasers and LED light sources illuminate objects, and a set of spectral filters resolve fluorescent signals to create up to 11 images of each cell (C), with each fluorescence channel representing the signal from a unique target. D) Compensated image data for *C. cryptica*. Each object imaged results in a series of spatially-aligned images corresponding to BODIPY[®] (ch 2), brightfield (ch 4), chlorophyll (ch 5), and SSC (darkfield) (ch 12).

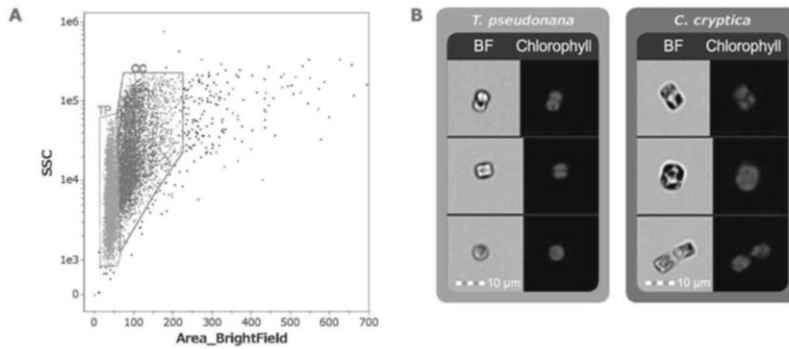


Figure 2. Analysis of microalgae concentrations in mixed co-culture using the ImageStream[®] Mark II at 40x magnification. A) Scatter plot of SSC vs the area of the diatoms in the brightfield image. B) Representative cells from the TP and CC gates.

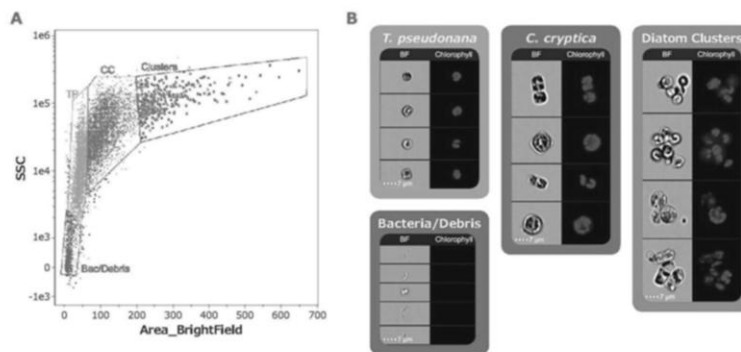


Figure 3. Detection of bacterial contamination, cellular debris, and clusters in mixed culture of microalgae. A mixed culture of *T. pseudonana* and *C. cryptica* contaminated with bacteria was analyzed on the ImageStream[®] Mark II at 60x magnification. A) Scatter plot of SSC vs the cell area from the brightfield image. Region gates defining distinct populations are shown. B) Representative brightfield and chlorophyll images are shown for each of the designated regions.

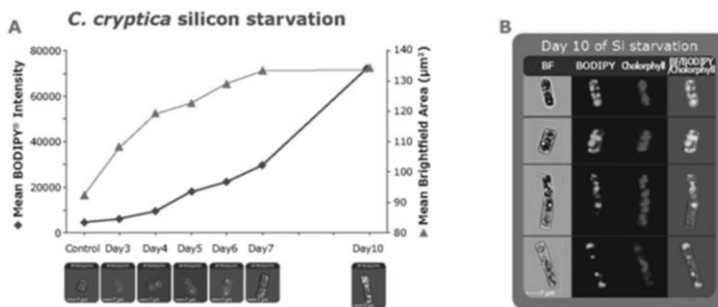


Figure 4. Lipid accumulation in silicon-starved *C. cryptica*. A) A plot of mean BODIPY[®] intensity (purple diamonds, left axis) and mean brightfield area (pink triangles, right axis) vs the number of days in Si(-) ASW medium. Representative merged brightfield (BF)/BODIPY[®]/chlorophyll images are shown for each time point. B) Representative images of BF, BODIPY[®], chlorophyll, and a composite of BF/BODIPY[®]/chlorophyll are shown for Day 10 of silicon starvation. Samples were acquired on the ImageStream[®] Mark II with 60x magnification.

ВЛИЯНИЕ АБИОТИЧЕСКИХ ФАКТОРОВ НА СТРУКТУРУ ФИТОПЛАНКТОНА УСТЬЕВОГО УЧАСТКА РЕКИ

К.И. Абрамова, Р.П. Токинова, С.В. Бердник

*Институт проблем экологии и недропользования Академии наук Республики Татарстан,
420087, г. Казань, ул. Даурская, 28, Республика Татарстан, kseniaiv@yandex.ru*

С помощью канонического анализа установлено, что в летний период 2017–2018 гг. в нижнем приустьевом участке р. Казанки на формирование общей численности фитопланктона и численности синезеленых водорослей в значительной степени влияют нитраты, фосфаты, Рфосф и $N-NO_3$ (из 36 рассмотренных физико-химических показателей воды). Устья рек являются изменчивыми природными объектами: их географическое положение, строение и режим изменяются в зависимости от многолетних изменений стока воды и наносов рек и уровня приемных водоемов. Поэтому состояние и тенденция развития устьев рек могут служить эффективными индикаторами природных процессов. Благодаря обилию воды, поступлению с речным стоком биогенных веществ устьевые области рек отличаются большим разнообразием и высокой продуктивностью. Данные участки обладают богатыми природными ресурсами (водными, земельными, биологическими, минеральными) и активно используются водным транспортом, сельским и рыбным хозяйством, для рекреации и экологического туризма [1]. Нередко устья рек обеспечивают водоснабжением населенные и промышленные пункты, испытывая антропогенную нагрузку, принимая поверхностные сточные воды. В свою очередь, это приводит к эвтрофикации водотока, ухудшению качества вод. Фитопланктону, как автотрофному звену пищевой цепи водоемов, принадлежит ведущая роль в индикации изменения качества воды в результате эвтрофирования. Одним из индикаторных показателей структуры фитопланктона является его количественное развитие (численность, биомасса).

Цель данного исследования – используя канонический анализ, получить статистическую оценку зависимости структурных характеристик фитопланктона от физико-химических показателей воды.

Объектом наших исследований послужил Казанский залив Куйбышевского водохранилища, являющийся нижним приустьевым участком р. Казанки [2], расположенный в черте крупного промышленно-урбанизированного центра (г. Казань, Среднее Поволжье); материалом для публикации – данные по 69 фитопланктонным и гидрохимическим пробам, отобранных на шестнадцати станциях из поверхностного горизонта воды в летнюю межень (июнь–август) 2017–2018 гг.

Сбор и обработка проб фитопланктона проведена по общепринятым методикам [3]. Гидрохимические данные предоставлены лабораторией эколога-аналитических измерений и мониторинга окружающей среды ИПЭН АН РТ*. Для выявления взаимосвязи между двумя наборами признаков, характеризующих с одной стороны, фитопланктон, и с другой – физико-химические показатели воды, применен метод канонических корреляций [4]. Процедуры статистического анализа выполнены с помощью программного пакета STATISTICA 10. В анализируемый массив данных включены 52 количественные переменные (табл. 1).

Применение математических методов помогает установить тесноту и характер взаимосвязей различных переменных. Одним из таких статистических подходов является канонический анализ, позволяющий исследовать зависимость между двумя группами наблюдений, в частности, между гидрохимическими показателями воды и структурными характеристиками фитопланктона. Вычисленные канонические веса показывают, как конкретные переменные в каждом множестве влияют на взвешенную сумму (каноническую переменную). Чем больше приписанный вес (абсолютное значение веса), тем больше вклад соответствующей переменной в значение канонической переменной [4].

Для канонического корреляционного анализа использованы 16 параметров фитопланктона (общая численность и биомасса фитопланктона, численность и биомасса семи систематических отделов), 36 – физико-химических показателей воды. Количество рассчитанных коэффициентов корреляции составило 16. Для первого (наиболее информативного) решения каноническая корреляция между признаками фитопланктона и физико-химическими показателями воды составила $R = 0.99$, что свидетельствует о их сильной связи; а также статистически значима ($p < 0.0001$). В табл. 2 приведены коэффициенты для оси «фитопланктон», набора признаков var37–52; в табл. 3 – для оси «показатели воды», набора признаков var1–36, ранжированные в порядке убывания модуля. Так как коэффициенты безразмерные и стандартизованные, их можно сравнивать между собой.

Наибольшие канонические веса в оси параметров фитопланктона имеют численность синезеленых водорослей и общая численность фитопланктона, значения других параметров на порядок меньше. Гидробиологический анализ показал, что основная роль в формировании структурных характеристик летнего фитопланктона нижнего приустьевом участка р. Казанки принадлежит диатомовым и синезеленым водорослям, которые создают летние максимумы численности и биомассы.

«Цветение» воды приходится на июль–август, вызванное массовым развитием синезеленых водорослей (до 95% общей численности и биомассы фитопланктона), доминирующий комплекс которых представлен потенциально токсичными видами *Planktothrix agardhii* (Gom.) Anagn. et. Kom., *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs. и *Anabaena flos-aquae* (Lyngb.) Vreb. Вначале лета преобладают диатомовые с преобладанием центричных форм. Среди криптофитовых заметную роль играют виды р. *Cryptomonas* и *Chroomonas acuta* Uterm., зеленых – виды р. *Chlamydomonas*, р. *Carteria*, р. *Scenedesmus* и *Coelastrum microporum* Näg., среди динофитовых – *Cerati-um hirundinella* (O. F. M.) Bergh и *Peridinium* sp. [5].

Таблица 1. Переменные анализируемого массива данных

Физико-химические показатели воды		Параметры фитопланктона
var 1 рН, ед.	var 19 Аммоний, мг/л	var 37 N Cyanophyta
var 2 Кислород, мг O ₂ /л	var 20 Нитриты, мг/л	var 38 N Bacillariophyta
var 3 Цветность, °	var 21 Нитраты, мг/л	var 39 N Chlorophyta
var 4 Электропроводность, См/м	var 22 Фосфаты, мг/л	var 40 N Cryptophyta
var 5 Сухой остаток, мг	var 23 Робщ, мг/л	var 41 N Chrysophyta
var 6 Жесткость, ° Ж	var 24 Рфосф, мг/л	var 42 N Euglenophyta
var 7 Кальций, мг/л	var 25 Рмин/Робщ, мг/л	var 43 N Dinophyta
var 8 Магний, мг/л	var 26 N-NH ₄ , мг/л	var 44 N общая
var 9 Натрий+Калий, мг/л	var 27 N-NO ₂ , мг/л	var 45 B Cyanophyta
var 10 Сульфаты, мг/л	var 28 N-NO ₃ , мг/л	var 46 B Bacillariophyta
var 11 Хлориды, мг/л	var 29 Нобщ, мг/л	var 47 B Chlorophyta
var 12 Гидрокарбонат, мг/л	var 30 N-NO ₃ /P-PO ₄ , мг/л	var 48 B Cryptophyta
var 13 ПО, мг/л	var 31 Nмин/Рмин, мг/л	var 49 B Chrysophyta
var 14 ХПК, мг/л	var 32 Фторид, мг/л	var 50 B Euglenophyta
var 15 ПО/ХПК, мг/л	var 33 АСПАВ, мг/л	var 51 B Dinophyta
var 16 БПК ₅ , мгO ₂ /л	var 34 Нефтепродукты, мг/л	var 52 B общая
var 17 Взвешенные вещества, мг/л	var 35 Фенолы, мг/л	
var 18 Мутность, ЕМФ	var 36 Железо, мг/л	

Примечание: здесь и далее - ПО (перманганатная окисляемость), N (численность, млн кл./л), B (биомасса, мг/л)

Таблица 2. Максимальные нормализованные канонические коэффициенты для параметров фитопланктона

Маркер признака	Признак	Вес признака
var 37	N Cyanophyta	7185.3
var 44	N общая	-6831.2
var 52	B общая	1591.7
var 46	B Bacillariophyta	-938.0
var 45	B Cyanophyta	-766.3
var 48	B Cryptophyta	-743.0
var 51	B Dinophyta	-536.7
var 38	N Bacillariophyta	489.2
var 39	N Chlorophyta	362.5

Таблица 3. Максимальные нормализованные канонические коэффициенты для физико-химических показателей воды

Маркер признака	Признак	Вес признака
var 28	N-NO ₃ , мг/л	12.7
var 21	Нитраты, мг/л	-11.8
var 24	Рфосф, мг/л	6.2
var 22	Фосфаты, мг/л	-5.8
var 20	Нитриты, мг/л	3.1
var 27	N-NO ₂ , мг/л	-2.7
var 19	Аммоний, мг/л	-2.2
var 26	N-NH ₄ , мг/л	1.7
var 30	N-NO ₃ /P-PO ₄ , мг/л	-1.0

Наибольшие канонические веса в оси параметров гидрохимических показателей воды распределены между биогенными элементами с высокими значениями коэффициентов для нитратов, фосфатов, Рфосф и N-NO₃. В летнюю межень 2017–2018 гг. содержание данных веществ в водах приустьевоего участка не превышало ПДК_{рх}: нитраты – 0–1.6 мг/л, фосфаты – 0.02–0.27 мг/л, Рфосф – 0.007–0.09 мг/л, N-NO₃ – 0–0.36 мг/л.

Таким образом, с помощью канонического анализа установлено, что наибольший канонический вес среди рассматриваемых физико-химических показателей воды принадлежит нитратам, фосфатам, Рфосф и N-NO₃; среди параметров фитопланктона – общей численности фитопланктона и численности синезеленых водорослей. Наличие значимой корреляционной связи ($p < 0.0001$) подтверждает важное значение биогенных элементов (нитратов, фосфатов, Рфосф, N-NO₃) в регуляции развития общей численности фитопланктона и численности синезеленых водорослей, доминирующий комплекс которых представлен потенциально токсичными видами *Aph. flos-aquae*, *P. agardhii*, *An. flos-aquae*.

Авторы выражают благодарность Н. В. Шурминой, Л. К. Мустафиной и к.б.н Д. В. Иванову за любезно предоставленные данные гидрохимического анализа проб воды.

Список литературы

1. Михайлов В.Н., Добролюбов С.А. Гидрология: учебник для вузов. М.; Берлин: Директ-Медиа. 2017. – 752 с.
2. Мозжерин В.И., Ермолаев О.П., Мозжерин В.В. Река Казанка и ее бассейн. Казань: Orange key. 2012. – 280 с.
3. Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов / Отв. ред. Ф.Д. Мордухай-Болтовской. – М.: Наука, 1975. – 240 с.
4. Халафян А. А. Statistica 6. Статистический анализ данных. М.: Бином-Пресс. 2008. – 512 с.
5. Абрамова К.И., Токинова Р.П., Шагидуллин Р.Р. Динамика сезонного развития альгоценоза в Казанском заливе Куйбышевского водохранилища // Вода: Химия и экология. 2019. №7–9. С. 62–66.

ИЗУЧЕНИЕ КЛАСТОГЕННОЙ АКТИВНОСТИ ГЛУБИННЫХ ВОД ОЗ. СЕВАН С ПРИМЕНЕНИЕМ МОДЕЛЬНОЙ ТЕСТ СИСТЕМЫ

Р.Э. Авалян, Э.А. Агаджанян, А.Л. Атоянц, Р.М. Арутюнян

НИИ “Биология”, лаборатория Общей и молекулярной генетики,
Ереванский госуниверситет, 0025, Чаренца, 8, Ереван, Республика Армения, re_avalan@mail.ru

Проведено биотестирование уровня кластогенности глубинных вод из точек водозабора (7) бассейна оз. Севан (Армения) с применением микроядерного теста (Трад-МЯ) модельной тест системы Традесканции (клон 02). При изучении его двух основных тест-критериев: процент тетрад с микроядрами и микроядер в тетрадах показано увеличение частоты встречаемости обоих тест-показателей во всех исследуемых вариантах в 1.5 – 4 раза по сравнению с фоновым уровнем в зависимости от образца. Максимальный уровень маркерных критериев наблюдался в вариантах водосборных пунктов Цапатах и Арпа, превысив контрольный в 4 раза. По данным корреляционного анализа показана достоверная положительная корреляция между обоими тест-критериями и концентрацией химических компонентов – Na, Ca, Mg, Fe, Ni, Mo, Cd ($p < 0,001$) в исследуемых водных пробах. Полученные результаты показали, что тест-система Трад-МЯ клона 02 традесканции обладает высокой чувствительностью и обеспечивает адекватную оценку кластогенной активности воды оз. Севан.

В условиях активной антропогенной деятельности загрязнение природных пресных водоемов различного рода ксенобиотиками является особо актуальной проблемой. Вода является основной средой миграции тяжелых металлов в земной коре и в связи с этим наличие их в пресных поверхностных водах, с одной стороны, и в глубинных и подземных водах – с другой, – это две стороны одной более общей проблемы загрязнения водных экосистем.

Озеро Севан является уникальным природным комплексом и важнейшим пресноводным объектом Армении, играющим большую роль в народном хозяйстве республики. На базе использования водных ресурсов озера получили большое развитие орошаемое земледелие и гидроэнергетика, в связи с чем возникла проблема снижения уровня и значительного ухудшения экологического состояния озера. На сегодняшний день проблема восстановления качества воды и экосистемы озера Севан, охраны и рационального использования природных водных ресурсов его бассейна является актуальной для всего региона. За последнее время были проведены комплексные исследования для оценки экологического состояния оз.Севан, показавшие необходимость постоянного мониторинга качества воды и состояния окружающей среды в прибрежных зонах его бассейна [1, 2]. В связи с этим применение чувствительных тест-объектов для биотестирования качества воды озера является практической необходимостью и целесообразностью.

Среди модельных растительных тест систем особо выделяется Традесканция (клон 02), которая является природным межвидовым гибридом между *Tradescantia occidentalis Britton Rudb.* и *T. ohiensis Raf.* Данный клон используется в генетическом мониторинге как для выявления рецессивных соматических мутаций в волосках тычиночных нитей (генотоксический эффект – тест Трад-ВТН), так и для обнаружения нарушений процесса микроспорогенеза в тетрадах микроспор с образованием микроядер (кластогенный эффект – тест Трад-МЯ). Оба биотеста входят в Международную программу по растительным тестам (IPPB) по эгидой ООН (ЮНЕП) по окружающей среде [3].

Целью настоящего исследования являлось проведение биотестирования уровня кластогенности глубинных вод оз.Севан с применением микроядерного теста клона 02 традесканции. Процессы, лежащие в основе образования микроядер свидетельствуют о снижении жизнеспособности клеток, что является маркером нестабильности их функционирования, а также – активации процесса апоптоза. Использование теста Трад-МЯ позволяет фиксировать появление хромосомных aberrаций (acentрические фрагменты или отстающие хромосомы), которые регистрируются в виде микроядер (МЯ) на стадии тетрад при нарушении процесса микроспорогенеза. При тестировании с применением данного теста фиксируются два тест-критерия: процент образования микроядер в тетрадах и процент тетрад с микроядрами.

Материалом исследования служили водные пробы (7) бассейна оз.Севан, взятые с глубины 2–4 м из точек водозабора: р-он Д - модельный, Гаварагет, Шоржа, Цапатах, Арпа, Норадус, Гилли. В исследуемых водных образцах определялась концентрация химических элементов (Na, K, Ca, Mg, Fe, Ni, Mo, Co, Cd). В качестве фонового образца (контроля) использовали водопроводную воду. Микроядерный тест проводился по общепринятой методике [4]. Полученные результаты обрабатывали статистически с применением компьютерной программы *Statgraphics Centurion 16.2*. Проводили корреляционный анализ между частотой обоих тест-критериев и концентрацией химических компонентов в исследуемых водных пробах.

Изучение кластогенных эффектов в спорогенных клетках традесканции показало увеличение частоты встречаемости обоих тест-критериев во всех исследуемых вариантах в 1,5 – 4 раза по сравнению с фоновым уровнем в зависимости от образца (табл. 1). Максимальный уровень маркерных критериев наблюдался в вариантах водосборных пунктов Цапатах и Арпа, превысив контрольный уровень в 4 раза. По данным корреляционного анализа показана достоверная положительная корреляция между обоими тест-критериями и концентрацией химических компонентов – Na, Ca, Mg, Fe, Ni, Mo, Cd ($p < 0.001$) в исследуемых водных пробах (табл. 2).

Таблица 1. Индукция кластогенных эффектов у Традесканции (клон 02)

Водосборные пункты	Частота встречаемости микроядер (МЯ) / 100	
	Тетрады с МЯ (% ± m)	МЯ в тетрадах (% ± m)
1. Д – модельный	3.7 ± 0.34***	4.4 ± 0.37***
2. Гаварагет	4.0 ± 0.36***	4.6 ± 0.37***
3. Шоржа	6.1 ± 0.43***	7.6 ± 0.48***
4. Цапатах	8.7 ± 0.51***	10.8 ± 0.56***
5. Арпа	8.4 ± 0.50***	11.4 ± 0.58***
6. Норадус	4.3 ± 0.37***	5.9 ± 0.43***
7. Гилли	5.2 ± 0.40***	6.4 ± 0.44***
Фон (контроль)	2.2 ± 0.27	2.7 ± 0.29

Примечание: здесь и далее * - $p < 0.05$, ** - $p < 0.01$, *** - $p < 0.001$

Таблица 2. Уровни корреляции между кластогенными эффектами и химическим составом водных проб

Тест – критерии Трад-МЯ	Коэффициент корреляции (r)						
	Si	Al	P	Fe	Mn	Cu	V
Частота МЯ в тетрадах (%/ ± m)	0.95*	0.94*	0.96*	0.99*	0.98*	0.97*	0.81
Частота тетрад с МЯ (%/ ± m)	0.95*	0.96*	0.93**	0.99**	0.99**	0.98*	0.79

Полученные результаты показали, что тест система Трад-МЯ клона 02 традесканции обладает высокой чувствительностью и обеспечивает адекватную оценку кластогенной активности воды оз. Севан, что позволяет использовать данный тест для интегрального мониторинга и биоиндикации степени загрязненности пресноводных гидроэкосистем.

Список литературы

1. Матишов Г.Г., Селютин В.В., Месропян К.Э., Булышева Н.И., Шевердяев И.В., Арутюнян Р.М., Габриелян Б.К. Современное состояние и проблемы изучения озера Севан // Наука Юга России. 2016. Т. 12. № 2. С. 43-52.
2. Экология озера Севан в период повышения его уровня. Результаты исследований Российско-Армянской биологической экспедиции по гидроэкологическому обследованию озера Севан (Армения) (2005–2009). 2010. Махачкала. Изд-во «Наука» ДНЦ: 348 с.
3. Ma T.H. The international program on plant bioassay collaborative studies with plant systems // Mutation Research. 1999. V. 426. P. 96–97.
4. Ma T.H., Cabrera G.L., Chen R., Gill B.S., Sandhu S.S., Vandenberg A.L., Salamone M.F. Tradescantia Micronucleus Bioassay // Mutation Research. 1994. V. 310. No 2. P. 220–230.

ГИДРОХИМИЧЕСКАЯ И ГИДРОБИОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ В РАЙОНЕ ХАРАНОРСКОЙ ГРЭС (ПО ДАННЫМ 2019 Г.)

Е.Ю. Афонина¹, А.П. Куклин¹, Н.А. Ташлыкова¹, Г.Ц. Цыбекмитова¹,
А.В. Афонин², Б.Б. Базарова¹, П.В. Матафонов¹, М.О. Матвеева¹

¹Институт природных ресурсов, экологии и криологии СО РАН,
672014, Чита, ул. Недорезова, 16а, katarf@mail.ru

²Забайкальский территориальный отдел контроля, надзора и рыбоохраны
Ангаро-Байкальского территориального управления Федерального агентства по рыболовству,
672010, Чита, ул. Забайкальского рабочего, 63а, Россия

В работе представлены результаты гидрохимических, гидробиологических и ихтиологических исследований гидросооружений Харанорской ГРЭС (водохранилище-охладитель, подводящий и дренажный каналы), проведенные в 2019 г.

Водоем-охладитель Харанорской ГРЭС (N50.855029°, E 115.677683°) находится на юго-востоке Забайкальского края. Это наливное равнинное водохранилище пойменно-долинного типа с сезонным регулированием. Площадь водного зеркала при нормальном подпорном уровне (НПУ, 574 м БС) – 4.1 км², объем водной массы – 15.6 млн. м³, средняя глубина – 3.8 м. Заполнение и подпитка водохранилища в период открытой воды происходит за счет подачи воды из р. Онон по водоподводящему каналу, в период ледостава – из дренажного канала [1].

Исследования Харанорского водохранилища в 2012-2013 гг., показали, что экологическая обстановка в результате увеличивающейся антропогенной нагрузки претерпела значительные изменения в сторону ухудшения качества воды, деградации биоценозов и структурных изменений ихтиофауны в результате функциональных изменений в экосистеме водохранилища [2]. Водохранилище по уровню продуктивности отнесено к категории эвтрофных водоемов [1, 2]. Статус высокой продуктивности водоёма поддерживается за счет поступления в него с водосборной площади и в результате работы энергетической станции избыточного количества органических и биогенных веществ (тепловой эффект). Современные исследования, проведенные в 2019 г. (апрель, июль, октябрь) и включающие изучение гидрохимического состава вод, гидробиологических и ихтиологических характеристик, позволили получить новые данные, характеризующие особенности продуцирования органического вещества, изучить современный состав и структуру рыбного населения, планктонных и бентосных беспозвоночных и растительных сообществ.

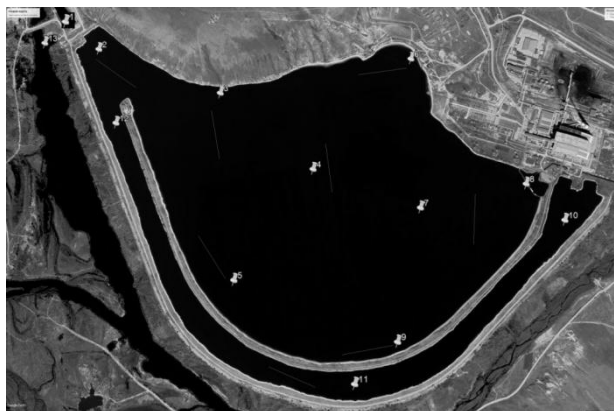


Рисунок. Карта-схема расположения станций отбора проб в 2019 г.

Комплексные исследования проводились на 13 станциях: 1 – водоподводящий канал из р. Онон, 2-9 – основная чаща водохранилища, 10-12 – водозаборный канал, 13 – дренажный канал (рисунок). Сбор и обработка проб проводилась по общепринятым методам.

Объем воды в водохранилище составляет 16000 тыс. м³. Объем перекачиваемой воды при работе трех энергоблоков с января по октябрь 2019 г. составил 473638 тыс. м³. В течение этого времени вода в водоем-охладителе (при НПУ) проходила через турбины 32 раза (данные филиала «Харанорская ГРЭС»). С 2017 г. для снижения содержания взвешенных веществ в водохранилище филиалом «Харанорская ГРЭС» в летне-осенний период проводится сработка уровня. При этом с 2010-х гг. среднегодовой уровень воды поддерживается по отношению к НПУ.

Батиметрическая съемка водоема показала, что наибольшей площадью обладают глубины 3-4 м, составляющие более 50% от всей площади дна. Глубины 2-3 м занимают практически 1/5 площади дна водоемов. Глубины от 0 до 1 м имеют незначительную площадь дна. Моделирование строения дна водохранилища определило расположение глубоководных участков и их приуроченность к старому руслу р. Турга. Четкая линия «второго дна» свидетельствует высокой плотности донных отложений и о малой мощности современных иловых органических осадков. Наибольшую площадь занимают отложения, соответствующие переходной фракции (современные мягкие органические илы располагаются на аллювиальных отложениях поймы р. Турга).

Температурный режим водохранилища в 2019 г. отличался отсутствием закономерного изменения температур с глубиной и довольно высокой температурой придонных слоев воды из-за интенсивного ее перемешивания под действием ветровых и стоковых течений. Наибольшее прогревание воды отмечалось в июле (на входе в конденсатор – 24.7 и на выходе – 33.2°С – данные филиала «Харанорская ГРЭС»). Разница температуры воды между входом и выходом составляла 7.1-9.4°С. Разность температур воды на поверхности и у дна отличалась на 0.1-0.3°С в апреле и октябре и на 0.6-5.8°С – в июле. При выпуске подогретой воды в водоем-охладителе возникают сложные пространственные течения с образованием компактных струй и водоворотных областей. Из-за малой площади водоема значительное влияние на распространение теплых вод по его поверхности оказывают ветро-волновые процессы, а также строение берегов.

По гидрохимическому составу воды гидросооружений Харанорской ГРЭС характеризовались как мягкие (°Ж=2.30-2.42), слабокислые и слабощелочные (6.5-8.5), гидрокарбонатные (137.2-140.3 мг/л), с общей минерализацией 223-229 мг/л (таблица).

Концентрация растворенного кислорода в водохранилище составляла 9.6-14.2 мг/л. Среднее содержание ионов аммония соответствовало 0.008 мг/л, нитритов – 0.69 мг/л, нитратов – 0.2 мг/л, фосфатов – 0.006 мг/л,

общего фосфора – 0.014 мг/л. Концентрация органического вещества в среднем составляла 3.0 мгО/л по ПО и 13.1 мгО/л по ХПК.

Таблица. Абиотические параметры среды* в гидротехнических сооружениях Харанорской ГРЭС в 2019 г.

Дата отбора	h	TR	T	ORP	pH	TDS	EC	TUR
23.04	0.5-5.5	0.5-2.1	4.7-16.6	131-155	6.5-7.0	155-231	24.1-35.6	15.3-54.6
23.07	0.5-5.5	0.5-0.8	18.9-28.4	118-230	6.9-8.8	209-226	32.3-34.9	46.5-58.0
15.10	0.5-5.2	0.5-4.5	6.9-13.8	175-323	8.2-8.7	209-224	32.1-34.7	41.7-50.4

Примечание: параметры даны для поверхностных слоев воды; * – min-max; h – глубина отбора проб (м), TR – прозрачность воды (м), T – температура воды (°C), ORP – окислительно-восстановительный потенциал (мВ), TDS – общая минерализация (мг/л), EC – электропроводность (мкСм/см), TUR – мутность (ЕМФ).

Суточная первичная продукция в Харанорском водохранилище изменялась от 0.14-0.22 до 7.37-8.79.мгО₂/м² сут. и превышала деструкцию органического вещества более, чем в 3 раза. Содержание хлорофилла *a* варьировало в пределах 0.16-0.55 мкг/л, хлорофилла *b* – 0.47-0.61 мкг/л, каротиноидов – 0.98-1.96 мкг/л. В сезонном аспекте, пик скорости суточной продукции отмечался летом.

В составе альгофлоры планктона гидросооружений Харанорской ГРЭС был зарегистрирован 141 таксон водорослей рангом ниже рода (123 вида, разновидности и формы). В водохранилище отмечено 138 таксонов рангом ниже рода, в подводящем канале – 58, в дренажном – 50.

По таксономическому составу фитопланктон характеризовался как диатомово-хлорофитовый со значительным участием цианобактерий. Характерной чертой фитопланктонного сообщества являлось высокое видовое богатство зеленых водорослей, среди которых наиболее часто встречались *Monoraphidium contortum*, *M. komarkovae*, *Tetrastrum komarekii*, *Tetraedron minimum*, *Scenedesmus quadricauda*, *Oocystis borgei*, а также виды родов *Chlamydomonas*, *Oocystis lacustris* и *Pediastrum simplex*. Виды *Monoraphidium contortum*, *Tetrastrum komarekii*, *Oocystis borgei*, *Oocystis lacustris* и *Scenedesmus quadricauda* присутствовали в составе фитопланктона в течение всего года. Особенно заметно их участие в формировании фитопланктоценоза в осенний период. Диатомовые водоросли по видовому богатству занимали второе место. Такие представители диатомей как *Stephanodiscus hantzschii*, *S. minutulus*, *Nitzschia graciliformis*, *Fragilaria radians* и *Asterionella formosa* вносили существенный вклад в создание общей численности и биомассы на протяжении всего периода исследования. Цианобактериями (синезеленым водорослям) принадлежало третье место в создании видového разнообразия. Некоторые виды цианобактерий (*Aphanizomenon flosaquae*, виды рода *Oscillatoria*) входили в состав доминирующего комплекса фитопланктона водоема в период открытой воды. Максимальной численности эти виды достигали в июле. Золотистые водоросли, не смотря на относительно низкое видовое богатство, отмечались в составе доминантов в весенний и осенний периоды. Среди них особо выделялись *Chrysococcus rufescens* и *Dinobryon divergens*. Динофитовые водоросли были представлены в планктоне исключительно крупноклеточными формами. Вид *Gymnodinium paradoxum* имел значительную долю в создании биомассы фитопланктона в осенний период. Прочие отделы водорослей существенного значения в структуре фитопланктона не имели.

Весенний фитопланктон преимущественно носил диатомовый характер с незначительным участием хризофитовых водорослей. Значения общей численности водорослей в водохранилище варьировали от 30.45 до 354.24 тыс. кл./л. Биомасса изменялась от 96.14 до 736.07 мг/м³. В водоподводящем канале численность определялась в 160 тыс. кл./л, биомасса – в 217.83 мг/м³; в дренажном канале соответственно – 159.25 тыс. кл./л и 304.99 мг/м³. В июле в формировании общей численности и биомассы водорослей наибольшую роль играли представители отделов Cyanobacteria, Bacillariophyta, Chlorophyta и Dinophyta. Численность водорослей в водохранилище изменялась от 47.25 до 1126.08 тыс. кл./л и биомасса – от 40.96 до 181.24 мг/м³. В дренажном и водоподводящем каналах количественные показатели фитопланктона соответствовали 173.19 тыс. кл./л, 156.01.мг/м³ и 122.08 тыс. кл./л, 110.21 мг/м³. Осенью по численности преобладали зеленые и золотистые водоросли, а также представители отдела харовых водорослей. Численность фитопланктона в водохранилище изменялась от 12.12 до 245.28 тыс. кл/л, биомасса – от 5.57 до 446.43 мг/м³. Общая численность и общая биомасса фитопланктона в дренажном канале соответствовали 209.26 тыс. кл/л и 368.31 мг/м³, в водоподводящем – 245.28 тыс. кл/л и 446.43 мг/м³.

Во флоре макрофитов гидросооружений Харанорской ГРЭС выявлено 4 вида: тростник обыкновенный (*Phragmites australis*), шелковник (*Batrachium circinatum*), рдест курчавый (*Potamogeton crispus*) и роголистник (*Ceratophyllum* sp.). Заращаемость водохранилища очень низкая. Сообщества водных растений произрастали локально (вдоль водоподводящего канала, в водохранилище – район береговой насосной станции (ст. 2) и водосбросного канала (ст. 6, 8)).

Видовой состав зоопланктона гидросооружений Харанорской ГРЭС слагался из 52 таксонов рангом ниже рода, из них Rotifera – 28 видов и подвидов, Cladocera – 15 видов, Copepoda – 9 видов. В водохранилище отмечен 41 таксон рангом ниже рода, в подводящем канале – 27, в дренажном – 26. Во всех обследованных водных объектах встречались *Conochilus unicornis*, *Filinia longiseta*, *Brachionus angularis*, *Synchaeta pectinata*, *S. kitina*, *Asplanchna priodonta*, *Daphnia galeata*, *Coronatella rectangula*, *Bosmina longirostris*, *Cyclops vicinus* и *Thermocyclops crassus*. В водоеме-охладителе виды *Synchaeta kitina*, *A. priodonta*, *D. galeata*, *B. longirostris*, *Eucyclops serulatus*, *C. vicinus*, *Mesocyclops leuckarti*, *T. crassus* встречались в планктоне во все даты исследований. К часто

встречающимся видам отнесены: *D. galeata*, *B. longirostris*, *C. vicinus*, *T. crassus*. В подводющем канале наиболее часто отмечалась *S. pectinata*, в дренажном – *A. priodonta*, *B. longirostris*.

В водохранилище весенний зоопланктон характеризовался интенсивным развитием ротаторного комплекса (виды рода *Keratella*). Значения общей численности изменялись в пределах 48.30-209.40 тыс. экз./м³, общей биомассы – 52.81-839.43 мг/м³. Летом количественные показатели составляли 12.01-371.65 тыс. экз./м³ и 22.44-1762.68 мг/м³. Преобладали мелкие ракообразные *B. longirostris* и *T. crassus*. В октябре отмечалось снижение общей численности до 22.24-105.70 экз./м³ и при увеличении общей биомассы до 148.54-5482.94 тыс. экз./м³. Количественно преобладали *D. galeata* и *C. vicinus*.

В водоподводящем канале весной преобладали виды рода *Synchaeta*, летом – *F. longiseta*, *C. unicornis* и *Polyarthra vulgaris*, осенью – *S. pectinata*, *A. priodonta*, *S. kitina*. Общая численность изменялась в пределах 7.05-41.23 тыс. экз./м³, общая биомасса – 5.50-471.66 мг/м³.

В дренажном канале количественные показатели изменялись от 24.01 до 104.38 тыс. экз./м³ и от 47.96 до 967.93 мг/м³. В весенне-летний период преобладали коловратки: *S. oblonga*, *B. angularis*, *K. cochlearis*, *F. longiseta*, *C. unicornis*, *A. priodonta*, осенью – ракообразные *C. vicinus*, *D. galeata*, *B. longirostris*.

Зообентос Харанорского водохранилища, дренажного и подводющего каналов в апреле характеризовался низким таксономическим разнообразием и довольно высокими количественными показателями. Разнообразие было представлено четырьмя таксонами: олигохетами, пиявками, ручейниками и хирономидами. Численность и биомасса зообентоса в водоеме достигали 4000 экз./м² и 10.88-13.56 г/м² при доминировании личинок хирономид. Летний зообентос был представлен восемью таксонами: олигохетами, пиявками, гастроподами, стрекозами, поденками, ручейниками, жуками и хирономидами. В водохранилище обнаружены только олигохеты и хирономиды. Общая численность зообентоса достигала 2040 экз./м², биомасса – 12.77 г/м². Наибольшие значения биомассы зообентоса отмечены в подводющем и дренажном каналах. В водохранилище значения изменялись от 0.32 до 3.68 г/м², доминировали личинки хирономид. В октябре зообентос был представлен десятью таксонами: олигохетами, пиявками, амфиподами, гастроподами, стрекозами, поденками, ручейниками, мокрецами, хирономидами и табанидами. Наибольшее разнообразие зообентоса отмечено в дренажном канале. Разнообразие зообентоса водохранилища очень низкое – обнаружены только олигохеты, ручейники, мокрецы и хирономиды. В водохранилище численность зообентоса достигала 4240 экз./м², биомасса – 9.32 г/м². Доминировали личинки хирономид.

В составе ихтиофауны Харанорского водохранилища отмечено 15 видов. Отмечено уменьшение видового разнообразия по сравнению с ранними исследованиями [1, 2]. В условиях не встречались пескарь-губач Черского, белый амур, косатка-скрипун. Увеличилась численность коня-губаря, сома и пескарь-лея. Довольно часто встречался колючий горчак. Значительно сократилась численность карася серебряного, краснопера, сазана и амурского чебака. По структурному составу ихтиофауна отнесена к трегубово-коновому типу.

Интродукция растительноядных рыб в водоем-охладитель Харанорской ГРЭС проводится с 2000 г. Первыми вселенцами были белый амур, пестрый толстолобик и гибрид белого и пестрого толстолобиков. Зарыбления проводились рыбами различного возраста и разной навески. Эти мероприятия были успешными и дали положительные результаты по улучшению качества воды и уменьшению зарастаемости водоема водной растительностью. Мониторинг за интродукцией толстолобика проводится с 2013 г. [1, 3]. По данным уловов 2019 г. толстолобик встречался практически по всему водохранилищу. Регистрировались рыбы в возрасте 1+, 3+-6+, 8+. Рыбы в возрасте 1+, 3+ присутствовали в уловах из центральной зоны водоема, а старшевозрастные особи, в большей мере, – в районе сброса горячей воды. Доминировали рыбы в возрасте 1+, 5+, 6+. Это рыбы, интродуцированные в 2013, 2014, 2018 гг., из них преобладали рыбы выпуска 2018 г. Показатели роста и упитанности толстолобика в 2019 г. высокие, но ниже, чем в 2013 и 2015 гг. Пониженный темп роста, по сравнению с предыдущими годами [1, 3], обусловлен снижением количества водорослей в планктоне, что свидетельствует об эффективной биомелиоративной функции рыб. В целом, проведение мероприятий по интродукции толстолобиков имеют положительный эффект. Результатом зарыбления стало уменьшение интенсивности массового развития цианобактерий, достигающих в отдельные годы колоссальной биомассы [1]. Высокая пищевая пластичность толстолобика способствовала приспособлению к условиям избыточного развития водорослей отдела *Cyanobacteria*, что позволило ему прижиться в водохранилище, набрать хорошие навески и иметь высокую упитанность.

Класс качества вод в Харанорском водохранилище по большинству гидрохимических показателей и составу планктонных организмов относился к чистым и/или умеренно-загрязненным, по организмам зообентоса – к грязным.

Работа выполнена в рамках Программы фундаментальных научных исследований СО РАН (проект № IX.137.1.1.) при финансовой поддержке «Харанорская ГРЭС» АО «Интер РАО – Электрогенерация».

Список литературы

1. Водоем-охладитель и его жизнь / М.Ц. Итигилова [и др.]. – Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2005. – 192 с.
2. Афонин А.В., Афонина Е.Ю., Ташлыкова Н.А., Горлачева Е.П., Цыбекмитова Г.Ц., Куклин А.П., Базарова Б.Б., Салтанова Н.В. Современное состояние экосистемы водоема-охладителя Харанорской ГРЭС и оценка эффективности вселения растительноядных рыб // Антропогенное влияние на водные организмы и экосистемы: мат. V Всеросс. конф. по водной экотоксикологии, посвященной памяти Б.А. Флерова (Борок, 28 окт. – 1 нояб. 2014 г.). – Ярославль: Филигрань, 2014. – Т. 1. – С. 115-118.
3. Афонин А.В. Оценка эффективности вселения растительноядных рыб и карпа в водохранилище-охладитель Харанорской ГРЭС // Забайкалье: природа, экономика, история, культура: мат. межрегион. науч.-практ. конф., посвящ. 120-летию ЗРОРГО (Чита, 15-16 окт. 2014 г.) // Записки ЗРОРГО. – Вып. 133. – Чита: ЗабГУ, 2014. – С. 124-130.

ПЛАНКТОННЫЕ СООБЩЕСТВА ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ ХАРАНОРСКОЙ ГРЭС

Е.Ю. Афолина, Н.А. Ташлыкова

Институт природных ресурсов, экологии и криологии СО РАН,
672014, Чита, ул. Недорезова, 16а, katarf@mail.ru

В работе представлены результаты современных исследований фито- и зоопланктона водоема-охладителя Харанорской ГРЭС по данным 2019 г., а также дан анализ многолетних изменений планктонных сообществ.

Водоем-охладитель Харанорской ГРЭС – Харанорское водохранилище (далее ХВ) расположен на юге Забайкальского края в Онон-Аргунском степном районе. Водохранилище образовалось в результате затопления водами реки Онон территории в месте впадения в нее реки Турги и пойменных озер Зеленое, Благодатное и Улан-Хада. Это водоем наливного типа. Заполнение и подпитка водохранилища в период открытой воды происходит за счет подачи воды из р. Онон по водоподводящему каналу, в период ледостава – из дренажного канала (рисунок).

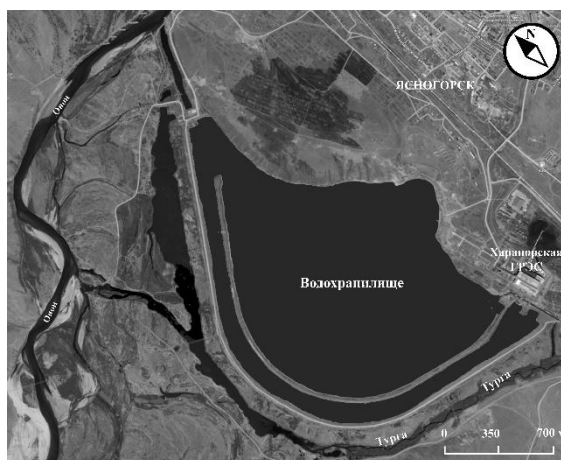


Рисунок. Карта-схема объекта исследований.

Основные морфометрические, гидрологические и гидрохимические характеристики водохранилища представлены в работах [1, 2].

Сбор и обработка планктонных проб осуществлялась по общепринятым методам [3]. Для определения разнообразия и структуры фито- и зоопланктона использовали индексы видового разнообразия Шеннона, Симпсона и Пиелу [4]. Значение отдельных видов в формировании сообщества рассчитывали по частоте встречаемости (pF) и частоте доминирования (Dt) [5].

В составе альгофлоры планктона ХВ зарегистрирован 138 таксонов водорослей рангом ниже рода, которые относились к 8 отделам, 13 классам, 31 порядку, 48 семействам и 82 родам. Наибольшее видовое богатство присуще зеленым и диатомовым водорослям и цианобактериям, в совокупности составляющим 79 % идентифицированных таксона. Заметную долю видового богатства составляли золотистые (7 %) и харовые водоросли (6 %). Прочие отделы водорослей (Dinophyta, Euglenophyta и Cryptophyta) играли значительно меньшую роль в таксономическом составе фитопланктона и составляли суммарно 8 % от общего.

Доминирующий комплекс фитопланктона ХВ представлен 16 видами (11 % от общего количества идентифицированных видов, разновидностей и форм), в том числе: Cyanobacteria – 1, Chrysophyta – 2, Bacillariophyta – 5, Dinophyta – 2, Charophyta – 1, Chlorophyta – 5. В составе наиболее многочисленного отдела Chlorophyta подавляющее большинство доминантных форм – это широко распространенные представители водорослей, часто дающие массовое развитие в разных водоемах. По частоте встречаемости в состав видов с высокой встречаемостью вошли: *Oocystis borgei*, *Pseudopediastrum boryanum* и *Tetrastrum komarekii* (pF=20-50 %) и *Oocystis lacustris* и *Scenedesmus ellipticus* (pF>50 %). При этом при стабильно высокой частоте встречаемости, порядок доминирования для некоторых видов имел низкие значения, что может свидетельствовать о случайном характере индивидуального доминирования. У цианобактерий в составе доминантов отмечен один вид (*Aphanizomenon flosaquae*), который при pF=32 имеет достаточно высокое значение порядка доминирования (Dt=81). Данный вид, обладая невысокой встречаемостью, может массово развиваться в водоеме при наличии благоприятных условий. Аналогичная картина характерна для динофитовых и золотистых водорослей. Для диатомовых водорослей отмечено высокое значение индекса встречаемости (pF=45-85) и порядка доминирования (Dt=47-96), что позволяет говорить об оптимальном сочетании факторов среды для развития данных видов.

Фитогеографический анализ фитопланктона выявил, что большая часть водорослей водохранилища (87 %) являются широко распространенными. Среди них массовыми для толщи вод были у цианобактерий *A flosaquae*, у диатомовых водорослей – *Fragilaria radians*, виды рода *Stephanodiscus*, *Nitzschia graciliformis*. В

какой-то мере, показателем неблагоприятных условий среды является присутствие в планктоне водохранилища *Jaaginema woronichinii*, *J. geminatum*, *Hindakia tetrachotoma*, *T. komarekii*, *Desmodesmus protuberans*, *D. spinosus*, *Lagerheimia wratisslawiensis*, *Scenedesmus obtusus* и *Tetrachlorella alternans*. Альгофлора преимущественно представлена пресноводными видами – 86 % и пресноводно-соленоводными видами – галофилами (10 %) и мезогалолами (3 %). Среди галофилов в толще воды отмечены *Gloeocapsa turgida*, *A. flosaquae*, *N. graciliformis*, *Fragilaria crotonensis*, *Cryptomonas ovata* и *O. lacustris*. К галофобам отнесен один вид – *Chrysococcus rufescens*. К мезогалолам – *Tabularia tabulata* и *Eugleniformis proxima*. По отношению к pH, 65 % от общего числа форм водорослей являются алкалофилами, 44 % – индифферентами. Ацидофилы были представлены двумя видами: *Tabellaria fenestrata* и *T. flocculosa*.

Весенний фитопланктон преимущественно носил диатомовый характер с незначительным участием хризодитовых водорослей. На долю диатомей (*S. hantzschii*, *N. graciliformis*, *Asterionella formosa*) приходилось 25-80 % от общей численности и 35-98 % от общей биомассы. На долю золотистой водоросли *C. rufescens* приходилось 12-16 %. Значения общей численности водорослей в апреле варьировали от 30.45 до 354.24 тыс. кл./л, общей биомассы – от 96.14 до 736,07 мг/м³. В июле в формировании общей численности и биомассы водорослей наибольшую роль играли представители отделов Cyanobacteria (5-80 % от общей численности и 5-50 % от общей биомассы), Bacillariophyta (20-80 % и 30-90 %), Chlorophyta (20-40 % и 2-45 %). Доля представителей отдела Dinophyta в общей биомассе составляла 3-30 %. На долю цианобактериальной водоросли *A. flosaquae* приходилось 20-30 % от общего количество водорослей планктона. У диатомовых преобладали *A. formosa* (19-55% и 15-46 %) и *F. radians* (19-64 % и 35-72 %); у зеленых – *S. ellipticus*, у динофитовых – *Peridinium* sp. Численность водорослей летом изменялась от 47.25 до 1126.08 тыс. кл./л и биомасса – от 40.96 до 181,24 мг/м³. Осенью по численности преобладали зеленые (до 72 %) и золотистые водоросли (2-75 %) водоросли, а также представители отдела харовых водорослей (20-42 %). Из хлорофитовых доминировали как *O. lacustris* (14-37 %), *S. ellipticus* (19-37 %), *T. komarekii* (15-16 %), *Coelastrum microporum* (12-20 %), из золотистых – *C. rufescens* (24-74 %), *D. divergens* (12-26 %), из харовитовых – *Elakatothrix genevensis* (25-42 %). В формировании общей биомассы ведущая роль принадлежала зеленым (до 80 %), диатомовым (до 75 %) и золотистым (до 60 %) водорослям. На некоторых станциях существенный вклад в создание биомассы вносили динофитовые (до 50 %) и харовые (до 20 %) водоросли. Из представителей диатомей преобладали *N. graciliformis* (55-60 %), *Stephanodiscus hantzschii* (13-37 %), из зеленых – *O. lacustris* (до 50 %), *O. borgei* (18-30 %), из золотистых – *D. divergens* (17-62 %), из динофитовых – *Gymnodinium paradoxum* (13-51 %), из харовых – *E. genevensis* (до 25 %). Общая численность фитопланктона изменялась от 12.12 до 245.28 тыс. кл./л, биомасса – от 5.57 до 446.43 мг/м³.

Среднее значение индексов Шеннона в апреле составляло 2.85±0.45, Пиелу – 0.58±0.12, Симпсона – 0.28±0.13, в июле – 2.91±0.48, 0.58±0.06 и 0.28±0.09 соответственно, в октябре – 2.83±0.58, 0.67±0.19, 0.27±0.19. Полученные значения индексов видового разнообразия, выравненности и доминирования указывают на упрощение структуры и среднее биоразнообразие фитопланктонного сообщества, а также подтверждают монодоминантность доминирующего комплекса фитопланктона.

Биомасса фитопланктона в среднем за период исследований изменялась от 5.57 до 1381.24 мг/м³, что соответствует олиготрофной-мезотрофной категории вод, разряду олиго-мезотрофная – мезо-эвтрофная. На отдельных участках водохранилища весной и летом уровень трофности соответствовал эвтрофной категории.

Исследования ХВ в 2000-2003 гг. [1], 2012-2013 гг. [6] и современные данные, позволили проследить многолетнюю динамику таксономического состава и обилия фитопланктона. Отмечено незначительное увеличение видового богатства фитопланктона – с 119 таксонов, рангом ниже рода до 141. Увеличилось видовое богатство диатомовых водорослей, в основном за счет факультативно-планктонных видов родов *Fragilaria*, *Iconella*, *Diatoma*, *Meridion*, *Tabellaria*. Из фитопланктона исчезли некоторые виды водорослей: преимущественно зеленых (*Micractinium appendikulatum*, *M. quadrisetum*, *Coenocystis reniformis*, *C. obtusa*, *Coenochloris fotti* и др.) и золотистых (*Chromulina pirenigera*, *Chrysococcus cystophorus*, *Pseudokephyrion pilidum*, *P. schilleri*, *P. ellipsoideum* и др.) водорослей.

Значительные изменения в фитопланктоне произошли в соотношении ведущих отделов водорослей. По данным Г.И. Поповской [1] в июле 2001 г. в фитопланктоне наблюдалось господство диатомей, бедность зеленых водорослей и незначительное количество цианобактерий. В настоящее время в летнем фитопланктоне намного возросла роль цианобактерий, в октябрьском – зеленых водорослей, в основном хлорококковых. В 2000-2002 гг. в развитии фитопланктона ХВ отмечались три хорошо выраженных пика: весенний (июнь), создаваемый диатомовыми водорослями, летний (август), за счет интенсивного развития цианобактерий и осенний (сентябрь-октябрь). В 2019 г. наиболее выражен летний пик развития водорослей, вызванный цианобактериями и диатомеями. Весенний и осенний максимумы определялись слабо.

За многолетний период отмечена тенденция снижения обилия планктонных альгоценозов на один-два порядка. Однако полагаем, что при увеличении стока и поступлении биогенных веществ с водосборной территории, водохранилище может перейти на новый виток эвтрофирования.

Видовой состав планктонной фауны ХВ слагался из 41 таксона рангом ниже рода, относящихся к 30 родам, 19 семействам, 10 отрядам и 4 классам. Среди Rotifera зарегистрировано 21 видовых и внутривидовых названий, что составило 51% от общего количество видов зоопланктона. Отмечались также представители отряда Bdelloida. Впервые отмечены 6 видов и подвидов (*Conochiloides coenobasis*, *Epiphanes macroura*, *Keratella cochlearis hispida*, *Brachionus variabilis*, *Anuraeopsis fissa*, *Polyarthra remata*). Среди Cladocera зарегистрировано 11 видов (27 %). Впервые обнаружен *Pseudichydorus globbosus*. Подкласс Copepoda включал 9 видов (22 % от общего числа видов).

В зоогеографическом отношении большинство отмеченных видов коловраток и ракообразных относено к космополитам (50 %), по биотопической приуроченности преобладали эврибионтные виды (39 %).

Виды *Synchaeta kitina*, *Asplanchna priodonta*, *Daphnia galeata*, *Bosmina longirostris*, *Eucyclops serrulatus*, *Cyclops vicinus*, *Mesocyclops leuckarti*, *Thermocyclops crassus* встречались в планктоне во все даты исследований. К часто встречаемым видам отнесены *D. galeata*, *B. longirostris*, *C. vicinus*, *T. crassus*.

Весенний зоопланктон характеризовался интенсивным развитием ротаторного комплекса (до 97 % всей численности зоопланктона), в составе которого наиболее массовыми были *K. cochlearis* (35–93% от общей численности) и *K. quadrata* (5–16 %). Вторыми по значимости были ювенильные стадии ракообразных: *B. longirostris* (9–18 %) и *C. vicinus* (5–17 %). На отдельных станциях в состав доминирующего комплекса входили также, такие теплолюбивые виды, как *Brachionus angularis* (5–8 %), *P. remata* (5–11 %), *T. crassus* (5–7 %) и *Sinodiaptomus sarsi* (6 %). Основу биомассы формировали *C. vicinus* (15-74 % всей биомассы), *B. longirostris* (8-56 %), *T. crassus* (6-21 %). Значения общей численности зоопланктона изменялись в пределах 48.30-209.40 тыс. экз./м³, общей биомассы – 52.81–839.43 мг/м³. Количество обнаруженных видов на отдельных станциях составляло 9-13. Всего в зоопланктоне обнаружено 22 вида. Летний планктон был самым богатым в видовом отношении. Всего идентифицировано 28 видов, при варьировании от 9 до 15 таксонов. Количественные показатели возросли незначительно и составляли 12.01–371.65 тыс. экз./м³ и 22.44 до 1762.68 мг/м³. Структурообразующий комплекс состоял из мелких форм ракообразных: *B. longirostris* и *T. crassus*, суммарно образующих 70-97% всей численности и 78-97% всей биомассы зоопланктона. Подчиненное положение по численности занимала коловратка *Filinia longiseta* (5-7%). Осенью отмечалось общее обеднение фауны беспозвоночных планктона до 20 видов, однако, число видов на каждой станции было больше, чем в летний месяц и составляло от 11 до 14 видов. В сообществе произошла смена мелкого фильтрата *B. longirostris* на крупный – *D. galeata*, на долю которого приходилось 51-81 % и 30-90 % общей численности и биомассы зоопланктона. Основным содоминантом по численности являлся хищник *C. vicinus* (5-10 %), по биомассе – фильтратор *S. sarsi* (6-33 %). Общая численность зоопланктона заметно снизилась до 22.24–105.70 экз./м³, а общая биомасса увеличилась до 148.54–5482.94 тыс. экз./м³.

Значения индексов Шеннона в апреле варьировали в пределах 0.64–2.68, Пиелу – 0.40–0.71, Симпсона – 0.68–0.86, в июле – 1.26–2.24, 0.26–0.60 и 0.27–0.65 соответственно, в октябре – 0.40–3.14, 0.11–0.85, 0.29–0.88. По условному разделению значений индекса Шеннона ХВ можно отнести к эвтрофному типу. При этом, в апреле доля участков с признаками мезотрофии составляла 50 %, в июле она снизилась до 27 %, в октябре таких участков не было. Полученные величины индекса Пиелу свидетельствуют о слабовывравненном сообществе беспозвоночных планктона в водохранилище. В сезонном аспекте отмечалась тенденция уменьшения средних значений индексов.

Для экосистемы ХВ характерны высокие амплитуды колебания показателей разнообразия и структуры зоопланктона. Доминирующий комплекс зоопланктона в формирующихся экосистемах водохранилищ также претерпевает значительные изменения в межгодовых и внутригодовых аспектах [2]. Однако, несмотря на существенное варьирование значений индексов разнообразия (Шеннона и доминирования), в многолетнем аспекте прослеживается тенденция повышения разнообразия коловраток ($R^2=0,62$) на фоне уменьшения их доминирования ($R^2=0,61$) и сокращения количества видов ракообразных ($R^2=0,72$) на фоне увеличения превалирования их в планктоне ($R^2=0,42$). Увеличение индекса доминирования ($R^2=0,42$) указывает на усиление доминирования одного-двух видов, что характерно для эвтрофных водоемов.

Значения общей численности и биомассы зоопланктона также значительно варьировали (особенно в весенний период), что характерно для водохранилищ с высокой антропогенной нагрузкой. Информативный показатель процентного соотношения таксономических групп Rotifera: Copepoda: Cladocera в величине общей численности изменился в пользу Cladocera ($R^2=0.55-0.88$), что приводит соответственно к росту среднего индивидуального веса гидробионтов ($R^2=0.40$). Повышение величины N_{Clad}/N_{Cop} ($R^2=0.71$) также отражает преобладание кладоцер, характеризующихся широкой толерантностью к факторам среды.

В 2019 г. отмечено увеличение количества тонких фильтраторов (*Diaphanasoma*) и каланоидных рачков, выпавших из планктона в 2007 г. [2]. Появление этой группы животных, наиболее чувствительных к отрицательным воздействиям, может свидетельствовать об улучшении экологического состояния водохранилища. Из зоопланктона в настоящее время не встретились один из массовых видов – *Kellicottia longispina*, численность которого в 2001-2003 гг. достигала огромных величин (до 4000 тыс. экз./м³) [2].

Средневзвешенная биомасса зоопланктона за 2019 г. в среднем по водоему составляла 1.03 г/м³, за 2012–2013 гг. – 0.87 г/м³, за 2002 – 1.24 г/м³, за 2001 – 1.65 г/м³. Отсюда, в межгодовом плане отмечается тренд снижения весовых показателей ($R^2=0.73$), вследствие преобладания в планктоне мелкоразмерных групп животных.

Таким образом, исследования 2019 г. показали, что большинство структурных и количественных параметров фито- и зоопланктона водоема-охладителя Харанорской ГРЭС соответствуют величинам, отмечаемым для техногенно нагруженных водоемов (высокая температурная нагрузка, повышение трофности водоема). Однако, отмечается тенденция улучшения экологического состояния водоема по сравнению с исследованиями 2012-2013 гг. [5], когда экосистема водоема-охладителя характеризовалась как неустойчивая с признаками «экстремальных экологических условий».

Авторы искренне благодарят сотрудников лаборатории водных экосистем ИПРЭК СО РАН в помощи отбора планктонных проб. Работа выполнена в рамках Программы фундаментальных научных исследований СО РАН (проект № IX.137.1.1.) при финансовой поддержке «Харанорская ГРЭС» АО «Интер РАО – Электрогенерация».

Список литературы

1. Водоем-охладитель и его жизнь / М.Ц. Итигилова [и др.]. – Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2005. – 192 с.
2. Афонина Е.Ю. Зоопланктон наливного водохранилища-охладителя Харанорской ГРЭС (Забайкалье): динамика формирования разнообразия и экология: дисс. канд. биол. наук. – Чита: ИПРЭК СО РАН, 2012. – 186 с.
3. Киселев И.А. Планктон морей и континентальных водоемов. – Л.: Наука, 1969. – Т. 1. – 658 с.
4. Мэгарран Э. Экологическое разнообразие и его измерение. – М.: Мир, 1992. – 184 с.
5. Кожова О.М. Формирование фитопланктона Братского водохранилища // Формирование природных условий и жизни Братского водохранилища. – М.: Наука, 1970. – С. 7-26.
6. Афонин А.В., Афонина Е.Ю., Ташлыкова Н.А., Горлачева Е.П., Цыбекмитова Г.Ц., Куклин А.П., Базарова Б.Б., Салтанова Н.В. Современное состояние экосистемы водоема-охладителя Харанорской ГРЭС и оценка эффективности вселения растительноядных рыб // Антропогенное влияние на водные организмы и экосистемы: мат. V Всерос. конф. по водной экотоксикологии, посвященной памяти Б.А. Флерова (Борок, 28 окт. – 1 нояб. 2014 г.). – Ярославль: Филигрань, 2014. – Т 1. – С. 115-118.

ОПРЕДЕЛЕНИЕ ДИФФУЗНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ САРАТОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

К.В. Беспалова

*Самарский федеральный исследовательский центр РАН,
Институт экологии Волжского бассейна РАН,
445003 Тольятти, Самарская обл., Россия, kvbepalova@yandex.ru*

Дана оценка поступления основных биогенных веществ в Саратовское водохранилище с водным стоком рек I порядка. В год средней водности в водохранилище поступает 763 т фосфора фосфатного и 8907 т азота нитратного, из них около 40% приходится на диффузное загрязнение.

Одной из главных экологических и водохозяйственных проблем водохранилищ Средней и Нижней Волги, используемых для нужд питьевого водоснабжения, рыбного хозяйства и рекреации, является ухудшение качества воды водохранилищ, вызванное массовым развитием сине-зеленых водорослей или цианобактерий [1–3]. Бурному развитию цианобактерий способствует чрезмерное поступление биогенных веществ, прежде всего фосфора фосфатного (далее фосфор) и азота нитратного (далее азот) с речным стоком с водосборной территории водохранилищ [4, 5]. Поэтому количественная оценка природной и антропогенной составляющих поступления биогенных веществ в водохранилища с речным стоком необходима для дальнейшего регулирования негативного воздействия от точечных и диффузных источников загрязнения.

Для определения величины диффузного загрязнения выбрано Саратовское водохранилище, которое входит в состав Волжско-Камского каскада. Используя методологические подходы к интегральной оценке диффузного загрязнения [6] и материалы гидрологических и гидрохимических наблюдений, предпринята попытка определить количество фосфора и азота, поступающих в Саратовское водохранилище от диффузных источников загрязнения, расположенных на водосборной территории боковых притоков.

Саратовское водохранилище имеет протяженность 357 км, полный объем составляет 12.87 км³. Общая водосборная территория водохранилища составляет 1265.5, а частная 78.2 тыс. км², что составляет 90.7% и 6.1%, соответственно, от водосборной территории всего Волжского бассейна [7]. Количество рек, впадающих в Саратовское водохранилище, длиной менее 10 км составляет – 1823, длиной от 10 до 100 км – 307, длиной от 100 до 200 км – 5, длиной более 200 км – 10 (табл. 1). В бассейне Саратовского водохранилища многие, даже сравнительно крупные реки с площадью водосбора более 1000 км², в летнюю межень на отдельных участках пересыхают, а отдельные малые водотоки зимой промерзают.

К основным боковым притокам I порядка, длиной более 100 км, относятся реки: Самара, Сок, Чапаевка, Сызранка, Малый Иргиз и Чагра, суммарная площадь их водосборных территорий составляет 96.5% от частной водосборной территории всего водохранилища.

Таблица 1. Гидрографическая характеристика бассейнов рек

Название реки	Площадь водосбора, км ²	Длина, км	Количество притоков с длиной, км			
			< 10	10 – 100	100 -200	> 200
Самара	46500	594	1322	234	5	5
Сок	11700	363	418	53	0	2
Чапаевка	4310	298	8	0	0	1
Сызранка	5650	178	14	7	0	0
М. Иргиз	3900	235	22	8	0	1
Чагра	3440	251	39	5	0	1
Всего	75500	1919	1823	307	5	10

По данным многолетних наблюдений на реках в створах гидрологических постов были рассчитаны средние годовые расходы воды, модули, слои и объемы стока (табл. 2). Наибольшие модули водного стока наблюдались на р. Сок (4.92 л/с×км²) и р. Сызранка (3.71 л/с×км²), для которых характерна высокая густота речной сети и наименьшее количество прудов и мелких водохранилищ.

Таблица 2. Гидрологическая характеристика рек в створах постов

Название реки	Расход воды, м ³ /с	Модуль стока, л/(с×км ²)	Слой стока, мм	Объем стока, млн. м ³
Самара	48.70	2.13	67	1536
Сок	23.26	4.92	155	734
Чапаевка	2.65	1.79	56	83.6
Малый Иргиз	3.22	1.51	48	102
Сызранка	16.24	3.71	117	512
Чагра	3.18	1.24	39	100

Внутри года модули водного стока рек сильно меняются. Наибольший средний месячный модуль водного стока на всех реках наблюдается в апреле в период прохождения пика весеннего половодья. Наименьший модуль водного стока наблюдается в период зимней межени в декабре, январе и феврале (табл. 3).

Таблица 3. Модули водного стока (л/с×км²) в створах гидрологических постов

Месяцы											
I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
р. Самара, с. Елшанка, 22800 км ²											
0.6	0.81	1.46	11.68	3.35	1.50	1.15	0.95	0.91	1.01	1.01	0.94
р. Сок, ст. Сургут, 4730 км ²											
2.46	2.33	3.71	19.92	7.89	4.19	3.54	2.93	2.98	3.12	3.10	2.83
р. Чапаевка, с. Подъем-Михайловка, 1480 км ²											
0.19	0.16	3.65	15.43	0.78	0.32	0.18	0.09	0.10	0.14	0.22	0.26
р. Малый Иргиз, с. Селезниха, 2110 км ²											
0.02	0.03	3.13	14.27	0.56	0.03	0.03	0.03	0.01	0.01	0.01	0.01
р. Сызранка, с. Репьевка, 4380 км ²											
2.17	2.24	5.16	11.74	3.81	2.85	2.60	2.56	2.74	3.06	3.06	2.51
р. Чагра, с. Новотулка, 2580 км ²											
0.31	0.31	2.33	8.95	0.73	0.35	0.32	0.30	0.27	0.29	0.33	0.34

Гидрохимические наблюдения проводились ежемесячно в период 2016-2018 гг. в устьевых участках рек Самара, Сок, Чапаевка, Сызранка, Малый Иргиз и Чагра. Отбор проб воды осуществлялся с поверхностного горизонта эмалированным ведром с резиновой лодки. Химический анализ проб воды проводился по азоту нитратному (NO₃⁻) и фосфатам (PO₄³⁻). Перед проведением химического анализа пробы воды фильтровались сразу после их отбора. Концентрации NO₃⁻ и PO₄³⁻ в пробе воды определялись по действующим нормативным документам (табл. 4). Из-за биохимической неустойчивости анализ проводился в течение 4 часов после отбора проб. Диапазоны измеряемых концентраций веществ и показатели точности измерений (границы погрешности при вероятности P = 0.95) представлены в таблице 4. Полученные данные химического анализа формировались в ряды, которые подвергались статистической обработке с использованием программы Statistica v 6.0. По каждому химическому показателю для каждого месяца года формировались выборки, по которым рассчитывалась средняя месячная концентрация веществ.

Таблица 4. Диапазон и точность измерения показателей качества воды

Показатели	Диапазон измерений	Руководящий документ	Показатель точности
NO ₃ ⁻	0,1- 3,0 мгN/дм ³	ПНД Ф 14.1:2.4-95	±0,18X мгN/дм ³
PO ₄ ³⁻	0,01-0,2 мгP/дм ³	РД 52.24.382-2006	±0,002+0,092X мгP/дм ³

Примечание: X – измеренная концентрация вещества

Для оценки поступления фосфора и азота с речным стоком в водохранилище использовались расходы воды рек и концентрации веществ в замыкающих створах рек. Результаты количественной оценки фосфора, поступающего ежемесячно от рек Самара, Сок, Чапаевка, Малый Иргиз, Сызранка и Чагра, представлены в таблице 5.

В год средней водности в Саратовское водохранилище поступает 763 т/год фосфора с речным стоком. Больше всего фосфора поступает в водохранилище с водами р. Самара – 417.5 т/год (54.7%). На бассейны других рек приходится: 167.1 т/год (21.9%) – на р. Сок; 92.9 т/год (12.2%) на р. Сызранка; 38.1 т/год (5.0%) – на р. Чапаевка; 25.4 т/год (3.3%) – на р. М. Иргиз; 19,5 т/год (2.6%) – на р. Чагра. Основная часть фосфора посту-

пает в водохранилище в период весеннего половодья и составляет 576.3 т/год или 75.5% от годового стока. Пик половодья приходится на апрель, когда сток фосфора составляет 430.8 т/год или 56.5 % от годового стока.

Таблица 5. Поступление фосфатов с речным стоком в Саратовское водохранилище, т

Месяцы											
I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
р. Самара											
6.32	6.65	16.37	277.34	41.30	10.86	7.87	4.74	9.46	16.37	12.05	8.20
р. Сок											
5.01	5.54	19,18	67.06	24.72	9.54	3.00	4.50	6.43	8.81	7.52	5.78
р. Чапаевка											
0.15	0.15	5.20	30.17	1.02	0.17	0.05	0.35	0.13	0.16	0.31	0.28
р. Малый Иргиз											
0.02	0.03	5.66	19.04	0.58	0.02	0.01	0.02	0.01	0.013	0.021	0.02
р. Сызранка											
2.30	2.76	9.45	25.79	17.30	8.31	6.06	2.71	2.49	6.44	4.97	4.37
р. Чагра											
0.30	0.33	3.91	11.38	0.86	0.23	0.17	0.21	0.46	0.64	0.53	0.51
Суммарный речной сток в Саратовское водохранилище											
14.1	15.5	59.8	430.8	85.8	29.1	17.2	12.5	19.0	32.4	25.4	19.2

Концентрация фосфора в воде водохранилища является лимитирующим фактором массового развития цианобактерий в период летней межени. С уменьшением содержания фосфора в воде интенсивность и продолжительность процесса массового развития цианобактерий снижается, а с увеличением концентрации – повышается при прочих равных условиях на водохранилище.

Результаты количественной оценки азота, поступающего в водохранилище с речным стоком, представлены в таблице 6.

Таблица 6. Поступление азота нитратного в водохранилище с речным стоком, т

Месяцы											
I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
р. Самара											
189.6	151.0	390.9	2984.5	404.7	126.6	77.4	130.2	178.8	195.0	255.7	197.9
р. Сок											
109.5	108.6	212.8	1196.1	346.1	67.3	49.9	90.9	97.6	126.1	159.8	139.2
р. Чапаевка											
2.7	2.9	48,5	125.8	9.8	2.7	1.0	0.7	1.0	1.9	2.4	2.1
р. Малый Иргиз											
0.2	0.3	54.3	101.0	5.0	0.1	0.1	0.2	0.04	0.1	0.1	0.1
р. Сызранка											
43.7	27.9	87.4	103.2	23.6	21.7	9.8	15.1	28.1	25.9	40.3	30.4
р. Чагра											
2.0	3.4	3.9	66.0	6.8	1.6	0.8	1.8	3.3	4.3	3.8	3.4
Суммарный по рекам сток в Саратовское водохранилище											
347.6	294.2	797.8	4576.6	796.1	220.0	139.0	238.9	308.8	353.2	462.2	373.0

В год средней водности в Саратовское водохранилище поступает с речным стоком 8907 т азота. Между речными бассейнами сток азота распределяется следующим образом. Больше всего азота поступает в водохранилище с водами р. Самара – 5282.1 т/год (59.3%). На бассейны других рек приходится: 2704.0 т/год (30.4%) – на р. Сок; 457.2 т/год (5.1%) на р. Сызранка; 201.5 т/год (2.3%) – на р. Чапаевка; 161.4 т/год (1.8%) – на р. Малый Иргиз; 101.1 т/год (1.1%) – на р. Чагра. Основная часть азота поступает в водохранилище в период весеннего половодья и составляет 6170.5 т/год или 69.3% от годового стока. Пик половодья приходится на апрель, когда сток азота составляет 4576.6 т/год или 51.4 % от годового стока.

Важно отметить, что количество фосфора и азота, поступающих в водохранилище, сильно зависит от водности года или от расходов воды боковых притоков. Поэтому в многоводные годы сток биогенных веществ будет увеличиваться, а в маловодные годы - уменьшаться.

Для определения величины антропогенной составляющей биогенного стока в Саратовское водохранилище использованы методологические подходы к интегральной оценке диффузного загрязнения и материалы гидрологических и гидрохимических наблюдений на реках Самара, Сок, Чапаевка, Сызранка, Малый Иргиз и Чагра.

Результаты расчетов показывают, что в год средней водности диффузное загрязнение Саратовского водохранилища составляет: по фосфору - 329 т/год, по азоту - 3563 т/год. Основная часть диффузного загрязнения поступает с водосборной территории р. Самары (66%). Остальные 34% загрязнения приходятся на водосборные территории рек Сызранка, Сок, Чапаевка, Малый Иргиз и Чагра. По сезонам года диффузное загрязнение распределяется крайне неравномерно. Основная масса фосфора и азота поступает в водохранилище в апреле месяце.

В первом приближении для интегральной оценки диффузного загрязнения Саратовского водохранилища биогенными веществами достаточно использовать имеющиеся данные систематических гидрологических наблюдений, однако для повышения достоверности необходимо организовать 6 гидрохимических пунктов наблюдений в замыкающих створах боковых притоков 1 порядка: Самара, Сок, Сызранка, Малый Иргиз, Чапаевка и Чагра.

После соответствующей апробации в различных природно-климатических условиях, данный методологический подход может быть использован для других водохранилищ Волжско-Камского каскада. Это позволит определить диффузную нагрузку на весь Волжский бассейн и приступить к разработке «Программы поэтапного сокращения диффузного загрязнения водных объектов Волжского бассейна». Данный методологический подход целесообразно использовать не только для количественной оценки диффузного загрязнения, но и для контроля выполнения водоохранных мероприятий на водосборных территориях рек в рамках реализации приоритетного проекта «Оздоровление Волги».

Список литературы

1. Селезнева А.В. От мониторинга к нормированию антропогенной нагрузки на водные объекты. Самара: Изд-во СамНЦ РАН, 2007. 107 с.
2. Селезнев В.А., Селезнева А. В., Беспалова К.В. Антропогенное эвтрофирование крупных водохранилищ Нижней и Средней Волги в условиях глобального потепления климата (проблема и пути решения) // В сб.: Глобальное распространение процессов антропогенного эвтрофирования водоемов. Мат-лы международной научно-практической конференции. 2017. С. 151–156.
3. Селезнева А.В., Селезнев В.А., Беспалова К.В. Массовое развитие водорослей на водохранилищах р. Волги в условиях маловодья // Поволжский экологический журнал. 2014. № 1. С. 88–96.
4. Селезнева А.В. Речной сток минерального фосфора в Саратовское водохранилище // Вода: химия и экология. 2018. № 10–12 (117). С. 158–163.
5. Селезнева А.В. Концентрация фосфатов в волжской воде в условиях антропогенного эвтрофирования водохранилищ // Самарская Лука: проблемы региональной и глобальной экологии. 2019. Т. 28. № 2. С. 262–266.
6. Селезнева А.В., Беспалова К.В. Разработка методологических подходов к оценке диффузного загрязнения крупных водохранилищ Волги (на примере Саратовского водохранилища) // Вода Magazine. 2018. № 7 (131). С. 28–35.
7. Селезнева А.В. Гидрологическая характеристика водосборной территории Саратовского водохранилища // В сборнике: Экологические проблемы бассейнов крупных рек-6 // Материалы международной конференции, приуроченной к 35-летию Института экологии Волжского бассейна РАН и 65-летию Куйбышевской биостанции. Ответственные редакторы: Г.С. Розенберг, С.В. Саксонов. Тольятти. 2018. С. 273–275.

СЕЗОННАЯ ДИНАМИКА ЗООБЕНТОСА В ЗОНЕ ВЛИЯНИЯ КОЛЬСКОЙ АЭС (МУРМАНСКАЯ ОБЛАСТЬ)

С.А. Валькова

*Институт проблем промышленной экологии Севера –
обособленное подразделение Федерального государственного бюджетного учреждения науки
Федерального исследовательского центра «Кольский научный центр Российской академии наук»
(ИППЭС КНЦ РАН),
184209, Мурманская обл., Апатиты, мкр. Акдемгородок, 14а, Россия, Valkova@inep.ksc.ru*

Исследована сезонная динамика зообентоса водоотводящего канала Кольской АЭС. Показано, что поступление подогретых вод Кольской АЭС способствует формированию благоприятных условий для развития донной фауны. Сезонная динамика количественных показателей и структуры зообентоса определяется особенностями жизненного цикла доминирующих групп – хирономид, олигохет и брюхоногих моллюсков, суммарная доля которых в течение года варьирует от 50% до 97% общей численности и биомассы бентосной фауны.

Одним из значительных факторов, оказывающих влияние на водные экосистемы, является тепловое воздействие АЭС, возникающее при функционировании охлаждающих систем, организованных с использованием природных водоемов. Сброс подогретых вод влияет на микроклимат, качество вод и гидробионтов в радиусе нескольких километров от объекта. Последствия изменений естественной динамики водных экосистем под влиянием, так называемого, теплового загрязнения в результате эксплуатации АЭС является одной из самых актуальных проблем в мировой и отечественной практике.

Озеро Имандра – самый крупный водоем на Кольском полуострове и одно из крупнейших в Заполярье: его длина – 109 км, средняя ширина – 3.19 км, площадь с островами – 880.4 км², объем воды – 10.86 км³. Озеро состоит из трех плесов: Большой Имандры, Йокостровской Имандры и Бабинской Имандры, которые соединены между собой проливами [1, 2].

В 1973 г. на узком перешейке, разделяющем плесы Йокостровская Имандра и Бабинская Имандра, была построена Кольская АЭС, где в 1973, 1974, 1981 и 1984 годах в строй вступили 4 энергоблока. Вода для охлаждения энергоблоков по прямоточной системе, объемом около 1200 млн.м³ в год [3], забирается из Йокостровской Имандры, затем сбрасывается по отводящему каналу в губу Молочную плеса Бабинская Имандра. Вследствие поступления подогретых вод электростанции температурный режим в районе устья водоотводящего канала существенно отличается от естественного и определяется динамикой поступления подогретых вод КАЭС. Температура подогретых вод в сбросном канале КАЭС изменяется в течение года на 10–15°C: зимой она составляет 10–15°C, летом поднимается до 26°C [4, 5].

Исследования сезонной динамики зообентоса проводили в 2018–2019 гг. на приустьевом участке водоотводящего канала КАЭС. Пробы отбирали ежемесячно с марта 2018 по март 2019 г. на каменисто-галечных грунтах на глубине от 0.3 м до 0.5 м. с помощью гидробиологического сачка-скребка (длина лезвия 25 см.), а также выбирались животные с отдельных прибрежных камней. Анализ бентосных проб проводили с использованием рекомендованных стандартных методик [6]. Определение беспозвоночных проводилось по Определителю зоопланктона и зообентоса пресных вод Европейской России [7], Определителю пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий под редакцией С.Я. Цалолыхина [8, 9].

За период исследований в составе зообентоса приустьевого участка водоотводящего канала Кольской АЭС выявлены представители 10 групп донных организмов: планарии (Planariidae), олигохеты (Oligochaeta), пиявки (Hirudinea), брюхоногие моллюски (Gastropoda), хирономиды (Chironomidae), двукрылые (Diptera), ручейники (Trichoptera), поденки (Ephemeroptera), жесткокрылые (Coleoptera) и амфиподы, представленные бокоплавом *Monoporeia affinis* Lindstr., 1855. В составе малакофауны были отмечены виды, не характерные для водоемов региона – брюхоногий моллюск *Physella acuta* (Draparnaud, 1805) и двустворчатый моллюск сем. Unionidae (*Anodonta* sp.). Популяция *P. acuta* в водоотводящем канале КАЭС впервые обнаружена в 2015 г. и была приурочена к зарослям мха [10]. Двустворчатые моллюски сем. Unionidae (*Anodonta* sp.) были обнаружены в 2012 г. [11], однако в период исследований 2018-2019 гг. живые моллюски на приустьевом участке водоотводящего канала выявлены не были. Обращает на себя внимание массовое развитие на приустьевом участке водных клещей группы Hydrachnidia и панцирных клещей Orobatiida, суммарная плотность которых в осенний период (август-октябрь) достигала 1100-1500 экз./м². Орибатииды встречались в пробах на протяжении всего периода наблюдений, в водоемах они обычно приурочены к высшей водной растительности и скоплениям нитчатых водорослей. Показано, что на этом участке водоотводящего канала в условиях повышенной на 10-15° воды макрофиты активно вегетируют с февраля по ноябрь, лимитируемые наступлением полярной ночи [12], также здесь активно развиваются альгоценозы фитоперифитона, что способствует формированию благоприятных условий для развития микрофауны.

Численность и биомасса макрозообентоса в течение года значительно колебалась. Максимальные значения плотности зообентоса были отмечены в августе-сентябре – 4800-7400 экз./м² и 2.4-4.4 г/м², в зимний период (декабрь-февраль) эти показатели снижались и варьировали в пределах 160-220 экз./м² и 0.05-0.1 г/м². В структуре бентосных сообществ на протяжении всего периода исследований доминировали хирономиды, олигохеты и брюхоногие моллюски, суммарная доля которых варьировала от 50% до 97% общей численности и биомассы бентосной фауны в разные сезоны. Эти же группы определяли особенности сезонной динамики общей численности и биомассы донной фауны водоотводящего канала КАЭС.

Личинки хирономид встречались в 95% проб и были основной группой зообентоса по количеству видов (14 видов). Наиболее распространенными видами были *Glyptotendipes* sp., *Psectrocladius* sp., *Orthocladus* sp., *Cricotopus* sp. и *Procladius choreus* gr. Хирономиды доминировали в составе донной фауны исследованного участка на протяжении всего года, за исключением зимнего периода. Относительная плотность группы в бентосных сообществах находилась в диапазоне 25-80% от общей численности бентоса в период с апреля по октябрь, и 6-20% с октября по март. Максимум численности хирономид наблюдался в августе-сентябре (3500-5900 экз./м²) и совпадал с пиком развития фитоперифитона. Наиболее многочисленными в этот период в сообществах были минеры и обитатели обрастаний – личинки *Glyptotendipes* sp. и *Psectrocladius* sp. Весной (март-май) численность хирономид составляла в среднем 250 экз./м², доминировали в сообществах личинки *Orthocladus* sp. и *Cricotopus* sp. В зимний период в пробах были обнаружены только единичные экземпляры *Tanytarsus* sp. и *Glyptotendipes* sp. Куколки хирономид на приустьевом участке водоотводящего канала КАЭС обнаруживались в 2018 г. начиная с апреля, как было показано ранее [4], поступление подогретых вод Кольской АЭС в оз. Имандра приводит более раннему окукливанию и вылету хирономид.

Численность олигохет, преимущественно тубифицид, в течение года варьировала от 80 до 900 экз./м². Максимальные значения отмечались в холодное время года – 480 экз./м², а летом плотность олигохет снижалась до 130 экз./м². Снижение плотности олигохет в весенне-летний период связано с особенностями их цикла размножения, обусловленными поступлением теплых вод в водоем. Исследования, проведенные в 1984 г., показывают, что для олигохет водоотводящего канала Кольской АЭС характерны более раннее созревание, размножение, отложение коконов и гибель старых особей, закончивших размножение, что приводит к снижению количественных показателей в начале летнего сезона, а в конце лета, с появлением молоди червей численность олигохет увеличивается [4].

Брюхоногие моллюски водоотводящего канала Кольской АЭС по результатам проведенных исследований были представлены родами *Lymnaea*, *Valvata* и видом-вселенцем *P. acuta*. Максимальные показатели

численности брюхоногих моллюсков наблюдались в летний сезон (июнь-август) – в среднем 900 экз./м², в осенний и зимний период значения снижались до 80 экз./м². В настоящее время значительный вклад в динамику гастропод вносит вид-вселенец *P. acuta*, относительная плотность которого в составе малакофауны варьирует в течение года от 17 до 100% от общей численности брюхоногих моллюсков. Сезонная динамика численности популяции *P. acuta* определялась особенностями жизненного цикла моллюска. Максимальные значения обилия моллюсков наблюдались в июле-августе (730 и 800 экз./м² соответственно), что обусловлено появлением молоди, в осенне-зимний период численность *P. acuta* снижалась в среднем до 80 экз./м², при варьировании от 30 до 200 экз./м². Термический режим вод в устье водоотводящего канала Кольской АЭС способствует созданию благоприятных условий для моллюска. Известно, что *P. acuta* чрезвычайно устойчив к высокой температуре, и достигает значительной численности в водоемах – охладителях тепловых и электрических станций [13, 14].

Сезонная динамика общей численности и биомассы зообентоса в зоне подогрева определяется жизненным циклом доминирующих видов хирономид, олигохет и брюхоногих моллюсков. Максимальные значения численности зообентоса были отмечены в летне-осенний период (июль-сентябрь), в зимний (декабрь-февраль) и весенний (март-май) период уровень плотности зообентоса снижается.

Работа выполнена в рамках госзадания ИППЭС КНЦ РАН, тема "Закономерности функционирования арктических пресноводных экосистем в условиях изменения глобального климата и усиления антропогенного воздействия", № гос. рег. 0226-2019-0045.

Список литературы

1. Каталог озер Мурманской области. – М.-Л.: Изд-во АН СССР, 1962. – 146 с.
2. Ресурсы поверхностных вод СССР. – Л.: Гидрометеиздат, 1970. Т. 1. – 316 с.
3. Доклад о состоянии и об охране окружающей среды Мурманской области в 2015 году. – Мурманск: ООО "Ростсервис", 2016. – 166 с.
4. Крючков В.В., Моисеенко Т.И., Яковлев В.Л. Экология водоемов-охладителей в условиях Заполярья. – Апатиты: Кольск. фил. АН СССР, 1985. – 135 с.
5. Денисов Д.Б., Валькова С.А., Терентьев П.М. Современное состояние экосистемы оз. Имандра в зоне влияния Кольской АЭС (Мурманская область) // Вода: химия и экология. – 2017. – №6. – с.41-51.
6. Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем / Под ред. В.А. Абакумова. – СПб.: Гидрометеиздат, 1992. – 318 с.
7. Определитель зоопланктона и зообентоса пресных вод Европейской России. Т. 2. Зообентос. – М.; СПб.: Т-во науч. изд. КМК, 2016. – 457 с.
8. Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий. Т. 5. Высшие насекомые / Под общ. ред. С. Я. Цалолихина. – СПб.: Наука, 2001. – 825 с.
9. Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий. Т. 4. Двукрылые насекомые / Под общ. ред. С. Я. Цалолихина. – СПб.: Наука, 2000. – 997 с.
10. Нехаев И.О., Палатов Д.М. От моря Черного к морю Белому: первая находка инвазийного моллюска *Physella acuta* (Draparnaud, 1805) на крайнем севере Европы. // Российский Журнал Биологических Инвазий. 2016. – № 3. – С. 61–65.
11. Валькова С.А., Кашулин Н.А. Особенности структуры и функционирования бентосных сообществ в условиях теплового загрязнения. // Труды Кольского научного центра РАН. – 2013. – № 3. – С. 97–105.
12. Разумовская А.В., Петрова О.В. Флора макрофитов озера Имандра. // Ботанический журнал. – 2017. – Т. 102, №1. – С. 62-78.
13. Протасов А.А., Силаева А.А. Состав, распределение и обилие моллюсков в водоемах, подверженных воздействию подогретых вод электростанций // Вестник Житомирского педагогического ун-та. – 2002. – №10. – С. 16–17.
14. Шарапова Т.А. Особенности распределения и экологии моллюсков-вселенцев в водоеме-охладителе Тюменской ТЭЦ в Западной Сибири. // Вестник зоологии. – 2008. – Т.42, №2. – С. 185–187.

РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ХЛОРООРГАНИЧЕСКИХ СОЕДИНЕНИЙ В ПОЧВЕ И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ ПОД ВЛИЯНИЕМ ЛЕСОПРОМЫШЛЕННОГО ПРЕДПРИЯТИЯ

Е.А. Вахрамеева, Н.М. Кокрятская

*Федеральный исследовательский центр комплексного изучения Арктики имени академика Н.П. Лаврова
УРО РАН, Архангельск,
163000 Архангельск, Набережная Северной Двины, 23, Россия, vakhr-elena@yandex.ru*

В данной работе исследуются уровни и пространственное распределение общего количества хлорорганических соединений (ХОС) в почве лесопромышленного предприятия и в донных отложениях устья реки Онеги по суммарному параметру ЭОХ (экстрагируемый органически связанный хлор).

Хлорорганические соединения поступающие в окружающую среду от воздействия лесопромышленных предприятий создают серьезную проблему вследствие токсичности липофильных соединений, их устойчивости

и способности к биоаккумуляции по пищевой цепи. Запрет на применение полихлорфенольных антисептирующих препаратов прекратил их транспорт в природную среду, но загрязненная почва этих предприятий может стать потенциальным источником устойчивой хлорорганики в биосферу или способствовать формированию источника вторичного загрязнения водной среды долговременного действия.

Определение индивидуальных ХОС, составляющие основу антисептирующих препаратов, таких как пентахлорфенол (ПХФ) и гексахлорбензол (ГХБ) очень длительный и дорогостоящий процесс. Поэтому, для определения общего количества ХОС в почвах и донных осадках водоемов, находящихся под влиянием локальных источников загрязнения, предполагается использование суммарного параметра - «экстрагируемый органически связанный хлор (ЭОХ) [1].

На территории Архангельской области наибольшее количество пентахлорфенолята натрия, использовано на предприятиях, расположенных в устьевой области Северной Двины и устье реки Онеги. [2].

Целью данной работы является изучение уровней и пространственного распределения ЭОХ в почве лесопромышленного предприятия и в донных отложениях устья реки Онеги спустя 12 лет после консервации источника антисептирования древесины полихлорфенольными препаратами. Данная работа выполнялась в соответствии с решением НТС Госкомэкологии Архангельской области от 14 июля 1999 года. Отбор проб проводился в октябре 1999 года.

Определение содержания ЭОХ проводили методом минерализации экстракта в токе кислорода при 950°C и микрокулонометрического определения образовавшихся хлорид-ионов на АОХ-анализаторе IDC (Германия) в соответствии со стандартом DIN 38414 ч. 17. Нижняя граница диапазона обнаружения ЭОХ составляет 0,1 мкг/г сухого осадка. Относительная погрешность измерения не превышает 15% [3]. Количественное содержание ЭОХ рассчитывали на сухое вещество осадка.

Содержание органического углерода определяли методом сухого сжигания на С,Н,N-анализаторе фирмы «Hewlett-Packard».

Пробы почв отбирались на территории Онежского ЛДК с учетом пространственного расположения основных технологических узлов, а также современного состояния промплощадки предприятия и рельефа местности. Для оценки влияния процессов обработки древесины полихлорфенольными препаратами на загрязнение водной среды отбирали пробы поверхностного слоя донных осадков в прибрежной зоне реки Онеги возле территории предприятия (рисунок 1). Выбор точек отбора проб донных осадков осуществлялся с учетом гидродинамики приливного устья реки на участках с максимальным потенциалом к аккумуляции загрязняющих веществ, сформированных из мелкодисперсных наносов.

Пробы почв отбирали методом конверта в соответствии с ГОСТ 17.4.4.02-84 почвенным буром, на трех-четыре глубинах, до уровня залегания грунтовых вод. Для анализа донных осадков отбирали поверхностный слой толщиной 1-2 см.



Рис. 1. Карта-схема мест отбора проб почв и донных отложений в зоне влияния Онежского ЛДК

Наибольшее загрязнение почв ЭОХ наблюдали на участках хранения препаратов (I уч.), приготовления рабочих растворов и обработки материалов методом погружения в ванну (II уч.), а новый участок антисептирования (III уч.) и участок атмосферной сушки (IV уч.) относительно чистые (рис. 2).

Как видно на рисунке 2, в почвах на всех участках промплощадки лесозавода содержание ЭОХ наблюдается в широком диапазоне концентраций от 2.1 до 8673 мкг/г. На старом участке (II), используемом более 40 лет, около ванны антисептирования максимальное накопление ЭОХ обнаружено в поверхностном слое 8763 мкг/г, на глубине 50 см концентрация ЭОХ уменьшилась в 5 раз и составила 1757 мкг/г. Почва около ванны сильно закислена pH 4.3-5.0 и почти равномерно пропитана препаратом. Вероятно, здесь складировали осадок после чистки ванны.

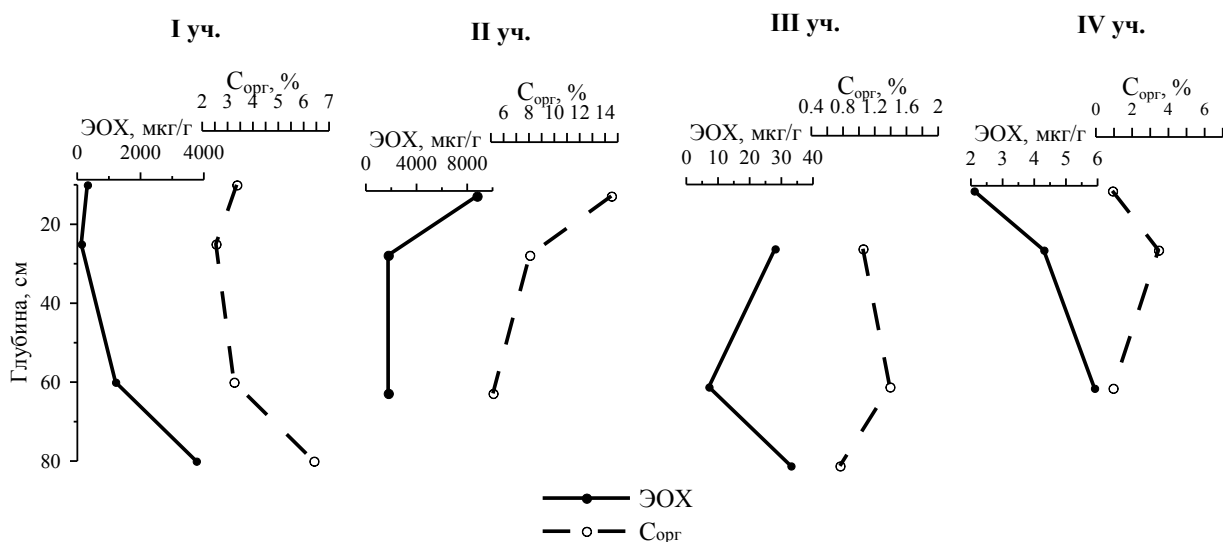


Рис. 2. Вертикальное распределение ЭОХ и $C_{орг}$ в почве промплощадки

На участке III используемом около 10 лет концентрация ЭОХ чередуется послойно и увеличивается на глубине 60 см до 33 мкг/г. По мере удаления от основных технологических узлов содержание ЭОХ в почве уменьшается и укладывается в интервале 2.1 до 5.9 мкг/г.

Практически на всех участках проявилось аналогичное вертикальное распределение ЭОХ, характеризующееся увеличением загрязнения на глубине, исключением является участок приготовления растворов (II), рисунок 2.

Содержание органического углерода на территории промплощадки составляет 0,91 - 14,49 % при среднем значении 3,98 %, рисунок 2. Максимальные концентрации $C_{орг}$ совпадают с сильно загрязненными почвенными горизонтами. Подобная зависимость прослеживается и с содержанием мелкодисперсной фракцией почвы. В основном преобладают песчаные почвы и только на участке антисептирования характеризуются как супесчаные и суглинистые.

Выявлена корреляционная зависимость между уровнем ЭОХ и содержанием $C_{орг}$ ($r=0.94$ при $n=13$), а также между содержанием ЭОХ и мелкодисперсной фракцией почвы с размером частиц менее 0.01 мм ($r=0.92$ при $n=13$).

Миграцию загрязнения можно проследить по горизонту почвы на уровне грунтовых вод, поступающих с промплощадки в устье реки Онеги (рис. 3).

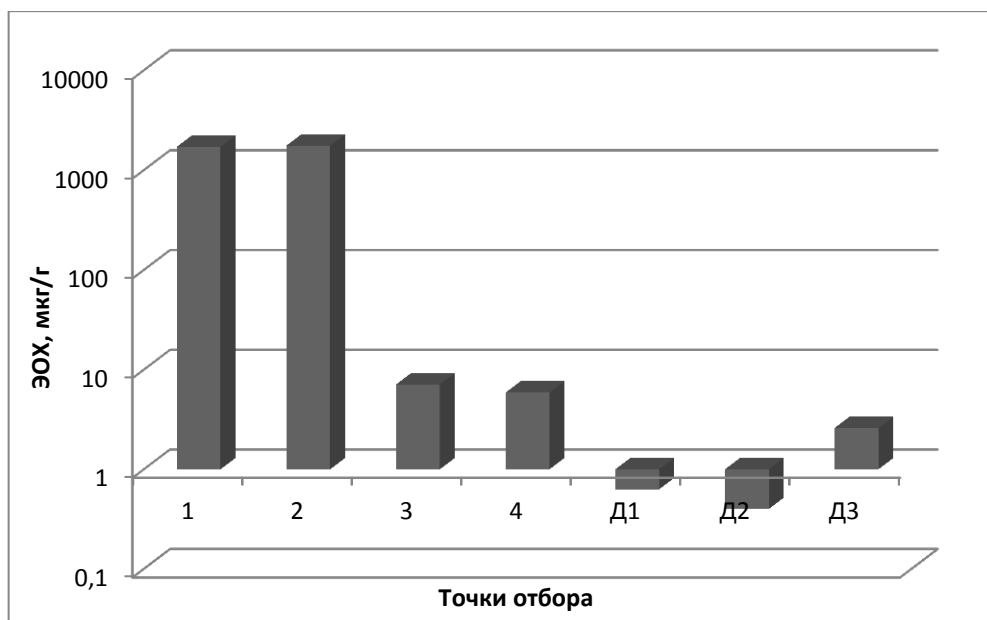


Рис 3. Распределение ЭОХ в почвах промплощадки на уровне залегания грунтовых вод и донных осадках р.Онеги.

Как показано в рисунке 3, в донных осадках на участке прибрежной зоны, ограниченном расстоянием 600 м выше (D_1) и 850 м ниже (D_3) по течению реки количество ЭОХ изменялось от 0.63 до 2.6 мкг/г с максимумом в точке ниже по течению от площадки антисептирования. Содержание ЭОХ на станции выше 200 м от площадки антисептирование (D_2) составляло 0.40 мкг/г. На этом участке устья Онеги отмечается максимальное

содержание $C_{орг}$, которое составляло 2.14-2.90 % и донные осадки представлены в основном глинистыми мелко-дисперсными частицами с размером менее 0.01 мм.

Таким образом, спустя 12 лет после прекращения антисептирования древесины, в почве предприятия были обнаружены высокие концентрации ЭОХ в нижних горизонтах почвенного яруса на уровне залегания грунтовых вод, что свидетельствует о миграции и устойчивости к деградации ХОС. Можно предположить, что причиной загрязнения донных отложений ХОС, является миграция на мелких частицах сульфидных почв хлорорганики с территории предприятия в водные объекты. Данная проблема требует дальнейших исследований спустя длительный промежуток времени.

Список литературы

1. Троянская А.Ф., Вахрамеева Е.А., Рубцова Н.А., Вельямидова А.В. Суммарные параметры для оценки высоколипофильных хлорорганических соединений в почвах, загрязненных по типу «горячих точек» // Экоаналитика-2006: Тезисы докладов VI Всероссийской конференции по анализу объектов окружающей среды, г. Самара, 26 - 30 сентября 2006 г. С. 276.
2. Троянская А.Ф., Мосеева Д.П., Рубцова Н.А. Содержание токсичных примесей в промышленных полихлорфенольных препаратах // Химия в интересах устойчивого развития, 2004. Т. 12. № 2. С. 225–231.
3. DIN 38414 (Teil 17). Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. Schlamm und Sedimente (Gruppe S). Bestimmung von ausblasbaren und extrahierbaren, organisch gebundenen Halogenen (S 17). Normenausschuß Wasserwesen (NAW) im DIN Deutsches Institut für Normung e.V. November 1989. 12 s.

СТОЙКИЕ ОРГАНИЧЕСКИЕ ЗАГРЯЗНИТЕЛИ В ВЕРХОВЫХ ТОРФЯНИКАХ АРХАНГЕЛЬСКОЙ ОБЛАСТИ

А.В. Вельямидова, Е.С. Колпакова, Н.М. Кокрятская, А.С. Орлов

*Федеральный исследовательский центр комплексного изучения Арктики им. акад. Н.П. Лаверова
УрО РАН, Архангельск, наб. Северной Двины, 23, Архангельск, Россия, 163000, allavel@yandex.ru*

В работе представлены первые данные по содержанию в торфяных отложениях верховых болот Архангельской области стойких хлорорганических загрязнителей, определяемых по адаптированным методикам с использованием метода капиллярной газовой хроматографии с электронозахватным детектированием.

Торфяно-болотные экосистемы являются сложными комплексными ландшафтно-геохимическими барьерами, выступая в роли своеобразных «ловушек» на пути миграции веществ, элементов и соединений, отличающихся по физико-химическим свойствам и источникам происхождения [1]. Торфяные отложения верховых болот, будучи естественными поверхностными фильтрами с очень высокой сорбционной емкостью, способны аккумулировать из атмосферы широкий спектр токсичных органических соединений, тем самым надолго консервируя их в процессе торфообразования. С этих позиций, торфяники, широко распространенные на территории Архангельской области [2], можно рассматривать как удобный природный индикатор воздействия на окружающую среду, а именно аэрогенного загрязнения и его динамики с течением времени, с учетом специфики антропогенной нагрузки в районах проведения исследований.

Многие антропогенные загрязнители способны к локальному, региональному и трансграничному переносу в атмосфере в паровой фазе и/или в сорбированном виде с частицами пыли. В высокоширотных регионах в условиях понижения температуры воздуха и уменьшения летучести, эти соединения, вымываясь с атмосферными осадками и в результате «сухого» осаждения, попадают на подстилающую поверхность. Среди подобных веществ особое место занимают так называемые стойкие органические загрязнители, обладающие высокой биологической активностью и многоплановым долгосрочным токсичным воздействием на живые организмы, устойчивостью к деградации, способностью к накоплению в природных средах, биоаккумуляции и переносу на значительные расстояния с последующей циркуляцией в объектах окружающей среды и по трофическим цепям. Особую опасность загрязнители представляют для природных экосистем северных территорий в результате длительного их сохранения и биоусиления воздействия в условиях холодного климата.

В данной работе представлены результаты рекогносцировочных исследований по выявлению уровней содержания и особенностей распределения некоторых стойких хлорорганических загрязнителей (гексахлорбензола и пентахлорфенола) в торфяных отложениях верховых болот Архангельской области (Приморского и Мезенского районов).

В качестве объектов исследования выбраны ненарушенные или практически ненарушенные (частично осушенные) болотные массивы. В Приморском районе исследованы: Иласский болотный массив (64°19.722' N, 40°36.756' E; стационарная площадка наблюдений ТДБС «Брусовица» Северного УГМС России) в 30 км к юго-западу от г. Архангельска; а также болотные массивы Верхнезолотицкое (65°40.557' N, 40°24.504' E) и Нижнезолотицкое (65°41.727' N, 40°12.067' E), относящиеся к бассейну реки Зимняя Золотица и расположенные на различном удалении от побережья Белого моря. В Мезенском районе исследованы болотные массивы в устьевой части реки Мезень в непосредственной близости от Мезенской губы Белого моря: болото Трофимовское (65°50.183' N, 44°17.124' E), примыкающее к жилым массивам г. Мезени, и небольшое болото Левобережное (65°52.103' N, 44°07.869' E) из обширной болотной системы «Кольца» вблизи пгт. Каменка. Мощность есте-

ственных торфяных залежей составляла от 1 до 6 м. Степень разложения торфов варьировала от очень слабой (менее 10%) в верхних горизонтах до повышенной (15-45%) – в нижележащих горизонтах.

Образцы верхового торфа мохового типа отобраны в ходе комплексных экспедиционных работ в июне-октябре 2018 года на различных глубинах залегания согласно ГОСТ 17644-83. Пробоотбор, подробное описание объектов исследования, особенностей торфяных залежей и характеристик образцов проб торфа проведены сотрудниками лаборатории болотных экосистем ФГБУН ФИЦКИА УрО РАН.

Для определения целевых хлорорганических соединений в пробах торфа применялась оптимизированная схема пробоподготовки и адаптированные к исследуемым матрицам методики анализа. Количественное определение и идентификацию индивидуальных соединений проводились методом капиллярной ГХ-ЭЗД.

По результатам проведенных исследований стойкие хлорорганические загрязнители были обнаружены во всех проанализированных пробах торфа при относительно равномерном распределении по глубине залегания и заметной вариабельности концентраций по районам исследования.

Так, наименее загрязненными в целом оказались торфяные отложения болотных массивов Приморского района. Суммарные количества гексахлорбензола (ГХБ) и пентахлорфенола (ПХФ) изменялись в пределах от 0,9 до 2,5 нг/г с максимумами концентраций в торфах Иласского болотного массива и Верхнезолотицкого болота.

Присутствие в торфяниках выявленных загрязнителей, вероятнее всего, обусловлено относительной близостью Архангельской промышленной агломерации с многочисленными точечными, линейными и локальными источниками их воздушной эмиссии. Известно, что эти соединения могут непреднамеренно образовываться в качестве побочных продуктов/микропримесей в различных технологических и термических процессах с последующим поступлением с дымовыми газами в атмосферу. Кроме того, ПХФ (и его соли) и ГХБ в свое время широкомасштабно производились и применялись с различными целями, в том числе в качестве пестицидов в сельском хозяйстве и биоцидов в различных отраслях промышленности (например, для антисептирования древесины и продукции из нее) [3, 4]. В прошлом в устье Северной Двины было сосредоточено большое количество деревообрабатывающих предприятий, интенсивно применявших для обработки древесины хлорфенольный биоцид, содержащий в своем составе ПХФ и ГХБ. Длительное использование биоцида привело к формированию на промплощадках загрязненных участков почв – вторичных источников распространения этих токсичных соединений в окружающую среду с переносящими средами [5, 6].

По данным [7] на территории Мезенского района источники антропогенного/техногенного загрязнения локализованы и относительно малочисленны. Однако в торфяных отложениях болотных массивов именно этого района уровни содержания стойких хлорорганических загрязнителей достигали наибольших значений – 1,8–4,9 нг/г. Причем самые высокие суммарные концентрации ГХБ и ПХФ определены в пробах торфа Левобережного болота, расположенного вблизи пгт. Каменка. В черте жилого поселка располагается деревообрабатывающий завод, где (как и на остальных подобных предприятиях области) в прошлом для обработки древесины применялся хлорфенольный биоцид. Скорее всего, на промплощадке этого лесозавода также сформировались локальные участки почв, загрязненных компонентами биоцида, которые по настоящее время представляют собой потенциальные источники распространения ПХФ и ГХБ.

Во всех случаях нельзя не учитывать влияние источников, связанных с термическими процессами – сжигание/горение органического сырья и топлива в условиях домашних хозяйств, автономных котельных, других энергетических установок, периодических лесных пожаров и пр.

Таким образом, полученные результаты исследования являются базовыми для наблюдения за экологическим состоянием торфяно-болотных экосистем Архангельской области и могут быть использованы при изучении распространения и «судьбы» стойких хлорорганических загрязнителей в компонентах окружающей среды.

Работа выполнена при финансовой поддержке Минобрнауки РФ в рамках проекта № АААА-А18-118012390167-1 "Изучение закономерностей биогеохимических процессов циклов хлора и серы в экосистемах Арктики и Субарктики под влиянием природных и техногенных факторов» и за счет средств РФФИ в рамках научного проекта № 18-05-70087 «Разработка инновационных основ использования торфяных ресурсов Арктической зоны РФ»

Список литературы

1. Глазовская М.А. Геохимия природных и техногенных ландшафтов СССР. – М.: Высшая школа. – 1988. – 327 с.
2. Атлас Архангельской области / под ред. Д.Ф. Федорова. – М.: ГУГК. – 1976. – 72 с.
3. Toxicological profile for pentachlorophenol. – U.S. Department of health and human services. Public Health Service Agency for Toxic Substances and Disease Registry. – 2001. – 316 p.
4. Barber J., Sweetman A., Jones K. Hexachlorobenzene – Sources, environmental fate and risk characterization: Science dossier. – Brussels: Euro Chlor. – 2005. – 116 p.
5. Троянская А.Ф., Мосеева Д.П., Рубцова Н.А., Миняев А.П. Экологические последствия применения пентахлорфенолята натрия на деревообрабатывающих предприятиях Архангельской области // Диоксины-супертоксиканты XXI века / ред. Ю.М. Арский. – М.: ВИНТИ. – 1998. – № 3. – С. 1-9.
6. Troyanskaya A.F., Veliamidova A.V. Distribution of hexachlorobenzene and PCDDs/PCDFs in soils and sediments of aquatic ecosystems in the north of Russia under the influence of timber industry // Organohalogen Compounds. – 2007. – V. 69. – P. 1552-1555.
7. Генеральный план МО «Мезенское» Архангельской области: Нормативно-правовой акт. Пояснительная записка. – Ярославль. – 2013. – Т. 1. – 98 с.

ВОССТАНОВЛЕНИЕ ДОННОЙ ФАУНЫ ОЗЕР ПОСЛЕ ОЧИСТКИ ДНА ОТ НЕФТИ ТЕХНОЛОГИЕЙ «АЭРОЩУП»

Д.С. Воробьев^{1,2}, В.В. Перминова¹, Ю.А. Франк^{1,2},
О.В. Чибриков³, Е.А. Калиновская³, Е.О. Копылов³, К.В. Стрюк³

¹Томский государственный университет, 634050 г. Томск, пр. Ленина, 36, Россия,
danilvorobiev@yandex.ru

²АО «Томский научно-исследовательский и проектный институт нефти и газа»
(АО «ТомскНИПИнефть»), 634027 г. Томск, пр. Мира, 72, Россия, yulia.a.frank@gmail.com

³АО «Самотлорнефтегаз», 628606 ХМАО-Югра, г. Нижневартовск, ул. Ленина, 4, Россия,
eokopylov@rosneft.ru

В работе представлены материалы мониторинговых гидробиологических исследований 2017–2020 гг., проводимых до и после реализации мероприятий по очистке дна от нефти безымянного озера технологией Томского государственного университета «Аэрощуп» на территории Нижневартовского района ХМАО-Югры.

Проблематика загрязнения водных объектов нефтью и нефтепродуктами будет актуальной, пока существует добыча, транспортировка и хранение углеводородов. Несмотря на высокий инженерный уровень современных технологий контроля, природоохранных мероприятий [1], чрезвычайные ситуации, связанные с разливом углеводородов о которых становится широко известно, происходят в силу различных факторов. Одним из последних примеров крупной аварии в России – разлив дизельного топлива ТЭЦ-3 ОАО «Норило-Таймырской энергетической компании» 29 мая 2020 года. Оценка вреда, причиненного водным объектам в результате аварийных ситуаций, рассчитывается по методике Минприроды России [2]. Однако, решение многих технологических задач очистки, пока не приобрело масштабного использования, в частности, очистка дна водоемов от нефти практически нигде не осуществляется.

Принцип технологии «Аэрощуп», разработанной Томским государственным университетом, в упрощенном варианте представляет собой [3]: нефть и/или нефтепродукт отделяется от донных отложений посредством флотации и перемещается на поверхность воды с использованием эрлифта. Данные технологические решения очистки дна от нефти, были успешно испытаны в Нижневартовском районе ХМАО-Югры на территории деятельности АО «Самотлорнефтегаз» в 2018 году, и технология получила положительное заключение Государственной экологической экспертизы. Ранее, в 2004–2006 годах, приближенные технологические решения были использованы при очистке озера Щучье в Усинском районе Республике Коми. В настоящий момент Томский государственный университет обладает комплексом технологий и устройств для очистки дна водоемов от нефти, которые претендуют на широкое масштабирование на предприятиях нефтедобычи.

Проведенные предпроектные исследования нефтезагрязненного безымянного озера (Нижневартовский район ХМАО-Югры) в 2017 году показали, что в силу наличия нефтяных углеводородов в составе донных отложений бентали, организмы макрозообентоса на всех станциях отбора проб отсутствовали. Проект очистки донных отложений от нефтяных углеводородов был реализован в летний период 2018 года. В результате очистных мероприятий содержание нефти на дне было снижено в 50 раз и составило 2.0 мг/кг (при региональном нормативе содержания нефти в донных отложениях после проведения очистных работ для органогенных грунтов – 4.0 г/кг). Проведенный отбор проб макрозообентоса в бентали озера сразу после проведения очистных работ не зафиксировал донных организмов, а уже в 2019 году (через год после очистки) в донных отложениях озера на дне были единично обнаружены олигохеты (160 экз./м² и 0.240 г/м²) [4]; в 2020 году количественные показатели олигохет остались на том же уровне и составили – 160 экз./м² и 0.200 г/м². Столь низкие количественные показатели бентоса обусловлены естественными причинами – донные отложения представлены олиготрофными торфяными отложениями. Появление донных организмов на следующий год после очистных работ отмечен нами и при проведении мониторинговых исследований на озере Щучье (Республика Коми), однако в силу наличия более продуктивных грунтов (илов), разнообразие организмов (олигохеты, хирономиды, двустворчатые моллюски) и количественные показатели бентоса в оз. Щучье были значительно выше – 2320 экз./м² и 3.940 г/м², а основу численности и биомассы составляли именно олигохеты [5]. Фактические данные, что олигохеты имеют высокий порог толерантности по отношению к нефтепродуктам и первыми заселяют ранее загрязненные нефтью отложения, отмечено нами и в других исследованиях. В серии лабораторных экспериментов отмечено, что пик выживаемости червей находился в диапазоне концентрации нефти 3.0–4.0 г/кг. Достоверно доказано, что свежая нефть в концентрации 2.0 г/кг является порогом толерантности для олигохет – при более высоких концентрациях наблюдалось перемещение червей в чистые участки [6].

Проводимые Томским государственным университетом и АО «Самотлорнефтегаз» мониторинговые исследования позволяют оценивать и прогнозировать процессы восстановления бентосной фауны внутриболотных олиготрофных озер, а также планировать мероприятия по очистке и восстановлению водных объектов, подверженных историческому нефтяному загрязнению [7].

Список литературы

1. Безноздрева Е.А., Воробьев Д.С., Емельянова Л.Г., Землягнова О.И., Каргашина М.А., Касимов Д.В., Кривонос Е.В., Михеева А.И., Протопопов Н.Ф., Резников И.С., Рукавицын В.В., Рыбкина Г.И., Скворцова Е.А., Сосновских С.Л., Сысоева И.А., Хуршудов А.Г., Шахин Д.А., Якунин С.А. Сборник инновационных решений по

- сохранению биоразнообразия для нефтедобывающего сектора (монография) / М.: Изд-во ООО «РА ИЛЬФ», 2015. – 274 с.
2. Методика исчисления размера вреда, причиненного водным объектам вследствие нарушения водного законодательства. Приказ Минприроды России от 13.04.2009 № 87.
3. Vorobiev D.S., Frank Y.A., Noskov Y.A., Merzlyakov O.E., Kulizhskiy S.P. Novel technological solution for oil decontamination of bottom sediments // *Water Practice and Technology*. – Vol. 11. – No. 1, 2016. – P. 139–143.
4. Перминова В.В., Воробьев Е.Д. Макрозообентос органогенных отложений нефтезагрязненных озер Нижневартовского района ХМАО-Югры / *Современные проблемы экологии: доклады XXIV Международной научно-практической конференции под общ. ред. В.М. Панарина*. – Тула: Инновационные технологии, 2020. – С.120–122.
5. Лушников С.В., Воробьев Д.С. Очистка донных отложений от нефти: результаты экспериментальных работ // *Экология и промышленность России*. – № 10, 2006. – С. 11–13.
6. Воробьев Д.С., Воробьев Е.Д. Водные черви в нефтезагрязненных илах // *Биотехнология: состояние и перспективы развития: Материалы IX Международного конгресса, г. Москва, 20–22 февраля 2017 г.* – Изд-во: ООО «Русские Экспо Дни Групп» (Москва), 2017. – С.473–476.
7. Воробьев Д.С., Франк Ю.А., Трифионов А.А., Мерзляков О.Э., Носков Ю.А., Браневский Я.В., Кулижский С.П., Воробьев Е.Д., Стрюк К.В., Перминова В.В. Перспективы использования эрлифтной технологии в условиях Арктики и Субарктики / *Современные проблемы экологии: доклады XXIII Международной научно-практической конференции под общ. ред. В.М. Панарина*. – Тула: Инновационные технологии, 2019. – С.21–23.

ОТВЕТНАЯ РЕАКЦИЯ КУЛЬТУРЫ ВОДОРОСЛИ *SCENEDESMUS QUADRICAUDA* НА ПРИСУТСТВИЕ МОЛИБДЕНА И ФТОРА В СРЕДЕ

Р. И. Габдуллина, В. И. Ипатова

*Биологический факультет МГУ им. М.В. Ломоносова
119234, Россия, Москва, Ленинские горы, д. 1, стр. 12, rushana-gab@yandex.ru*

Изучено комбинированное действие максимально допустимых и токсических концентраций молибдена и фтора на традиционную тест-культуру зеленой водоросли *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Vreb. Показан синергетический, аддитивный и антагонистический эффекты различных комбинаций молибдена и фтора в зависимости от их концентраций и срока действия. В процессе роста культуры обнаружены продолжительные эффекты усиления токсического действия среды при совместном присутствии в ней молибдена и фтора и взаимодействии этих металлов по типу синергизма. Уменьшение токсичности молибдена в течение длительного времени в присутствии фтора, вследствие взаимодействия элементов по типу антагонизма, отмечено при комбинации высокой концентрации молибдена и нетоксичной дозы фтора.

С помощью процедуры биотестирования традиционно оценивают токсичность отдельных веществ, однако в смеси двух и более веществ токсичность может меняться количественно и качественно. Вещества, токсичные в однокомпонентных растворах, часто проявляют неожиданные эффекты, когда присутствуют вместе.

Интерактивное действие нескольких токсикантов является важным фактором при оценке их фактической токсичности в окружающей среде [1, 2]. Из-за множества парадоксов механизм действия отдельных ионов металлов на различные водные организмы до сих пор не установлен [1].

Тяжелый металл молибден и неметалл фтор являются компонентами загрязнения водной среды, которые попадают в окружающую среду как в результате природных процессов, так и за счет антропогенного загрязнения с промышленными стоками.

В связи с этим целью настоящей работы явилось изучение комбинированного действия молибдена и фтора на традиционную тест-культуру зеленой водоросли *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Vreb.

В задачи работы входило:

1. Исследование роста культуры *Scenedesmus quadricauda* в присутствии отдельно молибдена (Mo) или фтора (F) в среде.

2. Исследование комбинированного действия максимально допустимых и токсических концентраций молибдена и фтора на *Scenedesmus quadricauda* при их совместном присутствии в среде.

Тест-объектом исследования являлась альгологическая чистая культура зеленой хлорококковой микроводоросли *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Vreb, полученная из коллекции культур водорослей кафедры микробиологии Биологического факультета МГУ им. М. В. Ломоносова (DMMSU, штамм S-3). Культуру выращивали на среде Успенского №1 (состав, г/л: 0.025 KNO₃, 0.025 MgSO₄, 0.1 KH₂PO₄, 0.025 Ca(NO₃)₂, 0.0345 K₂CO₃, 0.002 Fe₂(SO₄)₃; pH 7.0-7.3) в люминостате при освещенности 3.5 клк со сменой дня и ночи (12:12 ч), температура 22±2°C и перемешивали 2 раза в сут во избежание оседания клеток.

Развитие этого вида изучали в норме и при добавлении молибдата натрия и фторида натрия. Концентрации 20 мг Мо/л и 250 мг F/л для этой культуры являются максимально допустимыми. Чтобы учесть возможные взаимодействия между изучаемыми токсикантами, опыты с бинарными комбинациями были поставлены по плану полнофакторного эксперимента 2² (ПФЭ 2²) – два фактора (2 токсиканта) на двух уровнях (2 концентрации – токсическая и нетоксическая МДК) и ПФЭ 3² – два фактора (2 токсиканта) на трех уровнях (3 концентрации – 0, МДК и токсическая).

Таким образом, при изучении влияния молибдена и фтора как в отдельности (частный эффект), так и в бинарных комбинациях (комбинированный эффект) на культуру *S. quadricauda* были взяты нетоксичные максимально допустимые (20 мг Мо/л и 250 мг/л F) и заведомо токсичные концентрации (100 Мо/л и 1500 F/л) этих токсикантов. Опыты проводили в трех повторностях для каждой концентрации токсикантов или их комбинаций и контроля длительностью 21 сутки.

Для оценки состояния культуры основным показателем служило изменение численности клеток (абсолютной и по сравнению с контролем). Исходная численность клеток в опытах составляла 35 тыс. кл/мл.

Численность клеток подсчитывали в камере Горяева под световым микроскопом. Оценивали статистическую значимость различий величин показателя численности клеток в контроле и в опытных растворах веществ с помощью тест Стьюдента в модификации для неравных дисперсий (тест Уэлча). Статистическую обработку результатов проводили в программе Excel-2010 с использованием пакета анализа данных, для чего рассчитывали доверительный интервал и критерий достоверности при уровне значимости 0.05, дисперсионный анализ выполнен в программе Statistica 8.0 for Windows. Оценку токсического действия проводили на основании достоверности различий опытных значений численности клеток по сравнению с контролем.

Данные совместного действия изучаемых элементов в парных комбинациях их концентраций приведены в таблицах 1, 2, 3.

Таблица 1. Изменение численности клеток *Scenedesmus quadricauda* (в дес. тыс. кл/мл) в присутствии молибдена ($\bar{x} \pm \Delta$)

Сутки	Контроль	Мо 20 мг/л	Мо 100 мг/л
2	14.3±2.3	12.8±2.3	7.2±1.2
	100%	td=0.91 89.5%	td=5.46 50.0%
7	69.1±11.6	64.2±8.9	45.5±6.2
	100%	td=0.65 92.9%	td=3.51 65.8%
9	121.8±3.3	125.8±3.1	83.6±5.8
	100%	td=-1.72 103.3%	td=11.20 68.6%
14	198.0±22.5	198.7±15.6	166.5±22.6
	100%	td=-0.05 100.3%	td=1.93 84.1%
21	447.1±68.7	370.8±74.7	270.4±15.9
	100%	td=1.47 82.9%	td=4.91 60.5%

Примечание: здесь и далее **жирным** шрифтом отмечены достоверные отличия от контроля (без токсиканта)

Таблица 2. Изменение численности клеток *Scenedesmus quadricauda* (в дес. тыс. кл/мл) в присутствии фтора ($\bar{x} \pm \Delta$)

Сутки	Контроль	F 250 мг/л	F 1500 мг/л
1	4.6±0.1	5.2±0.3	2.7±0.5
	100%	td=-3.52 112.7%	td=7.29 58.1%
3	15±2.1	15.4±1.7	6.7±1.2
	100%	td=-0.27 102.5%	td=6.73 44.6%
5	51±4.3	52.0±2.8	12.3±0.8
	100%	td=-0.38 102%	td=17.44 24.1%
7	81.1±8.0	117.5±6.7	26.3±3.3
	100%	td=-6.87 144.9%	td=12.50 32.5%
9	164.8±13.0	163.1±31.7	33.5±6.5
	100%	td=0.10 98.9%	td=17.66 20.3%
14	332.1±12.7	286.3±15.6	80.8±26.0
	100%	td=6.22 80.8%	td=17.05 24.3%
21	498.5±51.5	447.2±50.1	167.5±13.0
	100%	td=1.40 89.7%	td=12.21 33.6%

Если сравнить рост культуры при комбинированном действии фтора и молибдена в комбинации F 1500 мг/л+Mo 100 мг/л (табл. 3) по сравнению с ростом культуры в присутствии только F 1500 мг/л (табл. 2) или Mo 100 мг/л (табл. 1), то можно видеть значительное усиление токсичности среды при совместном действии элементов на протяжении всего опыта, особенно начиная с 7 суток – численность клеток в % по отношению к росту чистого контроля составляла 3-5%, т.е. рост культуры угнетался на 95–97%. В присутствии в среде только фтора или молибдена угнетение роста в процессе опыта достигало 80% и 50% соответственно (табл. 2, 1).

При комбинированном действии металлов в комбинации F 1500 мг/л+Mo 20 мг/л по сравнению с ростом культуры в присутствии только F 1500 мг/л или Mo 20 мг/л, также наблюдалось усиление токсичности среды при их совместном действии (табл. 3). Угнетение роста достигало 93%, тогда как в присутствии в среде только F 1500 мг/л – до 80%. Молибден в концентрации 20 мг/л не оказывал угнетения роста в процессе опыта. Таким образом, добавка в среду нетоксичной концентрации молибдена ведет к усилению токсического действия высокой концентрации фтора при их совместном присутствии в среде культивирования.

Таблица 3. Изменение численности клеток *Scenedesmus quadricauda* (в дес. тыс. кл/мл) при одновременном присутствии фтора и молибдена в среде культивирования ($\bar{x} \pm \Delta$)

Сутки	Контроль	F 250 мг/л. Mo 20 мг/л	F 250 мг/л. Mo 100 мг/л	F 1500 мг/л. Mo 20 мг/л	F 1500 мг/л. Mo 100 мг/л
2	10.1±0.2	9.9±0.3 $t_d=1.12$	8.2±0.6 $t_d=5.75$	4.8±0.6 $t_d=16.12$	4.8±0.1 $t_d=39.13$
	100%	97.80%	81%	47.50%	47.50%
7	92.3±8	90.7±10.2 $t_d=0.25$	84.3±16.3 $t_d=0.87$	7±1.7 $t_d=20.38$	4.7±1.2 $t_d=21.17$
	100%	98.2%	91.2%	7.6%	5.1%
9	121.8±6	139±9.6 $t_d=-2.98$	101.8±5.3 $t_d=4.88$	8.9±0.4 $t_d=36.67$	5.9±0.98 $t_d=37.32$
	100%	114.2%	83.6%	7.3%	4.8%
14	212.2±25.8	254.8±4.6 $t_d=-3.18$	177.2±14.1 $t_d=2.33$	27.2±15.3 $t_d=12.07$	7.2±1.5 $t_d=15.53$
	100%	120.1%	83.5%	12.8%	3.4%
21	330±43.1	375.7±39 $t_d=-1.54$	331.7±30.7 $t_d=-0.06$	39±8.2 $t_d=12.99$	15.8±4.1 $t_d=14.21$
	100%	113.8%	100.5%	11.8%	4.8%

При комбинированном действии фтора и молибдена в комбинации F 250 мг/л+Mo 100 мг/л по сравнению с ростом культуры в присутствии только Mo 100 мг/л, отмечали ослабление токсичности среды при совместном действии металлов на 2, 7, 9 и 21 сутки опыта (табл. 3), на которые угнетение роста было в пределах 9-19%, а в присутствии в среде только Mo 100 мг/л – в пределах 16-50%. Напротив, по сравнению с ростом в присутствии только F 250 мг/л, в период до 14 суток опыта наблюдали проявление токсичности среды (нетоксичная концентрация фтора вызывала стимуляцию роста до 44.9%), а на 14 и 21 сутки рост культуры находился на уровне чистого контроля. Таким образом, добавка в среду нетоксичной концентрации фтора ведет к ослаблению токсического действия высокой концентрации молибдена при их совместном присутствии в среде культивирования.

При совместном действии фтора и молибдена в комбинации нетоксичных концентраций F²⁵⁰мг/л+Mo²⁰ мг/л на 2 и 7 сутки опыта рост культуры водорослей находился на уровне контроля, а на 9, 14 и 21 сутки наблюдалась стимуляция роста культуры до 20,1% по сравнению с ростом чистого контроля (табл. 3). На 7 и 14 сутки отмечали стимуляцию роста по сравнению с ростом культуры в присутствии малой дозы молибдена 20 мг/л.

Следовательно, комбинированный эффект малых концентраций фтора и молибдена проявлялся в стимуляции роста культуры во второй половине опыта (после 9 суток) как по сравнению с ростом чистого контроля, так и при действии их по отдельности.

Таким образом, при всех различных сочетаниях фтора и молибдена на разных уровнях их воздействия на культуру водоросли продолжительное уменьшение токсичности молибдена в присутствии фтора, вследствие взаимодействия элементов по типу антагонизма, было отмечено при комбинации высокой концентрации молибдена и малой дозы фтора (нетоксичной для нормального роста) в среде. При комбинации высоких концентраций и молибдена, и фтора, а также при комбинации высокой концентрации фтора и малой дозы молибдена, обнаружено продолжительное усиление токсичности среды для роста.

По данным люминесцентной микроскопии (табл. 4) доля живых клеток в процессе роста культуры на среде Успенского №1 при комбинациях F 250 мг/л + Mo 20 мг/л и F 250 + Mo 100 мг/л не отличалась от контроля; при F 1500 мг/л + Mo 20 мг/л и F 1500 мг/л + Mo 100 мг/л – процент живых клеток снижался в процессе опыта, достигая минимума на 21 сутки.

Таблица 4. Доля живых клеток *Scenedesmus quadricauda* (в % от общего числа) в присутствии молибдата натрия и фторида натрия

Сутки	Концентрация, мг/л				
	Контроль	F 250 + Mo 20	F 250 + Mo 100	F 1500 + Mo 20	F 1500 + Mo 100
7	98%	98%	98%	64%	52%
14	98%	98%	98%	71%	57%
21	98%	98%	95%	48%	45.5%

В присутствии высокой концентрации фтора (1500 мг/л) мы наблюдали аномалии в морфологии клеток и нарушение их деления.

Таким образом, при комбинированном действии фтора в высокой концентрации и молибдена и в низкой, и в высокой концентрациях в начале опыта (2 сутки) наблюдается кратковременный слабый антагонистический эффект, а затем длительный синергетический эффект вплоть до конца опыта (7-21 сутки).

При комбинированном действии малых нетоксичных концентраций молибдена и фтора на 7 сутки наблюдается синергетический эффект, т.е. эффект усиления токсического действия, а в остальное время – антагонистический эффект, т.е. ослабление токсического действия на рост водоросли.

Данные о механизме действия металлов (как отдельных, так и в парных или многокомпонентных комбинациях) для фитопланктона недостаточны, чтобы сделать четкие выводы о причинах взаимодействия и типах взаимодействия токсикантов. Результаты настоящей работы показывают, что концентрации отдельных веществ, не вызывающих токсического эффекта (НОЕС), не являются гарантией отсутствия нежелательной токсичности смеси в ситуациях, которые могут возникнуть в окружающей среде. Этот факт взаимодействия металлов и неметаллов при их совместном присутствии в среде следует учитывать при оценке токсичности и установлении ПДК отдельных веществ, загрязняющих водоемы.

Выводы

1. Показан синергетический, аддитивный и антагонистический эффекты парных комбинаций тяжелого металла молибдена и неметалла фтора на культуру *Scenedesmus quadricauda* в зависимости от их концентраций и срока действия.

2. Бинарные комбинации высоких концентраций молибдена и фтора приводят к усилению токсичности среды.

3. Уменьшение токсичности в течение длительного времени в присутствии токсикантов вследствие взаимодействия элементов по типу антагонизма отмечено при комбинации высокой концентрации молибдена с нетоксичной концентрацией фтора.

Список литературы

1. Wang J., Zhang M., Xu J., Wang Y. Reciprocal effect of Cu, Cd, Zn on a kind of marine alga. *Wat. Res.* 1995. Vol. 29. P. 209-214.
2. Tomasik P., Magadza ChHD., Mhizha S., Chirum A. The metal-metal interactions in biological systems. Part III. *Daphnia magna*. *Wat. Air Soil Pollut.* 1995. Vol. 82. P. 695-711.

АДАПТАЦИЯ РЫБ К СНИЖЕНИЮ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ НА СУБАРКТИЧЕСКОЕ ОЗ. ИМАНДРА

Н. А. Гашкина

*Институт геохимии и аналитической химии им. В.И. Вернадского РАН,
119991 г. Москва, ул. Косыгина, 19, Россия, ngashkina@gmail.com*

Рассмотрена биоаккумуляция элементов в органах и тканях сига (*Coregonus lavaretus* L.) из различных по антропогенному влиянию плесов оз. Имандра в период снижения токсичной нагрузки. Показано, что аккумуляция элементов в органах и тканях сига в меньшей мере зависит от концентраций в воде и в большей определяется толерантностью к более высоким концентрациям токсичных элементов и физиологическим состоянием. Построены модели перераспределения элементов в печени и почке сига в зависимости от физиологического состояния рыб. Стратегия адаптивных ответов в наибольшей степени проявилась в изменения метаболизма железа и цинка.

Мурманская область является наиболее индустриально развитым арктическим регионом. На водосборе оз. Имандра сосредоточены одни из крупных предприятий – ООО «Алкон» (добыча и обогащение магнетит-гематитовых кварцитов), ООО «Североникель» (плавильный комплекс по переработке сульфидных медно-никелевых руд) и ООО «Апатит» (добыча и переработка апатит-нефелиновых руд). Интенсивное загрязнение оз. Имандра началось в 1940-х гг. и достигло максимума в 1980-х гг., а с 1990-х гг. наметилась тенденция снижения антропогенной нагрузки на водоем [1].

Значительную долю ихтиофауны оз. Имандра составляет обыкновенный сиг (*Coregonus lavaretus* L.) [1]. В период интенсивного загрязнения озера наряду с общими патологиями у сига появилось специфическое за-

болевание – нефрокальцитоз (камни в почках), связанное с аккумуляцией никеля в почке рыб, в то время как увеличение минерализации воды стимулировало развитие этого эндемического заболевания [2]. В период снижения токсичной нагрузки на водоем наблюдалось улучшение физиологического состояния сигов: с 1996 г. по 2003 г. снижается их заболеваемость и в 2003 г. не были встречены особи с нефрокальцитозом, сколиозом, миопатией [3].

Цели работы состояли в исследовании: 1) аккумуляции элементов в органах и тканях сигов из различных плесов оз. Имандра в период снижения токсичной нагрузки, 2) проявлений адаптации к более низким дозам хронического загрязнения токсичными элементами, 3) перераспределение эссенциальных и неэссенциальных элементов в зависимости от физиологического состояния рыб.

В основу работы легли данные, полученные в 2006 г и 2007 г., обследования сигов в плесах оз. Имандра: Большой Имандре в зоне смешения вод, характеризующей совместное влияния всех промышленных производств; Йокостровской Имандре в северной ее части, характеризующей транзитный сток из Большой Имандры; не испытывающей прямого загрязнения Бабинской Имандре в наиболее отдаленной восточной части. Как и в прошлые годы обследование рыб проводилось в преднерестовый период (август-сентябрь) с одновременным отбором проб воды в местах отлова. В рассмотрение вошли 24 особи по 8 особей из каждого плеса. Обработку материала проводили по общепризнанным методикам. На анализ содержания элементов отбирались жаберы, печень, почка, мышцы и скелет. Подготовка проб осуществлялась методом мокрого разложения в концентрированной азотной кислоте с добавлением перекиси водорода. Определение концентраций элементов в пробах воды и биологических образцах проводилось методом атомно-абсорбционной спектроскопии с графитовой атомизацией на приборах «Perkin-Elmer-5000», «AAnalyst-800» с Зеемановским корректором фона, содержание ртути определялось на анализаторе ртути «FIMS-100» в лаборатории Института проблем промышленной экологии Севера КНЦ РАН.

Во всех плесах величина рН и содержание органических веществ в воде были сравнительно однородны в пределах 6.9-7.4 и 3.5-4.5 мг/л соответственно, то по электропроводности воды достаточно разнятся: 55-58, 92-93 и 99-110 мкСм/см соответственно в Бабинской, Йокостровской и Большой Имандре. В 1986-1992 гг. в Большой Имандре величина рН воды была в пределах 6.7-7.9, содержание органических веществ – 2.6-5.0 мг/л, в среднем электропроводность воды составляла 140 мкСм/см [1]. Таким образом, к 2006 г в Большой Имандре минерализация воды снизилась почти в 1.5 раза. Содержание в воде основных загрязнителей Ni, Cu, Al и Sr соответственно было в пределах 1.8-2.1, 2.0-2.4, 13-18 и 38-47 мкг/л в Бабинской Имандре, 4.3-6.3, 2.7-3.4, 16-18 и 48-54 мкг/л в Йокостровской Имандре, 5.6-9.6, 4.3-6.6, 38-102 и 43-60 мкг/л в Большой Имандре. Тогда как в 1986-1992 гг. в Большой Имандре содержание этих металлов было 13-290, 5-28, 19-80 и 54-83 мкг/л соответственно [1].

Исключая Co, у сигов Большой Имандры в почке как органе-мишени токсичного воздействия в период интенсивного антропогенного влияния аккумуляция Ni, Cu, Al, Sr, Cr, Pb, Hg в 2 раза, Cd на порядок ниже, чем у сигов Йокостровской и Бабинской Имандры, так же отмечается понижение содержания Ca, Mg, Na и K (рис. 1). В 1986-1992 гг. содержание Ni, Cu, Al и Sr в почке сигов Большой Имандры была в пределах 10-30, 3.2-13, 33-240 и 1-170 мкг/г сух веса соответственно [1]. Аккумуляция Cd в почке сигов Йокостровской и Бабинской Имандры значительно превосходит таковую у сигов Большой Имандры даже в период интенсивного антропогенного влияния (0.08-2.64 мкг/г сух веса по [1]). Минерализация воды считается одним из основных регуляторов токсичности многих элементов. Судя по минерализации воды, более уязвимы к токсичному воздействию сига Бабинской Имандры. В Большой Имандре со снижением минерализации воды уменьшились только концентрации в воде Ni и Cu, но остались прежними концентрации Al и Sr, однако, аккумуляция не только Ni и Cu, но и Al и Sr снижается в почке сигов, что, по-видимому, может объясняться наследственно закрепленной резистентностью при адаптации к более высоким концентрациям токсичных элементов. При значительном варьировании содержания элементов в органах и тканях сигов в различных по токсичной нагрузке плесах оз. Имандра содержание их в меньшей мере зависит от концентраций в воде и в большей определяется толерантностью к токсичным элементам и физиологическим состоянием.

Физиологическое состояние сигов оценивалось по содержанию гемоглобина в крови и индексу общей заболеваемости. На основе анализа картины крови сигов оз. Имандра в период интенсивного загрязнения водоема был выделен экологический оптимум содержания гемоглобина в крови – 80-130 г/л [1]. В 2006 и 2007 гг. не наблюдалось особей с концентрацией гемоглобина в крови выше нормы, средняя концентрация гемоглобина и диапазон значений у сигов Бабинской Имандры составлял 78 (44-106) г/л, Йокостровской – 85 (50-106) г/л, а Большой – 86 (56-108) г/л. Общая заболеваемость сигов Бабинской Имандры в среднем составляла 1.5 (с диапазоном 0-3), Йокостровской – 1.2 (0-3), Большой – 1.1 (0-2). Сиги Бабинской Имандры по сравнению с сигами Большой Имандры были на более высокой стадии заболеваемости и у более половины обследованных особей Бабинской Имандры концентрация гемоглобина была ниже нормы, что свидетельствует о значительном количестве рыб с патологическими отклонениями в организме.

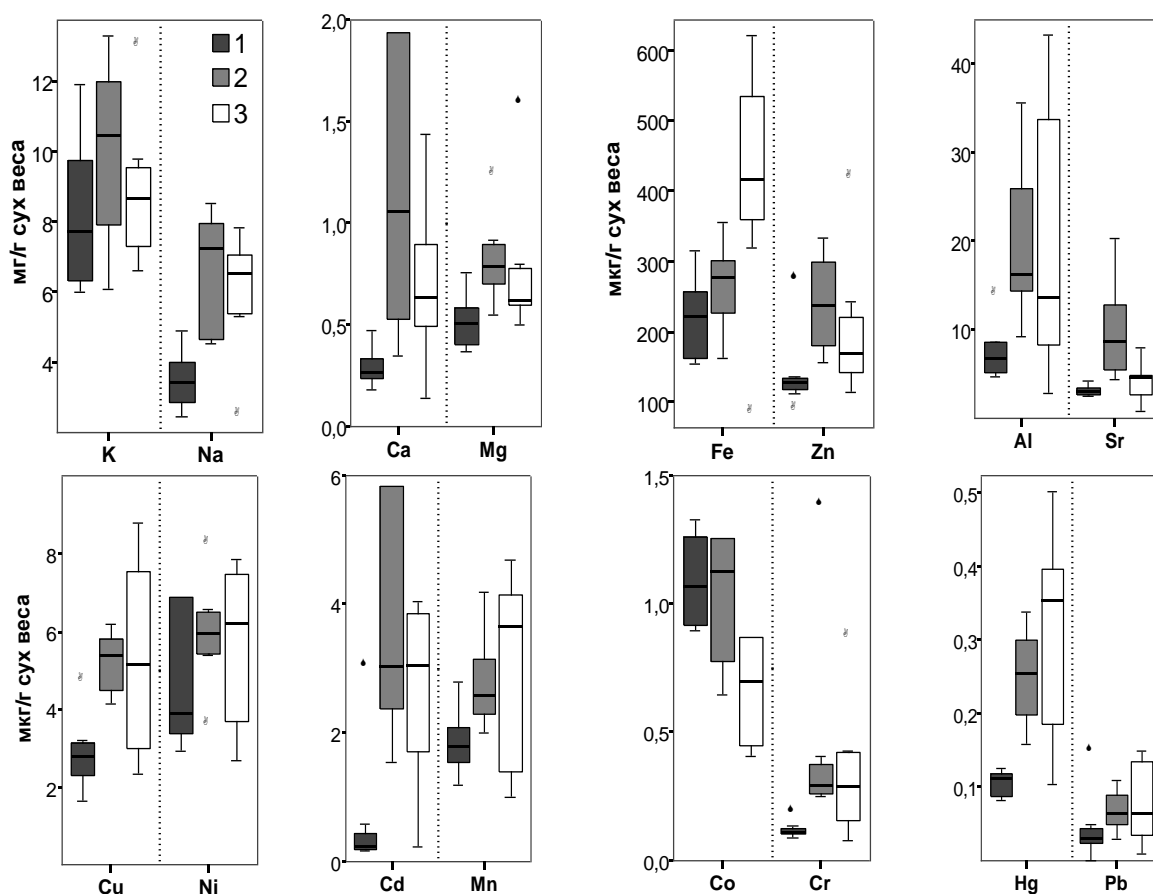


Рис. 1. Содержания элементов в органах и тканях сига, выловленных из плесов (1 – Большая, 2 – Йокостровская, 3 – Бабинская) оз. Имандра в 2006 и 2007 гг.

Для анализа структуры перераспределения эссенциальных и не-эссенциальных элементов в печени и почке сига в зависимости от физиологического состояния применен аппарат многофакторного линейного регрессионного анализа. Изменение содержания гемоглобина в крови не приводят к значимому перераспределению элементов в почке сига, тогда как в печени при снижении гемоглобина увеличивается содержание Fe, а также в некоторой степени Pb, достоверно снижение содержания Zn и увеличение K (таблица).

Таблица. Значение *t*-статистики в моделях перераспределения содержаний элементов в печени и почке сига в зависимости от содержания гемоглобина в крови и индекса заболеваемости органа в оз. Имандра. Жирным шрифтом выделены достоверно значимые значения, прочерк – значения незначительны.

Орган	<i>r</i>	Ca	Mg	Na	K	Fe	Zn	Cu	Mn	Cr	Ni	Sr	Al	Pb	Cd	Hg
Гемоглобин																
Печень	0.97	-	-	-	-2.2	-1.7	2.9	-	-	-	-	-	-	-1.4	-	-
Почка	0.89	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Индекс заболеваемости органа																
Печень	0.92	2.1	-	-	-	1.8	-2.4	-	-	-	-	-	-	-	-	1.5
Почка	0.96	1.5	-	-	-	1.6	-	3.2	-2.0	-	2.1	-	1.9	-	2.2	-

Железо является важным в кислородсвязывающем металлопротеине гемоглобине и является частью оксидазы цитохрома с, которые составляют дыхательную цепь [4]. Печень является основным местом хранения Fe, не связанного с эритроцитами [5]. Как видно из рисунка 2 при более тяжелой стадии анемии (Hb < 60 г/л) резко увеличивается аккумуляция Fe в печени рыб. При уменьшении концентрации гемоглобина в крови планомерно снижается содержание Fe в мышечной и скелетной тканях и только на более тяжелой стадии анемии резко снижается в жабрах (рис. 2). Развитие анемии может быть сопряжено с нехваткой Cu. Только у одной особи в Бабинской Имандре с минимальной концентрацией гемоглобина (44 г/л) и максимальным содержанием Fe в печени (724 мкг/г сух веса) обнаружилось крайне низкое содержание Cu (3.03 мкг/г сух веса). Однако, в условиях низкого рассеянного загрязнения р. Волги в моделях перераспределения эссенциальных элементов в печени лещей (*Abramis brama* L.) понижение содержания Cu было на стадии мобилизации защитных функций организма и усиления гемопоэза, а ее увеличение на стадии развития анемии, при этом наблюдалось сопряженное увеличение содержания Cu и K в печени при анемии [6].

Какими бы не были причины развития анемии, статистически достоверным следствием является снижение содержания Zn в печени рыб (таблица), что может указывать как на пониженные возможности ферментативного ответа на изменения в организме и/или в окружающей среде, так и служить признаком дегенеративных

процессов в печени. С уменьшением концентрации гемоглобина в крови помимо планомерного снижения содержания Zn в печени отмечается некоторое снижение его в почке и мышцах, но значительный рост в жабрах при анемии (рис. 2). Большая часть Zn крови содержится в эритроцитах в составе цинковых металлоферментов – карбоангидраз [4]. Многочисленные исследования косвенно указывают на то, что карбоангидраза – мишень токсичного воздействия Cu [4]. По-видимому, в субтоксичных (за исключением Cu) условиях оз. Иmandры у сигов стратегия адаптивных ответов направлена на сохранение и поддержание буферных систем организма.

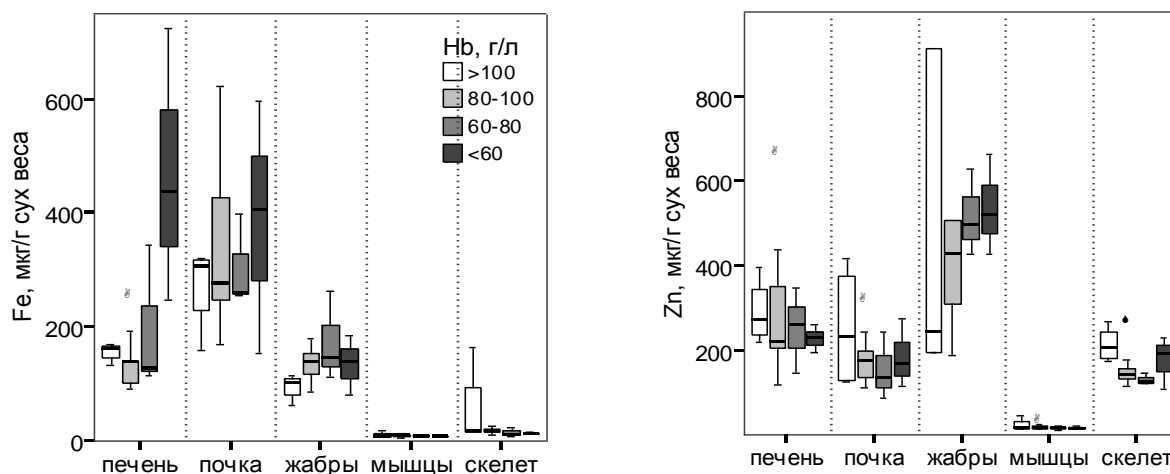


Рис. 2. Распределение железа и цинка в органах и тканях в зависимости от концентрации гемоглобина в крови (Hb) сигов.

Согласно моделям перераспределения элементов, с увеличением стадии заболеваемости печени статистически достоверно повышается содержание Ca при снижении содержания Zn, а также увеличивается содержание Fe и Hg (таблица). В работе [6] в моделях перераспределения эссенциальных элементов также выявлялся рост содержания Ca в печени лещей при увеличении стадии заболеваемости, что может свидетельствует об изменении процессов клеточного метаболизма, нарушении транспортных свойств клеточных мембран и дегенеративных процессах в гепатоцитах. Железо, как и кальций, лактат и церамид является вторичным мессенджером апоптоза (включая новую форму вероятного некротического типа запрограммированной гибели клетки, называемого на современном этапе ферроптозом); а повышенное внутриклеточное железо является маркером хронического воспаления, а также общим центральным эффектором для большого количества стрессов и заболеваний [5]. Как видно из рисунка 3, значительно растет содержание Fe в печени сигов с увеличением стадии общей заболеваемости. Согласно распределению железа в органах и тканях рыб, представленных на рисунках 2 и 3, содержание Fe в печени сигов более 200 мкг/г сух веса предположительно физиологически не конструктивно и может стать опасным в стрессовых условиях. С другой стороны, Zn ограничивает степень повреждения, вызываемого окислительным стрессом, и подавляет сигнальные пути, способствующие развитию апоптоза [4]. Помимо планомерного снижения содержания Zn в печени отмечается значительный рост в жабрах с увеличением стадии общей заболеваемости (рис. 3). Повышение накопления Hg в печени сигов с увеличением стадии заболеваемости печени вполне закономерно, т.к. гепатотоксичность входит в число ведущих хронических токсичных механизмов Hg [7].

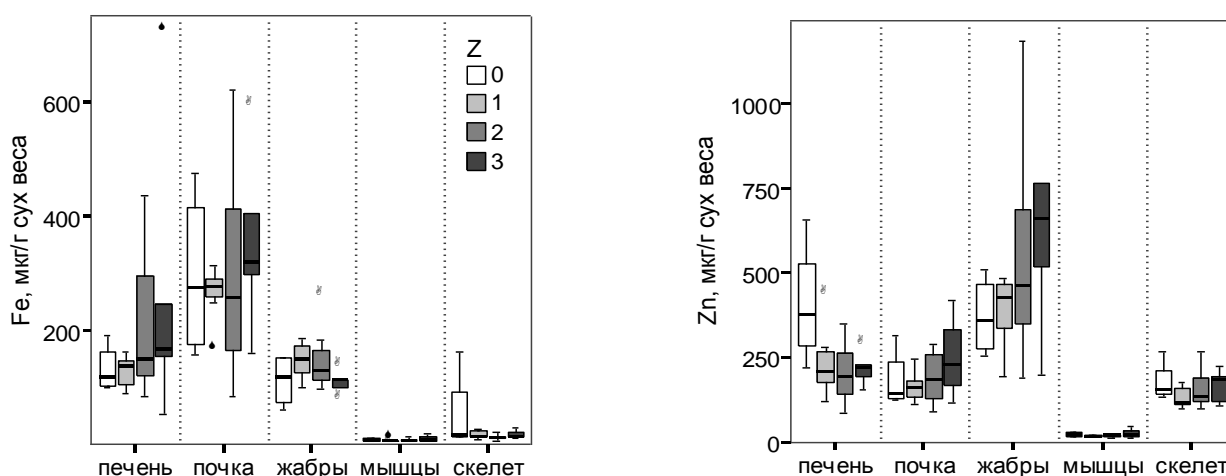


Рис. 3. Распределение железа и цинка в органах и тканях в зависимости от индекса заболеваемости (Z) сигов.

Согласно моделям перераспределения элементов, с увеличением стадии заболеваемости почки статистически достоверно уменьшение содержания Mn при достоверном росте содержаний Cu, Ni и Cd, а также увеличение содержаний Al, Fe и Ca (таблица). С увеличением стадии заболеваемости почки уменьшение содержания Mn может свидетельствовать о снижении активности антиоксидантной системы защиты (марганецсодержащей супероксиддисмутазы Mn-SOD) и аргиназы [6]. Если увеличение стадии заболеваемости почки сопровождается повышенным накоплением Ni и Cd в почке, как места предпочтительного и долговременного хранения для Ni и Cd, то вероятно токсичные по Cu условия способствует его повышенной аккумуляции в менее характерном по локализации месте (почке).

Можно предположить, что в результате обитания рыб в токсичных условиях загрязнения вод тяжелыми металлами (около 50 лет) произошла селекция генотипов, адаптированных к токсичным элементам, что и произошло в период снижения и стабилизации антропогенной нагрузки.

Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ грант № 18-05-60012.

Список литературы

1. Моисеенко Т.И., Даувальтер В.А., Лукин А.А., Кудрявцева Л.П., Ильящук Б.П., Ильящук Л.И., Сандимиров С.С., Каган Л.Я., Вандыш О.И., Шаров А.Н., Шарова Ю.Н., Королева И.Н. Антропогенные модификации экосистемы озера Имандра. – М: Наука, 2002. – 476 с.
2. Moiseenko T.I. Kudryavtseva L.P. Trace metals accumulation and fish pathologies in areas affected by mining and metallurgical enterprises in the Kola Region, Russia. – Environ. Pollut. – 2001. – V. 114. – № 2. – P. 285-297.
3. Moiseenko T.I., Sharov A. N., Vandish O.I., Kudryavtseva L.P., Gashkina N.A., Rose C. Long-term modification of Arctic lake ecosystem: Reference condition, degradation under toxic impacts and recovery (case study Imandra Lakes, Russia). – Limnologica. – 2009. – V. 39. – P. 1-13.
4. Fish Physiology: Homeostasis and Toxicology of Essential Metals. (Eds. Wood C.M., Farrell A.P., Brauner C.J.), V. 31A – San Diego: Academic Press, 2012. – 520 p.
5. Eid R., Arab N.T.T., Greenwood M.T. (2017) Iron mediated toxicity and programmed cell death: A review and a re-examination of existing paradigms. – Biochim. Biophys. Acta – V. 1864. – P. 399–430.
6. Гашкина Н.А. Эссенциальные элементы в органах и тканях рыб в зависимости от токсичности среды обитания и физиологического состояния. – Геохимия. – 2017. – № 10. – С. 934-941.
7. Wang M, Wang Y, Zhang L, Wang J, Hong H, Wang D Quantitative proteomic analysis reveals the mode-of-action for chronic mercury hepatotoxicity to marine medaka (*Oryzias melastigma*). – Aquat. Toxicol. – 2013. – V. 130–131. – P. 123–131.

ПОЛИХЛОРИРОВАННЫЕ БИФЕНИЛЫ В ВОЛЖСКОМ ПЛЕСЕ РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

А. В. Герман¹, А. А. Мамонтов², А. А. Шелепчиков³, Е. С. Бродский³

¹Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН,
152742 Борок, Ярославская обл., Некоузский р-н, Россия, gera@ibiw.ru

²Институт геохимии СО РАН им А.П. Виноградова
664033 Иркутск, ул. Фаворского, 1а, Россия, ice_baikal@mail.ru

³Институт проблем экологии и эволюции им. А. Н. Северцова РАН
119071 Москва, Ленинский проспект, д. 33, Россия, dioxin@mail.ru

В работе приводятся данные по содержанию и конгенерному составу полихлорированных бифенилов в донных отложениях, планктоне, хирономидах, моллюсках (*Dreissena polymorpha* и *Dreissena bugensis*) и рыбе (лещ *Abramis brama* L.) Волжского плеса Рыбинского водохранилища, полученные методом газохроматографического анализа с масс-спектрометрическим и электронозахватным детектированием.

Полихлорированные бифенилы (ПХБ) – группа ксенобиотиков, входящая в список Стокгольмской конвенции, ограничивающей использование стойких органических загрязняющих веществ. Мониторинг поступления и распределения ПХБ в водных экосистемах предусматривает определение источников поступления и границ их влияния на изменение фоновых концентраций глобальных поллютантов с конечной целью оценки изменения параметров биотической составляющей экосистемы в целом, включая и наземную ее часть. При исследовании загрязнения ПХБ объектов абиотической и биотической составляющих экосистемы всегда принимаются во внимание их способность к накоплению, как равновесному результату процессов поступления и выведения ПХБ. В связи с этим для объективной оценки загрязнения привлекаются несколько важных элементов экосистемы, связанных между собой химическими и биологическими процессами, обеспечивающими миграцию ПХБ. Важной частью объективного анализа является сопоставление данных, полученных разными методами.

Для Рыбинского водохранилища основным массивом данных служат результаты определения ПХБ методом масс-спектрометрии (МС-метод), выполненные в Гидрохимическом институте г. Ростов-на-Дону (1989-1997 гг.). Современные данные получены методом электронозахватного детектирования (ЭЗД-метод) в Инсти-

туте геохимии им. А.П. Виноградова (г. Иркутск) и МС-методом высокого разрешения в Институте проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова (г. Москва).

В Рыбинском водохранилище основным источником ПХБ служит Череповецкий промышленный комплекс, сточные воды которого поступают в Шекснинский плес [1; 2]. Уровень загрязнения донных отложений (ДО) показывает, что в настоящее время Шекснинский плес Рыбинского водохранилища является самым мощным и опасным источником ПХБ в бассейне р. Волги [3]. Повышенное содержание ПХБ обнаружено в ДО бывшего русла р. Шексны в Главном плесе водохранилища, что может означать увеличение площади загрязнения, ранее не выходящего за пределы Шекснинского плеса [4]. В связи с этим существует необходимость мониторинга ПХБ в удаленных районах водохранилища, в частности, Волжском плесе.

Волжский плес Рыбинского водохранилища начинается от плотины Угличского гидроузла, нижней границей следует считать линию, соединяющую Святовской остров на западе с мысом Рожновским на востоке. При НПУ площадь плеса равна 550 км², объем – 2.625 км³. Волжский плес делится на верхнюю русловую, среднюю расширенную и нижнюю пограничную части. Средняя расширенная часть делится в свою очередь на три участка, глубоководный – вдоль правого берега с затопленным руслом Волги, группа эстуариев трех рек Сутки, Ильди и Шуморовки, мелководье затопленной левой поймы между эстуарием р. Шуморовки и Святовским островом. Наши исследования проводились в средней части Волжского плеса, включая его мелководья и частично глубоководную зону.

Результаты определения ПХБ ЭЗД-методом в ДО, дрейссене и рыбе Волжского плеса показали, что токсиканты присутствуют во всех исследованных объектах в концентрациях, обычно наблюдаемых в отсутствие локальных источников поступления [5]. Концентрации ПХБ в ДО составили 1.9-2.2 нг/г сухого веса. Результаты, полученные МС-методом показали наличие ПХБ в ДО в концентрациях 18.7-43.7 нг/г сухого веса [4]. Несмотря на то, что результаты обоих методов указывают на фоновый характер загрязнения, различия между ними довольно существенны. Это подчеркивает с одной стороны определяющий характер физико-химических свойств ДО на способность накапливать ПХБ, с другой – необходимость исследования других элементов экосистемы. Различия в биохимическом составе хирономид и мягких тканей моллюсков несоизмеримо меньше, чем различия в физико-химических свойствах грунтов. Соответственно, концентрации ПХБ в хирономидах Волжского плеса составляют 26.1 (ЭЗД-метод) и 12.5 (МС-метод) нг/г сухого веса. В данном случае первая проба состояла из одного вида (*Chironomus muratensis* Ryser et al.), собранного на мелководье, вторая проба – из нескольких видов хирономид, собранных с глубины 3-8 м. Влияние видового состава бентосных организмов в пробе на результат анализа проявляется при изучении моллюсков. В мягких тканях дрейссены (*Dreissena polymorpha*) содержание ПХБ составляет 9.9 и 12.9 нг/г сухого веса при ЭЗД- и МС-анализе соответственно. Другой вид дрейссены – *Dreissena bugensis* – накапливает ПХБ значительно интенсивнее. В настоящее время *D. bugensis* доминирует над *D. polymorpha* в открытой части Волжского плеса на глубинах от 2 до 5.5 м, что создает предпосылки более активной аккумуляции ПХБ в бентосе.

Обычным свойством ПХБ считается увеличение концентрации при переходе из абиотической части (вода, ДО) в биотическую часть (планктон, бентос, рыбы). Измерений концентрации ПХБ в воде Волжского плеса не проводилось, однако ПХБ присутствуют в пробе тотального планктона, взятой в период «цветения». По конгенерному составу ПХБ в планктоне преобладают 4- и 5-хлорбифенилы. Поглощение ПХБ из воды фитопланктоном является важным процессом в цикле гидрофобных органических веществ. Биомасса и скорость роста фитопланктона оказывают влияние на динамику ПХБ при водно-воздушном обмене, определяет поглощение ПХБ в пищевых сетях и, таким образом, влияет на концентрации токсикантов в бентосе посредством оседания отмирающих водорослей и рыбе через цепь фитопланктон–зоопланктон–рыба.

Таблица 1. Содержание ПХБ в донных отложениях и *Chironomus muratensis* Ryser et al. (нг/г сухого веса) в Волжском плесе Рыбинского водохранилища, ноябрь 2014 г.

ПХБ	Донные отложения	<i>Ch. muratensis</i>	К*	ПХБ	Донные отложения	<i>Ch. muratensis</i>	К*
7/9	0.006	-	-	87/115	0.081	0.744	9.2
6	0.009	-	-	85	0.044	0.424	9.6
5/8	0.030	-	-	110	0.161	1.424	8.8
17/18	-	0.723	-	118	0.220	1.941	8.8
16/32	-	1.649	-	153	0.133	0.569	4.3
31	0.067	1.931	28.8	132	0.018	0.672	37.3
28	0.082	1.856	22.63	105	0.082	0.756	9.2
52	0.209	1.600	7.66	138	0.151	1.804	11.9
44	0.052	0.869	16.7	158	0.017	-	-
74	-	0.756	-	187	0.011	-	-
70/76	0.070	2.079	29.7	183	0.011	-	-
95/66	0.196	3.470	17.7	128/167	0.030	-	-
101/90	0.226	2.203	9.75	180	0.030	-	-
99	0.177	-	-	190/170	0.037	-	-
97	0.057	0.620	10.9	Сумма	2.207	26.090	11.8

Примечание: * К – коэффициент концентрации

Динамика концентрации и конгенерного состава ПХБ прослежена в системе ДО–хириномиды. Этот процесс конгенерспецифичен, т.е. на величину коэффициента концентрации влияют как количество атомов хлора в молекуле ПХБ, так и их расположение относительно углерод-углеродной связи (табл. 1). Соотношение между концентрацией суммы ПХБ в сырой массе хирономид и сухой массе ДО равно 1.37. Этот показатель близок к ранее установленному соотношению для Шекснинского плеса (1.15 – 1.36). В мировой практике обычно используется более сложное выражение концентрации липофильных токсикантов, при котором содержание их в ДО нормируется по органическому углероду, а в биологических объектах – по липидам. В нашем случае коэффициент равен 17.5.

При транспорте ПХБ по трофической сети их концентрация, как правило, повышается (табл. 2).

Таблица 2. Полихлорированные бифенилы в планктоне и бентосе Волжского плеса Рыбинского водохранилища

ПХБ	Концентрация, нг/г сухого веса			
	Планктон	Хирономиды	<i>D. polymorpha</i>	<i>D. bugensis</i>
1-ХБ	< 0.03	< 0.03	< 0.06	< 0.05
2-ХБ	< 0.90	< 0.40	< 0.90	< 0.70
3-ХБ	< 0.90	1.60	1.10	0.90
4-ХБ	1.70	3.60	2.60	3.40
5-ХБ	2.30	4.00	4.60	7.10
6-ХБ	0.90	2.70	3.80	6.20
7-ХБ	0.09	0.67	0.82	1.57
8-ХБ	< 0.01	0.01	0.02	0.04
9-ХБ	< 0.01	<0.01	0.01	0.03
10-ХБ	< 0.01	0.04	0.03	0.05
Сумма	5.00	12.50	12.90	19.3

При определении уровня загрязнения рыб необходимо учитывать содержание и распределение липидов в их организме. Широко распространенная оценка загрязнения на основании определения ПХБ в мышечной ткани рыб, хотя и дает возможность сравнительного анализа, однако совершенно недостаточна для решения некоторых важных вопросов транспорта ПХБ в экосистеме. В частности, у леща (*Abramis brama* L.), часто используемого в качестве объекта мониторинга, мышечная ткань содержит небольшое количество липидов, основная масса которых сосредоточена в подкожном и прикостном жире тушки, висцеральном жире и гонадах. В нашем исследовании мы применили в качестве объекта гомогенизированную тушку самок леща.

Показано, что у самок леща в репродуктивный период жизни от 8 до 20 лет концентрация ПХБ в тушке колеблется в пределах от 196.4 до 448.5 нг/г липидов. Суммарное количество ПХБ возрастает с 7.1 до 28.2 мкг за период жизни с 8 до 13-летнего возраста и затем снижается до 14.6 мкг у старых рыб (рис. 1).

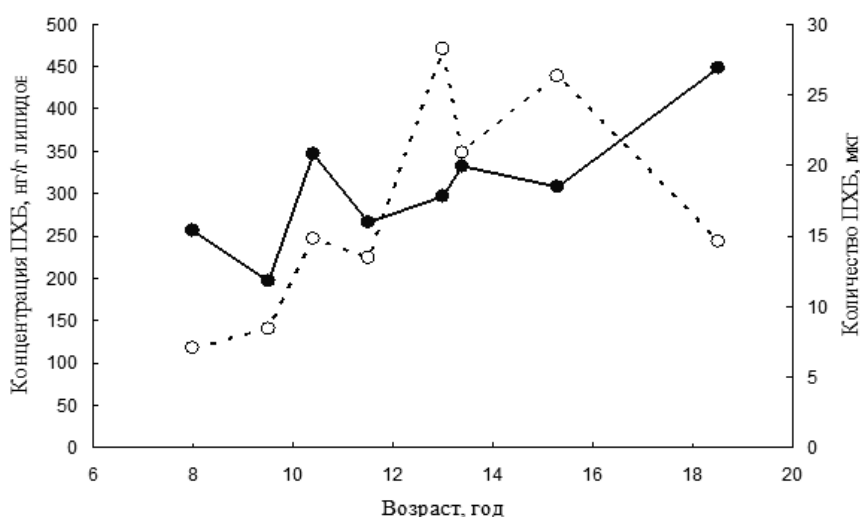


Рис. 1. Возрастная динамика содержания ПХБ в тушке леща Волжского плеса Рыбинского водохранилища. Сплошная линия – концентрация ПХБ, пунктирная линия – количество ПХБ.

Существенное повышение концентрации у старшевозрастных особей является следствием резкого уменьшения количества жира в теле и изменения соотношения липиды тела/липиды гонад, связанного со старением рыб (т.н. биоамплификация). Отмечается также небольшое смещение конгенерного состава ПХБ с возрастом в сторону увеличения высокохлорированных бифенилов (рис. 2). На основании данных по общему содержанию и распределению липидов среднегодовое поступление ПХБ в организм леща оценивается в 3.7 мкг/год.

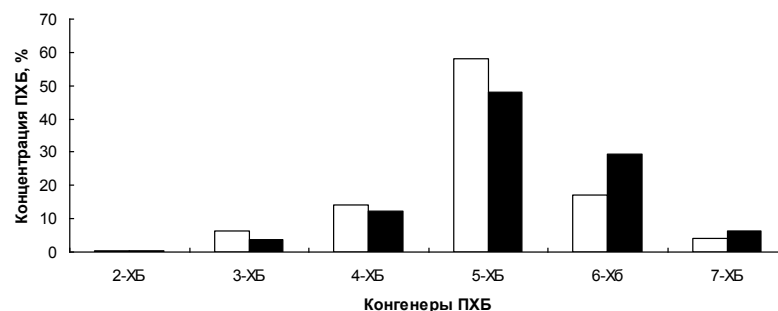


Рис. 2. Динамика конгенерного состава ПХБ в тушке леща в зависимости от возраста. Светлые столбцы – возраст 8 лет, темные столбцы – возраст 18.5 лет.

Таким образом, уровень загрязнения ДО, планктона, бентоса и рыбы ПХБ в Волжском плесе Рыбинского водохранилища в целом одинаково характеризуется как фоновый при применении двух методов анализа, выполненных в независимых лабораториях. Полученные результаты могут служить основанием для оценки уровня загрязнения ПХБ в случае изменения экологической ситуации.

Список литературы.

1. Козловская В.И., Герман А.В. Полихлорированные бифенилы и полиароматические углеводороды в экосистеме Рыбинского водохранилища // Вод. ресурсы. 1997. Т. 24. № 5. С. 563–569.
2. Чуйко Г.М., Законнов В.В., Морозов А.А., Бродский Е.С., Шелепчиков А.А., Фешин Д.Б. Пространственное распределение и качественный состав полихлорированных бифенилов (ПХБ) и хлорорганических пестицидов (ХОП) в донных отложениях и леще (*Abramis brama* L.) из Рыбинского водохранилища // Биол. внутр. вод. 2010. № 2. С. 98–108.
3. Герман А.В., Законнов В.В. Аккумуляция полихлорированных бифенилов в Шекснинском плесе Рыбинского водохранилища // Вод. ресурсы. 2003. Т. 30. № 5. С. 571–575.
4. Чуйко Г.М., Законнов В.В., Бродский Е.С., Шелепчиков А.А. Особенности пространственного распределения стойких органических загрязнителей (СОЗ) в экосистемах водохранилищ озерного и речного типа // В кн. Современные проблемы водохранилищ и их водосборов. Матер. V Междунар. научно-практич. конф., 28 мая – 30 мая 2015 г., Пермь, 2015. Т. 2. С. 167–172.
5. Герман А.В., Законнов В.В., Мамонтов А.А. Хлорорганические соединения в донных отложениях, бентосе и рыбе Волжского плеса Рыбинского водохранилища // Водные ресурсы. 2010. Т. 37. № 1. С. 84–88.

ФИЗИОЛОГО-БИОХИМИЧЕСКИЙ СТАТУС РЫБ ПРИ ДЕЙСТВИИ ГЛИФОСАТСОДЕРЖАЩИХ ГЕРБИЦИДОВ

И.Л. Голованова¹, А.И. Аминов²

¹Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН,
152742 Борок, Ярославская обл., Некоузский р-н, Россия, golovanova@ibiw.ru

²Ярославский государственный медицинский университет,
150000 г. Ярославль, Россия

В работе приведен краткий обзор по влиянию глифосатсодержащих гербицидов на физиолого-биохимические показатели рыб. Сила и направленность эффектов зависят от многих факторов, таких как вид и возраст рыб, состав гербицида и его концентрация, продолжительность воздействия, условия эксперимента, а также действия ряда антропогенных факторов.

Загрязнение окружающей среды пестицидами стало огромной экологической проблемой во всем мире. Глифосат (N-(phosphonomethyl) glycine) и глифосатсодержащие гербициды относятся к одному из наиболее широко используемых классов фосфорорганических пестицидов. В 1970 году глифосат был разработан корпорацией Monsanto, которая и зарегистрировала его под торговой маркой Roundup. С 2000 года после окончания срока патента глифосат выпускается практически всеми крупными агрохимическими компаниями и применяется примерно в 750 коммерческих продуктах, различающихся по названию (Торнадо, Ураган, Факел, Escoba, Herbolex, Rodeo) и количественному содержанию активного ингредиента, а также наличию вспомогательных компонентов (поверхностно-активных веществ, красителей, биоцидов и неорганических ионов). Раундап – один из самых популярных гербицидов на основе глифосата, широко используется при выращивании сельскохозяйственных генетически модифицированных культур, запрограммированных на устойчивость к гербицидам.

Водная среда является резервуаром многих нежелательных загрязнителей, в том числе и агрохимикатов. Растущее применение глифосатсодержащих гербицидов для контроля роста сорняков в сельском и лесном хозяйстве, а также на землях несельскохозяйственного пользования (аэродромы, шоссе и железные дороги, линии электропередач, трассы нефте- и газопроводов, и прочие промышленные территории) увеличивает риск

их воздействия на нецелевые организмы, в том числе и гидробионтов. Гербициды попадают в водоемы не только со сточными водами с поверхности земли, но и при непосредственном внесении для борьбы с водными растениями при зарастании водохранилищ, прудов, каналов и коллекторно-дренажных систем. Максимальная безопасная концентрация глифосата для водных экосистем в США составляет 700 мкг/л, в Канаде – 65 мкг/л, для воды рыбохозяйственных водоемов России – 1 мкг/л.

С химической точки зрения глифосат – слабая органическая кислота, хорошо растворимая в воде. Обладающая высокой способностью абсорбироваться на взвешенных частицах, может разноситься по течению на большие расстояния, оседая в донных отложениях. Период полураспада глифосата составляет от 12 сут в воде до 120 сут в донных отложениях, в почве до 222–835 сут. Разложение глифосата происходит преимущественно при действии микроорганизмов. Главный продукт его распада – аминометилфосоновая кислота в дальнейшем разлагается до глицина, аммония и углекислого газа. Глифосат ингибирует рост растений, блокируя работу ферментов шикиматного пути и препятствуя синтезу трех аминокислот: фенилаланина, тирозина и триптофана. У животных этот ферментный путь отсутствует, что наряду с сезонным применением глифосата и его быстрой деградацией позволяло считать его потенциально безопасным для окружающей среды и нецелевых организмов, что подтверждалось в ряде научных исследований [1]. Тем не менее, глифосат и продукты его разложения привлекли большой научный и общественный интерес, поскольку они часто обнаруживались в растениях, почве, воде и даже в некоторых продуктах питания и биологических жидкостях человека. В последние годы вышел ряд научных обзоров, в которых обобщены результаты многочисленных исследований, доказывающих влияние глифосата и его коммерческих смесей на нецелевые организмы от низших беспозвоночных до высших позвоночных животных [1–6]. Глифосат, действуя как аналог глицина, может включаться в пептиды во время синтеза белка и изменять многие метаболические реакции организма. Токсикологические эффекты глифосатсодержащих коммерческих смесей отмечены у одноклеточных организмов (бактерии, протисты, микоризные грибы), а также у многоклеточных организмов, таких как водоросли, низшие беспозвоночные (простейшие, кишечнорастворимые, плоские черви), кольчатые черви, членистоногие (ракообразные и насекомые), моллюски, иглокожие, рыбы, рептилии, амфибии и птицы. У высших позвоночных животных, включая человека, выявлены генотоксические и цитотоксические эффекты, гормональные нарушения, ядерные и хромосомные aberrации, а также повреждение ДНК.

У рыб, служащих хорошим биоиндикатором загрязнения водной среды, глифосатсодержащие гербициды вызывают поведенческие, морфологические, иммунологические и физиолого-биохимические изменения. Эти гербициды могут влиять на синтез гормонов, размножение и эмбриональное развитие, снижать устойчивость к инфекциям, изменять энергетический метаболизм, оказывать мутагенный и генотоксический эффекты. Полулетальная концентрация Раундапа (LC_{50}) за 96 ч для большинства рыб находится в диапазоне 2–55 мг/л в зависимости от вида и возраста, для некоторых видов она может составлять от 86 до 620 мг/л. Значения LC_{50} для одного и того же вида могут возрастать при повышении температуры и pH среды. Рыбы на ранних стадиях жизненного цикла наиболее чувствительны к гербициду. Действие глифосата во время раннего эмбрионального развития рыб приводит к порокам развития икры, снижению скорости вылупления и выживаемости, а также появлению различных уродств у эмбрионов. У молоди карпов *Cyprinus carpio* (L.), экспонированных в сублетальных растворах Раундапа, отмечены изменения на внешних покровах тела (язвы, отеки, геморрагии, сетчатые кровоизлияния на грудных и брюшных плавниках), а также обнаружены деструктивные изменения скелетной мускулатуры, просветление черепа и увеличение мягкости и гибкости костей.

Гистологические эффекты. Как острое, так и хроническое действие глифосатсодержащих гербицидов, вызывает целый ряд гистопатологических изменений в жабрах, печени, почках и мозге рыб. Острое воздействие глифосатсодержащих гербицидов приводит к гистологическим нарушениям жабр, печени и почек у ряда видов рыб. При этом отмечены изменения в печеночной ткани (очаговый некроз, дегенерация цитоплазмы, инфильтрация лейкоцитов, вакуолизация, изменения ядерной и клеточной мембраны), в жабрах выявлена пролиферация слизистых клеток, гиперплазия клеток жаберного эпителия и укорочение вторичных ламелл, в гепатоцитах показано появление миелоноподобных структур, пикноз, разбухание митохондрий и нарушение их внутренней мембраны. Хроническая экспозиция в растворах глифосатсодержащих гербицидов вызывает изменения в печени, связанные с появлением вакуолей в цитоплазме и ядрах клеток, изменениями в цитоскелете, а также приводит к изменению ультраструктуры лейкоцитов иммунокомпетентных органов (почек, селезенки и печени). При этом выявлены повреждение структуры митохондрий и накопление гранул гликогена в цитоплазме гранулоцитов, расширение каналов шероховатого эндоплазматического ретикулума в плазматических клетках почек и селезенки.

Метаболические параметры рыб могут быть ранними показателями гербицидного загрязнения. При остром действии Раундапа выявлено увеличение концентрации глюкозы в плазме крови рыб, что указывает на типичную стресс-реакцию. Так, в печени лепорины *Leporinus obtusidens* (Val.) при остром 96-часовом действии Раундапа в концентрации 3–20 мг/л отмечено снижение уровня белков и лактата, а также увеличение уровня гликогена, глюкозы и аммиака (продукта разложения белков), что говорит о включении компенсаторных механизмов выработки энергии, необходимой для детоксикации организма. При хроническом действии Раундапа установлены изменения некоторых показателей углеводного обмена у рыб. Так, у молоди карпа активность лактатдегидрогеназы в жабрах повышалась в 8 раз, активность глюкозо-6-фосфатдегидрогеназы в жабрах, печени и белых мышцах в 3–6 раз, при этом концентрация глюкозы в мозге и печени, а также активность цитоплазматической глюкозо-6-фосфатазы в печени снижалась. Кроме того, отмечено снижение количества общего белка и увеличение количества водорастворимых белков в печени и мышцах.

Гематологические показатели. Воздействие глифосата приводило к увеличению скорости пролиферации клеток-предшественников в тканях головной почки, сопровождаемое повышением частоты ранних бласт-

ных клеток, что указывает на активацию кроветворения. Количество лейкоцитов также варьировало (уменьшалось или увеличивалось), что указывает на неспецифическую и, вероятно, видовую и концентрационнозависимую реакцию организма рыб. Снижение гематокрита, количества эритроцитов, гемоглобина, белков плазмы крови, лейкоцитов крови, а также изменение содержания серогликоидов, креатинина и хлоридов в сыворотке крови и печени было отмечено как при остром, так и при хроническом действии Раундапа. Хроническая 30-суточная экспозиция в растворе Раундапа концентрацией 2 мкг/л по глифосату и последующее повышение температуры воды со скоростью 8 °С/ч изменяли показатели красной и белой крови у молоди головешки-ротана *Perccottus glenii* (Dyb). При этом уменьшались размеры клеток красной крови и росла доля клеток с патологическими изменениями. Анализ лейкоцитарной формулы выявил увеличение доли лимфоцитов и уменьшение суммарной доли гранулоцитов. При экспозиции в растворе Раундапа без последующего нагрева отмечены лимфопения и нейтрофилия, а также возрастание доли бластных клеток. При совместном 96-ч действии гербицидов Гексарон и Раундап, которые часто используются одновременно, у астианакса *Astyanax* sp. отмечены множественные изменения в ядрах клеток крови, а также нарушения мембран жабрных клеток.

Генотоксические эффекты. Применение методов ДНК-комет и микроядерного теста позволили продемонстрировать генотоксичность глифосатсодержащих гербицидов. При остром действии Раундапа или глифосата показаны нарушения целостности ДНК в эритроцитах и клетках жабр, увеличение количества микроядер в эритроцитах жабр, снижение качества и подвижности сперматозоидов. Разрыв нитей ДНК в клетках крови указывает на генотоксический потенциал как самого гербицида, так и его компонентов, однако повреждающие ДНК эффекты напрямую не связаны с повышенным проокислительным состоянием. Хроническое действие Раундапа также приводит к повреждению нитей ДНК в жабрах и печени рыб, повреждению хромосом и увеличению частоты появления микроядер в эритроцитах.

Окислительный стресс. Многие ксенобиотики, включая глифосат, приводят к образованию активных форм кислорода, которые могут вызывать перекисную модификацию нуклеиновых кислот, белков и липидов, приводя к повреждению биологических молекул. Окислительный стресс, развивающийся вследствие превышения способности антиоксидантной системы нейтрализовать активные формы кислорода, может быть одним из механизмов токсичности глифосата для рыб. Изменения активности ключевых антиоксидантных ферментов (супероксиддисмутазы, каталазы, супероксиддисмутазы), выявленные при остром и хроническом действии глифосатсодержащих гербицидов значительно варьируют в зависимости от условий эксперимента и вида рыб. Токсичность гербицидов на основе глифосата связана с перекисным окислением липидов, чаще всего определяемым по повышенным уровням веществ, реагирующих с тиобарбитуровой кислотой. Основной тканью-мишенью, как правило, является печень. Изменение активности антиоксидантных ферментов и увеличение уровня перекисного окисления липидов свидетельствуют об индукции окислительного стресса в печени, мышцах и мозге рыб при действии Раундапа, в ряде случаев эти изменения обратимы. Изучение молекулярных механизмов токсичности глифосата выявило изменения профиля транскриптов в клетках печени, связанные с активацией системы клеточного стресс-ответа, увеличением клеточной пролиферации, скорости обновления клеток и ускорением метаболизма. Особенно важно, что изменения экспрессии транскриптов обнаружены у рыб, экспонированных при низких концентрациях гербицидов (0.01 мг/л), встречающихся в окружающей среде.

Ацетилхолинэстераза. В качестве биомаркера пестицидного загрязнения часто используют фермент ацетилхолинэстеразу (АХЭ), участвующий в нейротрансдукции в холинергических синапсах в центральных и периферических отделах нервной системы. В хронических и острых экспериментах было показано, что гербициды на основе глифосата ингибируют активность АХЭ в мозге и мышцах, что может приводить к нарушению поведения и ориентации рыб в пространстве. Поскольку АХЭ необходима для нормального развития мышц и нейронов, изменение её активности может влиять на выживание рыб и оказывать эффекты на уровне популяции. Сила эффекта зависит от вида рыб, концентрации гербицида и условий эксперимента. На примере карпа, экспонированного в растворе Раундапа концентрацией 2 мг/л в течение 16 сут выявлены оптимальные условия восстановления организма по уровню активности АХЭ, минимальному уровню повреждений ДНК, активности аланин- и аспартат-аминотрансфераз в сыворотке плазмы: длительность периода – 20 сут, температура 20 °С, смена воды на 25%, солёность воды 6‰.

Пищеварительные ферменты. Эффективность переваривания и усвоения пищи напрямую зависит от активности ферментов пищеварительного тракта. Изменение активности пищеварительных ферментов у рыб выявлено при действии Раундапа как в экспериментах *in vitro*, так и *in vivo*. В хроническом 90-суточном опыте выявлено повышение активности амилазы, трипсина и химотрипсина в кишечнике, а также активности кислых пептидаз в желудке молоди лепорины после экспозиции в Раундапе концентрацией 1 и 5 мг/л. При этом потребление пищи не менялось, однако рост рыб снижался. Снижение амилалитической активности в кишечнике молоди ротана отмечено после 30-суточной экспозиции в Раундапе с более низкой концентрацией 2 мкг/л. При этом активность мальтазы не менялась, однако увеличение константы Михаэлиса гидролиза мальтозы отражало снижение фермент-субстратного сродства при хроническом действии гербицида. В опытах *in vitro* показано, что Раундап в концентрациях 0.1–50 мкг/л по глифосату наряду с торможением может оказывать и стимулирующий эффект на активность гликозидаз (мальтазы, сахаразы, амилалитической активности) в кишечнике рыб. Чувствительность гликозидаз к Раундапу выше у молоди, чем у взрослых рыб, а также у рыб бентофагов, чем у типичных ихтиофагов. Установлено, что как сверхнизкие концентрации ($1 \cdot 10^{-13}$ – $1 \cdot 10^{-5}$ мкг/л), так и превышающие их на 2–17 порядков концентрации Раундапа, могут вызывать равный по силе эффект. Активность пептидаз слизистой оболочки кишечника ряда видов рыб в присутствии Раундапа концентрацией 0.01–100 мкг/л снижается с ростом концентрации гербицида. Наименее чувствительны к действию Раундапа пептидазы карпа и щуки *Esox lucius* L. Некоторые физические и химические факторы могут менять чувствительность гликозидаз рыб к *in vitro* действию Раундапа. Низкие значения температуры и pH усиливают тормозящий эффект Раундапа

на активность гликозидаз, гидролизующих крахмал. Повышение температуры воды со скоростью 0.02–42 °С/ч могло изменять чувствительность гликозидаз в организме молоди ротана к *in vitro* действию Раундапа в диапазоне концентраций 0–50 мкг/л (по глифосату), при этом сила и направленность эффекта зависели не только от скорости нагрева воды, но и от типа фермента и субстрата. Действие магнитной бури (в диапазоне частот 0–5 Гц) в период раннего эмбриогенеза усиливало чувствительность гликозидаз кишечника сеголетков плотвы *Rutilus rutilus* (L.) к *in vitro* действию Раундапа. В то же время 30-суточная экспозиция к Раундапу в концентрации 2 мкг/л (по глифосату) снижала чувствительность гликозидаз к *in vitro* действию Раундапа.

Заключение. В последние десятилетия применение глифосатсодержащих гербицидов во всем мире неуклонно растет, создавая повышенную вероятность воздействия на водные организмы. Способность глифосата быстро разлагаться часто используют для аргументации против потенциальных токсикологических эффектов. Однако токсическое действие на гидробионтов может проявиться еще до его полного распада, при этом коммерческие смеси могут быть более опасными для водных организмов, чем сам глифосат. Крупномасштабное загрязнение при биомагнификации глифосатсодержащих гербицидов маловероятно. Однако в ряде работ отмечена аккумуляция глифосата в тканях беспозвоночных и рыб при его повышенном содержании в воде или пище, что предполагает его возможную аккумуляцию по пищевой цепи. Многочисленные исследования показали, что компоненты глифосатсодержащих гербицидов, а также продукты разложения глифосата даже в низких концентрациях могут влиять на морфологические и физиолого-биохимические показатели рыб. Реакция различных систем организма неспецифична и зависит от вида и возраста рыб, типа и концентрации гербицида, продолжительности воздействия, а также действия ряда природных и антропогенных факторов. В настоящее время экологический риск использования глифосата широко дискутируется, однако количество работ, свидетельствующих о его неблагоприятном воздействии на живые организмы, неуклонно растет. В дальнейших исследованиях особое внимание необходимо уделить выявлению долгосрочных последствий воздействия компонентов глифосатсодержащих гербицидов и пересмотру норм их содержания в окружающей среде.

Список литературы

1. Annet R., Nabibi H.R., Hontela A. Impact of glyphosate and glyphosate-based herbicide on freshwater environment // *J. Appl. Toxicol.* 2014. V. 34. № 5. P. 458–479.
2. Голованова И.Л., Аминов А.И. Физиолого-биохимический статус рыб под действием глифосатсодержащих гербицидов (обзор) // *Биология внутр. вод.* 2019. № 3. С. 83–94.
3. Ansari M., Hatami B., Sedighi Khavidak S. Toxicity, biodegradability and detection methods of glyphosate; the most used herbicide: a systematic review // *J. Environ Health Sustain Dev.* 2019. V. 4. Is. 2. P. 731–743.
4. Villamar-Ayala C.A., Carrera-Cevallos J.V., Vasquez-Medrano R., Espinoza-Montero P.J. ate, eco-toxicological characteristics, and treatment processes applied to water polluted with glyphosate: a critical review // *Critical Reviews in Environmental Science and Technology.* 2019. V. 49. Is.16. P. 1476–1514.
5. Bojarski B., Witeska M. Blood biomarkers of herbicide, insecticide, and fungicide toxicity to fish-a review // *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2020. V. 27. Is. 16. P. 19236–19250.
6. Thanomsit C., Saowakoon S., Wattanakornsiri A. et al. Glyphosate (Roundup): fate in aquatic environment, adverse effect and toxicity assessment in aquatic organisms// *Naresuan University Journal: Science and Technology.* 2020. V. 28. No. 1. P. 65–81.

ВОДОРΟΣЛЬ ХЛОРЕЛЛА В КОМПЛЕКСНОЙ ОЦЕНКЕ КАЧЕСТВА ПРИРОДНЫХ И СТОЧНЫХ ВОД

Ю.С. Григорьев, А.С. Лазукова

*Сибирский федеральный университет, Институт экологии и географии
660041, Россия, Красноярск, просп. Свободный, 79, gr2897@gmail.com*

Показано, что в загрязненных природных и сточных водах наблюдается активный рост тест-культуры водоросли хлореллы. Величина этого роста может служить показателем трофности воды. При этом воды с высоким содержанием органических веществ не оказывают токсического воздействия на тест-организм, поскольку переводят токсиканты в состояние, недоступное для водоросли хлореллы.

Природные воды, обогащенные питательными веществами, особенно азотом и фосфором являются эффективной средой для обильного роста фитопланктона [1]. Трофность воды является одним из важных показателей загрязненности водоёмов и водотоков [2]. Эвтрофирование водоемов, которое сопровождается повышением уровня первичной продукции вод за счет увеличения в них концентрации биогенных элементов, может происходить под действием как естественных, так и антропогенных факторов [2]. Повышение уровня первичной продукции создает основу для развития кормовой базы рыб и гидробионтов. Однако при чрезмерном эвтрофировании качество воды ухудшается: уменьшается содержание растворенного кислорода, прозрачность, происходят заморы гидробионтов. Эвтрофикация водоемов часто сопровождается цветением воды и появлением в ней цианобактерий, выделяющих ряд вредных токсинов [1].

Органические соединения, содержащиеся в природных и сточных водах, могут связывать потенциально токсичные вещества, например, тяжелые металлы [3, 4]. Комплексы металлов с органическими соединениями

естественного и антропогенного происхождения обычно являются малотоксичными. При этом установленные ПДК не учитывают особенности процессов комплексообразования в каждом конкретном водоеме и поэтому не позволяют в полной мере оценить влияния загрязняющих веществ на живые организмы и экосистему в целом.

В такой ситуации оценку качества воды необходимо проводить не только по наличию токсикантов в пробах, но и по степени биодоступности потенциально опасных веществ [4]. В свою очередь «трофность» вод, вероятно, можно оценить посредством измерения роста в анализируемых пробах культуры водоросли, внесенной без добавления питательной среды.

В связи с этим целью работы явилось сравнение показателей токсичности, связующей способности и роста тест-культуры водоросли хлорелла в пробах природных и сточных водах, различных по загрязнению.

В качестве тест-организма использовали культуру водорослей *Chlorella vulgaris* Beijer. Водоросль выращивалась на 25% среда Тамия при постоянной температуре $36 \pm 1^\circ\text{C}$ в культиваторе KB-05 в соответствии с методикой [5]. Пересев культуры в свежую среду производился один раз в сутки. Прирост культуры водоросли измеряли по оптической плотности суспензии с помощью прибора ИПС-03.

«Трофность» проб воды определяли по росту в них вносимой тест-культуры водоросли хлорелла после отделения от нее компонентов питательной среды. Для сравнения ростовых характеристик отмытую культуру водоросли параллельно с тестируемой водой вносили в дистиллированную воду и 2% среду Тамия. Все образцы с тест-культурой водоросли одновременно помещали в культиватор KBM-05 для выращивания в одинаковых условиях в течение 22 часов.

Определения токсичности пробы вод проводилась после их разбавления в ряд кратный трем согласно методике [5]. В контрольных и опытных пробах воды концентрация внесенных элементов питания соответствовала 2% среде Тамия, а исходная оптическая плотность тест-культуры водоросли была равна $0,005$ (75000 кл/см³). После 22 часов культивирования измерялась оптическая плотность суспензии водоросли.

Связующую способность вод определяли по снижению токсичности вносимых в них ионов меди относительно контрольной пробы. Токсический эффект определяли по изменению относительного показателя замедленной флуоресценции (ОПЗФ) водоросли хлорелла [6]. ОПЗФ регистрировали на приборе «Фотон-10». Все приборы, используемые для биотестирования, разработаны в Сибирском федеральном университете.

Для установления наличия в пробах воды веществ, способных вызвать развитие в ней фитопланктона, были взяты пробы воды рек Енисей и Кача, воды на выходе очистных сооружений, а также водопроводная вода. Во все пробы вносились тест-культура водоросли, отмытая от элементов среды питания. Для сравнения одновременно с этими опытами определялся прирост водоросли в 2% питательной среде Тамия, приготовленной на дистиллированной воде и в самой дистиллированной воде без элементов питания.

Результаты экспериментов (рис. 1) показали, что максимальный прирост тест-культуры водоросли *Chlorella vulgaris* наблюдался в среде Тамия (2%), а минимальный – в дистиллированной воде. В пробе воды р. Кача, в отсутствие вносимых питательных веществ, наблюдался активный рост водоросли, который был соизмерим с таковым в питательной среде. В пробах воды из р. Енисей культура водоросли росла менее активно, однако заметно превышая прирост в дистиллированной воде. При этом в енисейской воде прирост водоросли был близок росту в водопроводной воде.

Полученные результаты свидетельствуют о том, что в воды р. Кача, очевидно, после протекания через г. Красноярск, попадает значительное количество веществ, способные обеспечить рост тест-культуры водоросли. В более чистых водах р. Енисей таких веществ, вероятно, много меньше. Это же можно сказать и о водопроводной воде, прошедшей дополнительную очистку при водозаборе.

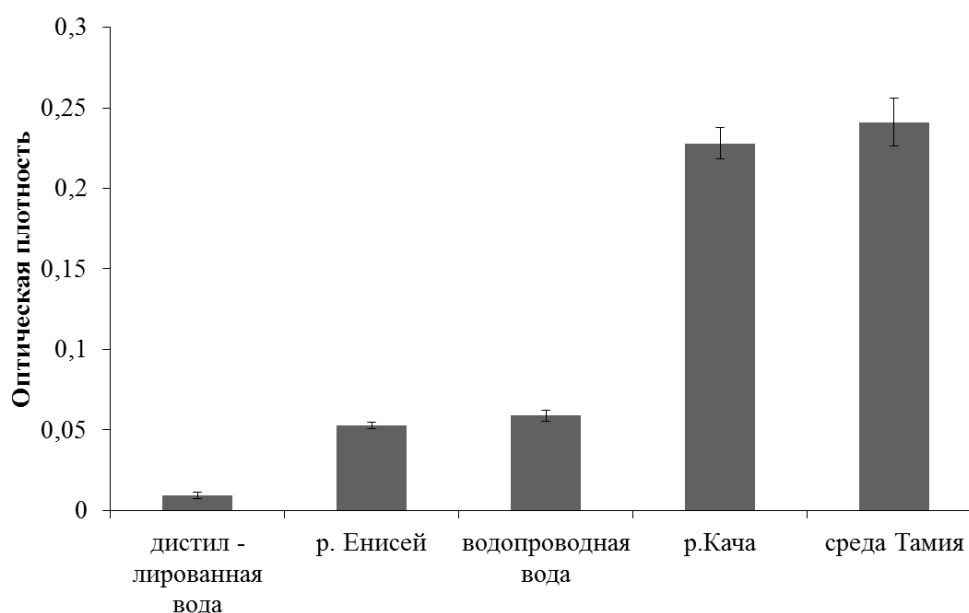


Рис. 1. Оптическая плотность суспензии водоросли хлорелла после 24 часов выращивания в пробах вод различных водоисточников.

Для проверки высказанного предположения был сделан химический анализ этих вод, выполненный в лаборатории Енисейрегионводхоза. Результаты анализа (табл. 1) показывают, что в воде р. Кача содержания нитрат-ионов в 15 раз выше, чем в воде р. Енисей. Столь же значительная разница в пробах этих рек концентраций других элементов питания - ионов калия и магния. При этом высокие значения БПК и ХПК указывают, что в воде р. Кача содержится значительно большее количество органических веществ по сравнению с енисейской водой.

Таблица 1. Результаты химического анализа проб воды р. Енисей и р. Кача

Показатель	Единицы измерения	р. Енисей	р. Кача
Биохимическое потребление кислорода (БПК ₅)	мгО ₂ /дм ³	0.78	2.45
Биохимическое потребление кислорода (БПКполн.)	мгО ₂ /дм ³	1.58	4.76
Химическое потребление кислорода (ХПК)	мгО ₂ /дм ³	<5	20.4
Фосфат-ионы	мг/дм ³	<0.05	<0.05
Нитрат-ион	мг/дм ³	0.520	7.80
Калий	мг/дм ³	0.675	3.22
Магний	мг/дм ³	0.351	19.0

Так же на трофность были исследованы воды из Абаканской протоки р. Енисей, водохранилища Бугач (г. Красноярск) и сточные воды на выходе очистных сооружений. Установлено, что во всех пробах водоросль хлорелла проявляла активный рост (рис. 2). При этом в пробе сточной воды на выходе очистных сооружений росту хлореллы был сопоставим со средой Тамия.

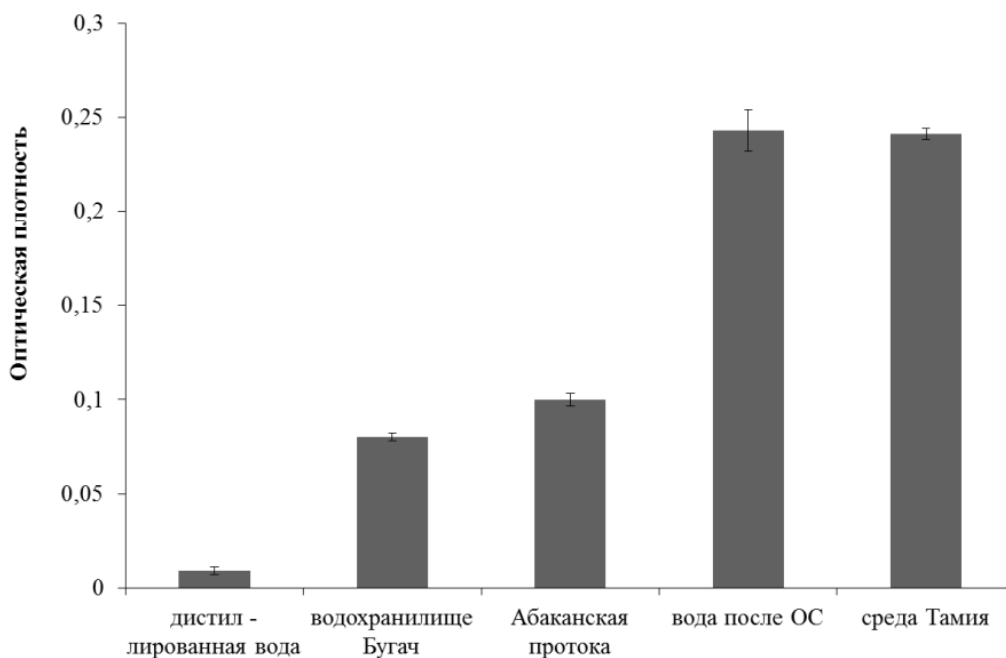


Рис. 2. Оптическая плотность суспензии водоросли хлорелла после 24 часов выращивания в пробах разных вод.

Все исследуемые пробы вод были проверены на токсичность по показателю воздействия на рост водоросли хлорелла [5]. Ни одна их проб не вызвала подавления роста тест-культуры водоросли. Такая ситуация может возникнуть не только в результате отсутствия в воде токсичных веществ, но и вследствие их связывания компонентами этих вод. С этой целью была исследована способность данных проб вод связывать и нейтрализовать действие ионов меди.

Эксперименты показали (рис. 3), что при добавлении сульфата меди в контрольную пробу воды (2% среда Тамия на дистиллированной воде) наблюдалось многократное снижение относительного показателя замедленной флуоресценции водоросли хлорелла. Это обусловлено тем, что токсикант в среде, не способной его связать, оказывает сильное воздействие на процесс фотосинтеза. При добавлении сульфата меди в пробы природной или сточной воды действие токсиканта не проявлялось, вероятно, по причине его нейтрализации компонентами исследуемых вод. Концентрацию связывающих веществ можно уменьшить путем разбавления тестируемой воды. В качестве количественной меры связывающей способности воды использовали величину ее разбавления, при котором ОПЗФ хлореллы, после внесения ионов меди, снижается в 2 раза относительно контрольной воды.

В пробах реки Енисей токсикант начинал проявлять свое действие при разбавлении воды в 2.7 раза. В пробах воды из загрязненной реки Кача такое воздействие ионов меди наблюдалось только после 32-х кратного разбавления воды (рис. 3). Для других исследованных проб данный показатель связывающей способности воды представлен в табл. 2. Поскольку сами пробы воды по воздействию на ОПЗФ также были не токсичными, то это означает, что в исследованных пробах воды содержалось значительное количество связывающих веществ, в первую очередь органических соединений. Исключение составляют воды р. Енисей.

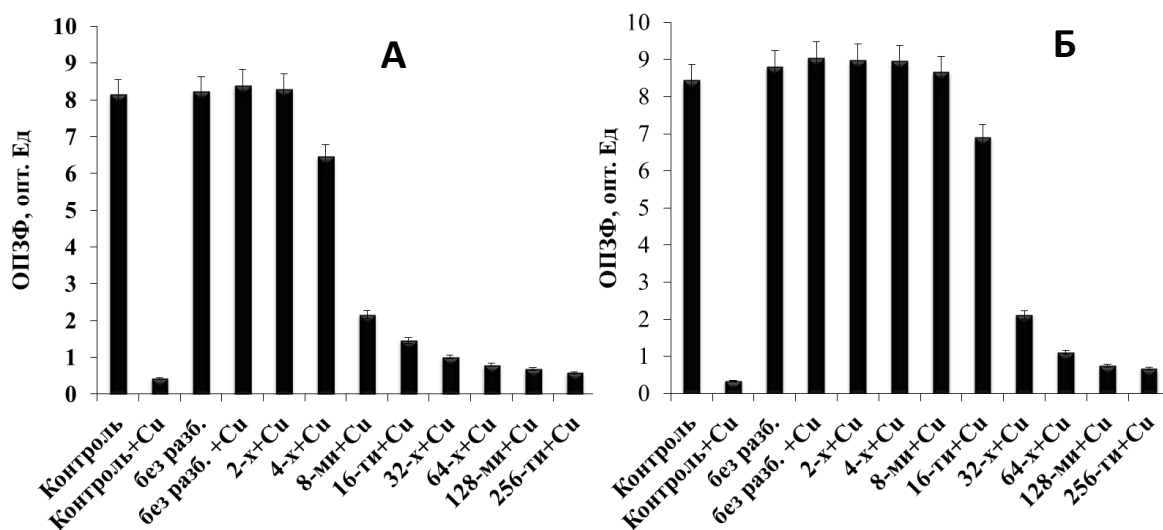


Рис. 3. Действие ионов меди на относительный показатель замедленной флуоресценции водоросли хлорелла в пробах воды р. Енисей (А) и Кача (Б) различного разбавления.

Таблица 2. Величина показателя связывающей способности исследуемых вод

Исследуемая проба воды	Разбавление, раз
р. Енисей	5.7
р. Кача	28.7
Абаканская протока	32.1
Сточные воды на выходе очистных сооружений	28.2

Таким образом, проведенные исследования показали, что в загрязненных природных и сточных водах наблюдается активный рост культуры водоросли хлорелла. Величина этого роста может служить показателем трофности воды. При этом загрязненные воды с высоким содержанием примесей органических веществ не оказывают токсического воздействия на тест-организм. Было также установлено, что эти воды обладают высокой способностью переводить тяжелые металлы (ионы меди) в состояние, недоступное для водоросли хлореллы.

Список литературы

1. Корнева Л.Г., Минеева Н.М., Копылов А.И. "Цветение" воды цианобактериями (синезелеными водорослями) – реальная угроза ухудшения качества воды в водохранилищах волги. В сбор. матер. докл. участников Всерос. конф. «Бассейн Волги в XXI-м веке: структура и функционирование экосистем водохранилищ». Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН. 2012. С. 135–138.
2. Суторихин, И.А и др. Определение трофического статуса пресноводных озер Алтайского края в период 2013–2016 гг. по гидрооптическим характеристикам // Известия Алтайского государственного университета. 2017. № 1(93). С. 58–61.
3. Линник, П.Н., Набиванец Б.И. Комплексообразование ионов металлов в природных водах / П.Н. Линник, // Гидробиологический журнал. 1983. Т. 19, №3. С. 82–95.
4. Стравинскене Е.С., Григорьев Ю.С. Модифицирующее действие природных вод на токсичность тяжелых металлов для водоросли *Chlorella vulgaris*. // Водные ресурсы. 2012. том 39, № 3. С. 332–336.
5. Григорьев Ю.С. Методика измерений оптической плотности культуры водоросли хлорелла (*Chlorella vulgaris* Beijer) для определения токсичности питьевых, пресных природных и сточных вод, водных вытяжек из грунтов, почв, осадков сточных вод, отходов производства и потребления ПНД Ф Т 14.1:2:3:4.10-04 / Т 16.1:2:2.3:3.7-04 Москва 2004, 36 с. (издание 2014).
6. Григорьев Ю.С., Стравинскене Е.С. Методика измерений относительного показателя замедленной флуоресценции культуры водоросли хлорелла (*Chlorella vulgaris* Beijer) для определения токсичности питьевых, пресных природных и сточных вод, водных вытяжек из грунтов, почв, осадков сточных вод, отходов производства и потребления ПНД Ф Т 14.1:2:4.16-09 / Т 16.1:2.3:3.14-09 Москва, 2009, 36 с. (издание 2014 г.)

МИКРОЭЛЕМЕНТНЫЙ СОСТАВ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ ИВАНЬКОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

И.Л. Григорьева, Е.А. Чекмарева

*Институт водных проблем РАН, Ивановская НИС, Конаково
171251 Конаково, Тверская обл., Россия, Irina_Grigorieva@list.ru*

Представлены результаты исследования микрокомпонентного состава донных отложений Иваньковского водохранилища. Отбор проб ДО производился на постоянных створах наблюдений Иваньковской НИС ИВП РАН, а также в устьевых зонах заливов и малых притоков. Установлены основные закономерности распределения железа общего, меди, цинка, хрома, свинца и марганца в ДО водохранилища.

Донные отложения (ДО) – одна из важных составляющих экосистемы водохранилищ. ДО – это многокомпонентные образования, скапливающиеся на дне водоемов и водотоков в результате осаждения взвешенных частиц из толщи воды, абразионных процессов, отмирания водных организмов. Донные отложения являются депонирующей средой для токсичных микроэлементов и при изменении физико-химических условий в водоеме могут стать источником их вторичного поступления сначала в поровые воды, а затем и в поверхностные [6], поэтому изучение микрокомпонентного состава ДО является важной научной задачей.

Объект наших исследований – ДО Иваньковского водохранилища, одного из источников водоснабжения г. Москвы. Результаты предыдущих исследований микрокомпонентного состава ДО Иваньковского водохранилища изложены в [1–2, 4–6] и относятся к 90-м годам прошлого столетия – началу 2000-х. Предварительные результаты наших исследований, которые были проведены в 2016–2017 гг., представлены в [3, 7].

Анализ многолетних данных о содержании тяжелых металлов [ТМ] в ДО показывает, что содержание ТМ в ДО – надежный индикатор антропогенной нагрузки на экосистему Иваньковского водохранилища [4]. Авторами [5] установлено, что идет накопление железа, свинца и кобальта во всех плесах Иваньковского водохранилища в формах, связанных со взвешенным веществом и детритом, сорбированных поверхностным слоем ДО. В осадках, обогащенных органическим веществом, вклад форм, связанных с органикой, возрастает для железа, кобальта, свинца, меди и никеля и не меняется для марганца, цинка, кадмия, бария и стронция [6]. Основными источниками поступления тяжелых металлов в ДО Иваньковского водохранилища является приток с водным стоком Волги и поступление со сточными водами промышленных предприятий и поверхностным смывом с промплощадок [4]. Авторами [4] отмечено, что за многолетний период произошло уменьшение концентраций тяжелых металлов в ДО водохранилища, а наши исследования [7] показали, что на участках с наибольшей антропогенной нагрузкой (устья малых рек и акватория водохранилища возле населенных пунктов и промышленных предприятий) идет увеличение концентраций ТМ в ДО. Чтобы более точно оценить содержание тяжелых металлов в ДО Иваньковского водохранилища нами были проведены исследования летом 2018 и 2019 гг.

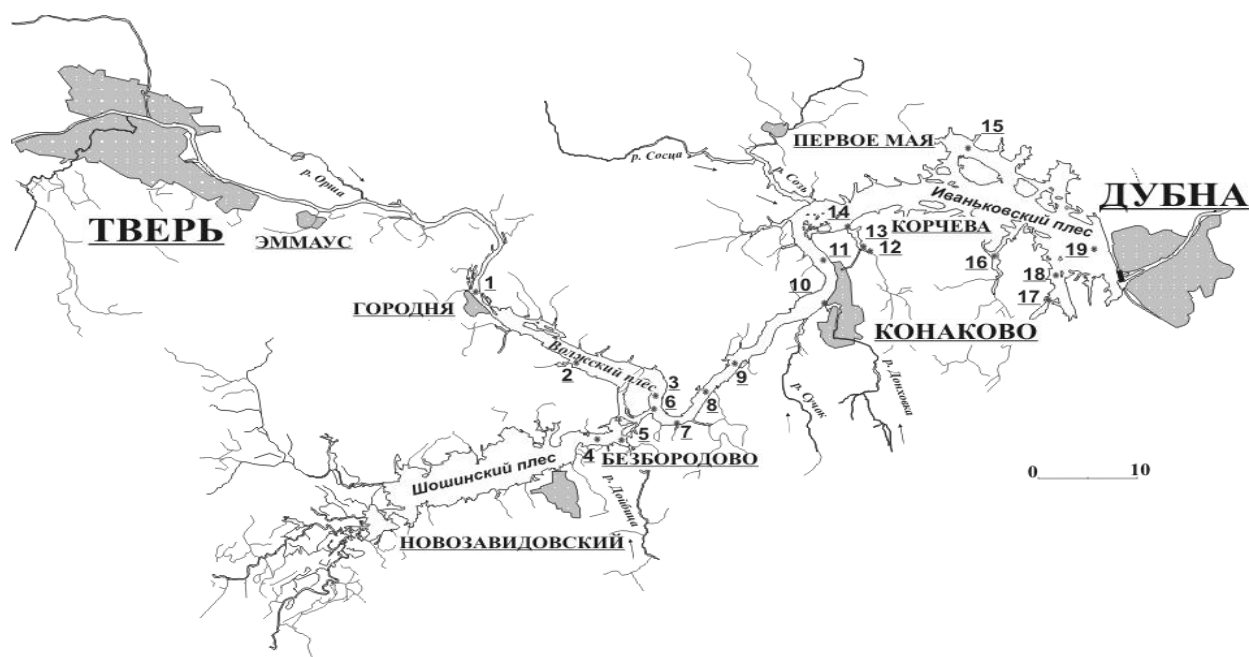


Рисунок. Карта-схема отбора проб донных отложений Иваньковского водохранилища в 2018–2019 гг. Точки отбора: 1 – с. Городня, 2 – п. Ст. Мелково, 3 – о. Низовка, 4 – Шохинский плес/д. Безбородово, 5 – устье р. Дойбица, 6 – устье Шохинского плеса, 7 – устье р. Терехова, 8 – «Дунькина гора», 9 – д. Плоски, 10 – устье р. Донховка, 11 – ниже г. Конаково/ЛЭП, 12 – Мошковичский залив/выше очистных сооружений г. Конаково, 13 – Мошковичский залив/очистные сооружения г. Конаково, 14 – устье Моковичского залива, 15 – устье Перетрусовского залива, 16 – устье Федоровского залива, 17 – устье Коровинского залива, 18 – устье Домкинского залива, 19 – в/бьеф Иваньковской ГЭС.

Отбор и хранение проб ДО проводили в соответствии с требованиями ГОСТ 17.1.5.01-80 и РД 52.24.609-2013. Отбор проб производили из поверхностного слоя ДО с нарушением структуры. Пробы высушивали до воздушно-сухого состояния и проводили анализ по аттестованным методикам в химической лаборатории ИвНИС ИВП РАН. В ДО определялись водорастворимые формы тяжелых металлов (медь, цинк, свинец, хром, марганец) атомно-абсорбционным анализом (AA-6800F, SHIMADZU, Япония). Определялось также содержание железа общего, двух и трех валентного.

Точки отбора проб ДО представлены на рисунке.

В табл. 1 представлены концентрации водорастворимых форм тяжелых металлов в некоторых точках наблюдений 2018 г., а в табл. 2 представлены результаты химанализа проб ДО, отобранных в 2019 г.

Таблица 1. Концентрации водорастворимых форм тяжелых металлов (мг/кг) в пробах ДО Иваньковского водохранилища в 2018 г.

№	Точка отбора	Fe _{общ.}	Cu	Pb	Zn	Cr
3	о. Низовка (русло)	53524	0.185	0.043	0.378	0.026
4	д. Безбородово (Шошинский плес)	7599	0.108	0.129	1.906	0.026
5	р. Дойбица (устье)	17630	0.130	0.039	0.955	0.043
8	Дунькина Гора (русло)	30764	0.223	0.022	0.538	0.021
9	д. Плоски (русло)	33398	0.241	0.032	5.100	0.036
12	Мошковичский з-в (выше очистных)	31159	0.128	0.023	0.780	0.047
13	Мошковичский з-в (очистные)	43354	0.318	0.130	6.980	0.097
14	Мошковичский з-в (устье)	23509	0.203	0.173	0.860	0.026
15	Перетусовский залив	43528	0.163	0.090	1.436	0.027

Из табл. 1 видно, что в ДО накапливается больше всего железа, что является региональной особенностью. Концентрации меди колебались в интервале от 0.108 мг/кг у д. Безбородово до 0.318 мг/кг в районе очистных сооружений г. Конаково (Мошковичский залив). Максимальная концентрация свинца была зафиксирована в устье Мошковичского залива и составила 0.173 мг/кг. Наибольшие концентрации цинка и хрома были отмечены в районе очистных сооружений г. Конаково (соответственно 6.98 и 0.097 мг/кг).

Таблица 2. Концентрации водорастворимых форм тяжелых металлов (мг/кг) в пробах ДО Иваньковского водохранилища (2019 г.)

№	Точка отбора	Cu	Zn	Cr	Mn
1	п. Городня	0.015	2.873	0.170	7.003
2	д. Старое Мелково	0.024	3.829	0.118	6.999
3	о. Низовка	0.196	3.689	0.014	15.596
4	д. Безбородово (Шошинский плес)	0.717	1.460	0.072	5.574
5	р. Дойбица (устье)	1.016	1.982	0.188	3.303
6	Устье Шошинского плеса	0.612	0.751	0.405	1.831
7	Терехова (устье)	0.831	2.394	0.173	8.013
8	Дунькина Гора	0.619	3.323	0.147	13.477
9	д. Свердлово (левый берег)	0.015	3.955	0.043	11.493
10	д. Плоски	0.020	6.025	0.260	14.738
11	г. Конаково	0.031	9.298	0.132	19.827
12	р. Донховка (устье)	0.042	1.322	0.251	5.563
13	Мошковичский залив (устье)	0.770	1.514	0.326	1.921
14	Перетрусовский залив	0.722	1.979	0.412	1.537
15	Омутнинский залив	0.860	3.548	0.478	4.583
16	Коровинский залив	8.334	1.132	0.419	1.171
17	Слияние Домкинского и Коровинского заливов	1.035	2.651	0.430	4.238
18	Домкинский залив	0.216	2.480	0.028	9.562
19	Федоровский залив	0.956	2.104	0.382	4.049
20	в/б Иваньковской ГЭС	0.025	9.161	0.132	16.034

Исследования 2019 г. показали, что накопление меди в ДО в наибольшей степени происходит в устьях заливов и устьях малых притоков. Во входном (п. Городня) и замыкающем (в/б Иваньковской ГЭС) створах концентрации меди были небольшими и близки между собой. Наибольшие концентрации цинка были отмечены у г. Конаково и у плотины Иваньковской ГЭС. Наибольшие концентрации хрома наблюдались преимущественно

но в устьях заливов. Наибольшие концентрации марганца зафиксированы в районе г. Конаково и в замыкающем створе водохранилища. В верхнем бьефе Ивановской ГЭС концентрации марганца в ДО были в два раза выше, чем во входном створе (Городня). Высокие концентрации марганца наблюдались на расширенных участках водохранилища и в районе интенсивной береговой застройки (с. Свердлово, д. Плоски).

Полученные нами в 2019 г. данные сопоставимы с данными за 2017 г. [7]. Формула геохимических ассоциаций со средними значениями для Ивановского водохранилища в 2017 г.: $Zn_{9,0} - Fe_{5,1} - Cu_{2,8} - Pb_{7,6} - Cr_{12,6} - Mn_{37,3}$ и в 2019 г.: $Zn_{12,2} - Fe_{11,7} - Cu_{31,8} - Pb_{7,6} - Cr_{12,6} - Mn_{37,3}$.

Оценка межгодового изменения коэффициента концентрации (K_c) по всему водохранилищу и на его отдельных участках показала, что наблюдается тенденция к увеличению всех элементов с середины 90-х годов XX века к настоящему времени. Концентрация марганца увеличилась от 0.5 до 2.7 единиц в период 1982–1998 гг. до 123.6 – в 2019 г., концентрация меди – от 0.9 до 5.5 единиц в период 1982–1998 гг. до 16.65 – в 2019 г., цинка – от 4.0 до 56.7 единиц в период 1982–1998 гг. до 7.51 – в 2019 г. Увеличение концентраций меди, цинка, свинца и марганца происходит преимущественно в устьях малых рек и ручьев, в заливах. Динамика средних значений коэффициента концентрации (K_c) в ДО заливов показала, что происходит накопление свинца, меди и хрома в Коровинском и свинца в Мошковичском заливах с 1994 г. по настоящее время, заметно снижение K_c для цинка с начала 90-х годов XX века к настоящему времени.

Средние значения коэффициента концентрации тяжелых металлов в ДО Ивановского водохранилища в 2019 г. превысили средние значения за период с 1982 г. по 1998 г.

Накопление различных форм железа происходит в водохранилище повсеместно, в основном, железа 2-х валентного (Fe^{2+}), что связано, предположительно, с выносом железа со сточными водами. Так, в районе очистных сооружений г. Конаково (Мошковичский залив), в 2018 г. зафиксированное содержание Fe^{2+} составило 43354 мг/кг. Исключение составляют заливы Омутнинский, Перетрусовский, Федоровский, Домкинский, где преобладает железо 3-х валентное (Fe^{3+}), поступающее в залив с водами с заболоченного водосбора.

Коэффициент донной аккумуляции (КДА) для железа общего в донных отложениях Ивановского водохранилища изменяется от $1.6 \cdot 10^4$ до $1.1 \cdot 10^6$, т.е. наблюдается стойкое высокое «хроническое» загрязнение.

Установлено, что накопление железа зависит от объемов поступления элемента и физико-химических особенностей формирования водных масс на различных участках водоема.

Наши исследования показали, что максимальные значения концентраций меди и цинка в ДО Ивановского водохранилища значительно выше фоновых значений и ПДК в почве. Это подтверждает вывод о том, что в ДО происходит накопление этих элементов.

При оценке уровня загрязнения ДО в водохранилищах необходимо учитывать региональные фоновые показатели, а также особенности гидрологического и гидрохимического режимов водоемов, выявлять участки с высокой нагрузкой, используя данные об источниках загрязнения. Важно указывать методики выполнения химического анализа ДО и воды, использовать единую методику отбора и химического анализа проб при выполнении многолетних наблюдений на водном объекте.

Работа выполнена в рамках темы № 0147-2019-0002 (№ государственной регистрации АААА-А18-118022090104-8) Государственного задания ИВП РАН.

Список литературы

1. Бреховских В.Б., Казмирук Т.Н., Казмирук В.Д. Донные отложения Ивановского водохранилища: состояние, состав, свойства / М.: Наука, 2006. 176 с.
2. Гапеева М.В., Законнов В.В., Гапеев А.А. Локализация и распределение тяжелых металлов в донных отложениях водохранилищ Верхней Волги // Водные ресурсы. 1997. Т. 24. № 2. С. 174–180.
3. Григорьева И.Л., Чекмарева Е.А. Современное состояние и трансформация качества донных отложений Ивановского водохранилища // Труды научного конгресса 21-го Международного научно-промышленного форума «Великие реки, 2019» в 3-х томах. Нижний Новгород: НГАСУ, 2019. С. 69–72.
4. Гришанцева Е.С., Сафронова Е.С. Эколого-геохимическая оценка состояния Волжского источника водоснабжения г. Москвы // Водные ресурсы. 2012. Т. 39. № 3. С. 304–322.
5. Дебольский В.К., Кочарян А.Г., Григорьева И.Л., Лебедева И.П., Толкачев Г.Ю. Проблемы формирования качества воды в поверхностных источниках водоснабжения и пути их решения на примере Ивановского водохранилища // Вода: химия и экология, № 7 (13), 2009. С. 2–11.
6. 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 Ивановского водохранилища // Геоэкология. Инженерная геология, гидрогеология, геоэкология. №1. 2014. С. 37–48.
7. Чекмарева Е.А., Григорьева И.Л. Донные отложения как источник вторичного загрязнения Ивановского водохранилища // Сборник материалов Всероссийской научно-практической конференции «Водохранилища Российской Федерации: Современные экологические проблемы, состояние, управление. Сочи, 23-29 сентября 2019. Новочеркасск: Лик, 2019. С. 437–442.

МОНИТОРИНГ ЗАГРЯЗНЕНИЯ РЕК ВОРОНЕЖСКОЙ ОБЛАСТИ ПРИОРИТЕТНЫМИ ОРГАНИЧЕСКИМИ ЗАГРЯЗНИТЕЛЯМИ И ЛЕКАРСТВЕННЫМИ ПРЕПАРАТАМИ

А.С. Губин, А.А. Кушнир, П.Т. Суханов

*ФГБОУ ВО «Воронежский государственный университет инженерных технологий»
394036, г. Воронеж, Россия, goubinne@mail.ru*

Основная задача исследования состояла в применении магнитной твердофазной экстракции в сочетании с газовой хроматографией-масс-спектрометрией (ГХ-МС) для мониторинга приоритетных загрязнителей и лекарственных веществ в водных объектах. На основе полученных данных установлены годовые и сезонные колебания содержания токсикантов, а также установить распределение концентраций органических загрязнителей в водах и донных отложениях трех главных рек Воронежской области – Дону, Воронеже и Хопре.

В качестве объектов исследования были выбраны фенолы: фенол (PL), гваякол (GL), 2-хлорфенол (2-CP), 3-хлорфенол (3-CP), 4-хлорфенол (4-CP), 2,4-дихлорфенол (2,4-DCP), 2,5-дихлорфенол (2,5-DCP), 2,4,5-трихлорфенол (2,4,5-TCP), 2,4,6-трихлорфенол (2,4,6-TCP), пентахлорфенол (PCP); вещества, влияющие на эндокринную систему – нонилфенол (NLP), бисфенол С (BPC), диоктилфталат (DOP) и метилапарабен (MP); лекарственные препараты – эстрадиол (EL) и салициловая кислота (Sal). Вышеперечисленные вещества были установлены в речных водах или донных отложениях при первичном скрининге водоемов. Для отбора проб воды и донных отложений были выбраны точки в областном центре – г. Воронеже и крупных районных центрах с населением более 50 тыс. человек – городах Лиски и Борисоглебск (рис. 1). Отбор проб проводили в 50 м от сброса левобережных очистных сооружений в р. Воронеж, в городах Лиски и Борисоглебск – в реки Дон и Хопер соответственно.

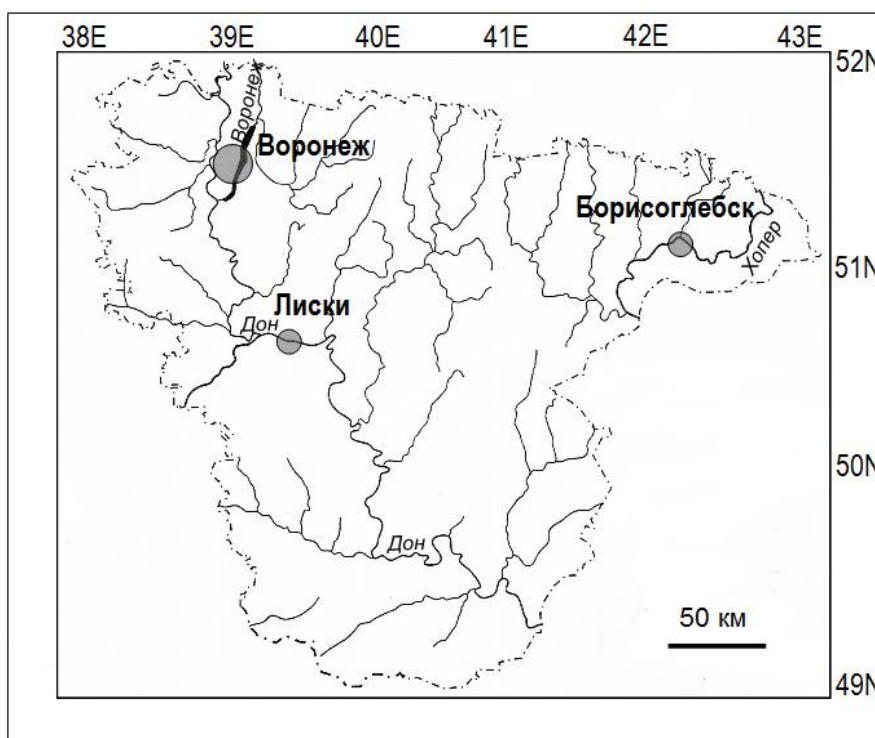


Рис. 1. Точки отбора проб на карте Воронежской области.

Наиболее обширную группу приоритетных органических загрязнителей составляют фенолы, производные фталиевой кислоты и парабены [1]. В последнее время в речных водах стали встречаться не характерные для водных объектов загрязнения – лекарственные препараты и их метаболиты. В настоящее время таких веществ, которые обнаруживают в детектируемых количествах, достаточно немного, но с каждым годом их количество растет.

Присутствие фенолов в водных экосистемах сопровождается рядом процессов: накоплением в донных отложениях и водной биоте, передачей токсикантов по пищевой цепи и эффектами биоконцентрирования [2]. При использовании водных организмов и растений в качестве продуктов питания, а также при применении речных вод для хозяйственного водопользования токсичные соединения попадают в организм человека, оказывая негативное действие даже при низких концентрациях. Хлорфенолы обладают мутагенными и канцерогенными свойствами, с трудом подвергаются биодegradации и биотрансформации даже на уровне микроконцентраций [3, 4]. Основными источниками хлорфенолов в сточных водах являются фармацевтическая, нефтехимиче-

ская и химическая промышленность. Кроме этого они образуются в процессе дезинфекции питьевой воды путем хлорирования, а также при биоразложении пестицидов и гербицидов. Нонилфенол, фталевая кислота и ее производные и эстрадиол являются веществами, влияющими на эндокринную систему.

Предварительное концентрирование проб проводили на магнитном сорбенте на основе наночастиц оксида железа, покрытых сверхсшитым полистиролом [5]. Для хроматографического разделения смеси веществ применялась колонка HP-5MS UI (30 м Ч 0.250 мм Ч 0.25 мкм) с неподвижной фазой (5%) фенилметилполисилоксан (кат. №19091S-433UI). Объем инжестируемой пробы 1.0 мкл, деление потока 30:1 (газ-носитель гелий, скорость движения 0.6 – 1.0 мл/мин., температура узла ввода пробы – 270°C, ионизация «электронный удар» с энергией излучения 70эВ). Анализ и обработка данных осуществлялись на основании баз данных NIST11, использовалось программное обеспечение MassHunter v. B.06.00 и NIST MS Search 2.0. Масс-спектрометрическое детектирование выполняли в режиме сканирования (SCAN) в диапазоне масс 40-350 а.е.м. и регистрировали хроматограммы по полному ионному току (TIC). Идентификацию компонентов осуществляли, сопоставляя время удерживания со стандартным образцом. Предел определения составляет 3–9 нг/л. Хроматограмма одной из проб представлена на рис. 2.

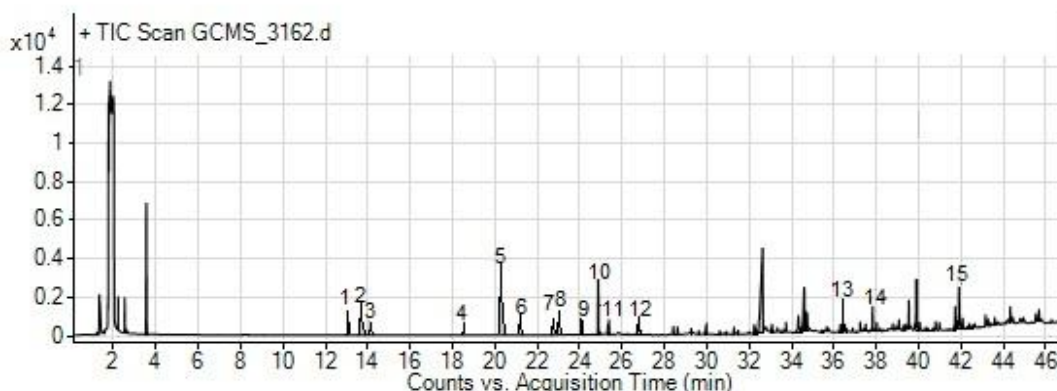


Рис. 2. Хроматограмма донных отложений р. Воронеж (Agilent 7890B GC System с детектором масс Agilent 5977A MSD). Сорбционное концентрирование магнитным сорбентом на основе наночастиц оксида железа, покрытых сверхсшитым полистиролом.

Номера пиков: **1** – 2-хлорфенол; **2** – 3-хлорфенол; **3** – фенол; **4** – гваякол; **5** – 2,4-дихлорфенол; **6** – 4-хлорфенол; **7** – салициловая кислота; **8** – 2,4,6-трихлорфенол; **9** – 2,4-дихлорфеноксиуксусная кислота; **10** – метилпарабен; **11** – бисфенол С; **12** – фталиевая кислота; **13** – 4-нонилфенол; **14** – диоктилфталат; **15** – эстрадиол.

Среднегодовое содержание фенолов в водах существенно колеблется. Во всех пробах воды и донных отложений наибольшее содержание отмечено для 2,4-DCP (Табл. 1). Его концентрация, как правило, больше, чем суммарная концентрация всех остальных фенолов в воде. Среднегодовая концентрация 2,4-DCP в воде составляет 175 нг/л. Максимальная концентрация 2,4-DCP достигала 232 нг/л, примерно в 2 раза меньше было содержание 2,4,6-ТСП – 107 нг/л. Монохлорфенолы находятся в существенно меньших количествах по сравнению с более устойчивыми ди- и трихлорфенолами. Среднегодовая концентрация составляет 21, 23 и 17 нг/л для 2-СР, 3-СР и 4-СР соответственно. Максимальные концентрации монохлорфенолов достигают 45 – 50 нг/л, несколько меньше максимальные концентрации 4-СР, которые обычно не превышают 32 – 35 нг/л. В водах также обнаруживаются PL и GL в концентрациях достигающих 40 – 50 нг/л, однако в водах в значимых концентрациях обнаруживаются лишь периодически, в основном в холодное время года. Среднегодовые концентрации PL и GL составляют 18 и 29 нг/л соответственно. Максимальные концентрации фенолов установлены в период паводков, они на 20–30% выше, чем в зимнее время до наступления таяния снега. Это обусловлено увеличением количества сбросов по всей городской территории, которые стекают в водохранилище при активном снеготаянии. При этом наблюдается увеличение фонового загрязнения водохранилища.

Накопление фенольных соединений в донных отложениях имеет свои особенности, основная из которых – это значительно менее выраженная сезонная динамика колебаний концентраций, чем в водах. Концентрации фенолов в различное время года отличаются на 15–50%. Максимальные колебания концентраций в течение года установлены для PL и GL, которые наиболее легко подвергаются деградации. Концентрации 2-, 3-, 4-СР подвергаются меньшим колебаниям в течение года по сравнению с PL и GL. Содержание ди- и трихлорфенолов изменяется в еще меньшей степени, поскольку они значительно устойчивее к деградации в природных водах (Czaplicka, 2006). Необходимо отметить, что концентрации PL и GL в донных отложениях, также как и в воде подвергаются существенным сезонным изменениям.

Максимальные концентрации хлорфенолов установлены в холодное время года для 2,4-DCP достигают 289 нг/кг, минимальные (наблюдаются на пике жары и прогрева водоема) – составляют не менее 232 нг/кг. Для других хлорфенолов максимальные концентрации составляли 65, 76, 53, 157, 7 и 14 нг/кг для 2-СР, 3-СР, 4-СР, 2,4,6-ТСП, 2,5-DCP и 2,4,5-ТСП соответственно. NLP присутствует в детектируемых количествах только в донных отложениях. Концентрации NLP практически не колеблется в течение года, максимальные и среднегодовые концентрации практически не отличаются. Аналогичная закономерность наблюдается для ВРС и DOP. Бисфенол А не обнаружен в водах и донных отложениях во всех контрольных точках. Sal присутствует в природ-

ных водах и донных отложениях только в холодное время года, в теплое время года детектируется на уровне следовых концентраций.

В воде водоемов с меньшей антропогенной нагрузкой (р.Дон у г.Лиски, р. Хопер у г. Борисоглебск) количество загрязняющих веществ существенно меньше (табл.2 и 3). В водах детектируется только 2,4-DCP, причем его концентрация существенно выше, чем в г. Воронеже. Вероятно, это связано с более широким применением в сельском хозяйстве пестицида 2,4-дихлорфеноксиксусной кислоты, метаболитом которой является 2,4-DCP. В городских условиях он применяется периодически для обработки газонов, лужаек и огородов частного сектора, поэтому максимальные и среднегодовые концентрации его существенно ниже. Более гидрофобные NLP, MP и Sal присутствуют только в донных отложениях обычно в следовых количествах.

Таблица 1. Концентрации загрязнителей в воде Воронежского водохранилища (р. Воронеж)

Вещество	Концентрация, нг/л			
	Вода		Донные отложения	
	Максимальная	Среднегодовая	Максимальная	Среднегодовая
PL	45±5	18	50±7	22
GL	50±7	29	43±5	21
2-CP	40±6	21	65±9	45
3-CP	47±8	23	76±8	47
4-CP	50±9	17	53±7	37
2,4-DCP	232±16	175	289±15	232
2,5-DCP	*	*	14±3	8
2,4,5-TCP	*	*	7±2	5
2,4,6-TCP	75±8	107	161±17	157
PCP	-	-	*	*
NLP	-	-	218±14	202
BPC	-	-	53±7	38
DOP	-	-	78±6	63
MP	-	-	518±31	436
EL	-	-	31±4	16
Sal	*	*	194±18	32

Примечание: здесь и далее * – концентрация ниже предела определения.

Таблица 2. Концентрации загрязнителей в воде р. Дон (г. Лиски)

Вещество	Концентрация, нг/л			
	Вода		Донные отложения	
	Максимальная	Среднегодовая	Максимальная	Среднегодовая
2,4-DCP	138±11	52	318±21	253
NLP	-	-	*	*
MP	-	-	*	*
Sal	-	-	35±5	15

Таблица 3. Концентрации загрязнителей в воде р. Хопер (г. Борисоглебск)

Вещество	Концентрация, нг/л			
	Вода		Донные отложения	
	Максимальная	Среднегодовая	Максимальная	Среднегодовая
2,4-DCP	70±8	22	177±12	104
NLP	-	-	*	*
MP	-	-	*	*
Sal	-	-	29±4	15

В воде водоемов с меньшей антропогенной нагрузкой количество загрязняющих веществ существенно меньше (табл. 2 и 3). В водах детектируется только 2,4-DCP, причем его концентрация существенно выше, чем в г. Воронеже. Вероятно, это связано с более широким применением в сельском хозяйстве пестицида 2,4-дихлорфеноксиксусной кислоты, метаболитом которой является 2,4-DCP. В городских условиях он применяется периодически для обработки газонов, лужаек и огородов частного сектора, поэтому максимальные и среднегодовые концентрации его существенно ниже. Более гидрофобные NLP, MP и Sal присутствуют только в донных отложениях обычно в следовых количествах.

Сезонная динамика содержания загрязнителей в водах имеет четкую зависимость. Минимальная концентрация наблюдается в летнее время, максимальная – в половодье. После прохождения половодья скорость убыли концентрации зависит от активности весенних процессов, чем теплее весна – тем быстрее происходит снижение концентраций. При достижении температуры 17 °С начинается бурное цветение сине-зеленых водорослей, что резко усиливает процессы биodeградации фенольных соединений. В сочетании с высокой продолжительностью солнечного сияния процессы деградации протекают настолько интенсивно, что концентрации некоторых фенолов (PL, GL) снижаются ниже предела обнаружения, концентрации хлорфенолов падают в 3–4 раза по сравнению с максимальным значением во время половодья. Обычно минимальная концентрация за-

грязнений наблюдается в августе – начале сентября. За летнее и весеннее время происходят периодические скачки концентраций, связанные с выпадением ливневых осадков, однако в большинстве случаев концентрация резко снижается в течение нескольких дней сразу с наступлением сухого периода.

Рост концентрации поллютантов начинается со второй половины сентября и продолжается весь холодный период до наступления половодья. За это время сначала резко снижается температура воды – к началу октября она обычно ниже 10 °С, при этом прекращается цветение водохранилища. Высокое содержание донных отложений, содержащих большое количество тяжелых нефтепродуктов и липидов, к гидрофобным фенолам проявляется в том, что фенолы, находящиеся на уровне ниже предела обнаружения в водах (2,5-DCP, 2,4,5-TCP) детектируются в донных отложениях.

Список литературы

1. EPA (2014) Priority Pollutant List [Электрон. ресурс] Режим доступа: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/priority-pollutant-list-epa.pdf>
2. Phenolic compounds in water: sources, reactivity, toxicity and treatment methods. phenolic compounds - natural sources, importance and applications / Anku W.W., Mamo M.A., Govender P.P. // Phenolic Compounds - Natural Sources, Importance and Applications. InTech. – 2017. – P. 419-443.
3. An overview of chlorophenols as contaminants and their removal from wastewater by adsorption: A review / Garba Z. N., Zhou W., Lawan I. et al. // J. Environ. Manag. – 2019. – V. 241. – P. 59–75.
4. The toxic effects of chlorophenols and associated mechanisms in fish. / Ge T., Han J., Qi Y. et al. // Aquat. Toxicol. – 2017. – V.184. – P.78–93.
5. Recovery and preconcentration of phenols from aqueous solutions with a magnetic sorbent based on Fe₃O₄ nanoparticles and hyper-cross-linked polystyrene / Gubin A.S, Sukhanov P.T., Kushnir A.A., Proskuryakova E.D.// Russ. J. Appl. Chem. (2018). – V.91, №10. – P. 1626–1634.

ИЕРАРХИЧЕСКИЙ ПОДХОД ПРИ ПЛАНИРОВАНИИ МЕРОПРИЯТИЙ ПО СНИЖЕНИЮ ДИФFUЗНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

В.И. Данилов-Данильян¹, Е.В. Веницианов¹, С.Д. Беляев²

¹ФГБУН Институт водных проблем РАН

119333, Россия, г. Москва, ул. Губкина, eugeny.venitsianov@gmail.com

²ФГБУ Российский НИИ комплексного использования и охраны водных ресурсов
620049 Россия, г. Екатеринбург, ул. Мира, 23

Изложены основные проблемы разработки системы регулирования диффузных загрязнений водных объектов. Разработка программ водоохраных мероприятий с учетом специфики диффузных загрязнений должна проводиться на трех уровнях – бассейновом, региональном, муниципальном с участием субъектов хозяйственной деятельности. Обозначены основные направления разработки механизма регулирования – законодательно-правовые, нормативные, экономические и организационные.

Организация водоохраных мероприятий по ограничению диффузных загрязнений принципиально отличаются от проектов по ограничению загрязнений от точечных источников. Это связано с особенностями диффузных загрязнений:

- распределенный характер источников загрязнения;
- разнообразие видов объектов диффузного загрязнения;
- нестационарный характер поступления загрязненных стоков от диффузных источников (ИДЗ) в водный объект;
- в ряде случаев неопределенность в выявлении ответственных за диффузное загрязнение субъектов хозяйственной деятельности;
- отсутствие систем мониторинга и контроля поступления в водный объект;
- отсутствие в России систем регулирования диффузных загрязнений, в том числе нормативно-методических и экономических инструментов.

Основным механизмом снижения объема диффузных загрязнений, по опыту развитых стран, является переход на экологически безопасные технологии и виды хозяйственной деятельности.

Начальным этапом системы ограничения диффузных загрязнений является идентификация основных источников, состоящая из следующих стадий: собственно идентификация, т.е. установление участков территории бассейна, где вероятно возникновение источников диффузного загрязнения; разработка систем наблюдений (мониторинга) с целью оценки масштабов загрязнения, определение перечня загрязняющих веществ в диффузном стоке, использование (или разработка) методик по оценке масштабов и динамики диффузного стока, разработка мероприятий (проектов) по ограничению диффузного стока, оценка их эффективности и затрат на реализацию.

Учитывая перечисленные выше особенности диффузных загрязнений, целесообразным является иерархический подход к планированию мероприятий по снижению диффузного загрязнения водных объектов. Основными принципами этого подхода являются:

- 1) бассейновое программирование;

- 2) территориальное планирование;
- 3) отраслевое совершенствование;
- 4) государственный контроль и экономическое стимулирование.

Установка целей, определение приоритетных направлений и разработка долгосрочных (рамочных) программ действий по снижению диффузного загрязнения водных объектов производится по речным бассейнам. Эта задача находится в компетенции Федерального агентства водных ресурсов и Бассейновых водохозяйственных управлений.

Разработка планов мероприятий в рамках согласованной бассейновой программы и контроль их реализации осуществляется по субъектам РФ. Эта задача находится в компетенции уполномоченного органа исполнительной власти субъекта РФ. Водопользователи и муниципальные образования участвуют в реализации планов в той мере, в которой это обусловлено действующим законодательством.

Министерства и ведомства ведут работу по совершенствованию и внедрению способов хозяйствования и технологий, обеспечивающих наименьшее воздействие на окружающую среду (в частности, путем участия в разработке и корректировке Справочников НДТ).

Государство, в лице федеральных органов власти, определяет и реализует меры поощрения к разработке и внедрению способов хозяйствования и технологий, при которых сокращается негативное воздействие на водные объекты, в том числе и за счет снижения диффузного загрязнения.

Раскроем подробнее содержание деятельности по сокращению диффузного загрязнения и механизмы реализации соответствующих мер.

Бассейновое программирование. Установка целей, определение приоритетных направлений и разработка долгосрочных программ действий по снижению диффузного загрязнения водных объектов производится по речным бассейнам [1]. Основным инструментом являются Схемы комплексного использования и охраны водных объектов (СКИОВО).

В СКИОВО, в числе прочего, устанавливаются целевые показатели качества воды и определяется перечень водоохранных мероприятий, направленных на их достижение. Целевые показатели выгодно отличаются от действующих нормативов качества воды тем, что они устанавливаются на определенный срок (срок реализации СКИОВО) конкретно для каждого бассейна или его участков.

В настоящее время отсутствует утвержденное методическое обеспечение установления целевых показателей и приоритетов водоохранной деятельности в речных бассейнах с учетом природных и антропогенных особенностей формирования стока. Для разработки эффективной водоохранной стратегии чрезвычайно важно устранить этот пробел.

В качестве целевых показателей следует использовать значения характеристик химического состава и физических свойств воды, полученные на основе статистической обработки данных наблюдений на эталонных (не подверженных ощутимому антропогенному воздействию) створах.

Целевые показатели не являются ни нормативами качества воды, ни региональным фоном. Это – водохозяйственные долгосрочные цели.

В [2] представлен порядок действий и алгоритм расчетов ЦП

В СКИОВО, кроме того, в обязательном порядке включаются основные направления совершенствования системы мониторинга, НИР и пр.

Региональное планирование. Разработка планов мероприятий в рамках согласованной бассейновой программы и контроль их реализации осуществляется по субъектам РФ. Эта задача находится в компетенции уполномоченного органа исполнительной власти субъекта РФ. Водоохранные мероприятия, входящие в планы субъектов РФ, могут быть разбиты на три уровня: федеральные, региональные (в компетенции субъекта РФ) и муниципальные. Финансирование мероприятий осуществляется за счет бюджетов соответствующих уровней и собственных средств водопользователей.

Отраслевое совершенствование. В 2019 г. вступила в законную силу система нормирования воздействий на окружающую среду на основе технологических нормативов, которые, в свою очередь, опираются на показатели НДТ [3]. В них приводятся такие показатели НДТ, как характеристики выбросов в атмосферу, требования к организации промплощадок, отвалов, шламохранилищ и т.п., нормы расходования воды и других ресурсов на единицу продукции и пр. Улучшение перечисленных характеристик в той или иной степени скажется на снижении уровня диффузного загрязнения. Однако в новой системе остается много нерешенных вопросов.

Система выдачи разрешений на основе НДТ не связана с целями и бассейновыми программами СКИОВО. Следует разработать методическое обеспечение по оценке диффузного загрязнения водных объектов от источников различных типов. В рамках научных исследований по проекту “Оздоровление Волги” такая работа проведена. Не обеспечена мотивация к постоянному развитию технологий, обеспечивающих сокращение воздействий на окружающую среду. Справочники НДТ не охватывают такие направления хозяйственной деятельности, как организация сбора и очистки дождевого стока и снега на сельских территориях, сельское хозяйство (за исключением свино- и птицеводства).

Представляется целесообразной разработка серии обновляющихся справочников по экологически ориентированному земледелию.

Государственный контроль и экономическое стимулирование. Схематично государственные меры регулирования любой сферы деятельности можно разбить на две группы: ограничение (нормативы и санкции за их нарушение) и поощрение (льготы, субсидии и пр.). Для регулирования точечных источников негативного воздействия на водные объекты применяются, в первую очередь, ограничительные меры – нормативы допустимых сбросов.

Диффузные источники имеют ряд особенностей, которые затрудняют использование ограничительных мер: крайняя недостаточность, если не невозможность прямого инструментального контроля показателей воздействия на окружающую среду, сложности при определении круга юридических лиц, которым может быть вменена ответственность (в случаях накопленного экологического ущерба, загрязнения поступают от нескольких источников и пр.), неразвитость научно-методического обеспечения оценок негативного воздействия (при объективной сложности проблемы).

По этой причине целесообразно расширить применение инструментов государственного поощрения к разработке и повсеместному внедрению способов хозяйствования и технологий, при которых сокращается негативное воздействие на водные объекты диффузных источников загрязнения.

В мировой практике хорошо зарекомендовали себя налоговые льготы и прямые субсидии сельхозпроизводителям, применяющим рекомендованные агротехнические приемы (интересен, в частности, британский опыт [4]). В целенаправленной государственной поддержке нуждается развитие информационной и научно-методической базы предотвращения диффузного загрязнения, построение сети научно-технических консультационных центров по применению экологически-ориентированных технологий хозяйствования и пр.

Означенная выше специфика проблем и их масштаб определяют необходимость и в прямом финансировании крупных мероприятий. Например, таких, как рекультивация заброшенных объектов, сбор и очистка ливневых стоков населенных пунктов с низкой бюджетной обеспеченностью и пр.

Для повышения обоснованности выбора водоохраных мероприятий следует организовать выпуск тематических (по типам диффузных источников) справочников по передовым технологиям сокращения (предотвращения) их негативного воздействия на водные объекты.

Представляется, что оценки экономической эффективности водоохраных мероприятий не должны использоваться в качестве главных критериальных показателей в принятии решений о выборе проектов для реализации. Имеющиеся методики расчета предотвращенного экологического ущерба и другие экономические оценки результатов природоохранной деятельности формальны, при этом игнорируются экологические факторы из-за невозможности их измерения в стоимостных единицах.

Под частной экологической эффективностью водоохраного мероприятия предлагается понимать отношение какого-либо частного показателя природоохранного эффекта (например, сокращение массы загрязнений, поступающих в водный объект от диффузного источника, снижение концентрации соответствующего ЗВ в водном объекте, площади защитных лесопосадок и т.п.) к потребовавшимся для его получения затратам. Выбор проекта водоохраного мероприятия (или их набора) из портфеля проектов следует рассматривать как задачу векторной (многоцелевой) оптимизации, в которой показатели экономической и частной экологической эффективности должны выступать в качестве частных целевых функций.

Представленные цели и принципы позволяют сформулировать основные задачи, которые необходимо решить для обеспечения снижения воздействия диффузных загрязнений на качество поверхностных вод:

1) Разработка нормативно-правовых актов и инструктивно-методических материалов в части регулирования диффузного загрязнения водных объектов и развития экономико-организационного механизма снижения уровня диффузных загрязнений в России.

2) Разработка инструктивно-методических документов по вопросам:

- идентификации ИДЗ водных объектов – разработки региональных нормативов качества воды поверхностных водных объектов;
- организации мониторинга ИДЗ и водных объектов;
- оценки воздействия ИДЗ на водные объекты;
- создания экспертных систем поддержки принятия решений по выбору мероприятий, направленных на охрану водных объектов от диффузных загрязнений;
- оценки эффективности водоохраных мероприятий;
- создания системы стандартов для защиты природных водных ресурсов от диффузных загрязнений;
- дополнения к Методике разработки нормативов допустимых сбросов веществ и микроорганизмов в водные объекты для водопользователей (утв. приказом МПР России № 333 от 17.12.2007).
- изменения в Методических указаниях по разработке Схем комплексного использования и охраны водных объектов (утв. приказом МПР РФ от 4 июля 2007 г. N 169).

Список литературы

1. Водный кодекс Российской Федерации от 03.06.2006 № 74-ФЗ.
2. Беляев С.Д. Технологические нормативы и целевые показатели качества поверхностных вод // Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление. 2015. № 6. С. 18–36.
3. Сайт Бюро наилучших доступных технологий. <http://burondt.ru>
4. Rules for farmers and land managers to prevent water pollution / Официальный сайт Правительства Ее Величества. <https://www.gov.uk/government/publications/farming-rulesfor-water-from-april-2018>

ИЗУЧЕНИЕ ТОКСИЧЕСКОГО ДЕЙСТВИЯ НАНОЧАСТИЦ ОКСИДА ЖЕЛЕЗА НА ДРОЖЖИ

Т.П. Денисова¹, Е.В. Симонова², Е.Н. Максимова¹, Р.Т. Хандуханов¹, А.П. Сафронов^{3,4}, Г.В. Курляндская^{3,5}

¹Педагогический институт Иркутского государственного университета,
664003, г.Иркутск, Россия, denis_tp@inbox.ru

²Иркутский государственный медицинский университет, 664003, г.Иркутск, Россия
³Уральский Федеральный университет имени первого Президента России Б.Н.Ельцина,
620002, г.Екатеринбург, Россия

⁴Институт электрофизики Уральского отделения Российской академии наук,
620016, Екатеринбург, Россия

⁵Кафедра электричества и электроники, Университет Страны Басков UPV-EHU,
Лейоа, 48940, Испания

Изучено токсическое действие железосодержащих магнитных наночастиц γ -Fe₂O₃, полученных электрофизическим методом лазерного испарения. Тест-объектом служили эукариотические меланинсодержащие грибы *Exophiala nigrum*, выделенные из поверхностного слоя байкальской воды.

В настоящей работе исследовалось токсическое воздействие магнитных наночастиц (МНЧ) оксида железа, маггемита (γ -Fe₂O₃), на основе которых были получены водные суспензии. Для синтеза наночастиц использовали электрофизический метод лазерного испарения мишени [1]. Установка для получения МНЧ состояла из волоконного иттербиевого лазера с длиной волны 1.07 мкм, испарительной камеры и системы фильтров. Размер фокуса пучка лазера составлял 0.45 мм, рабочая частота - 2 кГц. Фазовый состав и средний размер МНЧ был определен с использованием данных просвечивающей электронной микроскопии (ПЭМ) и рентгенофазового анализа (РФА). Стехиометрическое соотношение ионов железа Fe²⁺/Fe³⁺ было определено из анализа межплоскостных расстояний (из данных РФА) и окислительно-восстановительного потенциометрического титрования, которое проводилось на автотитрационном оборудовании Titro Line. Магнитные свойства (петли магнитного гистерезиса и термомагнитные кривые) исследовали с помощью СКВИД-магнитометра MPMS XL-7. Петли магнитного гистерезиса МНЧ, измеренные при комнатной температуре, показывали, что магнитное насыщение не достигалось: намагниченность в поле 50 кЭ была близка к величине 45 ептл/г при малой, но ненулевой коэрцитивной силе около 50 Ое.

Синтезированные магнитные наночастицы были электростатически стабилизированы цитратом натрия (5 мМ). Средний гидродинамический диаметр агрегатов в суспензии контролировали с помощью динамического рассеяния света, а электрокинетический дзетапотенциал измеряли с помощью электрофоретического рассеяния света на анализаторе Brookhaven Zeta Plus. Средний размер гидродинамических агрегатов составлял 86 нм (рис. 1). Исследования морфологии биообразцов были также проведены методом сканирующей электронной микроскопии (Hitachi S-4800, СЭМ). Детали протокола подготовки образцов описаны в работе [2].

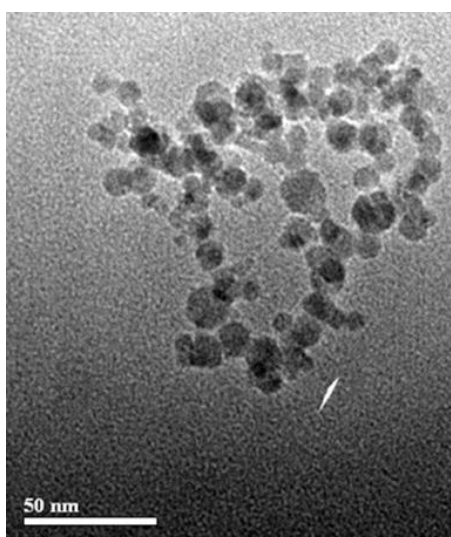


Рис. 1. Микрофотография МНЧ оксида железа (ПЭМ)

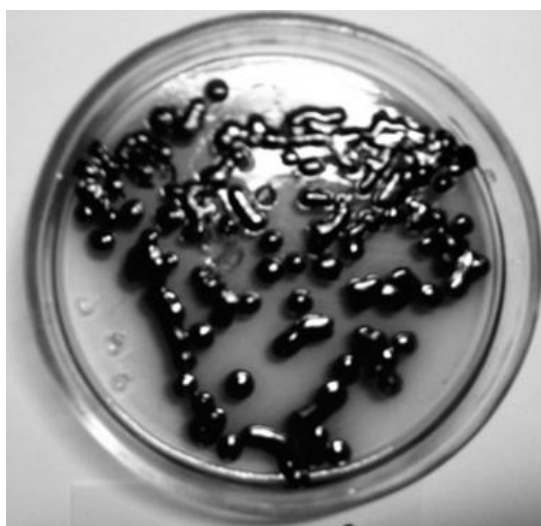


Рис. 2. Колонии *E. Nigrum* на твердой питательной среде Сабуро

Тест-объектом служил штамм R-11 меланинсодержащих грибов *Exophiala nigrum*, выделенный из пробы байкальской воды, отобранной в прибрежной зоне Южного Байкала и зарегистрированный в коллекции ВНИИ генетики и промышленных микроорганизмов (ЦМПМ Y-309).

Штамм R-11 на твердых средах образует чёрные и блестящие колонии, слабо слизистые (рис. 2). В жидкой среде при 22 °С образует овально-удлиненные клетки, размножение верхушечным или боковым почковани-

ем, может образовывать мицелий, нерегулярно разветвленный [3]. На рисунке 3 представлены фотографии клеток и мицелия *E. nigrum*, полученные методом сканирующей электронной микроскопии (СЭМ).

Алгоритм эксперимента заключался в следующем. Из опытного образца водной суспензии наночастиц $\gamma\text{-Fe}_2\text{O}_3$ известной концентрации были приготовлены растворы на основе жидкой питательной среды Сабуро в концентрациях: 1ПДК, 10ПДК, 100ПДК, 1000ПДК и 10000ПДК. Контролем служила жидкая среда Сабуро без наночастиц.

Во все варианты добавили по 1 мл клеточной суспензии *E. nigrum*. Колбы с посевами были помещены на механическую качалку. Время экспозиции составляло: 24, 48, 72 и 96 часов. После каждого периода экспонирования подсчитывали количество клеток в 1мл с использованием камеры Горяева и проводили посев клеточной суспензии на твердую питательную среду Сабуро.

Выросшие колонии послужили материалом для приготовления микропрепаратов. Учитываемые показатели в эксперименте: количество клеток и количество выросших колоний.

Прежде, чем приступим к изложению полученных результатов исследования, необходимо остановиться на показателе концентрации наночастиц, используемом в настоящей работе: ПДК. Безусловно, эти величины вызовут вопросы у токсикологов своей неоднозначностью. По санитарно-гигиеническим нормам 1 ПДК – это 0,3 мг/л общего железа, но определение предельно допустимой концентрации относится к растворимым формам железа. Наночастицы, строго говоря, растворимой формой считать нельзя. Частицы являются отдельной нерастворимой фазой с границей раздела с водной средой. Хотя какая-то растворимость железа на границе частицы есть, но скорее всего она не превосходит ПДК.

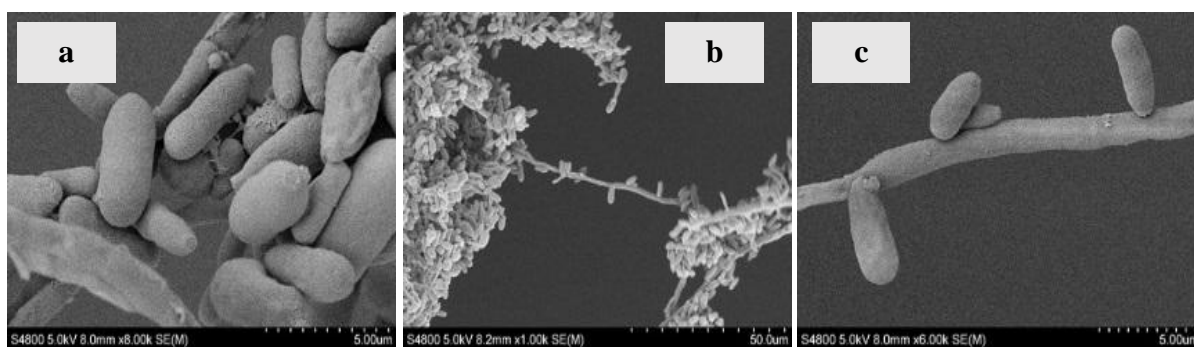


Рис. 3. Фотографии клеток *E. nigrum* (Dagvan, СЭМ) а – овално-удлиненные клетки со шрамами почкования; б – мицелий, с – фрагмент мицелия

Учитывая, что ПДК для наночастиц, в частности для железосодержащих, не разработаны, а оценивать токсические эффекты необходимо, мы приняли решение использовать этот показатель, как ориентир. Определяемую концентрацию железа в суспензии наночастиц, пересчитали относительно 1 ПДК.

В таблице 1 представлены результаты подсчета количества клеток дрожжей в 1 мл жидкой среды Сабуро в опытных и контрольном вариантах. Точка «0 час» является начальной, когда в приготовленные на основе питательной среды опытные варианты (с наночастицами) и контрольный вариант (без них) было добавлено по 1 мл подготовленной суспензии дрожжей.

Таблица 1. Количество клеток дрожжей в 1 мл испытуемых суспензий ($\times 10^6$)

Экспозиция, час	Контроль	1 ПДК	10 ПДК	100 ПДК	1000 ПДК	10000 ПДК
0	2.0	2.2	1.6	2.0	2.6	2.0
24	10.6	14.6	18.0	15.2	13.2	546.0
48	13.4	17.0	13.2	15.2	15.0	584.0
72	10.6	11.4	6.8	30.0	43.0	116.0
96	7.6	15.4	9.4	35.0	230.0	228.0

Сразу был проведен подсчет количества клеток в каждом из вариантов. Обращаем внимание, что во всех вариантах исходная концентрация клеток в 1 мл была практически одинаковая: от 1.6 до 2.6 ($P \geq 0.05$). Результаты, представленные в таблице, иллюстрируются графиком на рис. 4. Поскольку количество клеток в 1 мл достаточно высокое и варьирует от $1.6 - 584.0 \times 10^6$, на графике эти значения прологарифмированы (\lg).

В контрольном варианте к 48 часам количество клеток достигло максимума и вышло на стационарную фазу роста, а к 96 часам – началась гибель клеток ($P \leq 0.05$).

Дрожжи, выращенные в опытных образцах при концентрации от 1ПДК до 1000 ПДК, демонстрировали ха рактеристики, сопоставимые с контрольным образцом в диапазоне от 0 до 48 часов. К 48 час начала формироваться стационарная фаза роста. Однако, через сутки картина изменилась.

При концентрациях 1 ПДК и 10 ПДК к 72 часам обнаружено снижение концентрации клеток, очевидно, начало фазы гибели, но еще через сутки отмечено увеличение количества клеток в 1мл. Величина концентрации клеток в опыте с 10 ПДК не отличается от контроля ($P \geq 0.05$), но различия с вариантом 1 ПДК – доказаны.

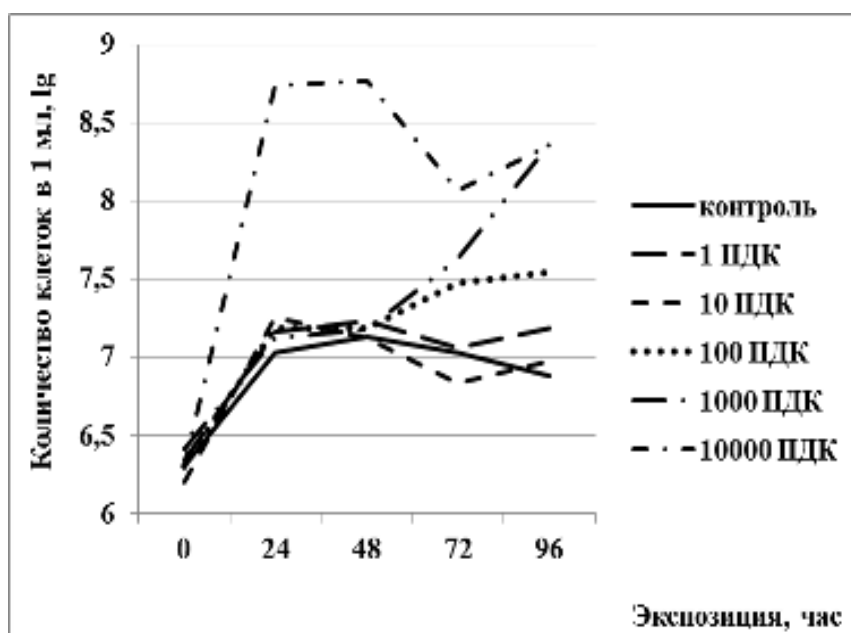


Рис. 4. Кривая роста популяции дрожжей *E. nigrum* в эксперименте

Дрожжи, выращиваемые в среде с наночастицами 100 ПДК, к 72 часам начинают активно делиться. Концентрация клеток в этом варианте при 72 и 96 часах выше контрольного варианта в 3-4.5 раза ($P \leq 0.05$).

Наночастицы в концентрации 1000 ПДК к 72 часам демонстрируют еще больший стимулирующий эффект: клеток дрожжей в 4 раза больше, чем в контроле. А к 96 часам эта разница возрастает до 30 раз ($P \leq 0.05$). Отметим, что в этом опытном варианте концентрация клеток при 72 и 96 час выше, чем опытах с 1-100 ПДК ($P \leq 0.05$).

Максимальный стимулирующий эффект демонстрируют наночастицы 10000 ПДК. Через сутки после посева, концентрация клеток выше всех других вариантов и контроля в 30-50 раз! До 48 часов количество клеток в суспензии практически не меняется, а к 72 часам снижается в 5 раз, что свидетельствует о выходе культуры в стадию гибели. Но еще через сутки, к 96 часам, отмечается увеличение концентрации клеток в этом опыте почти в 2 раза по сравнению с предыдущей экспозицией ($P \leq 0.05$).

Известно, что токсический эффект может проявляться как в гибели организмов, так и в стимуляции плодovitости [4]. Для *E.nigrum* не разработана шкала оценки токсических эффектов, хотя эти организмы использовались ранее как тест-объект в токсикогенетических экспериментах. В связи с этим, для предварительной оценки, мы использовали шкалу для гидробионтов [4]. Учитывая превышение концентрации клеток в опытах по сравнению с контролем, а также доказанность этих различий, можно оценить уровень токсичности испытуемых наночастиц. Проанализируем эти различия только для одной точки – 96 часов (табл. 2).

Таблица 2. Сравнение концентрации клеток в опыте и контроле (экспозиция 96 час).

Концентрация наночастиц, ПДК	Превышение концентрации клеток над контролем (во сколько раз)	Достоверность различий
1	2.03	$P \leq 0.05$
10	1.23	$P \geq 0.05$
100	4.61	$P \leq 0.05$
1000	30.26	$P \leq 0.05$
10000	30.00	$P \leq 0.05$

Исходя из представленных данных, можно предварительно заключить, что наночастицы 1-10 ПДК не индуцируют токсические эффекты в отношении *E.nigrum*. Умеренным токсичным действием обладают наночастицы 100 ПДК, а токсичным действием характеризуются наночастицы 1000 и 10000 ПДК.

Следует еще раз подчеркнуть, что данная оценка предварительная. Рост микробной популяции после того, как уже состоялась стационарная фаза или даже началась фаза гибели, может быть связан и с диауксическим (двухфазным) ростом популяции. Как известно, диауксия происходит по двум основным причинам. Первая, в питательную среду входит несколько источников углеводов. Но, как известно, в состав питательной среды Сабуро входит только один углеводород - глюкоза. Поэтому, вероятнее всего, после исчерпания запасов глюкозы, чёрные дрожжи синтезируют ферменты, позволяющие им утилизировать продукты собственной жизнедеятельности в качестве субстрата для роста [5]. Возможно, что наночастицы могут участвовать в этих процессах, повышая адаптивные возможности популяции. Исключать этот вариант нельзя, так как диауксии в контрольном варианте нет, значит, этот эффект может быть связан с наночастицами.

Численность колоний, выросших на твердой питательной среде (0 час) практически одинакова и составляет $1.1-1.2 \times 10^3$.

Клетки, экспонированные в опыте в течение 24 часов, сформировали колонии, примерно, одинаково во всех вариантах, включая контрольный: от 1.0 до 1.9×10^3 . Больше всего колоний выросло после экспонирования клеток в опыте 1000 ПДК, их почти в 1.5-3.0 раза больше, чем в других вариантах.

Клетки, экспонированные в наночастицах 48 часов, образовали большое количество колоний. Так, в контроле и в вариантах с 1 и 10 ПДК выросло $1.4-1.5 \times 10^3$ колоний, а в 100 – 10000 ПДК на чашках Петри выросло от $4-5.7 \times 10^3$ колоний. Из-за практически сплошного роста колоний на чашках Петри было принято решение опыт закончить.

В заключение отметим, что очень много публикаций, связанных с изложением результатов изучения влияния наночастиц различного происхождения, фиксируют различные индуцированные эффекты: токсические, генетические и модификационные. Однако, механизм взаимодействия наночастиц с живыми организмами остается не раскрытым, авторы выдвигают только гипотезы.

Результаты представленных в статье исследований скорее ставят вопросы, чем отвечают на них. Поэтому мы не можем сделать однозначных выводов, но предлагаем предварительные:

1. Магнитные наночастицы оксида железа, маггемита ($\gamma\text{-Fe}_2\text{O}_3$), используемые в эксперименте в форме стабилизированных водных суспензий в концентрациях 1-10 ПДК, не индуцируют токсические эффекты в отношении *E.nigrum*. Умеренным токсичным действием обладают наночастицы 100 ПДК, а токсичным действием характеризуются наночастицы 1000 и 10000 ПДК. Токсическое действие выражается в стимуляции скорости клеточных делений, что приводит к возрастанию концентрации клеток после стационарной фазы роста популяции.

2. Стимуляционный эффект может быть связан с индукцией ферментов у грибов, что позволяет им утилизировать продукты собственного метаболизма. Возможно, что наночастицы участвуют в этих процессах, повышая адаптивные возможности популяции.

Авторы благодарят А. М. Мурзакаева и R. Andrade за сотрудничество. Исследования биообразцов методом сканирующей электронной микроскопии были проведены в общих сервисах SGIKER UPV/EHU.

Работа выполнена при частичной поддержке гранта РФФИ 18-19-00090.

Список литературы

1. Новоселова Ю.П. Магнитные свойства наночастиц оксида железа, полученных методом лазерного испарения / Ю.П. Новоселова, О.М. Саматов, Г.С. Куприянова, А.М. Мурзакаев, А.П. Сафронов, Г.В. Курляндская // Известия высших учебных заведений. Физика. - 2016. - Т.59, № 9. – С. 147-153.
2. G.V. Kurllyandskaya G. V. Nanoparticles for magnetic biosensing systems / G.V. Kurllyandskaya, Iu.P. Novoselova, V.V. Schupletsova, R. Andrade, N.A. Dunec, L.S. Litvinova, A.P. Safronov, K.A. Yurova, N.A. Kulesh, A.N. Dzyuman, I.A. Khlusov // Journal of Magnetism and Magnetic Materials. 2017. Т. 431. С. 249–254.
3. А.с. № 1071637 СССР, А, С12N15 // С02F3/34; С12R1/00. Штамм черных дрожжей *Exophiala nigrum* -11, используемый для очистки сточных вод от фенолов и лигнина / В.В.Павленко, В.М.Харламов, В.И.Чемерилова, С.С.Тимофеева. - № 3507167/28-13; заявл. 02.11.82; опубл. 07.02.84, Бюл. № 5.
4. Пат. № 2011105184 Российская Федерация, МПК С02F 3/34 (2006/01) Способ оценки генотоксичности водных сред / Денисова Т.П., Симонова Е.В.; заявитель и патентообладатель Иркут. Гос. ун-т. - № 2011105184/10; заявл. 11.02.2011; опубл. 20.08.2012, Бюл. № 23.
5. Белясова Н.А. Микробиология: электронный курс лекций для студентов специальности 1-48 02 02 «Технология лекарственных препаратов» специализации 1-48 02 02 01 «Промышленная технология лекарственных препаратов» / Н. А. Белясова, Т. И. Ахрамович. – Минск: БГТУ, 2019. – 290 с.

КОМПЛЕКСНЫЙ БИОМОНИТОРИНГ И ОЦЕНКА ЭКОТОКСИКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ЭКОСИСТЕМЫ ПРАВДИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА КАЛИНИНГРАДСКОЙ ОБЛАСТИ В 2017–2019 ГГ.

О.А. Дмитриева, А.С. Семенова, А.А. Гусев, Е.А. Поддубева, Л.В. Рудинская, Г.Н. Родюк,
О.А. Шухгалтер, Н.Н. Чукалова, Т.А. Васюкевич, Д.С. Пьянов

ФГБНУ «филиал Всероссийского научно-исследовательского института
рыбного хозяйства и океанографии» ("АтлантНИРО") 236022, Россия, г. Калининград,
ул. Дм. Донского, 5, Россия, phyto@yandex.ru

В результате комплексных исследований экосистемы Правдинского водохранилища Калининградской области установлено, что в 2017–2019 гг. радиационная обстановка водоема может быть признана безопасной. На основе микробиологических показателей вода может быть оценена как «слабо загрязненная» весной, и как «загрязненная» – летом и осенью. Летом в водохранилище отмечаются «цветения» воды синезелеными водорослями. По биомассе бентоса водоем можно оценить как высококормный. В ихтиоценозе выявлено 14 видов рыб. У представителей ихтиофауны найдены 11 видов паразитов. Наиболее высокие показатели зараженности отмечены для трематод, что соответствует высоким показателям развития в водоеме их первых промежуточных хозяев – брюхоногих моллюсков.

Водохранилище «Правдинское» расположено в Правдинском районе Калининградской области на реке Лава. Оно вытянуто с юга на север. Длина российской части акватории составляет 12,6 км, общая – 32 км. Средние глубины составляют 3–4 м. Водохранилище является водоемом высшей рыбохозяйственной категории. Учитывая рыбохозяйственную и рекреационную значимость данного водного объекта, цель работы состояла в проведении комплексной оценки его экосистемы в 2017–2019 гг. Для этого были проведены: радиэкологические (вода, донные отложения, гидробионты), гидробиологические (бактериопланктон, фитопланктон, зоопланктон, бентос) исследования его акватории. Выполнены оценка состояния ихтиофауны и мониторинг эпизоотического состояния и паразитарной безопасности рыб.

Отбор проб для проведения комплексных исследований выполняли ежеквартально в 2017–2019 гг. Изучены такие показатели бактериопланктона как индекс общих колиформных бактерий (ОКБ), термотолерантных колиформных бактерий (ТКБ) и энтерококков (ЭК) в 100 мл (СанПиН 2.1.5.980-00), присутствие возбудителей кишечных инфекций в 1 л, численность психрофильных гетеротрофов (ПГ) – сапрофитная автохтонная микрофлора, численность мезофильных гетеротрофов (МГ) – аллохтонная микрофлора, коэффициент самоочищения (КС) – отношение автохтонных микроорганизмов к аллохтонным (МУК 4.2.1884-04). Определение класса чистоты вод проводили по ГОСТ 17.1.2.04-77 и РД 52.24.309-2016, категории водопользования – по СанПиН 2.1.5.980-00.

Радиоактивное загрязнение экосистемы Правдинского водохранилища оценивали по радиационно-гигиеническим показателям воды, донных отложений и водных биологических ресурсов (ВБР). Исследования содержания изотопов ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде, донных осадках и тканях ВБР проводили с использованием методов радиохимического, радиометрического и спектрометрического анализа.

Пробы воды для изучения фитопланктона объемом 0,5 или 1 литр отбирали с поверхности и консервировали фиксатором, составной частью которого является раствор Люголя. Сгущение проб выполняли седиментационным методом И.П. Усачева до 5–15 мл в зависимости от количества фитопланктона. Количественную обработку осадочных проб проводили по общепринятой методике обработки фитопланктона в камере "Учинская" объемом 0,01 мл с помощью светового микроскопа "Биолам". К доминирующим были отнесены виды, биомасса которых превышала 10% суммарной биомассы фитопланктона [1].

Пробы зоопланктона отбирали путем процеживания фиксированного объема воды (50–150 л) через планктонную сеть с размером ячеек 64 мкм. Отобранный материал фиксировали 4%-ным формалином с сахарозой. С целью дифференциации зоопланктона на живой и мертвый сразу после отбора проб осуществлялось его окрашивание анилиновым голубым красителем [2, 3]. После окрашивания пробы зоопланктона промывали и фиксировали по стандартной методике. Камеральную обработку проб проводили стандартным методом. Биомассу рассчитывали по размерной структуре и численности видов [1]. Обработку окрашенных проб также осуществляли стандартным счетным методом, при этом живые (неокрашенные и частично окрашенные) и мертвые (полностью окрашенные) зоопланктеры учитывались отдельно [3]. Для оценки качества воды и степени эвтрофирования были использованы показатель трофии (Е/О) и коэффициент трофии (Е) [4].

Пробы зообентоса отбирали дночерпателем Ван-Вина с площадью захвата грунта 0,025 м². Образцы промывали в бентосном мешке с размером ячеек 0,4 мм. В полевых условиях материал фиксировали 70° раствором этилового спирта. Обработку проб проводили по общепринятой методике [5]. После определения таксономической принадлежности животных подсчитывали и после обсушивания на фильтровальной бумаге взвешивали – индивидуально или групповым методом. Массу двусторчатых моллюсков определяли вместе с раковинной, при этом удаляли из мантийной полости воду. Полученные исходные данные по численности и биомассе пересчитывали на 1 м² площади дна [1].

Контрольные обловы для исследования ихтиофауны водоема проводили на станциях в приплотинном участке Правдинской ГЭС-3 недалеко от района городского пляжа. Сбор материалов выполняли при проведении сетного лова сетными порядками из разноячейных ставных сетей с использованием надувной лодки с подвесным мотором. В качестве орудия лова использовали ставные сети с шагом ячеек 16–120 мм.

Паразитологические исследования были выполнены у шести видов рыб: плотва, лещ, густера, окунь, судак и линь. Всего были обследованы 254 экз. рыб с использованием метода неполного паразитологического вскрытия, направленного на выявление паразитов, патогенных для человека, а также неопасных паразитов, которые внешне заметны и снижают товарные качества рыб. Препараты паразитов были приготовлены по стандартным методикам. Патогенные для человека паразиты рыб выделены согласно действующим на территории Российской Федерации санитарно-эпидемиологическим правилам СанПиН 3.2.3215-14 «Профилактика паразитарных болезней на территории Российской Федерации», Техническому регламенту ЕАС ТР 040/2016, а также Техническому регламенту Евразийского экономического союза "О безопасности рыбы и рыбной продукции".

Среди основных современных загрязнителей водных экосистем наибольшее значение имеют техногенные долгоживущие радионуклиды: стронций-90 (^{90}Sr) и цезий-137 (^{137}Cs). Содержание ^{137}Cs в воде Правдинского водохранилища составило 0,2–5,9 Бк/м³ и в настоящее время находится на фоновом уровне, установившемся в проточных пресноводных водоемах европейской территории России. Содержание ^{90}Sr в воде в среднем составило 2,7 Бк/м³, что ниже средней объемной активности ^{90}Sr в воде рек европейской территории России, составляющей по данным НПО «Тайфун» Росгидромета в 2007–2018 гг. – 4,2–5,2 Бк/м³. Донные осадки водохранилища представляют собой пески различных фракций с незначительной примесью органического компонента. Они обладают низкой сорбционной способностью и незначительно концентрируют техногенные радионуклиды. Удельная активность ^{137}Cs в них в период наблюдения не превышала 2,0 Бк/кг, ^{90}Sr – 2,5 Бк/кг. Радиационная безопасность рыбы и продукции, вырабатываемой из неё, определяется допустимыми уровнями удельной активности радионуклидов, установленными Техническим регламентом Таможенного союза ТС 021/2011: 130 Бк/кг для ^{137}Cs и 100 Бк/кг для ^{90}Sr . По результатам исследований 2017–2019 гг. уровень загрязнения окуня

и плотвы Правдинского водохранилища радионуклидами был значительно ниже установленной допустимой удельной активности этих элементов и варьировал в следующих диапазонах: ^{137}Cs – 0.5–6.7 Бк/кг и 1.0–3.0 Бк/кг – ^{90}Sr . По результатам проведенных исследований в 2017–2019 гг. радиационная обстановка Правдинского водохранилища может быть признана безопасной.

Численность психрофильных гетеротрофов в Правдинском заливе изменялась от 7.4×10^2 КОЕ/мл до 5.4×10^6 КОЕ/мл (среднее значение – 7.9×10^5 КОЕ/мл), мезофильных – от 1.6×10^2 до 4.2×10^4 КОЕ/мл (среднее значение – 9.6×10^4 КОЕ/мл). Максимальные значения численности психрофильных (ПГ) и мезофильных гетеротрофов (МГ) отмечены в летний период – 1.9×10^5 и 6.4×10^3 КОЕ/мл соответственно для ПГ и МГ. Установлена прямая зависимость между численностью ПГ и температурой воды (коэффициент линейной корреляции $r = 0.81$). Влияния температуры на численность мезофильных гетеротрофов не обнаружено. Коэффициент самоочищения (КС) водоема находился на удовлетворительном уровне. Исключение составляет летний период, когда индекс КС был ниже 4, что свидетельствует о недостаточной эффективности процессов самоочищения водной среды.

Средние значения индекса ОКБ превышали значения, установленные для водоемов, пригодных для рекреационного использования и в черте населенных мест в 1.2 раза (ОКБ = 594 КОЕ/100 мл), термотолерантных колиформ – в 4.4 раза (437 КОЕ/100 мл), что свидетельствует о высоком уровне загрязнения водоема сточными водами. Значения индекса отношения численности фекальных колиформ к энтерококку (ФК/ФС = 1) характеризуют природу стоков как сельскохозяйственную.

Отмечено нарастание индексов бактериального загрязнения в течении года. В зимний и весенний период значения индексов не превышали нормируемых значений, тогда как летом и осенью отмечено превышение численности ТКБ в 4,3 и 1,7 раз соответственно. Достоверных различий между значениями индекса ОКБ в 2018 и 2019 гг. выявлено не было. Численность фекальных колиформ в 2019 г. была ниже, чем в 2018 г. Однако индекс ФК/ФС фекальных колиформ к энтерококку указывал на сельскохозяйственную природу загрязнения в 2018–2019 гг.

В фитопланктоне Правдинского водохранилища было выявлено более 138 видов водорослей, многие из которых являются показателями высокого содержания биогенных элементов в воде. В основном фитопланктон был представлен диатомовыми водорослями, однако в летние месяцы возрастала роль синезеленых – особенно в 2018 и 2019 гг. За счет этого биомасса фитопланктона была достаточно высокой и превышала гипертрофный уровень. Средние за сезон значения биомассы варьировали от 3.7 до 22.8 г/м³. В составе сообществ развивались потенциально-токсичные виды родов *Microcystis*, *Planktothrix*, *Anabaena*, способные выделять альготоксины.

В зоопланктоне Правдинского водохранилища в период исследований было встречено более 70 видов зоопланктона. Наибольшим числом видов были представлены коловратки (*Rotifera*) и ветвистоусые ракообразные (*Cladocera*). К основным доминирующим видам относились *Brachionus angularis*, *Brachionus calyciflorus*, *Brachionus quadridentatus*, *Keratella cochlearis*, *Keratella quadrata*, *Polyarthra vulgaris*, *Synchaeta pectinata*, *Bosmina longirostris*, *Chydorus sphaericus*, *Daphnia cristata*, *Daphnia cucullata*, *Daphnia galeata*, *Diaphanosoma brachyurum*, *Cyclops kolensis*, *Eucyclops serrulatus*, *Mesocyclops leuckarti*, молодь *Cyclopoida*. Около половины доминирующих видов были видами-индикаторами эвтрофных условий. По численности и биомассе в зоопланктоне Правдинского водохранилища в зимний, весенний и осенний периоды доминировали коловратки и веслоногие ракообразные, в летний период – ветвистоусые ракообразные, в отдельные периоды (в конце весны – начале лета) в зоопланктоне в значительной мере возрастала доля личинок двусторчатых моллюсков. Численность и биомасса зоопланктона в каждый из исследованных периодов возрастала от зимнего периода к летнему, когда они достигали максимальных величин (138–379 тыс. экз./м³ и 1.44–2.91 г/м³), а затем снижались к осени. Максимальные величины численности и биомассы зоопланктона были отмечены в августе 2018 г. По биомассе зоопланктона в летний период 2017 и 2019 гг. Правдинское водохранилище можно охарактеризовать как среднекормный водоем, в 2018 г. – как водоем с кормностью выше средней.

Доля мертвых особей в зоопланктоне как правило не превышала 5–7%. Исключением был август 2018 г., когда была отмечена максимальная доля мертвых особей – 12.9 и 14.7% соответственно от численности и биомассы зоопланктона. В этот же период в фитопланктоне была велика доля синезеленых водорослей (в особенности водорослей рода *Microcystis*, относящегося к потенциально-токсичным видам фитопланктона).

По результатам биотестирования на тест-организмах *Ceriodaphnia affinis* (Lilljeborg, 1901) и *Daphnia magna* (Straus, 1820) и применением аттестованных методик определения токсичности воды ФР.1.39.2007.03221, ФР.1.39.2011.09714, ФР.1.39.2007.03222 и ФР.1.39.2015.19999, установлено, что вода Правдинского водохранилища в августе 2018 г. оказывала острое токсичное воздействие на оба тест-организма. Это выражалось в гибели более 50% особей за 2–4 суток. В остальные периоды вода Правдинского водохранилища не оказывала токсичного воздействия или оказывала хроническое токсическое воздействие, которое выражалось в стимулировании рождаемости этих тест-организмов.

Процент потребления фитопланктона зоопланктоном возрастал от зимнего периода к летнему, когда он был максимален, а к осени снижался. Отмечается межгодовая изменчивость доли фитопланктона, которую потенциально способен потребить зоопланктон. Эта доля была максимальна в летний период 2017 и 2019 гг. – 7.5–8.4 %, а в период цветения в августе 2018 г. составляла всего 1.5 %.

По показателям развития зоопланктона во все годы исследований Правдинское водохранилище можно охарактеризовать как гиперэвтрофный водоем. Максимальные показатели развития были отмечены в летний период 2018 г.

Качественный состав зообентоса был представлен личинками комаров-звонцов *Chironomus plumosus*, организмами олигохетного комплекса – тубифицидами *Tubifex tubifex*, видом пресноводных равноногих ракообразных *Asellus aquaticus*, многочисленными видами пресноводных моллюсков (*Mollusca*), а также пиявками

(Hirudinea). По биомассе зообентоса во все годы исследований Правдинское водохранилище можно охарактеризовать как весьма высококормный водоем.

По данным контрольных обловов в состав ихтиоценоза Правдинского водохранилища входили 14 видов рыб, из которых рыбы семейства карповых были представлены 9 видами, окуневых – 3 видами, щуковых и тресковых – 1 видом. Наиболее многочисленными видами были плотва, лещ и судак.

У шести обследованных видов рыб были обнаружены 11 видов паразитов, относящихся к 6 систематическим группам: микроспоридии (1 вид), миксоспоридии (2 вида), трематоды (4 вида), цестоды (1 вид), пиявки (1 вид) и паразитические ракообразные (2 вида). Микроспоридии были отмечены только у 4% окуней. Два вида миксоспоридий рода *Muxobolus* встречались у карповых рыб – плотвы, леща и густеры. Наиболее высокие показатели зараженности отмечены у трематод. Среди них встречаются и патогенные для человека метацеркарии *Apothallus müehlingi*. Эти гельминты хорошо заметны на поверхности тела и плавниках, т.к. окружены пигментом черного цвета гемомеланином. Метацеркарии *A. müehlingi* встречаются и в мускулатуре. Апофалюсы были найдены у плотвы и окуня. Показатели зараженности рыб в 2019 г. были выше, чем в 2017–2018 гг. Апофалюсы имеют сложный триксенный жизненный цикл. Первый промежуточный хозяин – моллюски рода *Lithoglyphus*. Половозрелые трематоды паразитируют у рыбадных птиц, плотоядных животных и человека. Метацеркарии трематоды рода *Ichthyocotylurus* хорошо заметны на поверхности внутренних органов у плотвы, густеры, окуня и судака. Жизненный цикл также трехксенный: первый промежуточный хозяин – моллюски *Valvata piscinalis*, окончательный – различные рыбадные птицы. У 100% плотвы, леща, густеры и судака в мускулатуре встречались метацеркарии трематоды *Paracoenogonimus ovatus*. Жизненный цикл у них трехксенный: первый промежуточный хозяин – моллюски рода *Viviparus*, окончательные хозяева – различные рыбадные птицы. Метацеркарии трематоды *Posthodiplostomum cuticola* были отмечены на поверхности тела у карповых рыб – плотвы, леща и густеры. Эти трематоды хорошо заметны, т.к. окружены пигментом черного цвета. Жизненный цикл триксенный: первый промежуточный хозяин – моллюски *Planorbis planorbis* и *Lymnea stagnalis*, окончательные хозяева – рыбадные птицы. Личинки цестоды *Triaenophorus nodulosus* были отмечены в печени окуня. Известны случаи браковки рыбной продукции, зараженной мышечным триенофорозом. Первые промежуточные хозяева – веслоногие рачки, окончательный хозяин – щука.

По результатам проведенных исследований установлено, что радиационная обстановка Правдинского водохранилища может быть признана безопасной. По результатам микробиологических исследований вода Правдинского водохранилища может быть оценена в зимний и весенний период как слабозагрязненная β-мезосапробная 3 класса чистоты, летом и осенью – как загрязненная β, α-мезосапробная 3–4 класса чистоты. В августе 2018 г. в период максимального прогрева воды наблюдалось «цветение» воды синезелеными водорослями и была отмечена максимальная доля мертвых особей в зоопланктоне. В этот же период вода Правдинского водохранилища оказывала острое токсичное действие на тест-организмы *Daphnia magna* и *Ceriodaphnia affinis*, а потребление фитопланктона зоопланктоном находилось на низком уровне. Численность и биомассы фитопланктона, зоопланктона и бентоса возрастали от зимы к лету, а к осени снижались. По биомассе зоопланктона в летний период 2017 и 2019 гг. Правдинское водохранилище можно охарактеризовать как среднекормный водоем, в 2018 г. – как водоем с кормностью выше средней. По биомассе бентоса водоем оценивается как достаточно высококормный. Ихтиоценоз Правдинского водохранилища составляют 14 видов рыб: семейство карповых представлено 9 видами, окуневых – 3 видами, щуковых и тресковых – по 1 виду. Исследована фауна паразитов 6 видов рыб (плотва, лещ, густера, окунь, судак, линь). Выявлены 11 видов паразитов, относящихся к микроспоридиям, миксоспоридиям, трематодам, цестодам, пиявкам и паразитическим ракообразным. Наиболее высокие показатели зараженности отмечены для трематод, что обусловлено высокой численностью в водоеме их первых промежуточных хозяев – брюхоногих моллюсков. Патогенные для человека метацеркарии трематоды *Apothallus müehlingi* найдены у плотвы и окуня. Отмечено повышение зараженности рыб этими гельминтами в 2019 г. по сравнению с данными 2017–2018 гг.

Список литературы

1. Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. – М.: Наука, 1975. – 240 с.
2. Seepersad B., Crippen R.W. Use of aniline blue for distinguishing between live and dead freshwater zooplankton // J. Fish. Res. Board Canada. 1978. V. 35. № 10. P. 1363–1366.
3. Дубовская О.П. Оценка количества мертвых особей рачкового зоопланктона в водоеме с помощью окрашивания проб анилиновым голубым: методические аспекты применения // Журн. Сибирского Федерального ун-та. Сер. Биология. 2008. № 2. С. 145–161.
4. Андроникова И.Н. Структурно-функциональная организация зоопланктона озерных экосистем разных трофических типов. – СПб.: Наука, 1996. – 189 с.
5. Салазкин А.А., Алимов А.Ф., Финогонова Н.П., Винберг Г.Г. Методические рекомендации по сбору и обработке материала при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах. Зообентос и его продукция. – Л.: Изд-во ГосНИИОРХ. – 1984. – 51 с.

СТОЙКИЕ ОРГАНИЧЕСКИЕ ЗАГРЯЗНЯЮЩИЕ ВЕЩЕСТВА В ТИХООКЕАНСКИХ ЛОСОСЯХ ОХОТСКОГО МОРЯ: САНИТАРНЫЕ НОРМЫ И ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ РИСК

М.М. Донец¹, В.Ю. Цыганков^{1,2}, М.Д. Боярова¹, А.Н. Гумовский¹,
Ю.П. Гумовская¹, А.В. Литвиненко³, М.В. Ковальчук⁴, Н.К. Христофорова^{2,5}

¹Школа биомедицины, Дальневосточный федеральный университет,
690091, Приморский край, г. Владивосток, ул. Суханова, 8, Россия, maksim.donetz@mail.ru

²Школа естественных наук, Дальневосточный федеральный университет,
690091, Приморский край, г. Владивосток, ул. Суханова, 8, Россия

³Сахалинский государственный университет,
693000, Сахалинская область, Южно-Сахалинск, пр. Коммунистический, 33, Россия

⁴Институт морской геологии и геофизики ДВО РАН,
693022, Сахалинская область, Южно-Сахалинск, ул. Науки, 1Б, Россия

⁵Тихоокеанский институт географии ДВО РАН, 690041, Приморский край, Владивосток, ул. Радио, 7, Россия

Определены уровни хлорорганических пестицидов и полихлорированных бифенилов в тихоокеанских лососях Охотского моря (2012-2017 гг.). Рассчитан экологический риск для жителей прибрежных районов Дальнего Востока. Несмотря на заметное снижение уровней СОЗ, риски для здоровья потенциально существуют.

Среди стойких органических загрязняющих веществ (СОЗ) наиболее распространены хлорорганические пестициды (ХОП) и полихлорированные бифенилы (ПХБ), активно применявшиеся с середины XX века [1]. Наиболее токсичные и широко используемые из этих групп поллютанты нормируются в пищевом сырье различного происхождения.

Тихоокеанские лососи считаются национальным богатством России. Основные промысловые зоны их добычи расположены в Японском, Охотском и Беринговом морях [2]. Среди тихоокеанских лососей наиболее распространенным в акватории РФ является род *Oncorhynchus*, включающий горбушу (*O. gorbuscha*), кету (*O. keta*), нерку (*O. nerka*), кижуча (*O. kisutch*), чавычу (*O. thawytscha*) и сима (*O. masu*) [3]. Основными промысловыми видами считаются горбуша, кета и нерка. Несмотря на наличие на Дальнем Востоке рыбодонных заводов [4], основные уловы формируются из «диких» стад лососей, что осложняет контроль качества и безопасности получаемого сырья. В отличие от ХОП, относительно регулярные мониторинговые исследования, в отношении пищевой и экологической безопасности тихоокеанских лососей проводятся только для тяжелых металлов [1, 4-6], что создает потенциальную угрозу жизни и здоровью людей.

Места нагула тихоокеанских лососей подвержены серьезному антропогенному влиянию, поскольку в северо-западной части Тихого океана расположены захоронения ядохимикатов и пестицидов, продолжает использоваться старое электрооборудование, содержащее ПХБ. Кроме того, в этом районе расположено Тихоокеанское мусорное пятно, значительно влияющее на накопление ХОП и ПХБ в тканях морских организмов [7, 8]. В связи с этим мониторинг, тихоокеанских лососей северо-западной Пацифики является важной задачей для устойчивого развития страны.

Существующая в России система оценки безопасности водных биологических ресурсов уже не отвечает последним мировым тенденциям и нуждается в актуализации. Вместо классического сравнения с допустимыми уровнями гигиенических нормативов все большее распространение получает методика оценки экологического риска для здоровья (environmental health risk assessment), суть которой сводится к оценке потенциально возможного негативного влияния ксенобиотиков на здоровье человека [9, 10]. В связи с этим, цель работы – определение уровней ХОП (ДДТ и ГХЦГ) и ПХБ в тихоокеанских лососях Дальнего Востока России и оценка экологического риска для здоровья населения Дальнего Востока России.

В 2012-2013 гг. нами исследованы горбуша и кета, выловленные во время анадромной миграции в южной части Охотского моря; в 2017 – горбуша и сима, пойманные непосредственно перед нерестом на о. Сахалин в реках Пороной и Бахура, соответственно. Образцы органов и тканей рыб замораживали при -20°C и транспортировали в лабораторию. Липиды экстрагировали из гомогенатов мягких тканей индивидуальных особей, используя смесь *n*-гексана и ацетона, с последующим разрушением жировых компонентов концентрированной серной кислотой [11]. Далее полученный экстракт разделяли на хроматографической колонке. Среди ХОС в исследованных образцах определяли: α -, β -, γ - и δ -ГХЦГ, 4,4'-ДДТ, 2,4'-ДДТ, 4,4'-ДДД, 2,4'-ДДД, 4,4'-ДДЕ, 2,4'-ДДЕ и 28, 52, 155, 101, 118, 143, 153, 138, 180, 207 конгенеры ПХБ. Основное определение массового содержания хлорорганических соединений в биоматериале проводили на газовом хроматомасс-спектрометре GCMS-QP2010 Ultra [8].

Для оценки экологического риска от употребления тихоокеанских лососей, содержащих СОЗ, для здоровья взрослого населения Дальнего Востока России рассчитывали коэффициент опасности (HQ) и коэффициент риска развития рака в течение жизни (ILCR). HQ и ILCR рассчитывали без учета поступления токсикантов через другие источники (вода, воздух, контакт с кожей) и для определения возможных неблагоприятных последствий для здоровья только от употребления «загрязненной» рыбы. При значении $\text{HQ} > 0,2$ риск отравления для людей потенциально существует. Если $\text{ILCR} > 1 \cdot 10^{-5}$, риск потенциально существует [12, 13]. Статистический анализ результатов осуществляли с помощью программного обеспечения IBM SPSS Statistics для Windows 10. Достоверность данных оценивали с помощью двустороннего критерия Краскала-Уоллиса с уровнем значимости $p \leq 0.05$.

СОЗ обнаружены во всех исследованных пробах. Суммарная концентрация ГХЦГ и ДДЕ в мышцах горбуши составила 33±12 и 2.0±1.0 нг/г сырой массы, в печени – 65±36 и 8.0±5.0 нг/г сырой массы, соответственно. Уровни изомеров ГХЦГ в икре и гонадах составили соответственно 70±35 и 150±15 нг/г сырой массы, ДДЕ – 2.0±2.0 и 11±1 нг/г сырой массы.

В мышцах кеты из южной части Охотского моря уровни ГХЦГ составили 37±14, ДДЕ – 5.0±2.0 нг/г сырой массы, в печени – 55±27 и 7.0±3.0 нг/г сырой массы, соответственно. В икре обнаружены высокие уровни ГХЦГ – 491±196 нг/г сырой массы. В гонадах суммарные концентрации ГХЦГ и ДДЕ составили 876±447 и 111±13 нг/г сырой массы, соответственно.

В мышцах горбуши из устья р. Поронай уровни ГХЦГ составили 2.1±2.5, ДДТ и его метаболитов – 0.7±0.9, ПХБ – 1.7±1.1 нг/г сырой массы. В печени концентрации ГХЦГ составили, в среднем, 3.1±0.4, ДДТ и его метаболитов – 0,40±0,02, конгенов ПХБ – 1.26±0.06 нг/г сырой массы. В икре и гонадах горбуши уровни ГХЦГ составили 3.6±4.8 и 1.0±0.4, ДДТ – 0.26±0.25 и 0.04±0.02, ПХБ – 2.2±1.0 и 0.08±0.06 нг/г сырой массы, соответственно.

В мышцах сими из р. Бахура среднее значение ГХЦГ – 0.9±0.7, ДДТ и его метаболитов – 0.8±0.8 нг/г сырой массы. ПХБ обнаружены со средним значением 2.1±1.3 нг/г сырой массы. В печени уровни ГХЦГ составлял большую часть пестицидов – 12.4±7.4 нг/г сырой массы. В одном образце обнаружен 2,4'-ДДЕ – 1.4 нг/г сырой массы. Уровни ПХБ составили 2.8±4.2 нг/г сырой массы. Из ХОП в гонадах обнаружен только ГХЦГ (5.4±3.8 нг/г сырой массы), в икре – ГХЦГ и ДДД (1.7±0.2 и 0.4±0.2 нг/г сырой массы, соответственно). В гонадах ПХБ были представлены только 52 конгеном – 0.5 нг/г сырой массы, в икре их суммарная концентрация составила 3.9±0.4 нг/г сырой массы.

Расчет экологического риска для здоровья проводился, основываясь на уровнях поллютантов в мышцах рыб, как наиболее широко потребляемом среди других органов продукте. Результаты расчетов представлены в таблице.

Таблица. Результаты расчета экологического риска от употребления тихоокеанских лососей.

Вид	Год отбора	Соединение	EDI для HQ	HQ	EDI для ILCR	ILCR *
Горбуша (<i>Oncorhynchus gorbuscha</i>)	2012	α-ГХЦГ	2.9•10 ⁻⁵	0.0960	2.7•10 ⁻⁵	1.7•10 ⁻⁴
		β-ГХЦГ	5.5•10 ⁻⁶	0.0180	5.2•10 ⁻⁶	9.4•10 ⁻⁶
		γ-ГХЦГ	3.6•10 ⁻⁶	0.0120	3.4•10 ⁻⁶	4.4•10 ⁻⁶
		ДДЕ	2.6•10 ⁻⁶	0.0053	2.5•10 ⁻⁶	8.4•10 ⁻⁷
	2017	α-ГХЦГ	3.1•10 ⁻⁶	0.0103	2.9•10 ⁻⁶	1.8•10 ⁻⁵
		β-ГХЦГ	6.4•10 ⁻⁷	0.0021	6.1•10 ⁻⁷	1.1•10 ⁻⁶
		γ-ГХЦГ	1.3•10 ⁻⁷	0.0004	1.2•10 ⁻⁷	1.6•10 ⁻⁷
		ДДТ	9.0•10 ⁻⁷	0.0018	8.5•10 ⁻⁷	2.9•10 ⁻⁷
		ДДД	6.4•10 ⁻⁷	0.0013	6.1•10 ⁻⁷	1.5•10 ⁻⁷
		ДДЕ	1.3•10 ⁻⁷	0.0003	1.2•10 ⁻⁷	4.1•10 ⁻⁸
Кета (<i>O. keta</i>)	2013	α-ГХЦГ	2.4•10 ⁻⁵	0.0800	2.2•10 ⁻⁵	1.4•10 ⁻⁴
		β-ГХЦГ	1.6•10 ⁻⁵	0.0540	1.5•10 ⁻⁵	2.7•10 ⁻⁵
		γ-ГХЦГ	7.4•10 ⁻⁶	0.0250	7.0•10 ⁻⁶	9.1•10 ⁻⁶
		ДДЕ	5.4•10 ⁻⁶	0.0110	5.0•10 ⁻⁶	1.7•10 ⁻⁶
Сима (<i>O. masou</i>)	2017	α-ГХЦГ	7.2•10 ⁻⁷	0.0024	6.8•10 ⁻⁷	4.3•10 ⁻⁶
		β-ГХЦГ	2.9•10 ⁻⁷	0.0010	2.7•10 ⁻⁷	4.9•10 ⁻⁷
		γ-ГХЦГ	1.4•10 ⁻⁷	0.0005	1.3•10 ⁻⁷	1.7•10 ⁻⁷
		ДДТ	5.2•10 ⁻⁷	0.0011	4.9•10 ⁻⁷	1.7•10 ⁻⁷
		ДДД	5.7•10 ⁻⁷	0.0011	5.3•10 ⁻⁷	1.3•10 ⁻⁷
		ДДЕ	1.8•10 ⁻⁷	0.0004	1.7•10 ⁻⁷	5.9•10 ⁻⁸
		ΣПХБ	2.3•10 ⁻⁶	0.0180	2.2•10 ⁻⁶	4.4•10 ⁻⁶

Примечание: * выделенные значения указывают на существование потенциального риска

Полученные данные указывают на отсутствие явных рисков потенциального отравления СОЗ от употребления тихоокеанских лососей, как 2012-2013, так и 2017 гг. вылова. Однако определение рисков развития онкологических заболеваний (ILCR) показательнее чем HQ, поскольку учитывает более длительную экспозицию. Согласно расчетам, потенциальный риск развития онкологии повышался при употреблении горбуши и кеты 2012-2013 гг. вылова и может повышаться при сохранении уровня загрязнения горбуши о. Сахалин, выловленной в 2017 г. Во всех случаях риск связан с α- и β-изомерами ГХЦГ, имеющими наивысший канцерогенный потенциал среди других исследованных СОЗ. Особо примечателен факт сохранения потенциального риска развития рака, даже в условиях тенденции к уменьшению уровней СОЗ в горбуше с 2012 по 2017 гг. Таким образом, несмотря на значительное снижение уровней поллютантов в тихоокеанских лососях, потенциальное развитие неблагоприятных последствий для здоровья от употребления тихоокеанских лососей сохраняется. Необходимо продолжать мониторинг водных биологических ресурсов, в особенности – массовых мигрирующих видов, актуализировать и внедрить методы расчета экологического риска в нормативную базу России.

Несмотря на запрет применения, СОЗ продолжают обнаруживаться в водных биологических ресурсах и могут негативно влиять на здоровье людей, что указывает на необходимость мониторинга, в особенности – в промысловых зонах России. Согласно результатам расчета экологического риска для здоровья, повышение ве-

роятности развития рака в течение жизни было теоретически возможно в 2012–2013 гг. при употреблении горбуши и кеты. На сегодняшний день эта опасность потенциально существует при сохранении уровня контаминации горбуши о. Сахалин. Для более точного контроля возможного влияния этих опасных токсикантов на человека необходима интеграция метода оценки экологического риска в нормативную базу России.

Работа выполнена при финансовой поддержке Российского научного фонда (соглашение РНФ № 18-14-00120).

Список литературы

1. Tsygankov V.Yu. Organochlorine pesticides in marine ecosystems of the Far Eastern Seas of Russia (2000–2017) / V.Yu. Tsygankov // *Water Research*. – 2019. – № 161. – P. 43–53.
2. Donets M.M. Trace elements in commercial marine organisms from the Russian part of the Northwest Pacific (2010–2018) / M.M. Donets, V.Yu Tsygankov // *Environmental Chemistry Letters*. 2019. – № 4 (17). – P. 1727–1740.
3. Шунтов В.П. Тихоокеанские лососи в морских и океанических экосистемах: монография / В.П. Шунтов, О.С. Темных. – Владивосток: ТИПРО-центр, 2008. – 481 с.
4. Khristoforova N.K. The Trace-Element Content in the Pink Salmon *Oncorhynchus gorbuscha* (Walbaum, 1792) from the Sakhalin–Kuril Region / N.K. Khristoforova, A.V. Litvinenko, V.Yu. Tsygankov [et al.] // *Russian Journal of Marine Biology*. – 2019. – № 3 (45). – P. 221–227.
5. Khristoforova N.K. The role of the biogeochemical conditions of the marine environment on the trace element content in Pacific salmon / N.K. Khristoforova, V.Yu. Tsygankov, M.D. Boyarova, O.N. Lukyanova // *Achievements in the Life Sciences*. – 2014. – №8 (1). – P. 55–60.
6. Khristoforova N.K. Heavy metal contents in the pink salmon *Oncorhynchus gorbuscha* Walbaum, 1792 from Kuril oceanic waters during anadromous migration / .K. Khristoforova, V.Yu. Tsygankov, M.D. Boyarova, O.N. Lukyanova // *Russian Journal of Marine Biology*. – 2015. – № 41 (6). – P. 479–484.
7. Rios L.M. Quantitation of persistent organic pollutants adsorbed on plastic debris from the Northern Pacific Gyre’s “eastern garbage patch” / L.M. Rios, P.R. Jones, C. Moore, U.V. Narayan // *J. Environ. Monit.* – 2010. – № 12 (12). – P. 2226.
8. Донец М.М. Хлороорганические соединения в камбалах рода *Hippoglossoides* Gottsche, 1835 из дальневосточных морей России / М.М. Донец, В.Ю. Цыганков, М.Д. Боярова [и др.] // *Морской биологический журнал*. – 2020. – № 5 (1). – С. 29–42.
9. Руководство по проверке пищевых продуктов на основе оценки рисков. – Рим: Сельскохозяйственная и продовольственная организация объединенных наций, 2010. – 104 с
10. Руководство по оценке риска для здоровья населения при воздействии химических веществ, загрязняющих окружающую среду. – Москва: Федеральный центр госсанэпиднадзора Минздрава России, 2004. – 143 с.
11. Tsygankov V.Yu. Sample Preparation Method for the Determination of Organochlorine Pesticides in Aquatic Organisms by Gas Chromatography / V.Yu. Tsygankov, M.D. Boyarova // *Achievements in the Life Sciences*. – 2015. – № 9 (1). – P. 65–68.
12. Health Canada. Federal Contaminated Site Risk Assessment in Canada, Part II: Health Canada Toxicological Reference Values (TRVs) and Chemical-Specific Factors, Version 2.0. – Minister of Health of Canada, 2010.
13. US EPA IRIS. United States Environment Protection Agency (USEPA)’s Integrated Risk Information System. – Environment Protection Agency, 2007.

ФАУНА РУЧЕЙНИКОВ (TRICHOPTERA) ВОДОТОКОВ БАССЕЙНА ВЕРХНЕГО ИРТЫША И ИХ ЗНАЧЕНИЕ В БИОИНДИКАЦИИ

А.А. Евсеева¹, Л.В. Яныгина^{2,3},

¹*Ханты-Мансийский отдел Тюменский филиал ФГБНУ «ВНИРО» («Госрыбцентр»),*

г. Ханты-Мансийск, Россия, annaeso@mail.ru

²*Алтайский государственный университет, г. Барнаул, Россия*

³*Институт водных и экологических проблем СО РАН, г. Барнаул, Россия, yan_lv@mail.ru*

В статье представлен список видового состава ручейников водотоков Юго-Западного Алтая, выявлены особенности расселения видов в бассейнах рек, выделен комплекс доминантов и редких видов, приведены некоторые предварительные результаты изучения влияния тяжелых металлов на ручейников горных водотоков.

Одной из наиболее значимых групп водных беспозвоночных в текучих водоемах Казахстана являются ручейники (Trichoptera) - отряд насекомых с полным превращением, с исключительно водными личинками. Ручейники являются одним из основных компонентов питания рыб, населяющих водотоки. Кроме того, ручейники являются исключительно важным объектом мониторинга качества поверхностных вод, т.к. весьма чувствительны к различным загрязняющим веществам, сокращению стока водотока и общему ухудшению качества воды при соблюдении норм уровней загрязнения (ПДК). Изучение фауны ручейников Казахстана имеет и глобальное теоретическое значение. Мировое сообщество уделяет пристальное внимание развитию таксономических работ, учитывая их важность как базовой научной дисциплины в оценке статуса биологического разнообразия. Программа ООН по окружающей среде (UNEP) совместно с секретариатом Конвенции по биологиче-

скому разнообразию разработало и активно внедряет «Глобальную таксономическую инициативу» как стратегическую инициативу в области таксономии.

Цель данной работы – эколого-систематический обзор видового состава Trichoptera с учетом изученности ручейников в водотоках бассейна Верхнего Иртыша.

Центральное место в гидрографической сети Юго-Западного Алтая занимает Иртыш с его многоводными правобережными притоками – Бухтармой, Ульбой и Убой. Бассейны последних заполняют территорию Западного Алтая. Реки Южного Алтая менее водоносны. Наиболее крупные из них – Каба, Алкабек, Кальджир, Курчум, Нарым. Еще менее водоносны все левобережные притоки Иртыша – Кендырлик, Уйдене, Бокен, Кызылсу, Чар и Шаган [1].

Поверхностные воды высокогорных и среднегорных районов Алтая представлены преимущественно водотоками ритрального типа, которые характеризуются быстрым течением, стабильностью донного субстрата, низкой температурой воды. Это отражается в видовом составе ручейников, основу которого составляют реофильные виды. Личинки ручейников (Trichoptera), наряду с личинками подёнок (Ephemeroptera) и веснянок (Plecoptera), формируют основу бентосного населения водотоков горного типа. Поэтому изучение пространственного распределения сообществ ручейников, также как и других таксономических групп, даёт ключ к познанию процессов биопродуцирования в водных экосистемах, разработке подходов к биоиндикации природных вод и прогнозированию состояния речных экосистем при различных нарушениях условий среды.

Материалом для написания данной работы послужили 1276 качественных макрозообентоса, собранные в период открытой воды в 2002-2013 гг. Для систематизированного рассмотрения выделены следующие частные бассейны и группы рек:

1. р. Черный Иртыш; 2. р. Иртыш (в границах Восточного Казахстана); 3. бассейн рек Каракаба и Аккаба (в границах Восточного Казахстана, р. Каракаба, р. Сорвенек, р. АрасанКаба, р. Таутекели); 4. бассейн рек Бельозек и Алкабек (р. Бельозек, р. Шет-Теректы); 5. бассейн р. Кальджир с группой рек, впадающих в озеро Маркаколь (р. Тополевка, р. Урунхайка, р. Кальджир); 6. реки Южного склона Курчумского хребта (р. Калгуты); 7. бассейн р. Курчум (р. Курчум); 8. бассейн р. Нарым (р. Нарым); 9. бассейн р. Бухтарма (р. Язовая, р. Сахатушка, р. Белая Берель, р. Сарымсакты, р. Черновая, р. Тургусун, р. Щебнюха, р. Бухтарма); 10. бассейн р. Ульба (р. Брекса, р. Журавлиха, р. Филипповка, р. Тихая, р. Громотуха, р. Колотушка, р. Бугачиха, р. Пихтовка, р. Сержиха, р. Малая Ульба, р. Ульба); 11. малые правобережные притоки Иртыша на участке Ульба-Уба (р. Глубочанка, Красноярка); 12. бассейн р. Уба (р. Палева, р. Разливанка, р. Еремова Линейчиха, р. Линейчиха, р. Поперечная, р. Белая Уба, р. Черная Уба, р. Белопорожняя Уба, р. Становая Уба, р. Полюновка, р. Быструха, р. Секисовка, р. Малая Уба, р. Уба); 13. бассейн рек Кендырлик и Уйдене (р. Улькен Уласты, р. Кендырлик, р. Уйдене, р. Жемейней); 14. бассейн р. Кокпекты (р. Кокпекты); 15. бассейн р. Большой Бокен (р. Кулужон, р. Большой Бокен); 16. малые левобережные притоки Иртыша, стекающие с северных склонов Калбинского хребта (р. Аблайкеткен, р. Таинты, р. Шибынды, р. Таргын, р. Сибинка, р. Урунхай, р. Уланка, р. Дресвянка, р. Ковалевка); 17. малые правобережные притоки Иртыша на участке Курчум-Нарым (р. Мойлды).

Отбор и обработку проб зообентоса осуществляли в соответствии с методикой, изложенной в «Руководстве по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем» [2]. Сбор личинок ручейников проводили гидробиологическим скребком. Облавливали мелководные береговые участки глубиной 0.1–0.5 м, стараясь охватить все биотопы. Организмы фиксировались в 75% растворе этилового спирта. Таксономическую идентификацию проводили по соответствующим определителям. Доминирующие виды устанавливали по частоте встречаемости, встречаемость > 50 % проб – константные; 25 – 50% – второстепенные; < 25% – случайные.

Для фаунистического обзора ручейников водотоков бассейна Верхнего Иртыша в основном будем оперировать списками видов на основе только собственных данных, не отрицая их заведомую неполноту.

Для примера использования личинок ручейников в качестве биоиндикаторов взяты некоторые результаты исследования водотоков бассейна р. Ульба – р. Брекса и Тихая. Бассейн р. Ульба один из наиболее промышленно развитых регионов Казахстана. Пробы макробеспозвоночных и вода для химического анализа были отобраны с четырех участков рек (B1, B2, T1, T2), расположенных на расстоянии около 7 км друг от друга. Для изучения видового богатства и пространственного распределения ручейников ненарушенных местообитаний была обследована р. Брекса выше г. Риддер (B1). Для анализа особенностей ответных реакций ручейников на загрязнение рек тяжелыми металлами материал собирали в р. Брекса в черте г. Риддера ниже сброса дренажных вод АО «Казцинк» (B») и в р. Тихая (T1 и T2 - ниже по течению от устья Брекса).

Видовой состав. Таксономический состав ручейников исследованных водотоков бассейна Верхнего Иртыша насчитывает 67 таксон из 18 семейств (таблица). В то же время из смежного бассейна р. Бия, расположенного в той же, что и Верхний Иртыш зоогеографической области, известно 51 вид ручейников [3], на территории Горного Алтая – 63 вида [4], на Северном Алтае – 21 [5].

В фауне ручейников исследованных водотоков бассейна Верхнего Иртыша преобладали виды семейств Limnephilidae (22 вида, 33% от общего числа), Leptoceridae (9 видов, 13% от общего числа), Rhyacophilidae (6 видов, 9% от общего числа). Доминантный комплекс по частоте встречаемости включал три таксона: константные виды *Glossosoma altaicum* (67%), *Brachycentrus americanus* (58%) и второстепенные виды *Ceratopsyche nevae* (47%), *Apatania zonella* (39%), *Lepidostoma hirtum* (39%), *Stenopsyche marmorata* (39%), *Dicosmoecus palatus* (33%), *Anabolia laevis* (33%), *Rhyacophila sibirica* (33%), *Hydropsyche angustipennis* (30%), *Arctopsyche ladogensis* (30%).

К редким были отнесены виды, частота встречаемости в исследуемых водотоках которых составила менее 3%. Таких видов было отмечено 12. Только в р. Ульба (верхнее течение) был обнаружен *Athripsodes aterrimus*, *Psychomyia pusilla* – только в р. Брекса и р. Ульба (нижнее течение), только в р. Жемейней - *Plectrocnemia wui*, в р. Сарымсакты - *Agapetus ochripes*, в р. Иртыш - *Phryganea bipunctata* и *Limnephilus rhombicus*, в р. Брекса - *Oecetis intima*, в р. Черная и Белая Уба - *Apatania stigmatella*, *Anabolia brevipennis* – в р. Тихая и р. Ульба,

только в р. Тихая - *Ecclisomyia digitata*, *Limnephilus elegans* – в р. Брекса и р. Тихая, *Potamophylax rotundipennis* – в р. Журавлиха и р. Бутачиха.

Таблица. Распространение Trichoptera в водотоках бассейна Верхнего Иртыша

Таксон	№	Таксон	№
сем. Philopotamidae		сем. Leptoceridae	
<i>Dolophilodes ornatus</i> Ulmer	9, 13	<i>Athripsodes aterrimus</i> (Step.)	10
сем. Rhyacophilidae		<i>Athripsodes cinereus</i> (Curtis)	10, 12
<i>Rhyacophila sibirica</i> McL.	3, 5, 9-12	<i>Mystacides azureus</i> L.	2, 9, 10
<i>Rhyacophila angulata</i> Mart.	3, 5, 9, 10-12, 16	<i>Mystacides dentatus</i> Mart.	2, 7, 10, 12, 15
<i>Rhyacophila impar</i> Mart.	3, 5, 9, 10, 16	<i>Oecetis intima</i> McL	10
<i>Rhyacophila rectata</i> Mart.	8, 9	<i>Oecetis furva</i> Rambur.	10-12
<i>Rhyacophila lata</i> Mart.	10, 12	<i>Oecetis lacustris</i> Pict.	12, 15
<i>Rhyacophila sp.</i>	16	<i>Ceraclea excisa</i> (Morton)	12
сем. Stenopsychidae		<i>Leptoceridae sp.</i>	6, 7
<i>Stenopsyche marmorata</i> Navas	3, 9-12, 16	сем. Brachycentridae	
сем. Psychomyiidae		<i>Brachycentrus subnubilus</i> Curtis	2, 3, 9-12
<i>Psychomyia pusilla</i> (Fabr.)	10	<i>Brachycentrus americanus</i> (Banks)	3-5, 7, 8-10, 12, 13, 16
сем. Polycentropodidae		сем. Lepidostomatidae	
<i>Plectrocnemia wui</i> (Ulmer)	13	<i>Lepidostoma hirtum</i> Fabr.	3, 4, 9-12, 16
<i>Polycentropus flavomaculatus</i> Pictet	10, 14	сем. Goeridae	
сем. Arctopsychidae		<i>Goera tungusensis</i> Mart.	2, 4, 5, 9, 10-12, 15, 16
<i>Arctopsyche ladogensis</i> Kol.	2, 3, 5, 9, 10, 12	сем. Apataniidae	
сем. Hydropsychidae		<i>Apatania zonella</i> Zett.	2, 3, 5, 9-12, 13, 15, 16
<i>Ceratopsyche nevae</i> Kol.	1, 2, 3, 5, 6, 8-2, 13, 15, 16	<i>Apatania stigmatella</i> (Zett.)	12
<i>Hydropsyche angustipennis</i> Curtis	1, 2, 10, 11, 13, 15, 16	сем. Limnephilidae	
<i>Hydropsyche pellucidula</i> (Curtis)	10-12, 14, 15	<i>Anabolia brevipennis</i> (Curtis)	10
<i>Macrostemum radiatum</i> (McL)	1, 2	<i>Anabolia laevis</i> (Zett.)	9-12, 16
сем. Ecnomidae		<i>Anabolia furcata</i> Br.	2, 10, 11, 16
<i>Ecnomus tenellus</i> Rambur	2, 9, 13	<i>Anisogamodes flavipunctatus</i> Mart.	10, 16
сем. Glossosomatidae		<i>Asynarhus amurensis</i> Ulm.	7, 10
<i>Agapetus comatus</i> Curt.	2, 11	<i>Asynarhus lapponicus</i> (Zett.)	10, 16
<i>Agapetus ochripes</i> Curtis, 1834	9	<i>Chaetopteryx sahlbergi</i> (McL)	9, 10, 12, 15, 16
<i>Glossosoma altaicum</i> Mart.	2, 3, 5, 9, 10, 12, 13, 16, 17	<i>Dicosmoecus palatus</i> (McL.)	3, 5, 8-12, 16
сем. Hydroptilidae		<i>Ecclisomyia digitata</i> Mart.	10
<i>Agraylea multipunctata</i> Curtis	10-12	<i>Halesus radiatus</i> (Curtis)	2, 10, 12
<i>Hydroptila tineoides</i> Dalman	6, 10-12, 14, 16	<i>Halesus digitatus</i> Schrk.	2, 10
<i>Oxyethira costalis</i> (Eaton)	10, 11	<i>Halesus tessellatus</i> (Rambur)	9, 10, 15, 16
<i>Ithytrichia lamellaris</i> Eaton	9, 11	<i>Hydatophylax nigrovittatus</i> McL	2, 3, 4, 10, 11, 16
сем. Phryganeidae		<i>Limnephilus stigma</i> Curt.	2, 10, 12, 13, 16, 17
<i>Agrypnia pagetana</i> Curtis	2, 10	<i>Limnephilus decipiens</i> Kol.	10
<i>Phryganea grandis</i> L.	2, 10	<i>Limnephilus elegans</i> Curt.	10
<i>Phryganea bipunctata</i> Retzius	2	<i>Limnephilus vittatus</i> Fabr.	2, 10
сем. Molannidae		<i>Limnephilus rhombicus</i> (L.)	2
<i>Molanna angustata</i> Curt.	9-12	<i>Potamophylax latipennis</i> (Curt.)	10, 16
<i>Molanna submarginalis</i> McL	2, 9, 12, 16	<i>Potamophylax rotundipennis</i> (Brauer)	10
<i>Molannodes tinctus</i> Zett.	2, 9, 10	<i>Stenophylax lateralis</i> Stepchens	3, 5, 9, 10, 16
		<i>Limnephilus sp.</i>	3, 4, 5, 9-12, 13, 16, 17

Примечание: нумерация согласно списка из «Материал и методика»

Наибольшее количество таксонов было зарегистрировано в бассейне р. Ульба – 46, в бассейне р. Уба-28, р. Иртыш – 23, бассейн р. Бухтарма – 20. В остальных исследованных водотоках количество таксонов было невелико (3-11). В большей степени обнаруженное количество таксонов отражает степень изученности водотоков. В бассейне р. Ульба широко распространенными были представители сем. Rhyacophilidae, Hydropsychidae, Limnephilidae, Brachycentridae, в бассейне р. Уба – сем. Limnephilidae, Brachycentridae, в бассейне р. Бухтарма – Rhyacophilidae, Limnephilidae.

Ручейники как индикаторы качества воды. По особенностям экологии личинок большинство ручейников являются олигосапробами, а их высокая требовательность к развитию в чистой воде делает ручейников одними из важнейших биоиндикаторов качества воды. Поскольку под воздействием антропогенных факторов в настоящее время усиливается загрязнение вод, то проблема повышения качества воды и быстрая диагностика ее загрязненности приобретают особо важное экологическое значение. В данном аспекте ручейники, выступающие в качестве одного из основных компонентов водных экосистем, имеют большое экологическое значение. Эта важная экологическая особенность ручейников остается пока слабо изученной для водных экосистем, однако научные работы в данном направлении ведутся [6-10].

Развитие горнодобывающей и металлургической промышленности привели к загрязнению поверхностных вод бассейна Верхнего Иртыша тяжелыми металлами, в первую очередь, цинком, медью, кадмием. Цинк и медь являются основными загрязнителями рек Брекса и Тихая. Максимальные концентрации цинка 992 мкг л⁻¹ (август 2007 года) и меди 29 мкг л⁻¹ (июнь 2009 года) были зарегистрированы в р. Брекса ниже цинкового заво-

да (B2). В среднем, на участке B2 было выявлено 3 и 47-кратное превышение концентраций меди и цинка, соответственно, по сравнению с эталонным (B1). Максимальные концентрации общего азота также были отмечены на участке B2 (р. Брекса в г. Риддер). Увеличение общего содержания азота на участке B2 произошло за счет сброса бытовых сточных вод г. Риддер.

В водотоках бассейна р. Ульба ручейники – одна из наиболее разнообразных групп макробеспозвоночных. В исследованных водотоках отмечено 46 видов ручейников. По видовому составу среди ручейников бассейна р. Ульба преобладают виды сем. Limnephilidae. На таксономический состав и пространственное распределение ручейников отдельных водотоков бассейна р. Ульба оказывает влияние уровень антропогенной нагрузки на водотоки. Наиболее значимые перестройки структуры донных сообществ отмечены в р. Брекса на участке B2. Видовое богатство ручейников в импактной зоне р. Брекса было ниже по сравнению с фоновым участком (14 и 35 видов, соответственно). На этом участке отмечено статистически значимое (критерий Краскела-Уоллиса: $H=7.66$; $p=0.006$) снижение видового богатства ручейников по сравнению с вышерасположенным участком: в реке выше импактной зоны в каждой пробе отмечали 4.71 ± 1.25 вида, ниже сброса только 0.67 ± 0.17 видов. Поступление загрязняющих веществ в р. Тихая осуществляется преимущественно транзитом с поверхностными водами р. Брекса. Разбавление загрязняющих веществ притоками привело к снижению концентрации тяжелых металлов в р. Тихая по сравнению с р. Брекса. Отмечено и частичное восстановление донных сообществ р. Тихая: вниз по течению видовое богатство ручейников увеличивается и составляет 21 вида на верхнем участке реки (T1) и 26 видов – на нижнем (T2). При этом среднее число видов в пробе и доля ручейников в биомассе зообентоса на верхнем и нижнем участке р. Тихая не отличались.

На импактных территориях отмечены изменения состава комплекса наиболее часто встречающихся видов. На фоновом участке р. Брекса среди ручейников наиболее часто встречались: *C. nevae* – (42.9–71.4% в разные годы), *Br. americanus* (57.1–85.7%), *Dicosmoecus palatus* (42.9–71.4%), *G. altaicum* (28.6–42.9%). В импактных зонах в состав группы наиболее часто встречающихся видов входили *Br. americanus* (14.3–42.9% в р. Брекса, 14.3–57.1% в р. Тихая).

Выводы и заключения. Трихoptерофауна водотоков бассейна Верхнего Иртыша в настоящее время насчитывает 67 видов, что, по предварительным оценкам, может составлять меньшую часть всего объема этой группы насекомых исходя из данных по другим локальным фаунам хорошо изученных участков водных экосистем Алтая. Проведение целенаправленных исследований состава фауны ручейников даст возможность определить таксономический состав группы и его экологические особенности в полном объеме.

Горнодобывающие предприятия Алтая загрязняют водотоки бассейна Верхнего Иртыша. Загрязняющие вещества меняют структуру донных сообществ рек, уменьшают видовое богатство, изменяют состав сообществ ручейников и частоту встречаемости таксонов. Наши исследования показывают, что ручейники очень чувствительны к загрязнению тяжелыми металлами. *Ceratopsyche nevae* and *Dicosmoecus palatus* показали более высокую чувствительность к загрязнению тяжелыми металлами по сравнению с другими таксонами соответствующих семейств (Hydropsychidae и Limnophilidae, соответственно). Выявление тенденций трансформации таксономической структуры сообществ ручейников при загрязнении требуют дальнейших исследований для изменения биотических индексов для оценки экологического состояния водотоков.

Список литературы

1. Калачев Н.С., Лаврентьева Л.Д. Водноэнергетический кадастр рек Казахской ССР (потенциальные ресурсы) / под общей ред. академика Академии наук Каз.ССР Ш.Ч.Чокина. Наука, А-А.:1965, 706 с.
2. Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем / под ред. В.А. Абакумова. – СПб: Гидрометеоздат, 1992. – 318 с.
3. Ковешников М.И. Таксономический состав донных беспозвоночных реки Бия с притоками (Северо-Восточный Алтай) // Евразийский энтомологический журнал 15(4): 367–378.
4. Заика В.В., 2009. Ручейники (Insecta, Trichoptera) Горного Алтая, Тувы и Северо-Западной Монголии // Евразийский энтомологический журнал. Т. 8, вып. 2. С. 245-248.
5. Батурина Н.С. Ручейники (TRICHOPTERA) водотоков Северного Алтая: видовой состав и структура сообществ // Амурский зоологический журнал III (1), 2011. 46-51.
6. Чаус Б.Ю. Представители ручейников подотряда Integripalpia в системе экологического мониторинга рек Южного Урала // Самарский научный вестник. - 2017. - Т. 6. - №3(20). - С. 51-56. doi: 10.17816/sanv20176351-56.
7. Потиха Е.В. фауна и структура сообществ ручейников (TRICHOPTERA) Сихотэ-Алинского биосферного заповедника и сопредельной территории // Чтения памяти Владимира Яковлевича Леванидова. Вып. 1. С. 144-151.
8. Якимов А.В., Сарахова М.А., Львов В.Д., Шахмурзов М.М., Черчесова С.К., Шибзухова З.С. Ручейники (Trichoptera) Кабардино-Балкарии (Центральный Кавказ) как индикаторы качества речных вод // Современные проблемы науки и образования. Издательский Дом "Академия Естествознания" (Пенза). №6. 2013. С. 696.
9. Кузнецова И.А., Черная Л.В. Опыт использования индикаторных организмов при мониторинге загрязнения водной среды экотоксикантами // Международный журнал экспериментального образования. №11, 2013. С. 111-113.
10. Yanygina L.V., Evseeva A.A. Caddisfly assemblages in metal contaminated rivers of the Tikhaya basin, East Kazakhstan // Bulletin of environmental contamination and toxicology T.102, №3, 2019 p. 316-322 doi: 10.1007/s00128-019-02561-w.

РЕАКЦИЯ НЕКОТОРЫХ ГЕМАТОЛОГИЧЕСКИХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ МОЛОДИ ПЛОТВЫ НА ДЕЙСТВИЕ СУБЛЕТАЛЬНОЙ КОНЦЕНТРАЦИИ ИОНОВ МЕДИ ПРИ ИЗМЕНЕНИИ ФИЗИЧЕСКИХ ФАКТОРОВ СРЕДЫ

Е. А. Заботкина¹, И. Л. Голованова¹, А. С. Белевич², Ю. В. Беренев², В. В. Крылов¹

¹ Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН, 152742, Борок, Некоузский р-н, Ярославская обл., Россия, zabel@ibiw.ru

² Ярославский государственный университет им. П.Г. Демидова, 150000, Ярославль, Россия

С помощью цифрового микроскопа Keyence VHX 1000 на мазках периферической крови исследованы лейкограмма и эритрограмма сеголетков плотвы *Rutilus rutilus* (L.) после 72 часовой экспозиции рыб в растворе сульфата меди в концентрации 0.1 мг/л, при воздействии низкочастотного электромагнитного поля с частотой 50 Гц и величиной индукции 10 мкТл и сочетанном влиянии этих факторов. Показано, что ионы меди вызывают лимфопению и нейтрофилию, характерные для неспецифической реакции лейкоцитов на стресс, увеличение относительного количества незрелых эритроцитов, амитозов и микроцитов, свидетельствующие о негативном влиянии на клетки красной крови у молоди плотвы. Тогда как под действием магнитного поля, напротив, обнаружено повышение доли лимфоцитов и снижение доли гранулярных клеток, изменения показателей клеток красной крови не отмечено. Сочетанное влияние ионов меди и магнитного поля в большей степени вызвало изменения показателей белой крови.

Загрязнение водоемов тяжелыми металлами в результате деятельности человека относится к одной из острых, до сих пор не решенных проблем. Прежде всего, потому, что отсутствуют эффективные механизмы удаления уже попавших в водоем загрязнителей. Тяжелые металлы не подвергаются биодegradации и могут накапливаться в тканях рыб в значительном количестве даже при низком содержании в воде и осадках [1].

Медь относится к наиболее распространенным загрязнителям окружающей среды. Использование сернокислой меди для контроля развития водорослей и патогенных организмов в прудовом рыбоводстве, а также в качестве фунгицида в сельском хозяйстве, наряду с промышленным загрязнением, увеличивают количество этого металла в водных экосистемах. Несмотря на то, что ионы меди входят в состав активного центра ряда ферментов и в небольшом количестве являются жизненно необходимыми, превышение допустимых концентраций в воде рыбохозяйственных водоемов (0.001 мг/л) приводит к острым и хроническим токсикозам и поражению различных систем организма рыб [1]. Известно, что ионы меди влияют на активность пищеварительных ферментов [2], гематологические показатели [3], при этом тяжесть токсического поражения зависит от возраста рыб и их физиологического состояния [3]. Особенно чувствительна к действию меди молодь рыб [1].

В последние годы все большее внимание уделяется влиянию на живые организмы электромагнитных полей. Электромагнитное загрязнение окружающей среды становится объективной реальностью вследствие повсеместного распространения линий электропередач, передающих станций сотовой связи, использования промышленного оборудования и т.д. Установлено отрицательное влияние этого фактора на иммунитет, половую функцию, систему крови человека, в то же время показано, что электромагнитные волны различной интенсивности оказывают влияние на развитие и различные физиологические показатели гидробионтов [4, 5]. Вблизи крупных населенных пунктов и промышленных центров значительную часть электромагнитного загрязнения составляют разные по интенсивности электромагнитные поля промышленной частоты (50 Гц).

Вместе с тем, электромагнитные поля, наряду с другими факторами физической природы, могут изменять реакцию гидробионтов на токсиканты. Ранее было показано увеличение чувствительности пищеварительных ферментов молоди плотвы к действию ионов меди при действии электромагнитного поля (72.5 Гц, 150 мкТл) [2], однако влияние токсикантов на гематологические показатели рыб в условиях изменения электромагнитного поля практически не исследовано.

Цель данной работы – исследовать изменения показателей клеток красной и белой крови у молоди плотвы *Rutilus rutilus* (L.) под действием сублетальной концентрации ионов меди при действии низкочастотного электромагнитного поля промышленной частоты.

Для выполнения поставленной цели сеголетки плотвы массой 4.54 ± 0.13 г и длиной 6.58 ± 0.11 см, выращенные на экспериментальной прудовой базе «Сунога», были предварительно акклиматизированы в течение 20 сут в лабораторных условиях. Рыб содержали в аквариуме объемом 300 л с проточной аэрируемой водой при температуре воды 13.5 °С в условиях постоянного фотопериода 12 : 12 ч (свет с 7 до 19 ч) и кормили 1 раз в сутки сухим кормом из расчета 1.2 % от массы тела. Затем рыбы (по 6 экз) были рассажены в четыре 40-л аквариума: с водопроводной водой (интактный контроль); с водой, содержащей раствор $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ с концентрацией ионов меди 0.1 мг/л; находящийся в установке, генерирующей магнитное поле (50 Гц, 10 мкТл); и аквариум с водой, содержащей раствор $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ с концентрацией ионов меди 0.1 мг/л, находящийся в установке, генерирующей магнитное поле (50 Гц, 10 мкТл).

Отбор периферической крови для приготовления мазков периферической крови проводили перед началом опыта и через 72 часа экспозиции у рыб каждой опытной группы. Кровь отбирали методом каудэктомии после оглушения рыб. Мазки высушивали на воздухе, фиксировали этиловым спиртом, окрашивали по Романовскому-Гимза по стандартной методике.

Для оценки гематологических показателей проводили подсчет лейкоцитов и эритроцитов на мазке под цифровым микроскопом Keyence VHX 1000 с объективом Z500 (при увеличении $\times 1000$) при увеличении $\times 2000$ (рис. 1).



Рис. 1. Цифровой микроскоп Keyence VHX 1000.

Для расчета лейкограммы на каждом мазке подсчитывали 200 лейкоцитов различных типов. Результаты выражали в процентах. Относительно лейкоцитов рассчитывали количество тромбоцитов и также выражали в процентах.

Для анализа эритрограммы (%) на каждом мазке подсчитывали не менее 500 эритроцитов. Выделяли эритробласты, незрелые и зрелые эритроциты. Учитывали амитозы (%), безъядерные клетки (%), микроядра (%).

Результаты выражали в виде среднего \pm ошибка среднего, достоверность различий показателей оценивали с помощью Т-теста Стьюдента при $p \leq 0.05$.

У молоди плотвы контрольной группы на мазках периферической крови были идентифицированы следующие типы лейкоцитов: гемоцитобласты, лимфоциты, моноциты, промиелоциты и метамиелоциты (незрелые гранулоциты), палочко- и сегментоядерные нейтрофилы (зрелые гранулоциты), единично – эозинофилы. Лимфоциты составляли более 70% всех типов лейкоцитов, что подтверждает лимфоидный характер крови молоди рыб. Эритроциты были представлены в основном зрелыми клетками (рис. 2), доля амитозов была незначительной, количество микроядер в эритроцитах не превышало уровень спонтанного мутагенеза.

Результаты исследования показали, что соотношение лейкоцитов при действии на молодь плотвы ионов меди сдвигается в сторону уменьшения доли лимфоцитов и увеличения долей гранулярных клеток, в том числе незрелых стадий нейтрофилов – промиелоцитов и метамиелоцитов (рис. 2). Относительное количество палочко- и сегментоядерных нейтрофилов через 3 сут экспозиции возросло почти вдвое. Подобная реакция со стороны белых клеток крови подобна таковой на другие токсиканты [3] и относится к неспецифическим реакциям на токсические стрессоры, такие как тяжелые металлы, пестициды и т.д.

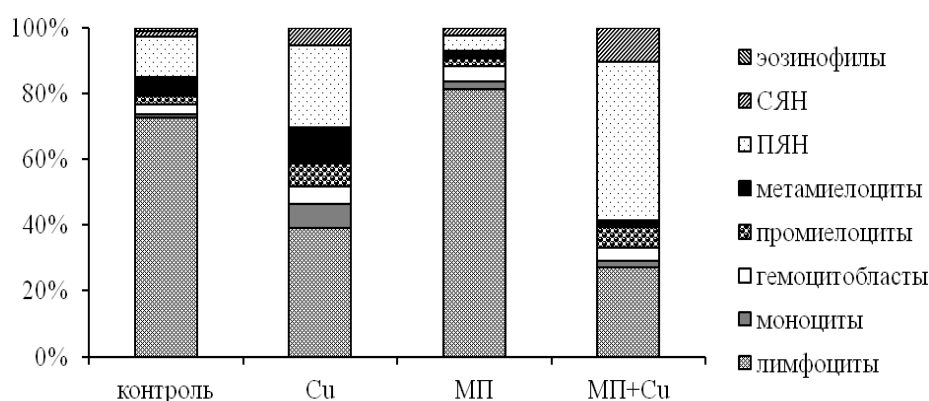


Рис. 2. Изменение лейкограммы периферической крови молоди плотвы под действием ионов меди и магнитного поля. Обозначения: МП – магнитное поле, ПЯН – палочкоядерные нейтрофилы, СЯН – сегментоядерные нейтрофилы.

Под влиянием электромагнитного поля в периферической крови, напротив, доля лимфоцитов стала выше, несколько увеличилась доля бластных клеток и существенно уменьшились доли как зрелых, так и незрелых гранулоцитов.

Совместное действие магнитного поля и меди усиливает токсический эффект на клетки белой крови, что выражается в большем увеличении долей зрелых гранулоцитов в периферической крови.

Анализ изменения доли тромбоцитов в периферической крови при действии указанных факторов показывает сходную реакцию. Ионы меди вызвали достоверное уменьшение относительного количества тромбоцитов в периферической крови относительно такового у контрольной группы рыб. Под действием магнитного поля их количество оставалось в пределах контрольных значений, тогда как при совместном действии магнитного поля и ионов меди относительное количество тромбоцитов также снижается, но остается несколько выше, чем при токсический эффект действия ионов меди (рис. 3).

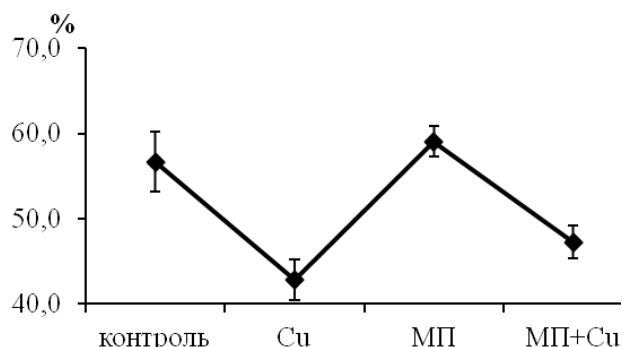


Рис. 3. Изменение доли тромбоцитов в периферической крови молоди плотвы. Обозначения как на рис. 2.

Сведения о динамике тромбоцитов, как при действии токсических факторов, так и под действием электромагнитных полей практически отсутствуют. Вполне вероятно, изменение доли тромбоцитов может быть связано с влиянием исследуемых факторов как на процессы свертывания крови, так и тромбопоэза в целом.

Анализ эритрограммы показал, что в периферической крови молоди плотвы присутствуют в основном зрелые эритроциты, доля эритробластов не превышала 0.2–0.3%, а незрелых эритроцитов – 2–3% (рис. 4).

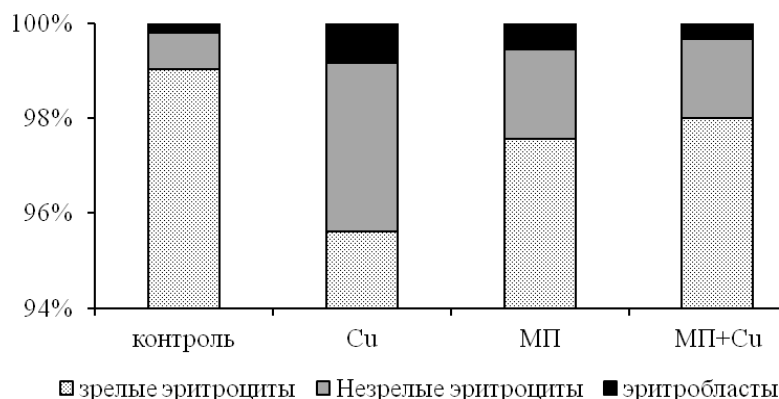


Рис. 4. Эритрограмма периферической крови молоди плотвы.

У рыб после экспозиции в ионах меди обнаружено увеличение доли как эритробластов, так и незрелых эритроцитов, что может быть связано с выбросом незрелых клеток в кровотоки под действием токсиканта.

Электромагнитное поле также вызвало увеличение доли незрелых клеток, хотя и в меньшей степени, тогда как совместное действие магнитного поля и ионов меди, напротив, оказало менее выраженное влияние, т.е. сочетание факторов имело антагонистический характер.

Не было отмечено значимого увеличения доли микроцитов или микроядер в эритроцитах периферической крови у молоди плотвы в других вариантах опыта относительно контрольной группы рыб.

В то же время доля амитозов существенно увеличилась при действии меди и несколько менее – при совместном действии меди и магнитного поля, магнитное поле не оказало заметного действия на этот показатель (рис.5). Увеличение доли амитотически делящихся клеток под действием ионов меди может быть вызвано в первую очередь раздражающим действием ионов меди на клетки эпителия жабр и кожных покровов, усилением секреции ими слизи и ухудшением процессов дыхания и гипоксии, как следствие [1]. Амитоз считают одним из адаптационных механизмов, позволяющим быстро увеличить количество переносчиков кислорода.

Таким образом, исследование 72-ч действия ионов меди в концентрациях, встречающихся в компонентах водной среды, и электромагнитного поля промышленной частоты на гематологические показатели молоди плотвы показало, что их раздельное и совместное действие оказывает разное влияние на клетки белой и красной крови. Совместное действие меди и электромагнитного поля усиливает суммарный эффект на лейкоциты, в то время как на тромбоциты и эритроциты снижает его по сравнению с раздельным влиянием факторов.

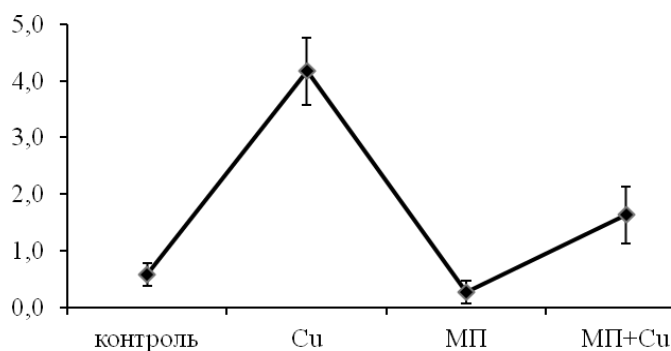


Рис. 5. Доля амитозов среди эритроцитов периферической крови у молоди плотвы.

Работа выполнена в рамках Государственного задания № АААА-А18-118012690123-4 и АААА-А18-118012690102-9.

Список литературы

1. Яржомбек А.А., Михеева И.В. Ихтиотоксикология. М.: Колос, 2007. 144 с.
2. Голованова И.Л., Филиппов А.А., Крылов В.В. и др. Действие магнитного поля и меди на активность гидролитических ферментов у сеголеток плотвы *Rutilus rutilus* // Вопр. ихтиологии. 2013. Т. 53. № 2. С. 227–232.
3. Заботкина Е.А., Лапирова Т.Б. Влияние тяжелых металлов на иммунофизиологический статус рыб // Успехи современной биологии. 2003. Т. 123, № 4. С. 401–408.
4. Крылов В.В. Биологические эффекты геомагнитной активности: наблюдения, эксперименты и возможные механизмы // Труды ИБВВ РАН. 2018. № 84 (87). С. 7–38.
5. Таликина М.Г., Изюмов Ю.Г., Крылов В.В. Влияние гипомангнитных условий и световой депривации на митоз зародышевых клеток и размеры предличинок плотвы (*Rutilus rutilus* L.) // Биология внутренних вод. 2017. № 2. С. 121–124.

СТРЕССОВЫЕ ОТВЕТЫ ЦИАНОБАКТЕРИЙ НА ВОЗДЕЙСТВИЕ АЛКИЛФЕНОЛОВ

Т.Б. Зайцева, А.Д. Руссу, Н.Г. Медведева

Санкт-Петербургский научно-исследовательский центр экологической безопасности РАН
(СПб НИЦЭБ РАН – СПб ФИЦ РАН),

197110, Санкт-Петербург, Россия, ул. Корпусная, 18. Россия, zaytseva.62@list.ru

Исследовано влияние гормоноподобных ксенобиотиков нонил- и октилфенолов на цианобактерии. Показано, что алкилфенолы (АФ) в ростиингибирующих концентрациях вызывают в клетках окислительный стресс. В ответ на токсическое воздействие АФ у цианобактерий возрастает синтез метаболитов, обладающих антиоксидантными свойствами.

Антропогенное загрязнение окружающей среды приводит к негативным изменениям в экосистемах, что является одной из самых острых и актуальных проблем современности.

Серьезную экологическую проблему вызывает загрязнение окружающей среды гормоноподобными ксенобиотиками, в частности алкилфенолами (АФ), негативно влияющими на эндокринную систему живых организмов. В силу структурного сходства с гормоном эстрадиолом АФ имитируют функции половых стероидных гормонов, связываясь с естественными рецепторами и изменяя синтез и распад естественных гормонов организма, что вызывает нарушения в функционировании эндокринной системы, способствует феминизации мужской фракции популяции живых организмов [1, 2].

Благодаря схожести структур алкилфенолов и природных микробных ауторегуляторов – алкилрезорцинов, контролирующих развитие микробных популяций, при попадании в объекты окружающей среды алкилфенолы могут имитировать их функции, вмешиваясь в процесс коммуникации микробных клеток в популяции, что может негативно сказываться на стабильности функционирования и сукцессии микробных сообществ [3].

Алкилфенолы, особенно нонилфенолы (НФ) и октилфенолы (ОФ) занимают ведущее место среди гормоноподобных загрязнителей окружающей среды. АФ образуются в результате неполной трансформации этоксилированных нонил- и октилфенолов – неионогенных поверхностно-активных веществ, которые широко используются в различных отраслях промышленности, в сельском хозяйстве, в бытовом секторе. В окружающую среду алкилфенолы попадают, главным образом, с бытовыми и промышленными сточными водами, недостаточно очищенными на водоочистных сооружениях, и, как следствие, обнаруживаются во всех экосистемах – воздухе, воде, донных отложениях, почве [1, 2].

Накапливаясь в продуктах питания – рыбе, моллюсках, мясе, АФ попадают в организм человека и оказывает негативное влияние не только на его репродуктивный процесс, но и, в целом, на здоровье, т.к. известно, что наряду с другими гормоноподобными ксенобиотиками нонил- и октилфенолы могут быть причиной возникновения у человека онкологических заболеваний [4].

В результате сброса бытовых и промышленных стоков, более всего алкилфенолами загрязнены поверхностные воды как пресноводных, так и морских экосистем [4]. Попадая в водные экосистемы, алкилфенолы оказывают токсическое действие на гидробионты, в том числе на микроводоросли, вызывая ингибирование их роста, изменения в фотосинтетической системе и синтезе метаболитов [2, 3, 5–7].

Одним из проявлений негативного воздействия АФ на микроводоросли является генерация повышенного уровня активных форм кислорода и, как следствие, развитие окислительного стресса, в ответ на который в клетках подключаются различные механизмы антиоксидантной защиты [3, 7]. Другим механизмом противодействия стрессу, вызванному алкилфенолами, являются их биоаккумуляция и биodeградация микроводорослями, причем степень как биоаккумуляции, так и биodeградации зависит от штамма культуры, начальной концентрации алкилфенола, продолжительности культивирования [5–7].

В представленной работе изучены стрессовые ответы цианобактерий – возбудителей “цветения” воды в водоемах на воздействие алкилфенолов (АФ). Объектами данного исследования являлись технический нонилфенол (НФ) и 4-трет-октилфенол (ОФ) производства «Sigma-Aldrich» (США). В качестве тест - объектов использованы альгологически чистые культуры цианобактерий *Anabaena variabilis* Kütz (CALU 458), *Aphanizomenon flos-aquae* (CALU 1033), *Microcystis aeruginosa* Kütz (CALU 973), *Planktothrix (=Oscillatoria) agardhii* Gom (CALU 1113), полученные из Ресурсного центра “Культивирование микроорганизмов” Научного парка Санкт-Петербургского государственного университета (Россия).

Нонил- и октилфенолы в концентрациях, превышающих уровни NOEC (концентрации, при которых не наблюдается достоверно значимое ингибирование роста): 0.2–0.4 мг НФ/л и 0.45–0.9 мг ОФ/л в зависимости от культуры, оказывают ингибирующее действие на рост исследуемых цианобактерий *Anabaena variabilis*, *Aphanizomenon flos-aquae*, *Microcystis aeruginosa*, *Planktothrix agardhii*. Изучаемые цианобактерии обладают различной устойчивостью к воздействию алкилфенолов: наибольшую чувствительность к АФ проявила культура *Microcystis aeruginosa* – значения NOEC составили 0.2 мг НФ/л и 0.45 мг ОФ/л.

Известно, что алкилфенолы вызывают у микроводорослей окислительный стресс, индуцируя в клетках генерацию повышенного уровня активных форм кислорода (АФК). Для нейтрализации стрессорного действия АФК цианобактерии подключают систему антиоксидантной защиты, в том числе активацию ферментов-антиоксидантов [3, 7].

Первой линией энзиматической антиоксидантной защиты клетки от токсического действия АФК является супероксиддисмутаза (СОД). СОД – важный фермент-антиоксидант, использующий в качестве субстрата свободные радикалы и способный предотвращать образование супероксид радикалов, катализирующий реакции дисмутации $O_2^{\cdot -}$ в H_2O_2 и O_2 [3, 7].

Под действием нонил- и октилфенолов у всех исследуемых цианобактерий наблюдалось достоверно значимое ($p < 0.05$) увеличение активности СОД по сравнению с контрольными культурами в 1.3–2.7 и 1.2–1.9 раза соответственно (рис. 1).

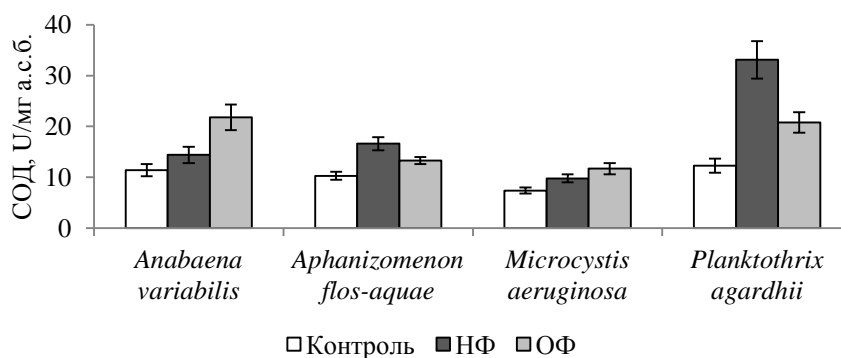


Рис. 1. Влияние НФ и ОФ на активность супероксиддисмутазы у цианобактерий (среднее значение ± стандартное отклонение, n=3).

Известно, что любые изменения в структуре и функционировании фотосинтетического аппарата цианобактерий отражают стрессовые состояния клеток.

Известно, что одной из важных функций фотосинтетических пигментов, в том числе хлорофиллов и каротиноидов, является защита клеток от окислительного стресса [3, 7].

В условиях стресса, вызванного АФ, ингибирование роста у всех изучаемых циано-бактерий сопровождалось изменением синтеза фотосинтетических пигментов (табл. 1).

Выявлен однотипный характер влияния алкилфенолов на синтез хлорофилла *a*. При ингибировании роста цианобактерий на 44 – 73% отмечалось достоверно значимое по сравнению с контрольными вариантами ($p < 0.05$) увеличение продуктивности биомассы по хлорофиллу *a* на 27 – 300% в зависимости от культуры, алкилфенола и его концентрации. При этом синтез каротиноидов цианобактериями *Anabaena variabilis*, *Aphanizomenon flos-aquae*, *Planktothrix agardhii* также возрастал на 46 – 220%. Исключение составила культура *Microcystis aeruginosa*: при 50%-ом ингибировании роста в случае октилфенола наблюдался противоположный эф-

фект, а именно, выявлено снижение продуктивности единицы биомассы по каротиноидам на 33%, в то время как нонилфенол не вызывал достоверно значимых изменений в их синтезе.

Таблица 1. Влияние алкилфенолов на рост цианобактерий и синтез фотосинтетических пигментов (среднее значение ± стандартное отклонение, n=3)

Культура	Алкилфенол, мг/л	Биомасса, % к контролю	Хлорофилл <i>a</i> , мг/г а.с.б.	Каротиноиды, мг/г а.с.б.
<i>Anabaena variabilis</i>	Контроль	100	17.1 ± 2.1	1.4 ± 0.1
	0.6 мг НФ /л	29 ± 3	33.1 ± 3.5	3.2 ± 0.4
	1.6 мг ОФ /л	43 ± 5	25.8 ± 2.7	2.3 ± 0.2
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	Контроль	100	22.4 ± 1.9	2.5 ± 0.2
	0.6 мг НФ /л	27 ± 4	30.1 ± 3.1	3.7 ± 0.5
	1.6 мг ОФ /л	49 ± 3	43.2 ± 4.7	3.1 ± 0.2
<i>Microcystis aeruginosa</i>	Контроль	100	17.7 ± 0.8	4.6 ± 0.3
	0.75 мг НФ /л	50 ± 2	22.4 ± 1.9	5.3 ± 0.6
	1.6 мг ОФ /л	50 ± 3	23.7 ± 2.2	3.1 ± 0.3
<i>Planktothrix agardhii</i>	Контроль	100	1.8 ± 0.3	1.6 ± 0.1
	2 мг НФ /л	33 ± 4	7.2 ± 0.9	5.1 ± 0.6
	4 мг ОФ /л	56 ± 6	5.8 ± 6.1	3.3 ± 0.4

Повышенный синтез фотосинтетических пигментов культурами цианобактерий в условиях алкилфенол-индуцированного стресса, возможно, является их защитной реакцией на действие токсикантов [3, 7].

Одной из важнейших особенностей цианобактерий является синтез экзополисахаридов в ответ на неблагоприятные условия.

Синтез внеклеточных полисахаридов (ЭПС) представляет собой метаболическую стратегию цианобактерий для выживания и роста в неблагоприятных условиях окружающей среды.

Результаты, представленные на рис. 2, демонстрируют увеличение синтеза экзополисахаридов цианобактериями под влиянием алкилфенолов в ростингибирующих концентрациях на 20 – 300% по сравнению с контрольными вариантами ($p < 0.05$).

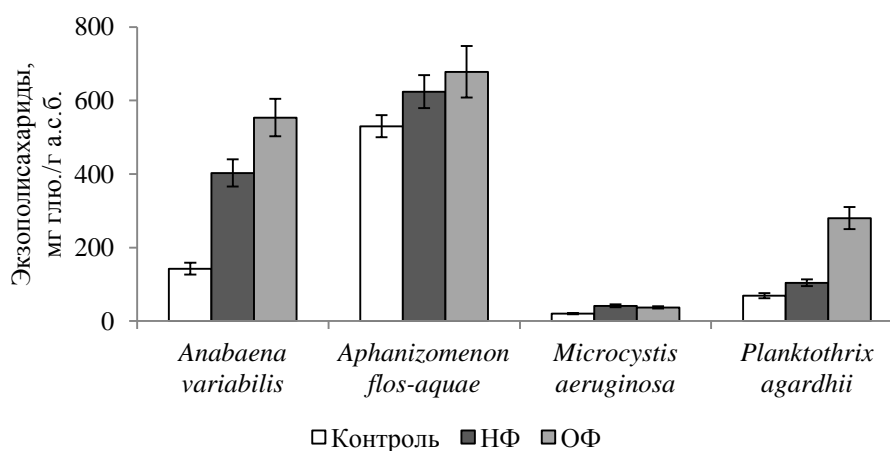


Рис. 2. Влияние НФ и ОФ на синтез экзополисахаридов цианобактериями (среднее значение ± стандартное отклонение, n=3)

Следует отметить, что в жизненном цикле микроводорослей экзополисахариды выполняют различные функции, одна из которых – защита клеток от стрессов различного происхождения, в том числе окислительных [3, 6, 7].

К серьезным негативным последствиям массового развития цианобактерий относится загрязнение окружающей среды цианотоксинами.

В данной работе исследовано влияние алкилфенолов на синтез альготоксинов–микроцистинов двумя токсигенными штаммами цианобактерий *Planktothrix agardhii* и *Microcystis aeruginosa*. Эти штаммы образуют ряд микроцистинов, основным из которых у *Planktothrix agardhii* является деметилированный микроцистин RR – MC-dm-RR, у *Microcystis aeruginosa* – микроцистин MC-LR.

В ответ на ростингибирующее воздействие АФ удельная продуктивность единицы биомассы токсигенных цианобактерий по альготоксинам возрастала в 1.7–4.1 раза по сравнению с контрольными вариантами ($p < 0.05$) (табл. 2).

Таблица 2. Влияние алкилфенолов на синтез микроцистинов токсигенными цианобактериями (среднее значение \pm стандартное отклонение, n=3)

Штамм	Микроцистин	Продуктивность единицы биомассы по микроцистинам (мг/г а.с.б.)		
		Контроль	НФ	ОФ
<i>Planktothrix agardhii</i>	MC-dm-RR	1.6 \pm 0.2	2.7 \pm 0.4	2.4 \pm 0.3
<i>Microcystis aeruginosa</i>	MC-LR	2.9 \pm 0.4	5.1 \pm 0.6	11.9 \pm 1.2

Известно, что микроцистины обладают антиоксидантными свойствами, а именно способны удалять свободные радикалы, поэтому увеличение синтеза альготоксинов под действием АФ также можно рассматривать как ответ цианобактерий на индуцированный данными поллютантами окислительный стресс [3].

Таким образом, гормоноподобные ксенобиотики – нонил- и октилфенолы при попадании в водные экосистемы проявляют токсическое действие на цианобактерии, выражающееся в ингибировании их роста, в изменениях в синтезе фотосинтетических пигментов и в индукации в клетках окислительного стресса. В ответ на окислительный стресс, вызванный алкилфенолами, цианобактерии подключают различные механизмы защиты, в том числе повышение активности антиоксидантных ферментов, в частности супероксиддисмутазы и увеличение синтеза метаболитов, обладающих антиоксидантными свойствами.

Список литературы

1. Acir I., Guenther K. Endocrine-disrupting metabolites of alkylphenol ethoxylates – A critical review of analytical methods, environmental occurrences, toxicity, and regulation // *Science of the Total Environment*. 2018. Vol. 635. P. 1530–1546. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.079
2. Vazquez-Duhalt R., Marquez-Rocha F., Ponce E., Licea A.F., Viana M.T. Nonylphenol, an integrated vision of a pollutant. *Scientific Review // Applied Ecology and Environmental Research*. 2005. Vol. 4. P. 1–25.
3. Зайцева Т.Б., Медведева Н.Г. Молекулярные механизмы стрессового ответа цианобактерии *Planktothrix agardhii* на воздействие 4-*mpe*-октилфенола // *Микробиология*. 2019. Т. 88, № 4. С. 417–425. (Т. В. Zaytseva, N. G. Medvedeva. Molecular Mechanisms of the Response to 4-*tert*-Octylphenol-Induced Stress in a Cyanobacterium *Planktothrix agardhii* // *Microbiology*. 2019. Vol. 88, № 4. P. 416–422. doi: 10.1134/S0026261719040143)
4. Staniszewska M., Nehring I., Mudrak-Cegiołka S. Changes of concentrations and possibility of accumulation of bisphenol A and alkylphenols, depending on biomass and composition, in zooplankton of the Southern Baltic (Gulf of Gdansk) // *Environmental Pollution*. 2016. Vol. 213. P. 489–501. doi.org/10.1016/j.envpol.2016.03.004
5. Zaytseva T. B., Medvedeva N. G. Sorption and Biodegradation of Octyl- and Nonylphenols by the Cyanobacterium *Planktothrix agardhii* (Gomont) Anagn. & Komárek // *Inland Water Biology*. 2019. Vol. 12, № 3. P. 338–346. doi.10.1134/S1995082919030192
6. Медведева Н.Г., Зиновьева С.В., Зайцева Т.Б., Клоченко П.Д., Шевченко Т.Ф. Токсичность 4-трет-октилфенола и его биодegradация микроводорослями рода *Microcystis* (Cyanoprokaryota) // *Гидробиологический журнал*. 2018. Т. 54, № 1. С. 95–108. (N.G. Medvedeva, S.V. Zinovyeva, T.B. Zaytseva, P.D. Klochenko, T.F. Shevchenko. Toxicity of 4-*tert*-octylphenol and its biodegradation by microalgae of the genus *Microcystis* (Cyanoprokaryota) // *Hydrobiological Journal*. 2018. Vol. 54, Is. 3. P. 89–102. doi: 10.1615/HydrobJ.v54.i3.90)
7. Medvedeva N., Zaytseva T., Kuzikova I. Cellular responses and bioremoval of nonylphenol by the bloom-forming cyanobacterium *Planktothrix agardhii* 1113 // *Journal of Marine Systems*. 2017. Vol. 171. P. 120–128. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jmarsys.2017.01.009>

ИЗМЕНЕНИЕ ИОННОЙ РЕГУЛЯЦИИ У РЫБ В МЕСТАХ ПОВЫШЕННОЙ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ (НА ПРИМЕРЕ ЛЕЩА ВОЛЖСКОГО БАССЕЙНА)

Р.А. Запруднова

Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН,
152742 Борок, Ярославская обл., Некоузский р-н., Россия, raz@ibiw.ru

Мониторинг ионной регуляции взрослого леща *Abramis brama* L из Волжского бассейна выявил благополучное состояние рыб почти во всех исследуемых местообитаниях. В местах повышенного загрязнения изменения в ионной регуляции представляли, главным образом, обратимые фазы предпатологии: устойчивую гиперкомпенсацию (гиперсинхронизацию) и ареактивность с возможной небольшой обратимой редукцией.

Проведенный анализ состояния ионной регуляции леща в естественной среде обитания подтвердил установленные ранее в экспериментальных условиях закономерности изменения ответной реакции организма в зависимости от силы и длительности стрессора: под действием слабых и средних кратковременных раздражителей отклонения в ионной регуляции происходили по типу гиперкомпенсации, под влиянием сильных и/или продолжительных – по типу редукции [3]. Что предполагает использование рыбами в нормальных и экстремальных условиях 2-х разных стратегий адаптации: активной и пассивной, состоящих, соответственно, в повышении или снижении уровня неравновесности (энергетики) организма. Полученные данные согласуются с

представлениями Н.С. Строганова [6, рис. 1] о 2-х группах регуляторных процессов у гидробионтов: текущих, проявляющихся на малые концентрации токсиканта и чрезвычайных, включающихся при больших концентрациях, которые характерны не только для целого организма и его подсистем, но и надорганизменных экологических систем. Установленные для гидробионтов закономерности ответной реакции биосистемы на стрессор согласуются с концепциями стресса благоприятного (эустресса) и повреждающего (дистресса) [5] или стресса физиологического и патологического [1].

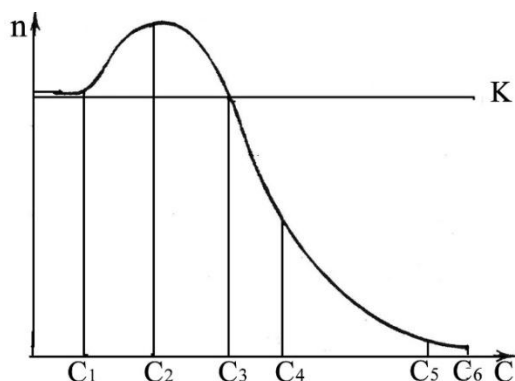


Рис. 1. Фазность реагирования организма на внешнее воздействие по: [6]. По оси абсцисс – концентрация токсиканта, по оси ординат (n) – величина показателя; K – контроль

С конца 70-х годов прошлого века и почти по настоящее время изучали ионную регуляцию у взрослого леща из Рыбинского водохранилища, а в отдельные годы из других водохранилищ Верхней, Средней и Нижней Волги и Белого озера. Установлена относительная однородность основной части исследуемого материала. При этом ионные показатели находились в пределах нормальных значений, характерных для сильных, здоровых рыб. Реакция на внешние воздействия по схеме Н.С. Строганова [6, рис. 1] соответствовала точке C_1 . Установлено, что более чем у 95% всех изученных особей содержание натрия и калия в плазме (сыворотке) крови колебалось в пределах 129-134 ммоль и 2.4-3.3 ммоль/л соответственно. Скорость активного транспорта в эритроциты находилась в диапазоне средних значений. У рыб, отловленных в районах повышенного загрязнения (Коприно, около Череповца и др.) концентрация катионов в тканях, отловленных в летний период года, достоверно не отличалась от таковой у рыб из других районов. Летом при средних значениях температуры имела место лишь некоторая тенденция к гипонатриемии: диапазон колебания концентрации натрия в плазме крови равнялся 127-129 ммоль/л. Интенсивность активного транспорта калия в эритроциты также не отличалась от рыб из относительно чистых районов. Выявлено неблагополучие разной степени у леща в местах повышенного загрязнения: в Куйбышевском (ниже впадения Камы) и Горьковском (под Ярославлем) водохранилищах, а также в Шекснинском плесе и в районе Коприно Волжского плеса Рыбинского водохранилища (рис.1, точки C_2 – C_6). Перечисленные участки Волги по многим гидробиологическим показателям относятся к наиболее загрязненным. В этих условиях, вероятно, наиболее распространенным следует признать состояние ареактивности (точка C_3). В фазе ареактивности у рыб наблюдались нормальный уровень энергетики и некоторая нечувствительность к внешним (загрязнители) и внутренним (болезни) неблагоприятным факторам. Указанные процессы при улучшении условий существования обратимы, однако существует реальная опасность дальнейшего ухудшения состояния рыб в условиях роста антропогенной нагрузки на водоемы. У сильных, здоровых рыб при невысоких температурах воды и воздуха (т.е. при снижении чувствительности к загрязнителям) реакция на воздействия происходила по типу устойчивой гиперкомпенсации (точка C_2). Например, осенью при температурах воды 6-10 °С это явление наблюдали у рыб из Куйбышевского водохранилища и в районе Коприно Волжского плеса Рыбинского водохранилища. Отмечали гипернатриемию и гипокалиемию – отклонение в сторону повышения ионных концентрационных градиентов натрия и калия на клеточной мембране. (рис. 2). Для физиологического стресса типичны также гиперкальциемия и гипомагниемия (изменения по типу гиперкомпенсации), которые также способствуют повышению ионных концентрационных градиентов на клеточной мембране. Кроме того эти изменения были устойчивы во времени, отсутствовали возвращение к норме, как в экспериментальном стрессе.

Поэтому необходимо говорить о гиперсинхронизации. Нарушение колебательного режима, т.е. самого тонкого уровня биологической организации, относится к первому признаку предпатологии. Динамика ионного состава эритроцитов связана с дыхательной функцией: при физиологическом стрессе отмечено повышение концентрации натрия и снижение калия в эритроцитах, а в мышцах уровень обоих ионов увеличивался (Рис. 2).

Кроме того, возможна небольшая обратимая редукция на дополнительные непродолжительные стрессоры: например, на повышение температуры воды (на рис. 1 промежуток между точками C_3 и C_4). Например, летом при температуре воды 25°С, а воздуха 30°С. У лещей, отловленных в местах повышенного загрязнения (ниже Ярославля Горьковское водохранилище и около Череповца Рыбинское водохранилище) снижалось содержание натрия во внутренней среде на 5-9 % в сравнении с рыбами из относительно чистых районов Волги, увеличивалась концентрация калия на 20-69 %.

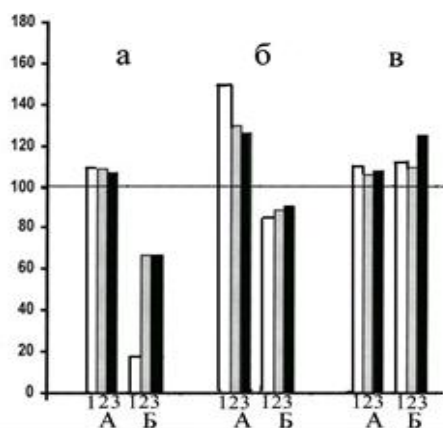


Рис. 2. Отклонение концентрации катионов натрия (А) и калия (Б) в тканях леща (% от нормы) при экспериментальном физиологическом стрессе (1), и отловленного осенью в районе Коприно Волжского плеса (2) и осенью в Куйбышевском водохранилище (3); а – плазма крови, б – эритроциты, в – мышцы. Данные нормированы относительно контроля, представленного уровнем 100%

Таким образом, изменения происходили в сторону уменьшения концентрационных градиентов на клеточной мембране, т.е. по типу редукции. Кроме того, увеличивалась интенсивность активного транспорта калия в эритроциты на 11-26%. В естественной среде достаточно редко, лишь в местах аварийных промышленных сбросов, встречались рыбы с изменениями в ионной регуляции по типу настоящей патологии, т.е. большой и необратимой редукции и сниженным уровнем энергетики (на рис. 1 точки С₅ и С₆). Зимой 1986–1987 гг. произошла авария на Череповецком металлургическом комбинате, в результате токсичность воды в Шекнинском плесе увеличилась в десятки – сотни раз. Регистрировали массовую гибель рыб [2]. В 1990 г. (т.е., через 3.5 года после аварии) В.И. Мартемьяновым [4] на ст. Мякса и Торово наряду с рыбами с нормальным уровнем натриемии (до 133 ммоль/л) были обнаружены особи с сильно выраженной и, вероятно, необратимой гипонатриемией (80–85–90–105–112 ммоль/л) (рис. 3). Величина активного транспорта калия в эритроциты была в 3 и более раз ниже, чем в норме [Мартемьянов, личное сообщение]. В сравнении с нормальными, эти рыбы, как правило, были истощены и больны: с поврежденными кожными покровами и замедленной двигательной реакцией. В загрязненных районах, как правило, у рыб возрастала индивидуальная вариабельность ионных показателей (табл. 1, 2).

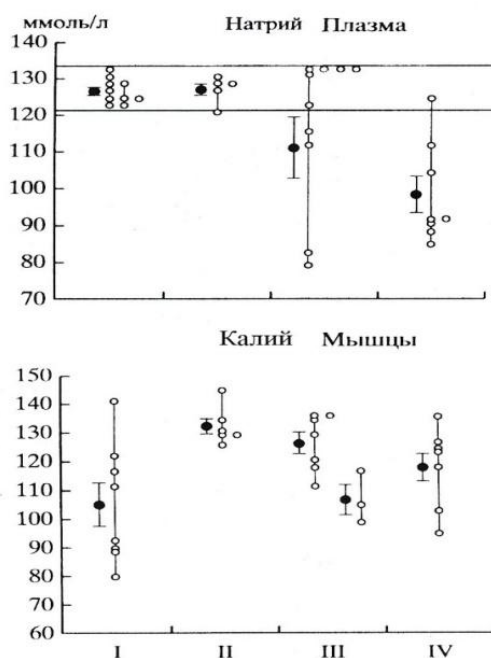


Рис. 3. Содержание натрия в плазме и калия в мышцах леща, пойманного в различных участках Рыбинского водохранилища в 1990 г (по [4], в сокращении). I – Коприно, II – Брейтово, III – Мякса, IV – Торово.

Таблица 1. Коэффициент вариации концентрации ионов в тканях у лещей (%), отловленных в Волжском плесе Рыбинского водохранилища в 1977-2012 гг.

Показатель	Место отлова	
	канал, устье Сутки, Шумаровские острова	Коприно
Na *	1-4	2-7
K	3-7	4-12
Na	3-13	5-26
Na	7-25	13-42
K	4-18	8-29
K	13-51	14-48

Примечание: здесь и далее: Na_{пл}, Na_{эр}, Na_{мш} – натрий, соответственно, в плазме, эритроцитах, мышцах; K_{эр}, K_{мш}, K_{пл} – калий, соответственно, в эритроцитах, мышцах и плазме крови

Таблица 2 Коэффициент вариации концентрации ионов в тканях у лещей (%), отловленных в Средней и Нижней Волге

Показатель	Место отлова	
	Горьковское, Волгоградское, Саратовское водохранилища	Куйбышевское водохранилище
Na _{пл}	3-5	4-7
K _{эр}	4-7	8-13
Na _{эр}	8-22	14-26
Na _{мш}	27-40	26-44
K _{мш}	15-23	18-29
K _{пл}	14-40	13-32

Таким образом, изменения в ионной регуляции у леща в местах повышенного загрязнения Волжского бассейна представляли, главным образом, обратимые фазы предпатологии: гиперсинхронизацию (устойчивую гиперкомпенсацию) и ареактивность с возможной обратимой редукцией.

Список литературы

1. Аршавский И.А. Физиологические механизмы и закономерности индивидуального развития. М: Наука, 1982. 270 с.
2. Влияние стоков Череповецкого промышленного узла на экологическое состояние Рыбинского водохранилища. Рыбинск, 1990. 156 с.
3. Запруднова Р.А. Обмен и регуляция катионов у пресноводных рыб при стрессе. Автореф. дис... к.б.н. Борок, 2003. 24 с.
4. Мартемьянов В.И. Оценка острого и хронического стресса у пресноводных рыб по показателям водно-солевого обмена // Успехи соврем. биол. 2014. Т. 134, № 6. С.573–581.
5. Селье Г. Стресс без дистресса. М.: Прогресс, 1979. 125 с.
6. Строганов Н. С. Теоретические вопросы экологической физиологии рыб в связи с усилением токсичности водной среды // Современные вопросы экологической физиологии рыб. М.:Наука, 1979. С.19–34

МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ СОСТОЯНИЯ РЫБ ПО ИОННЫМ ПОКАЗАТЕЛЯМ В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ

Р.А. Запруднова

*Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН,
152742 Борок, Ярославская обл., Некоузский р-н., Россия, raz@ibiw.ru*

Описаны три основных этапа в развитии патологических изменений в системе водно-солевого равновесия: гиперсинхронизация, ареактивность и собственно (настоящая) патология. По результатам данного исследования предлагается система клинико-диагностических параметров для некоторых пресноводных рыб, главным образом, для леща *Abramis brama* L. – основного промыслового вида, населяющего бассейн Волги.

В настоящее время в связи с увеличением антропогенного загрязнения все более актуальной становится проблема стресса окружающей среды. При этом именно в воду попадают все конечные продукты хозяйственной деятельности человека. Известно, что среднегодовая токсическая нагрузка на экосистему Волги в несколько раз превосходит таковую на экосистемы других регионов России. К особенно загрязненным относятся средняя и нижняя часть реки. Рыбы, являясь конечным звеном трофической цепи водоемов, постоянно накапливают в себе различные токсиканты и токсикологические эффекты. Поэтому различные виды рыб, особенно длинноцикловые бентофаги и хищники, относятся к важным элементам мониторинга окружающей среды. В настоящее время используются различные методы для определения состояния рыб: патолого-анатомические (патолого-морфологические), физиологические, гистологические (цитологические), иммунологические, генетические, биохимические. Наряду с поиском тестов, идентифицирующих конкретные действующие вещества (факторы), не меньшее значение имеет диагностика общего состояния (общей жизнеспособности) рыб, которая, на наш взгляд, наиболее адекватно отражается в энергетическом уровне организма. К числу параметров, определяющих энергетику организма, принадлежат ионы металлов. В частности, натриевый потенциал относится к основной энергетической валюте на наружной мембране животных клеток. В конечном итоге, ионные концентрационные градиенты могут рассматриваться как выражение и как механизм поддержания устойчивой неравновесности организма рыб как живой системы.

Проведенный анализ диагностической значимости ионных параметров позволил заключить, что любого рода отклонения в системе водно-солевого равновесия, равно как и их отсутствие на воздействие какого-либо фактора несут определенную информацию о состоянии организма. При этом диагностическая значимость ("разрешающая способность") ионных параметров увеличивается при стрессе и при анализе полученных данных с позиции теории стресса. На основании исследований ионных параметров в экспериментальных и полевых условиях у пресноводных рыб и разработанной концепции двух стратегий адаптации в нормальных и экстремальных условиях предлагается следующая схема диагностики жизнеспособности рыб. Изменения в сторону повышения ионных концентрационных градиентов на мембране клеток и тканей (усиление активных ионных потоков через мембрану клеток и тканей или повышение уровня неравновесности) свидетельствуют о высоком энергетическом потенциале и, следовательно, о высокой жизнеспособности исследуемых особей, а также о присутствии в окружающей среде стрессоров, которые еще не являются чрезмерными. (В период размножения необходимо говорить об эндогенных причинах такого рода отклонений в системе водно-солевого равновесия). Однако в случае непрекращающегося действия (тем более усиления) неблагоприятных факторов изменения ионных показателей по типу гиперкомпенсации служат предвестниками приближающегося неблагополучия, т.к. возможен переход стресса из фазы благоприятной в фазу повреждающую. Обосновывается положение, что первым шагом на пути к патологии является потеря колебательного режима (гиперсинхронизация), т.е. нарушение самого тонкого уровня биологической организации, имеющее место на фоне гиперкомпенсации (отклонений в сторону повышения ионных концентрационных градиентов на клеточной мембране). Переход через фазу гиперкомпенсации (стимуляции) к фазе редукции (депрессии) – общая закономерность в ответной реакции биологических систем разного уровня организации на возрастающий стимул или непрекращающееся его действие в прежней интенсивности. В свете продолжающейся тенденции усиления загрязнения природных водоемов такая закономерность в ответной реакции биосистем должна быть в центре внимания исследователей. В естественной среде всегда присутствуют неизвестные (по количеству и качеству) и в значительной степени неконтролируемые стрессоры. Поэтому отклонения в системе водно-солевого равновесия у рыб, обитающих в природных условиях, по типу гиперкомпенсации (повышение уровня неравновесности) следует рассматривать как самый ранний индикатор будущей патологии в условиях неблагоприятной экологической обстановки водоема. Как правило, это относится к устойчивой гиперкомпенсации (или гиперсинхронизации), т.е. достаточно длительной во времени и без периодического восстановления ионного гомеостаза. Отклонения в системе водно-солевого равновесия в сторону снижения ионных концентрационных градиентов на мембране клеток и тканей (ослабления активных ионных потоков, или снижения уровня неравновесности) является показателем неблагополучия. При изучении только общей концентрации ионов в тканях требуются повторные (неоднократные) анализы, чтоб оценить сколь устойчивы во времени изменения в содержании ионов по типу редукции. При выборе диагностических показателей среди концентраций различных ионов в тканях мы отдаем предпочтение концентрации натрия в плазме крови. Устойчивое снижение содержания этого иона во внутренней среде орга-

низма (пусть и небольшое по величине) является показателем уменьшения энергетики организма. Отсутствие реакции на достаточно сильный стрессор (состояние ареактивности) свидетельствует о напряженном состоянии объекта исследования и в большей степени, чем гиперкомпенсация, является преддверием неблагополучия в условиях продолжающегося стресса. Концентрация ионов в эритроцитах и мышцах являются менее надежным показателем состояния рыб, чем во внутренней среде организма. Для оценки состояния рыб необходимо привлечь дополнительные показатели.

Трудно переоценить значимость методов прижизненного определения состояния животных, не сопровождающихся вмешательством в организм. Для рыб, как водных животных, диагностика возможна по характеристикам окружающей их водной среды, поэтому никогда не нужно пренебрегать определением ионного состава воды. Повышение уровня нескольких или только одного катиона в пресной воде в местах повышенного загрязнения водоема требует тщательных исследований и выяснения причины этого явления. В частности, предлагается метод разделения пресноводных рыб по устойчивости к стрессу в естественной и искусственной среде обитания по показателям ионного обмена в небольшом объеме воды предпочтительнее такого же ионного состава, что в природном водоеме. Главным отличием рыб устойчивых от неустойчивых к стрессу является способность первых поддерживать натриевый баланс на уровне равном или более низком, чем концентрация натрия в открытых пресных водоемах. У устойчивых к стрессу особей также меньше скорость и величина потери ионов натрия и калия. Время диагностики в природной воде (или воде такого же ионного состава) не превышает полусуток. Определение индивидуальной устойчивости среди стрессоустойчивых рыб проводится по калиевому обмену. Время диагностики от 1.5 до 3 сут. Скорость диффузии ионов калия и концентрация ионного баланса связаны обратной зависимостью со стрессоустойчивостью. К показателям высокой устойчивости относится также эпизодическое (тем более устойчивое) преобладание абсорбции этих ионов над потерями.

Надежным способом определения состояния рыб являются исследования клеточном уровне. По динамике концентрации калия в плазме крови *in vitro* предлагается судить об активном транспорте ионов в эритроциты, т.к. переход ионов калия из плазмы в эритроциты направлен против концентрационного градиента, ингибировался убаином и низкими температурами. В качестве диагностических применяли два показателя. 1) Скорость уменьшения концентрации калия в плазме крови, которую вычисляли как частное от деления разности концентрации между конечной и начальной точками инкубации на время инкубации. 2) Послеинкубационная концентрация калия – минимальное стабильное значение, которое устанавливалось в процессе инкубации крови. Результаты анализа готовы уже через 1.5–2 ч после забора крови.

Кроме того, о напряженном состоянии системы свидетельствует повышение индивидуальной вариабельности ее параметров. Нами показано увеличение индивидуальной вариабельности ионных параметров при экспериментальном стрессе у рыб в 2-3 и более раз. В природных условиях в местах повышенного загрязнения полихлорированными бифенилами, полиароматическими углеводородами, тяжелыми металлами также наблюдали повышение индивидуальной вариабельности ионных показателей. Описанные принципы диагностики применимы при определении состояния рыб как в искусственных условиях обитания (в лабораториях, в рыбоводных хозяйствах), так и в природе при диагностике надорганизменных экологических систем: рыбных сообществ, популяций и, в конечном итоге, состояния целого вида, обитающего в исследуемом ареале.

В значительной степени активность системы водно-солевого равновесия определяют катехоламины, поэтому по гормональным параметрам можно судить как о состоянии системы водно-солевого равновесия, так и всего организма в целом. Устойчивое снижение уровней катехоламинов в хромоафинной ткани может указывать на явное неблагополучие и даже предгибельное состояние животных, предпочтительнее оценивать уровень гормонов в туловищной почке по причине малой вариабельности в ней исследуемых параметров. Концентрация катехоламинов в плазме крови имеет меньшее диагностическое значение в связи с ее большой изменчивостью даже в ответ на очень слабый раздражитель у рыб незакаленных и, напротив, почти полным отсутствием изменений и на очень сильный и продолжительный стрессор у рыб закаленных, тренированных воздействием неблагоприятного фактора. Однако укажем на важную закономерность, установленную нами: преобладание норадреналина над адреналином (при высоких значениях того и другого) в плазме крови леща может служить показателем очень сильного стресса.

По результатам настоящего исследования может быть составлена система клинико-диагностических параметров для некоторых пресноводных рыб, главным образом, для леща – основного промыслового вида, населяющего бассейн Волги. В нее войдут диапазоны изменения концентрации ионов натрия, калия, кальция, магния в плазме крови, эритроцитах и мышцах у рыб, соответствующие норме и патологии. Также содержание катехоламинов (адреналина, норадреналина, ДОФА) в плазме крови, головной и туловищной почках в различных стрессовых состояниях. Дополнительную информацию о состоянии рыб можно получить, измеряя содержание общего белка в сыворотке крови, содержание воды в теле рыб (в меньшей степени - в мышцах), гематокрит, объем эритроцитов. Ионотранспортные процессы в опытах *in vitro* могут быть охарактеризованы по величине послеинкубационной концентрации калия в плазме крови, времени жизни эритроцитов, скорости уменьшения концентрации калия в плазме крови при ее инкубации. Важную информацию (нередко превосходящую по значимости биохимический состав крови) о состоянии рыб, содержащихся в непроточных емкостях, может дать анализ состава воды аквариумов, бассейнов, прудов, где находятся рыбы. К тому же эти методы представляют прижизненную диагностику. Здесь может быть использован широкий спектр параметров, начиная, например, с концентрации ионного баланса по натрию и калию (или со скорости потерь и поглощения этих ионов), а также измерение величины рН, содержания ионов аммония в воде.

Кроме того, общие (неспецифические) компоненты в ответной реакции на стрессор надо отделять от специфического, связанного с природой стрессора. В местах повышенного загрязнения, сначала необходимо провести разделение рыб по стрессоустойчивости. Далее в каждой группе животных (высоко-, среднеустойчивых и неустойчивых) с применением комплекса различных показателей, обладающих разной чувствительностью к загрязнителям, проводить более “прицельные” исследования по выявлению специфической реакции на конкретный загрязнитель. Из-за отсутствия фенотипических адаптаций к ксенобиотикам выявление генетически обусловленной устойчивости рыб важно также в тех случаях, когда применяемые методы борьбы с загрязнениями оказываются мало эффективными или вообще не действенными.

Работа выполнена при частичной финансовой поддержке РФФИ (проект 06-04-48282).

СОДЕРЖАНИЕ РТУТИ В РЫБЕ ИЗ ВОДОЕМОВ И ВОДОТОКОВ ВОЛОГОДСКОЙ ОБЛАСТИ И РАСЧЕТ БЕЗОПАСНЫХ ДЛЯ ЗДОРОВЬЯ ДОЗ МЕТАЛЛА В РАЦИОНЕ ПИТАНИЯ ВЗРОСЛЫХ И ДЕТЕЙ

Е.С. Иванова¹, В.Т. Комов², Л.С. Ельцова¹, М.Я. Борисов³, Н.Я. Тропин³

¹ *Череповецкий государственный университет, Череповец, 162600, Россия,*

² *Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанова РАН, Борок, 152742, Россия,*

³ *Всероссийского научно-исследовательского института рыбного хозяйства и океанографии, Вологда, 160012, Россия; stepinaelena@yandex.ru*

Содержание ртути в мышечной ткани рыб, отловленных в реках и озерах Вологодской области, варьирует в пределах - от менее, чем 0.001 в мышцах мирных видов до 1.679 мг/кг сырой массы у щуки. Исходя из рекомендаций FAO/ВОЗ, рассчитано безопасное количество местной рыбы в рационе населения Вологодской области: для взрослых – 309–1989 кг/неделю в зависимости от вида; для детей – 83–528 г в неделю в зависимости от вида рыбы и возраста ребенка. Исходя из рекомендаций агентства по охране окружающей среды США: для взрослых – от 135 до 605 г в неделю, для детей – 36–231 грамма в неделю.

Известно, что основным источником поступления ртути в организм людей служит рыба, употребляемая в пищу [1]. Установлено, что содержание ртути в организме возрастает с количеством рыбы в еженедельном рационе [2].

При накоплении в организме ртуть оказывает нейротоксическое воздействие, отрицательно влияет на сердечно-сосудистую систему, репродуктивную функцию и приводит к нарушениям эмбрионального развития [2].

В водоемах Вологодской области неоднократно регистрировались высокие значения содержания ртути в мышцах рыб, превышающие действующие в России и мире нормативы количества металла в рыбе [3–5].

Рыболовство является одним из традиционных направлений деятельности населения, проживающего на территории Вологодской области. Традиционно частое употребление в пищу рыбы из местных водоемов, включая, с повышенным содержанием ртути, может создавать риск накопления ртути в организме населения со всеми медико-биологическими последствиями. Население Вологодской области, как правило, не имеет представления о количестве ртути, поступающей в организм вместе с рыбой, поэтому оценка поступления ртути при употреблении дикой рыбы населением Вологодской области основанной на расчете безопасных доз является актуальной.

В Российской Федерации регулирование поступления ртути в организм человека с продуктами питания основано на ограничении потребления продуктов, содержание соединений ртути в которых превышает установленные концентрации (ПДК для продуктов) и не учитывает количество потребляемой рыбы, вес и возраст населения, употребляющего рыбу в рационе питания. Мировая практика оценки безопасности использования рыбы и морепродуктов в питании, основывается на расчете безопасной дозы за определенное время [2].

Исследование проведено на территории Вологодской области (58°27' и 61°36' с.ш.; 34°42' и 47°10' в.д.). Сбор материала для исследования проводили в период с 2007 по 2018 год в 43 водоемах и водотоках области: Шекснинское водохранилище; озера: Бекетовское, Данислово, Мунское, Чунозеро, Тудозеро, Воже, Онежское, Белое, Гагатрино, Таменское, Манозеро, Долгое, Коргозеро, Дмитровское, Косковское, Моткозеро, Лозское, Азатское, Волоцкое, Бабье, Кубенское; реки: Еденьга, Вопра, Печеньга, Нореньга, Унжа, Царева, Печеньжица, Сухона, Ягорба, Шексна, Лундонга, Ильменец, Уфтюга, Ковжа, Нурма, Суда, Юг, Вожега, Молога, Мучкас, Кой. Лов рыбы тралом и ставными сетями осуществлялся сотрудниками Вологодского филиала Всероссийского научно-исследовательского института рыбного хозяйства и океанографии («ВологодНИРО»). За период исследования на содержание ртути проанализировано 4818 проб мышц от 2409 особей 10 видов рыб, устойчиво доминирующих в составе промышленных и любительских уловах (*Esox Lucius*, *Sander lucioperca*, *Perca fluviatilis*, *Leuciscus idus*, *Blicca bjoerkna*, *Abramis brama*, *Leuciscus leuciscus*, *Carassius carassius*, *Ballerus sapa*, *Rutilus rutilus*).

После отлова проводилось измерение длины и массы тела особей, отбирались пробы мышц, которые хранили в индивидуальных полиэтиленовых пакетах при температуре –15 °С.

Отбор проб мышц осуществляли в средней части тела между боковой линией и спинным плавником. Содержание ртути в пробах определяли в двух повторностях методом пиролиза на ртутном анализаторе РА-915М с приставкой ПИРО без предварительной пробоподготовки. Различия между повторностями составили в сред-

нем 8.1% (в пределах 0.2–11.6%). Для контроля точности измерений использовали Certified Reference Materials (CRMs) DORM – 4 (Fish protein certified reference material for trace metals) (National Research Council Canada).

Полученные данные концентраций ртути в образцах мышечной ткани рыб приводили в виде средних значений (AM), медианы (Median), с указанием стандартного отклонения (SD), минимальных и максимальных значений (Min и Max). Для оценки различий между выборками, не имеющими нормального распределения (тест Шапиро-Уилка) использовали непараметрический критерий Краскала-Уоллеса (H-test), в которых различия считались достоверными при уровне значимости $p \leq 0.05$. Для определения корреляционных связей между количеством ртути в мышцах рыб с их размерно-весовыми показателями использовали коэффициент Спирмена, при $p \leq 0.05$.

Всемирная организация здравоохранения [2] предлагает следующую базовую формулу для расчета поступления ртути для отдельных лиц или групп населения:

$$CR\ lim = \frac{RFD \cdot BW}{C_m}, \text{ где:}$$

CR lim – допустимое ежедневное потребление рыбы кг/неделю;

RFD - допустимое еженедельное поступление ртути в организм человека равное 0.7 мкг/кг (или 0.0007 мг/кг) массы тела в неделю (стандартная доза поступления ртути, которая не связана с риском развития негативных последствий для здоровья людей (включая уязвимые группы, Агентство окружающей среды США) / 1.6 мкг/кг (или 0,0016 мг/кг) массы тела в неделю (допустимое еженедельное потребление ФАО/ВОЗ);

BW – масса тела человека, кг (средняя масса взрослого человека ≈ 70 кг; средняя масса детей разного возраста по ВОЗ);

Cm – концентрация ртути в потребляемой рыбе, мг/кг

Содержание ртути в мышечной ткани рыб, отловленных в реках и озерах Вологодской области, варьирует в пределах - от менее, чем 0.001 в мышцах плотвы и ельца до 1.679 мг/кг сырой массы у щуки. При этом минимальные средние значения количества металла (мг/кг сырой массы) в мышцах отмечены для видов – карась и лещ, максимальные – для окуня и щуки (табл. 1). Абсолютные максимальные значения у отдельных экземпляров карася достигают почти 0.3 мгHg/kg, у ельца и плотвы превышают 0.5, у леща 0.6, окуня 1.5, а у щуки 1.6 мгHg/kg.

Таблица 1. Содержание ртути в мышцах разных видах рыб (мг/кг, сырой массы) Вологодской области

№	Вид рыбы	N, рыб	m	l	Hg					
					AM	Median	SD	Min	Max	H-test
1	Карась <i>C. carassius</i>	99	<u>98</u> 12-376	<u>13</u> 7-22	0.081	0.054	0.066	0.005	0.293	a
2	Лещ <i>A. brama</i>	239	<u>296</u> 24-2032	<u>23</u> 11-44	0.127	0.090	0.107	0.015	0.674	ab
3	Елец <i>L. leuciscus</i>	133	<u>45</u> 10-130	<u>14</u> 9-20	0.128	0.111	0.076	0.001	0.505	bc
4	Плотва <i>R. rutilus</i>	451	<u>105</u> 12-488	<u>17</u> 9-28	0.140	0.121	0.085	0.001	0.539	c
5	Белоглазка <i>B. sapa</i>	42	<u>143</u> 40-322	<u>20</u> 12-26	0.161	0.147	0.059	0.070	0.306	cde
6	Густера <i>B. bjoerkna</i>	194	<u>174</u> 24-636	<u>19</u> 11-29	0.167	0.155	0.079	0.037	0.582	d
7	Судак <i>S. lucioperca</i>	112	<u>910</u> 58-439	<u>37</u> 17-64	0.164	0.155	0.092	0.014	0.586	d
8	Язь <i>L. idus</i>	109	<u>356</u> 34-944	<u>24</u> 13-35	0.182	0.174	0.109	0.002	0.749	de
9	Окунь <i>P. fluviatilis</i>	976	<u>129</u> 6-820	<u>18</u> 8-33	0.269	0.208	0.209	0.007	1.505	e
10	Щука <i>E. lucius</i>	78	<u>1070</u> 64-3932	<u>44</u> 19-73	0.363	0.328	0.248	0.007	1.679	f

Примечание: *m* и *l* – масса и длина (над чертой среднее значение, под чертой минимальное-максимальное значение); a, b, c, d, e, f, g – буквенные надстрочные индексы достоверно различающихся между видами значений при уровне значимости $p < 0.05$ (Kruskal-Wallis H- test).

В целом для всей выборки установлены достоверные различия содержания металла между видами с разной трофической специализацией. Достоверно более низкие значения отмечены для мирных бентофагов (карась, лещ, елец, плотва, густера, белоглазка) – 0.131 ± 0.079 . Более высокие значения отмечены для эврифага – язя 0.182 ± 0.109 , максимальные – для хищников (судак, окунь, щука) – 0.265 ± 0.183 .

Для всех исследованных видов, за исключением ельца и белоглазки, установлены достоверные корреляционные связи между содержанием ртути в мышечной ткани и массой и длиной тела особи (табл. 2). При этом из всех исследованных видов только для карася данная связь является обратной.

При соотношении количества ртути в мышцах рыб, отловленных в разных водоемах Вологодской области, с санитарно-гигиеническим нормам (ПДК для рыбных продуктов), действующим в России (0.3 мг/кг, сырой массы в пресноводной нехищной рыбе и 0.6 мг/кг сырой массы в хищной пресноводной рыбе) отмечено,

что показатели количества металла превышают рекомендованные концентрации у 6 % особей исследованных видов среди мирных и 8 % особей среди хищных видов рыб.

ПДК (Предельно допустимые концентрации) ртути для продуктов питания отражает среднестатистические величины и часто оказывается не эффективной при оценке рисков для здоровья населения, связанных с алиментарным потреблением токсикантов с продуктами питания. Более корректно при расчёте и составлении рекомендаций использовать критерий поступающей в организм безопасной дозы ртути, или RfD (referens dose), который учитывает коэффициенты усвоения и выведения ртути в организме, количество поступающей в организм ртути с минимальным негативным эффектом на здоровье.

Таблица 2. Корреляционная зависимость содержания ртути в мышцах рыб от их морфометрических показателей

Вид	Ртуть/Масса		Ртуть/Длина	
	R _s	p	R _s	p
Карась	-0.361	0.000	-0.365	0.000
Лещ	0.309	0.000	0.395	0.000
Белоглазка	0.055	0.728	0.129	0.415
Елец	0.161	0.063	0.146	0.092
Плотва	0.333	0.000	0.328	0.000
Густера	0.309	0.000	0.335	0.000
Судак	0.511	0.000	0.510	0.000
Язь	0.469	0.000	0.487	0.000
Окунь	0.632	0.000	0.650	0.000
Щука	0.324	0.004	0.778	0.000

Объединённый комитет экспертов ФАО/ВОЗ (Food and Agriculture Organization World Health Organization), который оценивает содержание химических загрязнителей в продуктах питания, установил величину безопасного допустимого еженедельного поступления метилртути в организм на уровне 1,6 мкг/кг массы тела в неделю [2]. Наиболее строгие правила на сегодняшний день установлены агентством по охране окружающей среды США - безопасная ежедневная доза составляет 0,1 мкг метилртути на 1 кг веса человека (или 0,7 мкг/кг в неделю).

Исходя из рекомендаций ФАО ВОЗ, безопасное допустимое еженедельное потребление местной рыбы в рационе населения Вологодской области для взрослого населения составляет 309-1989 кг/неделю в зависимости от вида рыбы (Табл.3).

Таблица 3. Безопасное допустимое количество (г/неделю) потребления рыбы (в расчете на средний вес взрослого человека, m ≈ 70кг)

Вид рыбы	Hg, mg/kg	Рекомендации ФАО ВОЗ, г/неделю	Рекомендации АООС США, г/неделю
Карась <i>Carassius carassius</i>	0.081	1383	605
Лещ <i>Abramis brama</i>	0.127	882	387
Елец <i>Leuciscus leuciscus</i>	0.128	875	382
Плотва <i>Rutilus rutilus</i>	0.140	800	349
Белоглазка <i>Ballerus sapa</i>	0.165	679	297
Густера <i>Blicca bjoerkna</i>	0.167	671	293
Судак <i>Sander lucioperca</i>	0.164	683	299
Язь <i>Leuciscus idus</i>	0.182	615	269
Окунь <i>Perca fluviatilis</i>	0.269	416	182
Щука <i>Esox lucius</i>	0.363	309	135

Для детей (в зависимости от вида рыбы и возраста ребенка) безопасное допустимое количество потребляемой местной рыбы – составляет 83–528 г в неделю (Рис.1).

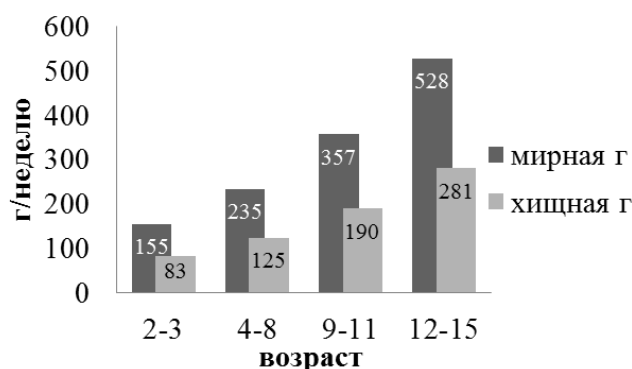


Рис.1. Рекомендованное количество еженедельного потребления рыбы (г) для детей разного возраста, рассчитанный по ДЕП ФАО/ВОЗ (1.6 мкг/кг в неделю).

Следует отметить, что рекомендации ВОЗ направлены на сохранение здоровья взрослого населения, в то время как американские нормативы (АООС США) преследуют цель предотвратить отрицательное влияние ртути на развивающийся организм. Исходя из рекомендаций АООС США, которые в два раза строже, по сравнению с рекомендациями ФАО ВОЗ, рекомендованное к употреблению для взрослого населения Вологодской области безопасное количество рыбы из местных водоемов в зависимости от вида составляет от 135 до 605 г в неделю, а для детей разного возраста 36–231 грамма в неделю (рис. 2).

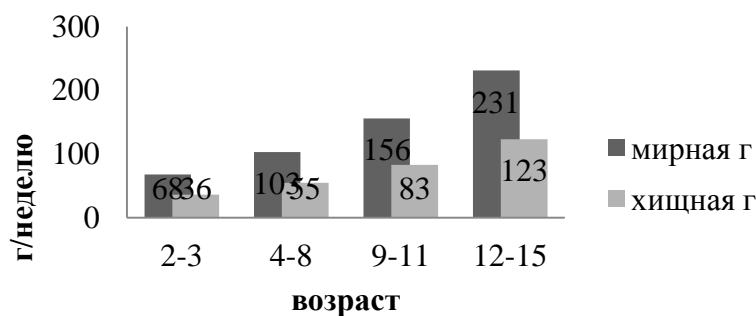


Рис. 2. Рекомендованное количество еженедельного потребления рыбы (г) для детей разного возраста, рассчитанный по СД АООС США (0.7 мкг/кг в неделю).

Список литературы

- 1.National Research Council. 2000. Toxicological Effects of Methylmercury. Washington, DC:National Academy Press.
- 2.World Health Organization (WHO). Assessing the burden of disease at national and local levels. Environmental Burden of Disease Series. No. 16. 2008.
- 3.Stepanova I.K., Komov V.T. Mercury accumulation in fish from water bodies of the Vologodskaya Oblast // Russ. J. Ecol. 1997. 28(4): 260–265.
- 4.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. – Борок: ИБВВ РАН, 2004. – С. 99–123.
- 5.Haines T.A., Komov V.T., Jagoe C.H. Lake acidity and mercury content of fish in Darwin National Reserve, Russia // Environmental Pollution. 1992. 78. 3. 107–112.

ВЛИЯНИЕ МЕЛИОРАТИВНЫХ МЕРОПРИЯТИЙ НА РЫБНОЕ НАСЕЛЕНИЕ ВОДОТОКОВ

Е.Ю. Иванчева, В.П. Иванчев

*ФГБУ «Окский государственный природный биосферный заповедник»,
391072 Рязанская область, Спасский район, Россия, eivancheva@mail.ru*

В работе представлены результаты исследований по влиянию мелиоративных мероприятий на рыбное население посредством спрямления русел малых рек и создания новых водотоков – мелиоративных каналов.

История мелиоративных мероприятий в Рязанской Мещере восходит к концу 19 века, когда в Мещеру была направлена мелиоративная экспедиция генерала Иосифа Ипполитовича Жилинского. Мещера и ее лесные

богатства издавна привлекали к себе внимание помещиков и заводчиков. Но большинство земель были заболочены и не годились для сельского хозяйства. Вот тогда и возникла впервые мысль об осушении мешчерских болот. В XIX веке (с конца 70-х до конца 90-х годов) правительство предприняло попытку широких мелиоративных мероприятий и организовало упомянутую экспедицию. Следующий этап в деле осушения болот пришелся на социалистический период: в 70-е годы в Мещере была широко развернута осушительная мелиорация всего края. С этой целью была создана Мещерская зональная опытно-мелиоративная станция (МЗОМС) [6].

В настоящее время в результате этой деятельности на территории Окского заповедника сохранились заросшие каналы, канавы и малые реки со спрямленными руслами. Все водотоки в разной степени населены рыбами различных видов и отличаются своеобразной структурой.

Материал для настоящей работы был получен в августе-сентябре 2002-2012 гг. на территории Спасского, Рязанского и Клепиковского районов Рязанской области.

На территории Рязанской Мещеры почти не осталось малых рек, в той или иной мере, не подверженных спрямлению русел. Нами были обследованы реки – Белая и Совка, у которых были спрямлены русла практически на всём их протяжении, и, для сравнения, реки, расположенные вблизи первых и сходные с ними по гидрологическим показателям – Курша и Кишня, у которых спрямлению подверглись только самые верхние участки русел, на остальном же (большем) протяжении реки текли по естественному руслу. На каждой реке отловы рыб проводили на 2-6 станциях, расположенных в верхнем, среднем и нижнем течениях.

Приведены данные по населению рыб различных типов мелиоративных канав: центральной магистральной с отводом воды в реку Оку, накопительной с отводом воды в оз. Лакашинское и замкнутой накопительной канавы в ур. Ковяжи близ с. Ижевское Спасского р-на.

На центральной магистральной канаве (далее ЦМК) отловы были проведены на 6 станциях, расположенных равномерно по всей её протяжённости. На накопительной канаве, расположенной близ с. Лакаш Спасского района (Лакашинская канава), – на 3 станциях (в начале, середине и в устьевой зоне), а на канаве в ур. Ковяжи (Ковяжская канава) – на двух станциях в нижнем течении.

Также в статье представлены визуальные наблюдения по движению рыб в мелиоративных канавах без названия.

Отловы рыб проводили мальковыми волокушами с ячеей 6.5 мм и длиной 6 и 15 м. Для каждой станции отмечали ширину водного потока, его глубину, характер ложа водотока, состав водной растительности и её проективное покрытие.

Описание видовой структуры рыбного населения базируется на анализе интегральных характеристик – видового богатства (числа видов) и индексов биологического разнообразия и доминирования, основанных на формуле Шеннона. Названия рыб приводятся по «Рыбы в заповедниках России», 2010 [7].

Малые реки со спрямленными руслами

Основное предназначение спрямления русел рек заключается в обеспечении быстрого и беспрепятственного отвода воды с осушаемой территории. Этот результат также достигается путём создания перепада высот в планируемом русле водотока. Реки Белая и Совка расположены в верховьях реки Пры и обе являются её притоками. Территория, по которой они протекают, находится близко к центру Мещёрской низменности. Здесь характерна незначительная высота местности – 105-108 м над у.м. в бассейне р. Белая и 119-127 м над у.м. – р. Совка. Река Пра в этом районе протекает в низких берегах, а высота местности у устья р. Белая составляет 107 м, а у устья р. Совка – 127 м над у.м. Соответственно, с учётом близкого залегания грунтовых вод в Мещёрской низменности и сильного развития пойменного режима реки Пры значительного увеличения реофильности этих водотоков в процессе мелиорирования добиться не удалось [3]. Соответственно, здесь почти отсутствуют рыбы-реофилы. Лишь в среднем и нижнем течениях р. Белая, наблюдалась крайне малочисленная их доля, которая составляла 0.83-1.48%.

Видовой состав рыб, видовое богатство и интегральные характеристики рыбного населения в реках со спрямленным и естественным руслом достаточно различаются (табл. 1, 2). Количество видов в реках Курша и Кишня - 15 и 17, в реках Белая и Совка - 10 и 9 соответственно. Индекс видового разнообразия Шеннона с наиболее высокими показателями (2.44 и 2.22) наблюдался также на станциях рек с естественным руслом, а на станциях рек со спрямленным руслом этот же индекс был низким (0.72-1.84) (табл.2). Основная причина этого явления – уменьшение разнообразия биотопов, прежде всего уничтожение перекатов, плёсов и омутов вследствие выравнивания ложа реки, уничтожение заливов и меандр при спрямлении берегов.

Вместе с тем стоит отметить присутствие в реках Белая и Совка видов рыб, не свойственных малым рекам. Например, таких, как синец, лещ и язь. Также в них отмечена высокая численность плотвы. Видимо, это происходит из-за их связи с рекой Пра, в которой особенно сильно развит комплекс фитофильных длинноцикловых рыб [2].

Мелиоративные канавы

Наибольшее число видов рыб – 18 - отмечено в ЦМК, в накопительных канавах число видов рыб мало: на Лакашинской – 5 и на Ковяжной – 2 вида. Соответственно индексы видового разнообразия Шеннона имели наиболее высокие показатели на станциях ЦМК – 1.95-2.61, в накопительных же мелиоративных канавах они были гораздо ниже – 0.99-2.11.

Таким образом, в ЦМК сложились условия, в результате которых сформировался наиболее полный видовой комплекс рыб по сравнению со всеми рассматриваемыми в данной работе реками и мелиоративными канавами. Объясняется это особым её расположением. ЦМК впадает в реку Оку, а в весенний период полностью оказывается под полой окской водой. В неё впадает протока из оз. Лакашинское, по которой происходят перемещения рыб как в весенне-летне-осенний период, так и во время зимних заморозов. Кроме того, в ней сильно

развито биотопическое разнообразие: имеются ручьевидные и непроточные с застойной водой участки, бобровые пруды и обширные открытые плёсы.

Таблица 1. Видовой состав рыб в различных реках и мелиоративных канавах, %.

Виды рыб	Реки со спрямлённым руслом на всём протяжении		Реки с неспрямлённым руслом в среднем и нижнем течениях		Мелиоративные каналы		
	Белая	Совка	Курша	Кишня	ЦМК	Лакашинская	Коваяжная
<i>Abramis ballerus</i> (Linnaeus, 1758) – синец	2.93	0.41	0	0	0.79	0	0
<i>A. brama</i> (Linnaeus, 1758) – лещ	13.98	5.56	0	0.03	11.97	0	0
<i>Alburnus alburnus</i> (Linnaeus, 1758) – уклейка	0	0	7.10	6.85	14.50	0	0
<i>Blicca bjoerkna</i> (Linnaeus, 1758) – густера	0	0	0.25	0.03	7.34	0	0
<i>Carassius auratus</i> (Linnaeus, 1758) – серебряный карась	0	0	0	0.12	0	0	0
<i>C. carassius</i> (Linnaeus, 1758) – золотой карась	0.09	0	0	0	0	4.50	0
<i>Gobio gobio</i> (Linnaeus, 1758) – обыкновенный пескарь	0	0	0.37	17.92	0.09	0	0
<i>Leucaspis delineates</i> (Heckel, 1843) – верховка	0	29.58	37.98	55.47	0.35	0	0
<i>Leuciscus idus</i> (Linnaeus, 1758) – язь	5.19	4.07	0.12	0.12	1.22	0	0
<i>L. leuciscus</i> (Linnaeus, 1758) – обыкновенный елец	0.94	0	0.50	0.34	0.35	0	0
<i>Rhodeus sericeus</i> (Pallas, 1776) – горчак	0	0	0	13.10	0.44	0	0
<i>Rutilus rutilus</i> (Linnaeus, 1758) – плотва	67.52	45.45	15.44	0.63	27.68	0	0
<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (Linnaeus, 1758) – краснопёрка	0	0	0	0.46	6.46	0	0
<i>Tinca tinca</i> (Linnaeus, 1758) – линь	0	0	0.25	0.09	0	0	0
<i>Barbatula barbatula</i> (Linnaeus, 1758) – усатый голец	0.38	0	9.34	0.52	0	0	0
<i>Cobitis taenia</i> Linnaeus, 1758 – обыкновенная шиповка	0	0	2.37	1.00	0.17	0	0
<i>Misgurnus fossilis</i> (Linnaeus, 1758) – вьюн	0	0.14	1.25	0	0.17	16.85	71.96
<i>Esox Lucius</i> Linnaeus, 1758 – обыкновенная щука	2.93	7.06	10.96	0.63	2.36	16.85	0
<i>Lota lota</i> (Linnaeus, 1758) – налим	0	0	1.25	0	0.17	0	0
<i>Gymnocephalus cernuus</i> (Linnaeus, 1758) – обыкновенный ёрш	2.83	0	1.74	0	3.49	0	0
<i>Perca fluviatilis</i> Linnaeus, 1758 – речной окунь	3.21	4.34	11.08	0.17	22.36	6.74	0
<i>Percottus glenii</i> Dybowski, 1877 – головешка-ротан	0	3.39	0	2.52	0.09	55.06	28.04
Всего экз.	1059	737	803	3488	1145	89	107
Всего видов	10	9	15	17	18	5	2

Мелиоративные каналы накопительного типа представляют собой крайний вариант лимнофильных водоёмов. Они, как правило, сильно зарастают водной и прибрежно-водной растительностью, течение в них отсутствует, вследствие чего в них обитает ограниченное число видов рыб.

Важно отметить, что мелиоративные каналы являются коридорами инвазий. Так, мы наблюдали в июне 2020 г. движение серебряного карася в озеро высокой поймы Ерус: рыбы плыли по мелиоративной канаве против течения, на наших глазах преодолевая бобровые плотины с их краев, где поток воды омывал грязевые отвалы.

Таблица 2. Интегральные характеристики рыбного населения на станциях рек и мелиоративных каналов

Водотоки	Станции	Число видов рыб	Доля видов-реофилов, %	Индекс видового разнообразия Шеннона	Индекс доминирования
Белая	I	2	0	0.72	0.28
	II	8	0.83	1.84	0.39
	III	8	1.48	1.49	0.50
Совка	I	5	0	0.95	0.59
	II	6	0	1.47	0.43
	III	6	0	1.63	0.37
Курша	I	10	11.59	2.44	0.26
	II	8	2.32	2.23	0.26
	III	11	73.56	1.92	0.45
Кишня	I	7	72.5	2.22	0.21
	II	12	25.63	1.25	0.65
	III	12	23.46	2.08	0.42
ЦМК	I.1	1	0	-	-
	I.2	7	0	1.95	0.30
	II.1	14	6.13	2.53	0.34
	II.2	8	8.43	2.61	0.13
	III.1	9	54.75	2.19	0.31
	III.2	11	10.64	2.46	0.29
Канавы у с. Лакаш	I	4	0	1.18	0.41
	II	5	0	2.11	0.09
	III	3	0	1.34	0.16
Ковязная канава	III.1	2	0	0.99	0.01
	III.2	2	0	0.99	-

Примечание: I, II, III – верхнее, среднее и нижнее течение реки, соответственно.

Вероятно также проникновение в 2015 г. в это же озеро озёрного голяна, по связанным с ним мелиоративным водотокам. Весенние разливы последних лет вряд ли могли способствовать проникновению вида, т.к. они были не высоки и не достигали прежних по максимальному уровню вод. Озёрный голян, ранее не отмечавшийся в водоемах заповедника [1, 4, 5] и, являющийся редким видом в Рязанской области (был занесен в региональную Красную Книгу), проник в озеро, размножился и вошел в доминантный комплекс рыбного населения.

ВЫВОДЫ

- 1) Априори ожидаемой реофилизации рыбного населения при спрямлении русел малых рек не происходит.
- 2) Наибольшие изменения в структуре рыбного населения выражаются в уменьшении видового богатства и видового разнообразия. Это является следствием уменьшения биотопического разнообразия за счёт уничтожения в водотоках различных топических элементов – перекатов, плёсов, омутов, заливов и т.д.
- 3) При определённых условиях магистральные мелиоративные каналы могут выступать наравне с малыми реками в качестве самостоятельных водотоков с высоким видовым богатством и биологическим разнообразием рыб.
- 4) Мелиоративные каналы могут служить коридорами инвазий для лимнофильных видов рыб.

Список литературы

1. Иванчев В.П., Иванчева Е.Ю. Круглоротые и рыбы Рязанской области и прилегающих территорий. Рязань: НП «Голос губернии». 2010. 292 с.
2. Иванчев В.П., Иванчева Е.Ю., Терещенко В.Г. Роль поймы в формировании рыбного населения малых рек Рязанской области. Вопр. ихтиологии. 2011. Т. 51. № 5. С. 642-656.
3. Иванчев В.П., Иванчева Е.Ю. Рыбное население малых рек Мещёрской низменности (Рязанская область), подвергшихся спрямлению русел. Вопросы рыболовства. 2015. Т. 16. № 1: 79-86.
4. Иванчев В.П., Иванчева Е.Ю. Озёрный голян *Phoxinus phoxinus* – новый вид ихтиофауны Окского заповедника. Труды Окского заповедника. 2015. Вып. 33. С. 144-146.
5. Панченко И.М. Ихтиофауна водоёмов Окского заповедника и её особенности Многолетняя динамика природных объектов Окского заповедника. Труды Окского заповедника. 1990. Вып. 16. С. 154-182.
6. Попов А.С. По Мещерскому краю. Москва. Профиздат. 1966. 159 с.
7. Рыбы в заповедниках России. В 2 томах (Под ред. Ю.С. Решетникова). Т. 1. М.: Т-во науч. изд. КМК. 2010. 627 с.

ХАРАКТЕРИСТИКА И ДИНАМИКА РАЗВИТИЯ ФИТОПЛАНКТОННОГО СООБЩЕСТВА ШЕРШНЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА В 2019 Г.

О.В. Игуменцева¹, Н.И. Ходоровская¹

ФГБОУ ВО «Челябинский государственный университет»,
454001, г. Челябинск, Челябинская обл, Россия, olgabio@bk.ru

В работе проведен анализ таксономической структуры, а также сезонный анализ видового обилия и численности фитопланктона Шершневского водохранилища (Южный Урал, Челябинская область) за 2019 г.

Шершнёвское водохранилище – искусственный водоем, созданный в период 1961–1969 гг. Расположен в черте города Челябинска — на юго-западной его окраине, на границе с Сосновским районом. Водохранилище возведено на реке Миасс, плотина расположена в 360 км от устья.

На сегодняшний момент водохранилище является единственным источником водоснабжения для г. Челябинска. Развитие жилой застройки в прибрежной зоне и, как следствие, увеличение антропогенной нагрузки, является причиной ухудшения экологического состояния водоема. Изучение состояния и развития альгоценоза, в значительной степени определяющего функционирование водной экосистемы, важно для познания процессов самоочищения и решения вопросов рациональной эксплуатации водоема.

В настоящей работе анализируются данные по изучению видового состава и численности фитопланктона Шершневского водохранилища за 2019 г. На базе лаборатории биомониторинга УНИЦБТ ФГБОУ ВО «ЧелГУ» обработано 26 проб, отобранных в 2019 г. в районе водозабора очистных водопроводных сооружений МУП ПОВВ г. Челябинска. Отбор проб и определение видового состава проводили стандартными методами с использованием отечественных определителей [1, 2, 3].

Всего в водохранилище за 2019 год было обнаружено 43 вида, которые относятся к 6 отделам, 9 классам, 29 семействам, 36 родам. Наибольшее число видов встречалось в отделах Bacillariophyta (42%) и Chlorophyta (33%) от общего числа видов, наименьшее – по 2% встречалось в отделах Chryzophyta и Euglenophyta.

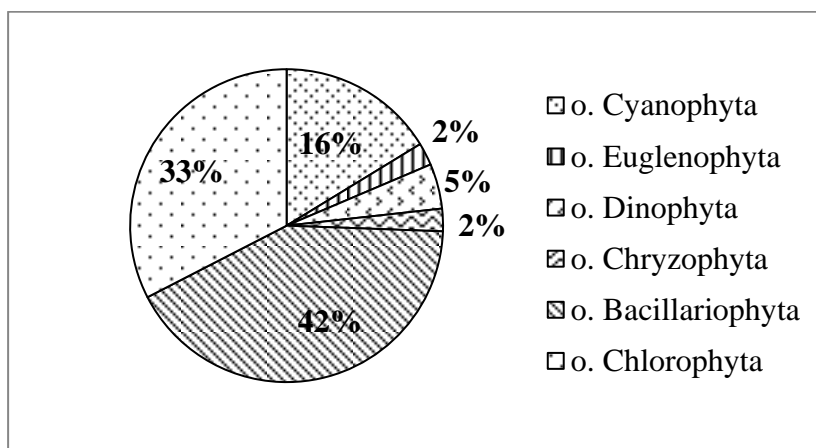


Рис. 1. Доля отделов в таксономической структуре фитопланктона Шершневского водохранилища в 2019 г.

На рис. 2 представлена структура альгофлоры южной части водохранилища, которая была характерна для 2019 г.

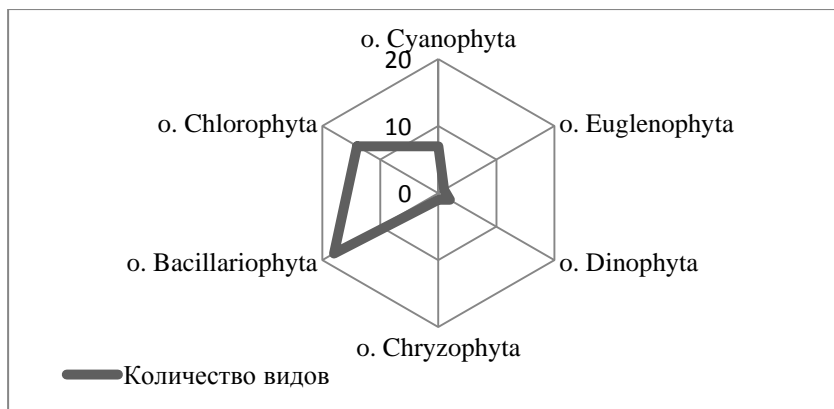


Рис. 2. Структура альгофлоры Шершневского водохранилища в 2019 г.

На полученной диаграмме видно, что роль отдела Bacillariophyta с точки зрения видового богатства более существенна, чем Chlorophyta и Cyanophyta.

Сравнение с данными более ранних исследований [4,5] показало, что характерные для альгофлоры водохранилища индивидуальные черты в 2019 году несколько изменились. Ранее наблюдалось некоторое снижение вклада зеленых водорослей в структуру видового разнообразия сообщества. В 2019 о. Bacillariophyta занял лидирующее положение в альгоценозе по количеству видов.

Анализируя соотношение отделов водорослей в течение года, можно отметить, что во все сезоны, преобладали виды диатомовых водорослей, составляющих от 18.6 % (8 видов) зимой до 32.6 % (14 видов) летом от общего количества видов. На втором месте располагается о. Chlorophyta. Доля этого отдела зимой составляла 4.7%, а летом увеличилась до 28 %. (рис. 3).

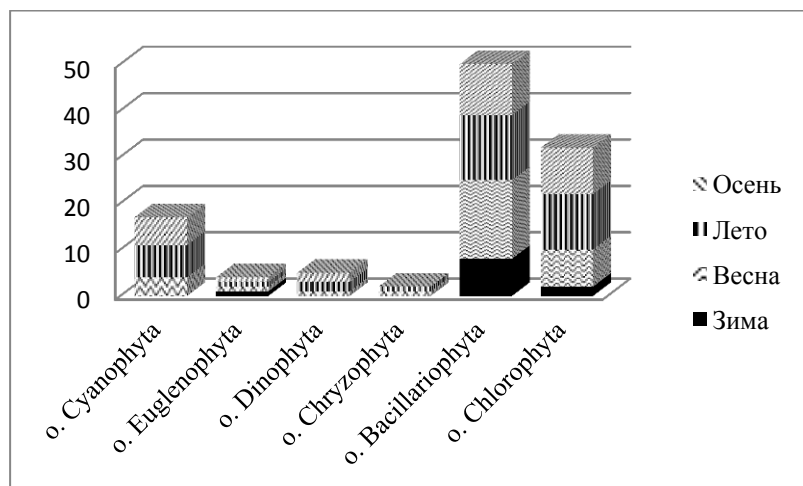


Рис. 3. Сезонная динамика отделов фитопланктона Шершневого водохранилища в 2019 г.

Из диаграммы видно, что сине-зеленые водоросли зимой не были выявлены, весной их доля составляла 9.3 % (4 вида), летом – 16.3 % (7 видов) и осенью – 14 % (6 видов).

Эвгленовые водоросли присутствовали на протяжении всего года и доля их от общего числа видов составляла 2.3 %. Золотистые и динофитовые водоросли были выявлены весной, летом и осенью. На долю золотистых водорослей пришлось 2.3 % от общего количества. Доля представителей о. Dinophyta увеличилась в летне-осенний период до 4.7 %.

Среднее значение общей численности фитопланктона в 2019 г. составило 96.8 млн. кл/дм³.

График динамики численности фитопланктона показывает, что в течение вегетационного периода наблюдается единственный пик численности в летне-осенний период с максимальной вершиной в августе (рис. 4). Общая численность менялась постепенно с минимальных значений в январе – 8 666 кл/дм³ и до максимальной численности в августе – 42.4 млн. кл/дм³. Затем наблюдалось резкое снижение численности фитопланктона в сентябре, практически в три раза. И далее в осенне-зимний период регистрировалось дальнейшее понижение численности, достигшей минимума в декабре – 72 215 кл/дм³.

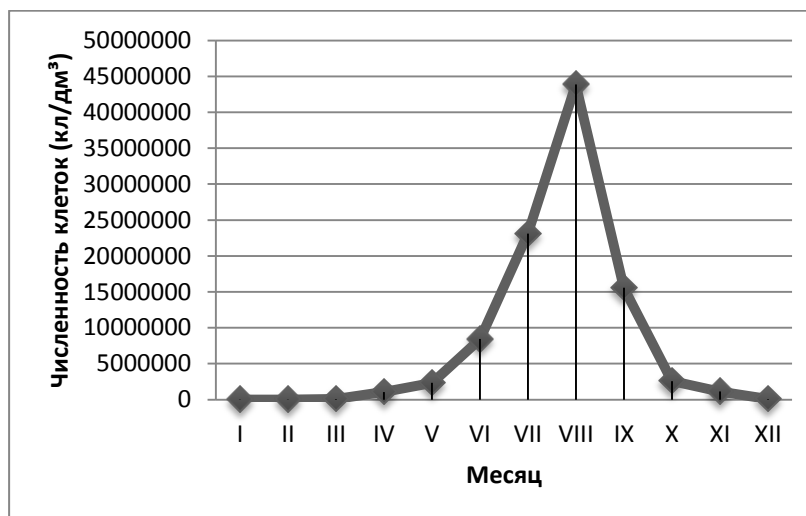


Рис. 4. Сезонная динамика численности фитопланктона Шершневого водохранилища в 2019 г.

По численности на протяжении периода с июня по октябрь доминировали водоросли отдела Cyanophyta, занимая до 60% от общей численности всех отделов в этот период, тогда как в январе-мае их численность до-

стигала всего 11%. В то же время доля численности зеленых и диатомовых водорослей составляла 57% и 32% соответственно (рис. 5).

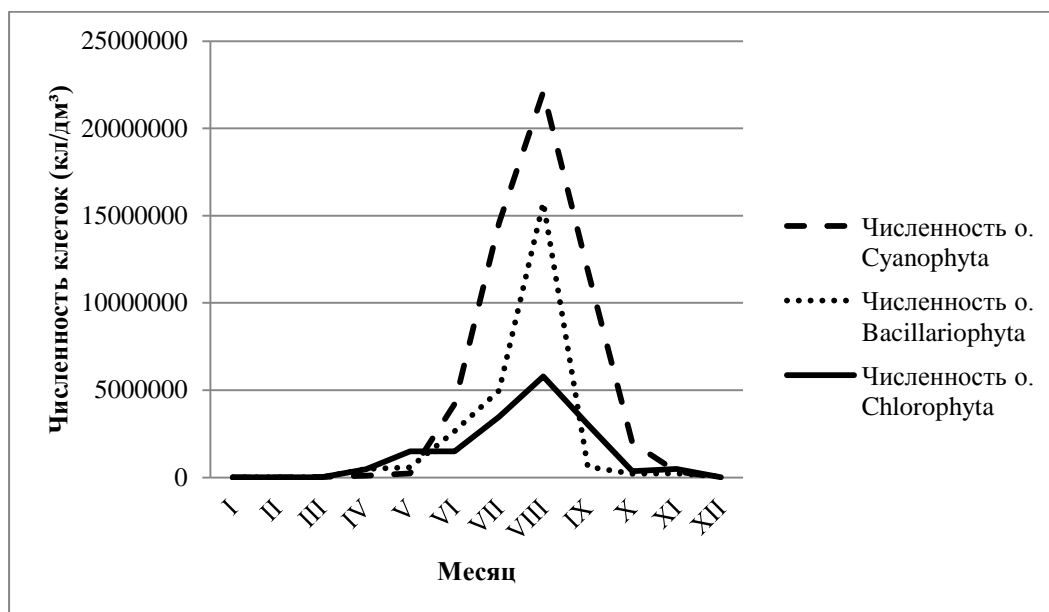


Рис. 5. Соотношение долей численности ведущих отделов фитопланктона Шершневого водохранилища в 2019 г.

В декабре ведущим по численности микроводорослей был отдел Bacillariophyta – 44.5 тыс. кл/дм³, вторую позицию занимает о.Chlorophyta – 19.5 тыс. кл/дм³, представители отдела Суанophyta не были обнаружены.

Таким образом, доминирующими отделами по видовому богатству и численности в Шершневом водохранилище по-прежнему являются Суанophyta, Bacillariophyta и Chlorophyta.

В 2019 году отмечено снижение вклада зеленых водорослей в структуру видового разнообразия сообщества, а о. Bacillariophyta занял лидирующее положение в альгоценозе по количеству видов.

Ведущее место в формировании общей численности практически на протяжении всего периода исследования занимали представители о. Суанophyta, а основу видового разнообразия составлял о. Bacillariophyta.

Список литературы

1. Определитель пресноводных водорослей СССР. Вып. 1. Общая часть. Пресноводные водоросли и их изучение [Текст] / М.М. Голлербах, В.И. Полянский. – М.: Советская наука, 1951.
2. Определитель пресноводных водорослей СССР. Вып. 11 (2). Зеленые водоросли [Текст] / Г.М. Паламарь - Мордвинцева. – Ленинград: «Наука», 1952. – 621 с.
3. Царенко, П.М. Краткий определитель хлорококковых водорослей Украинской ССР/АУСССР Ин-т ботаники им. Н.Г. Холодного [Текст] / отв. ред. Паламарь-Мордвинцева Г.М.- Киев: Наукова думка, 1990. – 208 с.
4. Ходоровская Н.И. Современное состояние Шершневого водохранилища в условиях антропогенного эвтрофирования / Ходоровская Н.И., Еремкина Т.В., Антипова В.А. // Материалы IV Всероссийской конференции по водной экотоксикологии, посвященной памяти Б.А. Флерова, «Антропогенное влияние на водные организмы и экосистемы» и школы-семинара «Современные методы исследования и оценки качества вод, состояния водных организмов и экосистем в условиях антропогенной нагрузки»: в 2-х ч.. (Борок, 24-29 сентября 2011 г.). – Ч. 2. – Борок, 2011. – С. 177 – 181.
5. Гладкова О.В., Ходоровская Н.И. Видовая структура и эколого-географическая характеристика фитопланктонного сообщества Шершневого водохранилища в условиях возрастающего антропогенного воздействия //Биологические науки № 3. М: Академия естествознания, 2019. С. 11-16.

ПОЛИМОРФИЗМ ОКРАСКИ РАКОВИН (*LITTORINA OBTUSATA*, *BRADIBAENA FRUTICUM*, *LIMESCOLA BALTICA*) И НАКОПЛЕНИЕ ТМ

Н.Н.Камардин^{1,2}, Е. Козминский³

¹Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Санкт-Петербургский научно-исследовательский центр экологической безопасности Российской академии наук, 197110, Россия, Санкт-Петербург, Корпусная ул., дом 18. nik-kamardin@yandex.ru

²Федеральное государственное бюджетное образовательное учреждение высшего профессионального образования Санкт-Петербургский государственный университет, 199034, Россия, г. Санкт-Петербург, Университетская набережная, 7/9, nik-kamardin@yandex.ru

³Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Зоологический институт Российской академии наук Россия. 199034, Россия, г. Санкт-Петербург, Университетская набережная, 1. eugene.kozminsky@zin.ru

В работе исследуется содержание металлов в раковинах морских и наземных моллюсков, отличающихся по фоновой окраске. Из всех популяций выбирали светлые и темные раковины. Измерение концентрации металлов осуществляли на атомно-абсорбционном спектрофотометре и атомно-эмиссионном спектрометре с использованием индуктивно-связанной плазменной эмиссии (ИСП АЭС). Обнаружено, что у всех исследованных видов светлые раковины содержат достоверно больше металлов, чем темные. Цвет раковины определяется пигментами различной природы. Пигменты белковой природы (меланин, гуанин) синтезируются в организме моллюсков, каратинойды и полиены животные получают из пищи. Очевидно, различия в концентрации ТМ связаны с генными механизмами и биохимическими реакциями, обслуживающими синтез и распределение пигментов.

Многие виды моллюсков демонстрируют большую вариабельность в характерных признаках раковины (форма, прочность, цвет, наличие полос и т.д.). В то же время метаболизм многих микроэлементов обнаруживаемых в раковинах моллюсков следует по пути метаболизма кальция [1] Ряд микроэлементов Be, Sr, Mn, Pb и Zn попадают в раковину путем биоминерализации вместе с Ca^{2+} . Этот же путь используется моллюсков для детоксикации в случае загрязнения среды тяжелыми металлами, которые накапливаются в везикулярных структурах почечного эпителия и гематоцитов. Большая часть детоксицифицированных ТМ выделяется из организма, а остальное количество сохраняется в балластных структурах, таких как раковина. Цвет раковины определяется пигментами различной природы. Пигменты белковой природы (меланин, гуанин) синтезируются в организме моллюска, каратинойды и полиены животные чаще получают из пищи [2]. Считается, что цвет раковины важен для естественного отбора в природных популяциях, а толщина раковины может рассматриваться как адаптация против хищников [3]. Увеличение концентрации ТМ в лабораторных опытах вызывает достоверное накопление их в мягких тканях и раковинах *Limecola baltica* [4]. В раковинах наземных моллюсков вблизи ГОК обнаружено достоверное увеличение концентрации Se, Mn, Cu в раковинах *Bradibaena fruticum* [5].

Существование связи между накоплением ТМ в раковинах моллюсков и их окраской до конца не выяснено. Мы предполагаем, что она существует даже у моллюсков из природных, незагрязнённых мест обитания, отражая различный метаболизма последних.

В рамках три латерального сотрудничества и выполнения проекта «ER90 HAZLESS 8.08.2019 года были взяты батиметрические и бентосные станции в восточной части Финского залива. Моллюски *Limecola balthica* были собраны в Копорской губе Финского залива с глубины 20-54 метров. Температура на этой глубине составляла 5-6 °С, а солёность была примерно 3.0-5.0 ‰. Моллюски этого вида разделялись по фенотипам, на два основных в по внешней и внутренней пигментации раковины, белые и розово-красные после удаления моллюска из раковины, раковины промывались в деминерализованной воде и высушивались в сушильном шкафу. После высушивания и измельчения в нефритовой ступке, разные по фенотипам раковины взвешивались на электронных весах «Mercury WP Group», Корея с точностью 0.005 г. Измельченные раковины растворялись в 5 М HNO_3 при температуре 90 °С с последующим измерением на содержание НМ в приборе ААС-7000 «Shimadzu» и атомно-эмиссионном спектрометре «SHINADZU ICPE-9000» (Япония) с использованием индуктивно-связанной плазменной эмиссии (ИСП АЭС). Перед измерением строилась калибровочная кривая мульти компонентного стандарта производства «MERCCK» в 0.1N HNO_3 . Результаты выражали в миллиграммах на килограмм влажного веса (мкг/г с.в.).

Всего было исследовано 4 станций в Канорском заливе и на каждой станции животные разбирались по фенотипам. Среднее соотношение белых и розовых равняется 9 к 2 соответственно. Из каждой группы выбирались по несколько животных, принадлежащих к выделенным фенотипам. По сумме всех обнаруженных ТМ раковины с белым фенотипом достоверно отличаются по критерию Фарадея ($p \leq 0.05$) от розовых раковин (рис. 1).

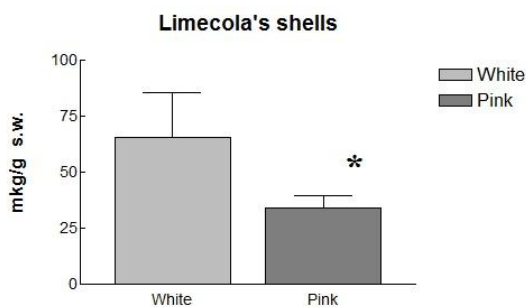


Рис. 1. Суммарная концентрация металлов в раковинах белого и красно-розового фенотипов. Количество животных $n = 10$. Вертикальные линии – ошибка среднего. *- достоверные отличия средних при $p \leq 0.05$.

Раковину моллюсков обычно рассматривают как финальный этап движения металлов по организму, связанное с детоксикацией последних. Основным органом у моллюсков отвечающим за детоксикацию поступающих в организм ТМ является гепатопакреас. Был проведен анализ накопления ТМ в этой железе. По сумме всех обнаруженных ТМ в пищеварительной железе у моллюсков с белой раковиной достоверно отличаются по критерию Фарадея ($p \leq 0.05$) от животных с розовой раковиной (рис. 2).

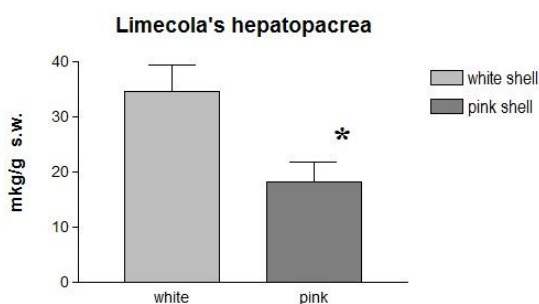


Рис. 2. Суммарная концентрация металлов в пищеварительной железе моллюсков с раковинами белого и красно-розового фенотипов. Количество животных $n = 10$. Вертикальные линии – ошибка среднего.

*- достоверные отличия средних при $p \leq 0.05$.

Из всего многообразия полиморфных особей *Littorina obtusata* были выбраны видимо светлые по фоновой окраске: желтые и видимо темные: пурпурные морфы [6]. Раковины светлых морф встречаются редко (0.5–5.0 %) в отличие от обычных видимо темных (30–40 %). Проведенный спектрофотометрический анализ раковин одного размера выявил интересный факт. Светлые морфы литорин накапливают в раковинах значительно больше ТМ, чем темные, собранные одновременно в одном месте (рис. 3).

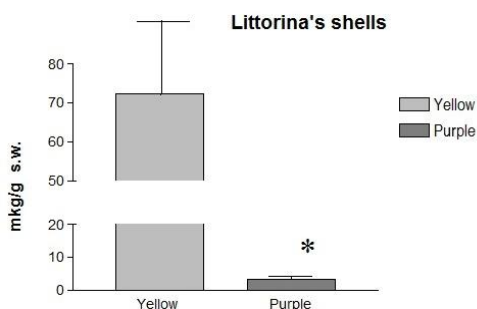


Рис.3. Суммарная концентрация металлов в раковинах желтого и пурпурного фенотипов. Количество животных $n = 10$. Вертикальные линии – ошибка среднего.

*- достоверные отличия средних при $p \leq 0.05$.

Причем, особенно велики расхождения между светлыми и темными морфами раковин в Al, Fe, Cu, Mn и Zn. Обнаруженные значения концентрации ТМ в раковинах не связаны с фоновым загрязнением ТМ воды и растительности, так как они собирались на каменистых литоральных необитаемых губ и островков Чупинского залива Белого моря. Более высокие значения накопления ТМ в светло окрашенных морфах *Littorina obtusata* указывает на существование у них биохимических и молекулярных механизмов предпочтительного накопления ТМ, что может приводить к изменению в структуре популяции за счет элиминации светло окрашенных морф.

Проведенный популяционный анализ моллюсков вида *Bradybaena fruticum* (Mull.) выявил следующие факты. Так наибольшим полиморфизмом характеризуется микро популяция, обитающая по берегам пруда в парке пос. Ропша. Частотный анализ показал следующие величины частоты встречаемости. Наиболее многочисленными являются моллюски коричневой морфы со спиральной темно-коричневой полосой ($f = 0.55$). Самыми редкими морфами являются число светло-желтые бесполосые формы ($f = 0.006$). Они, очевидно, гомозиготные и рецессивные по двум аллелям – наличие пигмента и темной полосы. Было обнаружено, что выделенные цветные морфы связаны с накоплением ряда ТМ в их раковинах. Также как в случае с литоринами, улиток можно разделить по окраске раковин на светло и темно окрашенных. Светлые морфы *Bradybaena fruticum* накапливают в раковинах достоверно больше ТМ, чем темные, собранные одновременно в одном месте (рис.4).

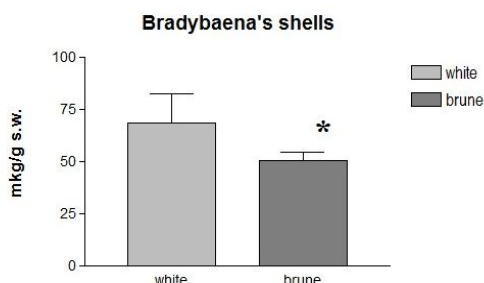


Рис.4. Суммарная концентрация металлов в раковинах белого и красно-коричневого фенотипов. Количество животных $n = 10$. Вертикальные линии – ошибка среднего. *- достоверные отличия средних при $p \leq 0.05$.

При чем накопление в раковине Fe, Cu, в светлых морфах достоверно ($p \leq 0.05$) отличается от темных по двум критериям t и F , и по одному критерию для Mn, Sr и Zn. Проведенные измерения концентрации ТМ в гепатопанкреасе улиток обнаружили в раковинах гомозиготных рецессивных светлых по окраске форм (желтых, бесполосых) более высокое накопление ТМ, чем у доминантных (розовых и коричневых, полосатых). Это справедливо для Cu, Mn, Ni и Zn для которых статистически показано больше накопление, чем для темных морф улиток ($p \leq 0.05$). Для всех исследованных ТМ концентрация в гепатопанкреасе выше, чем в раковине. Обнаруженные значения концентрации ТМ в раковинах и гепатопанкреасе не связаны с фоновым загрязнением ТМ почвы и растительности, так как они собирались в старом парке, где нет источников значительного антропогенного загрязнения. Проведенные анализы почвы и растительности в месте обитания улиток не выявили загрязнений ТМ.

И так, экспериментально показана связь между светлой и темной окраской раковин морских и наземных моллюсков с накоплением в них ТМ. Причем эти различия не зависят от загрязнения среды, а являются следствием различия в обменных процессах. Можно предположить, что светлые формы более предрасположены к накоплению ТМ, чем темно окрашенные формы. Такая предрасположенность приводит к элиминации улиток со светлоокрашенными раковинами и изменению разнообразия жизненных форм, особенно заметному при загрязнении окружающей ТМ.

Работа выполнена при финансовой поддержке Программы приграничного сотрудничества «Россия-Эстония» ER90 HAZLESS и ГЗ ЗИНРАН (№ АААА-А19-119022690122-5) на научном оборудовании Ресурсного центра «Обсерватория экологической безопасности» и «Центр химического анализа и материаловедения», Научно-исследовательский парк Санкт-Петербургского государственного университета.

Список литературы

1. Dallinger R., Berger B., Triebkorn-Kühler R., Kühler H. Soil biology and ecotoxicology // The Biology of Terrestrial Molluscs. G. M. Barker (ed.). Wallingford: CAB Int. 2001. P. 489–525.
2. Козминский Е.В. Особенности наследования фоновой окраски раковины у моллюсков *littorina obtusata* (gastropoda, littorinidae) // Генетика. 2014. Т. 50, № 10. С. 1177–1187.
3. Guensen J.F., Woodruff. D.S Associations between shell morphology and land crab predation in the land snail *Cerion* // 2006. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2435.1997.00115.x>
4. Сладкова С.В., Камардин Н.Н., Шаров А.Н. Исследование физиологического состояния *Limecola balthica*(L) при загрязнении Cd, оцениваемое по поведению, накоплению металлов и потреблению кислорода. // Вестник СПбГУ. 2020. Серия биология (в печати).
5. Снегин Э.А. Содержание химических элементов в раковинах наземных моллюсков в условиях влияния горно-обогатительных комбинатов // Проблемы региональной экологии. 2009. №1. С. 22–27.
6. Козминский Е.В., Лезин П.А., Фокин М.В. Методика изучения наследования признаков окраски раковины у моллюсков рода *Littorina* (Gastropoda, Prosobranchia) // Зоол.журн. 2008. Т.87, №5. С. 614–619.

ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ РЕКИ КАРЛУТКИ Г. ИЖЕВСКА

И.А. Каргапольцева¹, Н.В. Холмогорова¹, И.В. Сырых²

¹Удмуртский государственный университет, 426000, Удмуртская Республика, г. Ижевск, ул. Университетская 1, корпус 1, larix85@mail.ru; nadjaholm@mail.ru; Россия

²Центральная экоаналитическая лаборатория АУ «Управления Минприроды УР», 426000, Удмуртская Республика, г. Ижевск, Россия, bibicus@mail.ru

В работе представлены данные по содержанию нефтепродуктов и металлов в донных отложениях (ДО) реки Карлутка, проведено сравнение их содержания с нормативами и фоновыми концентрациями для песчаных и илистых грунтов. Проведена оценка качества воды в реке методами биоиндикации по макрозообентосу.

Поверхностные водные объекты в городе Ижевске представлены многочисленными естественными и искусственными водоемами и водотоками. Всего на территории города расположен 51 водный объект, в том числе 22 реки. Большинство из них по общепринятой гидрографической классификации относятся к мельчайшим (длиной до 10 км) и самым малым (10-25 км) водотокам. Городские реки принимают значительное количество нефтепродуктов, металлов, взвешенных частиц и других специфических загрязнителей с прилегающих территорий. При этом в отличие от бытовых и промышленных вод ливневые стоки не подвергаются очистке и несут в водоемы все загрязнения в неизменном виде.

Река Карлутка является правым притоком реки Позимь, относится к Волго-Камскому бассейну. Длина реки 11.9 км. Площадь водосборного бассейна – 21.3 м². Средний уклон реки – 6.1 км. Ширина русла в нижнем течении реки редко превышает 3 – 4 м, на отдельных участках оно канализовано. Скорость течения 0.18-0.36 м/сек. Особенности гидрографии состоит в том, что этот водоток полностью протекает по территории города Ижевска, при этом бассейн реки Карлутка включает густонаселенную и застроенную центральную и юго-восточную части города. В результате постоянных и интенсивных сбросов сточных вод, на участках реки, которые являются заросшими и замусоренными, при слабых скоростях течения воды, возможно формирование устойчивых зон загрязнения [1].

Исследования проводились в летний период 2018 года. В ходе исследования реки было заложено 6 станций отбора проб донных отложений и макрозообентоса от истока до устья. Всего отобрано 18 количественных и 18 качественных проб макрозообентоса. Методы отбора и подготовки проб донных отложений были выполнены в соответствии с базовыми национальными стандартами: ГОСТ 17.4.4.02-84, ГОСТ 28168-89, ГОСТ 17.4.3.01-83, ГОСТ Р 53123-2008 (ИСО 10381-5:2005). В отобранных образцах донных отложений определяли содержание валовых форм 12-ти элементов – стронция, свинца, мышьяка, цинка, меди, никеля, кобальта, железа, марганца, хрома, ванадия и титана рентгенофлуоресцентным методом на спектрометре «СПЕКТРОСКАН МАКС-G» при помощи аттестованной методики М-049-П/10. Дополнительно был выполнен РФА на элемент барий. Оценка содержания нефтепродуктов (методом ИК-спектрии) в донных отложениях проводилась в Центральной экоаналитической лаборатории АУ «Управления Минприроды УР». Изучение макрозообентоса проводилось по стандартным методикам. Оценка качества воды проводили при помощи индексов Вудивисса и Трофической Комплектности. Индекс Трофической Комплектности рассчитывался в программе <http://www.macro.nemi-ekb.ru>. Оценка по этому индексу проводится исходя из гипотезы, что в наилучших условиях присутствует максимальное количество трофических групп (в данном индексе их 12), а снижение свидетельствует об упрощении важнейших трофических связей и деградации сообществ [2].

Недостатком Российской системы мониторинга и управления водными ресурсами является отсутствие нормативов химического состава донных отложений. В Единой государственной системе мониторинга за состоянием окружающей природной среды (РД 52.24.609- 2013) указано, что «информация о состоянии водных объектов без учета сведений о загрязнении донных отложений может привести к ошибочным выводам, поэтому наблюдение за донными отложениями становятся неотъемлемой частью мониторинга водных объектов»[3, 4].

Содержание нефтепродуктов в донных отложениях на станциях исследования в реке Карлутка изменялось от 367 мг/кг (станция № 6, ул. Орджоникидзе, песчаные донные отложения) до 20700 мг/кг (станция № 4, выше ул. Ленина, илистые донные отложения) (табл. 1). Наибольшие концентрации нефтепродуктов выявлены в среднем течении реки в илистых донных отложениях.

Таблица 1. Содержание нефтепродуктов в донных отложениях

№ станции	Координаты	Грунт	Содержание нефтепродуктов, мг/кг
1	56.877463 N, 53.236345 E	песчаный	2370
2	56.873370 N, 53.231710 E	песчаный	3760
3	56.856457 N, 53.232493 E	илисто-каменистый	20 100
4	56.847211 N, 53.242278 E	илистый	20700
5	56.844442 N, 53.243544 E	каменисто-илистый	1 850
6	56.832611 N, 53.261075 E	песчаный	367

Шкала загрязнения донных отложений нефтяными углеводородами для малых рек Удмуртии была разработана Н.В. Холмогоровой [5] на основании результатов химического анализа грунтов, градаций И.Н. Брусыниной с соавторами и Л.В. Михайловой. Уровни загрязнения донных отложений нефтью [5]:

1. Слабое <50 мг/кг;
2. Умеренное 51- 400 мг/кг;
3. Экстремальное > 400 мг/кг.

Согласно данной классификации донные отложения на пяти станциях реки Карлутка относятся к экстремальному уровню загрязнения нефтепродуктами и только станция № 6 – к умеренному.

Существует несколько подходов при оценке уровня загрязненности донных отложений металлами. Наиболее распространенные подходы – сравнение полученных концентраций металлов со значением величин Кларка, фоновыми концентрациями, официально установленными допустимыми уровнями. Кларки литосферы были взяты для дерново-подзолистых почв [6]. Фоновые концентрации тяжелых металлов в донных отложениях были взяты для реки Узгинка Якшур-Бодьинского района Удмуртской Республики для песчаных и илистых донных отложений (табл. 2).

Таблица 2. Фоновые концентрации металлов, река Узгинка

Фон	Ti	V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Sr	Pb	As	Ba
Илистые ДО	3647.6	102.0	148.3	1644.5	13754.0	13.9	53.1	35.2	38.4	225.4	8.8	6.5	2401.0
Песчаные ДО	927.9	51.1	86.5	648.5	7547.5	8.3	31.2	20.8	5.9	163.4	5.1	4.7	750.5

Нормативы для донных отложений были взяты из источников: U. Forstner [7] и критериев оценки загрязненности донных отложений в водных объектах Санкт-Петербурга (1996). Настоящим нормативом устанавливается классификация качества донных отложений водных объектов Санкт-Петербурга, содержащая четыре класса загрязненности. Донные отложения считаются чистыми, если концентрации загрязняющих веществ ниже целевого уровня.

Содержание титана в изучаемых донных отложениях изменялось от 1251 до 3639.8 мг/кг. Наименьшая концентрация наблюдалась на станции № 1 реки с песчаным грунтом, ближайшая точка к истоку реки, наибольшая – на станции № 4 с илистыми донными отложениями. Содержание Ti в изучаемых донных отложениях превышает фоновые концентрации только на станции № 6 (песчаные донные отложения) в 2.3 раза.

Концентрация ванадия на станциях исследования изменялась от 77.0 мг/кг (станция № 1) до 172.8 мг/кг (станция № 4), что не превышает нормативы, разработанные для Санкт-Петербурга и U. Forstner [7], однако превышает фоновые концентрации в 1.5–2 раза и Кларки литосферы для дерново-подзолистых почв в 1.2–2.7 раз.

Концентрации хрома менялись в реке Карлутка от 142.9 мг/кг (станция № 6) до 263.5 мг/кг (станция № 3), что превышает Кларки литосферы для дерново-подзолистых почв в 1.06–1.36 раза, норматив для пресноводных ДО [7] в 1.6–2.74 раза (станции № 6 и № 2 соответственно). норматив качества донных отложений для Санкт-Петербурга в 1.4–2.6 раз, фоновые концентрации для илистых и песчаных ДО в 1.7–3 раза. Наибольшие превышения нормативов и фоновых концентраций хрома отмечены в среднем течении реки.

Содержание марганца в изучаемых донных отложениях изменялось от 535.4 мг/кг (станция № 1) до 6286.3 мг/кг (станция № 3). В среднем течении реки содержание Mn превышает Кларки литосферы для дерново-подзолистых почв в 3.6–8.8 раз. Концентрация марганца в донных отложениях на всех станциях исследования водотока превышает норматив для пресноводных ДО [7] в 713–8357 раз. На станции № 6 отмечается превышение фоновой концентрации для песчаных ДО в 1.5 раза, на других песчаных грунтах реки превышение Mn не выявлено. Для илистых грунтов реки Карлутка отмечено превышение фоновой концентрации марганца для илистых ДО в 1.6–3.8 раз.

Содержания железа в донных отложениях менялось от 10869.6 мг/кг (станция № 1) до 33300.0 мг/кг (станция № 3), что превышает норматив для пресноводных ДО [7] на всех станциях реки в 249–765 раз. В песчаных грунтах отмечено превышение фоновых концентраций железа в 1.4–1.8 раз, в илистых – в 1.1–2.4 раза.

Концентрация кобальта составляла от 9.86 мг/кг (станция № 1) до 35.33 (станция № 4), что превышает Кларки литосферы для дерново-подзолистых почв в 1.2–3.8 раз на всех станциях исследования. В песчаных донных отложениях реки Карлутка отмечено превышение фоновых концентраций кобальта в 1.2–1.4 раза, в илистых ДО – 1.2–2.6 раз.

Никель присутствовал в пробах в концентрациях от 34.2 мг/кг (станция № 6) до 128.8 мг/кг (станция № 3), что не превышает норматив для пресноводных ДО [7], при этом превышает Кларки литосферы для дерново-подзолистых почв в 1.59–5.6 раз. Содержание Ni практически во всех точках исследования превышает норматив качества донных отложений для Санкт-Петербурга в 1.5–3.67 раз. В песчаных донных отложениях реки Карлутка отмечено превышение фоновых концентраций никеля в песчаных грунтах в 1.1–1.7 раз, в илистых ДО – 1.2–2.4 раз.

Концентрация меди в донных отложениях менялась в пределах от 41.2 мг/кг (станция № 1) до 260.6 мг/кг (станция № 4). Это превышает Кларки литосферы для дерново-подзолистых почв в 2.7–11.2 раз, норматив для пресноводных ДО [7] в 1.4–6 раз. Содержание меди на всех станциях отбора проб превышает норматив качества донных отложений для Санкт-Петербурга в 1.7 раз (станция № 2) до 7.4 раз (станция № 4), а также фоновые концентрации для илистых и песчаных ДО – в 2–7.4 раза.

Концентрация цинка изменялась от 17.2 мг/кг (станция № 1) до 4611.0 (станция № 3). Содержание Zn в верхнем течении реки не превышает Кларки литосферы для дерново-подзолистых почв, в среднем – превышает в 10-11 раз, в нижнем – в 1.8–5 раз. Концентрация цинка в грунте также превышает норматив для пресноводных ДО [7] и норматив качества донных отложений для Санкт-Петербурга в среднем течении реки в 1.5–4 раза. В песчаных донных отложениях реки Карлутка отмечено превышение фоновых концентраций цинка в 3–12 раза, в илистых ДО – 5–12 раз.

Содержание стронция изменялось от 161.91 мг/кг до 231.17 мг/кг. Концентрация Sr превышает фоновые концентрации на песчаных грунтах в верхнем течении реки на станциях №№ 1 и 2 в 1.15–1.2 раза.

Свинец присутствовал в пробах в концентрациях от 2.43 мг/кг до 42.4 мг/кг. Минимальное содержание отмечалось в песчаном грунте. Концентрация Pb в донных отложениях превышает Кларки литосферы для дерново-подзолистых почв в среднем и нижнем течении реки в 3–3.6 раз, также норматив для пресноводных ДО [7] в 1.26–1.5 раза. Содержание Pb в илистом грунте превышает фоновые концентрации в 4–4.8 раз.

Концентрация мышьяка изменялась от 4.015 мг/кг (станция № 2) до 10.61 мг/кг (станция № 3). Это не превышает норматив для донных отложений водных объектов Санкт-Петербурга. Превышение фоновых показателей отмечено на всех станциях с илистыми ДО в 1.15–1.6 раз.

Барий присутствовал в грунте в концентрациях 1507.5 мг/кг (станция № 6) – 2641.5 мг/кг (станция № 3). В песчаных грунтах содержание Ba превышает фоновые концентрации в 1.4–2 раза, в илистых – 8.4–11 раз.

По результатам проведенных исследований, наибольшие концентрации металлов выявлены в среднем течении реки Карлутки на илистых донных отложениях (станции 3 и 4).

При изучении реки Карлутки было выявлено 33 вида организмов макрозообентоса, принадлежащих к 19 семействам, 4 классам, 3 типам. По числу видов доминировали брюхоногие моллюски и двукрылые. Олигохеты представлены 3 видами: *Limnodrillus hoffmeisteri*, *Lumbriculus variegatus*, *Stylaria lacustris*. Наибольшей плотности достигали представители рода *Limnodrillus*. Пиявки принадлежали к 6 видам, из них 4 вида принадлежат к семейству Glossiphoniidae (*Helobdella stagnalis*, *Glossiphonia heteroclita*, *G. complanata*, *G. concolor*), 2 вида – к семейству Erpobdellidae (*Erpobdella octoculata*, *Haemopsis sanguisuga*). Брюхоногие моллюски представлены 8 видами из 6 семейств: Lymnaeidae, Physidae, Bulinidae, Viviparidae, Cochlicopidae, Gastrodontidae. Двукрылые представлены 8 видами, принадлежащими к семействам Culicidae (*Culex* sp.), Athericidae (Gen sp.), Chironomidae (подсемейство Tanypodinae: *Procladius ferrugineus*, *Pollypedilum exectum*, *Ablabesmiya phata*, *Tanytus punctipennis*; подсемейство Chironominae: *Chironomus* гр. *tummi*, *Chironomus plumosus*).

Наибольшее количество видов макрозообентоса (23 вида) выявлено на станции 1, ближайшей к истоку реки, где произрастают прибрежно-водные растения – ежеголовник простой и камыш лесной (общее проективное покрытие растений ≈ 60 %). Минимальное число видов (8) выявлено на станции 6, которая характеризуется песчаным типом донных отложений и отсутствием водной и прибрежно-водной растительности. На данном участке происходит попадание ливневых стоков с ул. Орджоникидзе. Бентос здесь представлен хириномидно-тубифицидным комплексом, что указывает на неблагоприятные условия существования организмов.

Средняя численность организмов макрозообентоса на станциях отбора проб изменялась от 34 экз/м² (станция № 6) до 218 экз/м² (станция № 1), биомасса – от 69 (станция № 6) до 2318 мг/м² (станция № 1). По шкале С.П. Китаева (1984) изучаемый водоток отличается низким уровнем трофности.

Согласно данным, полученным методами биоиндикации по индексу Вудивисса, качество воды в реке Карлутка в зависимости от станции исследования является умеренно загрязненной (3 класс вод) – среднее и нижнее течение реки, и чистой (2 класс вод) – верхнее течение реки. На станции исследования № 6 Индекс Трофической Комплектности равен 4 – это полный дисбаланс в функционировании водной экосистемы, перемещение веществ в пищевых цепях осуществляется по единичным путям [2]. На станциях №№ 1, 2, 4 встречено 7 трофических групп макрозообентоса. На станциях №№ 3 и 5 – 6 трофических групп макрозообентоса. На станции № 6 – 4 трофических группы бентоса. Класс качества вод в верхнем и среднем течении реки – 3, в нижнем течении реки – 2.

Таким образом, на основании химического анализа донных отложений и результатов биоиндикации по макрозообентосу, в среднем течении реки Карлутки выявлена зона устойчивого загрязнения, также значительное ухудшение экологического состояния отмечается в нижнем течении.

Список литературы:

1. Гагарина О.В., Куртеев А.Г. Исследование разбавления сточных вод в городских реках, попадающих под воздействие организованных источников загрязнения в условиях повышенного гидрохимического фона (на примере реки Карлутка в пределах города Ижевска) // Вестник Удмуртского университета. Биология. Науки о Земле. 2017. Т.27, вып. 4. С. 427–436.
2. Pavluk T.I., A. bij de Vaate, H.A. Leslie. Development of an index of trophic completeness for benthic macroinvertebrate communities in flowing waters. *Hydrobiologia*. 427. 2000. P. 135–141.
3. Законнов В.В. Генетическая классификация грунтового комплекса равнинных водохранилищ // Комплексные исследования водохранилищ: межвузовский сб. науч. тр. Перм. гос. нац. исслед. ун-т. Пермь, 2014. С 23–30.
4. Михайлова Л. В. Особенности нормирования нефти в воде и донных отложениях поверхностных водных объектов разного типа (лекция) // Антропогенное влияние на водные организмы и экосистемы: сборник материалов VI Всеросс. конф. по водной экотоксикологии, посвященной 80-летию со дня рождения д.б.н., проф. Б. А. Флерова. (Борок, 14–17 сентября 2017 г.). - Ярославль: Филигрань. – 2017. – С. 121–125.
5. Холмогорова Н.В. Трансформация фауны макрозообентоса малых рек Удмуртии под воздействием факторов нефтедобычи. Дисс. на соискание уч. степ. канд. биол. наук. Казань, 2009. – 184 с.

6. Левченко Л.П. Геолого-экологические исследования территории Тверской области // Эколого-медицинские аспекты состояния здоровья и среды обитания населения Тверской области. Тверь: Твер. обл. тип., 1999. С. 12–14.
7. Forstner U. Metal concentration in freshwater sediments - natural background effects // Proceedings of Int. Conf. "Interaction between sediments and fresh water". - Amsterdam: Hague, 1977. P. 94–103.

БИОАККУМУЛЯЦИЯ ТОКСИЧНЫХ ЭЛЕМЕНТОВ ПРОМЫСЛОВЫМИ КРЕВЕТКАМИ ЯПОНСКОГО МОРЯ

Л.Т. Ковековдова, М.В. Симоконь, И.С. Наревич

Тихоокеанский филиал ФГБНУ «Всероссийский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства и океанографии» («ТИНРО»), Россия, г. Владивосток, e-mail: kovekovdova@mail.ru

Методом масс-спектрометрии с индуктивно связанной плазмой определено содержание токсичных элементов в мягких тканях промысловых креветок *Pandalus hypsinotus* и *Sclerocrangon salebroso* из российской зоны Японского моря. Содержание Pb, Cd, Hg в мышечной ткани креветок не превышало предельно допустимых уровней (ПДУ). Превышение концентрации As относительно нормы отмечено во всех исследуемых креветках. Максимальное содержание As в креветке *Sclerocrangon salebroso* составило 3 ПДУ. Проблема предельно допустимых уровней концентраций мышьяка в тканях морских организмов остаётся не решённой и затрудняет реализацию промысловых ракообразных на внутреннем рынке. Способность мягких тканей креветок к накоплению токсичных элементов As и Hg из воды относится к сверхвысокой.

Гребенчатая креветка *Pandalus hypsinotus* и креветка шримс медвежонок *Sclerocrangon salebroso* относятся к массовым промысловым видам, общий вылов которых в подзоне Приморья составляет больше тысячи тонн [1].

Микроэлементный состав и содержание токсичных элементов в ракообразных в настоящее время находится в стадии изучения [2]. Особое значение уделяется содержанию различных форм мышьяка в пищевых продуктах [6, 8].

Необходимость знания уровней содержания токсичных элементов в промысловых ракообразных, употребляемых человеком в пищу, обусловлена как нормированием концентраций свинца, кадмия, мышьяка и ртути в их мышечных тканях, так и необходимостью выяснения причин, определяющих эти уровни.

К основным факторам, влияющим на формирование элементного состава организмов, относят биологическую значимость, функции элементов в организмах гидробионтов и качество среды их обитания. Сведения о содержании токсичных элементов в органах ракообразных весьма малочисленны [3]. Тем не менее, есть данные о высоких концентрациях As в креветках и крабах. По уровню концентраций мышьяк среди микроэлементов занимает 2-3 места в мышечных тканях ракообразных [2].

Для характеристики способности живых организмов концентрировать вредные вещества из среды необходимо использовать коэффициент биологической аккумуляции, который рассчитывается как частное от деления содержания микроэлемента в организме на его содержание в среде.

Цели работы - определить уровни содержания As, Cd, Pb, Hg в промысловых креветках *Sclerocrangon salebroso*, *Pandalus hypsinotus*, оценить их качество по содержанию токсичных элементов и способность к концентрированию этих элементов из морской воды.

Объектами исследования были промысловые креветки *Pandalus hypsinotus* и *Sclerocrangon salebroso*. Вылов креветок был проведён методом траления сотрудниками НИС Тихоокеанского филиала ФГБНУ «ВНИРО» («ТИНРО») в акватории российской зоны Японского моря в весенний период 2018-2019 гг.

Подготовка проб мягких тканей ракообразных к определению элементов проводилась методом кислотной минерализации с азотной кислотой согласно ГОСТу 26929–94 [4]. Анализ на содержание токсичных металлов и мышьяка подвергалась мышечная ткань из брюшка креветок.

Подготовку проб к атомно-абсорбционному определению ртути проводили следующим образом: отбирали среднюю пробу ткани, гомогенизировали, навеску влажной ткани 0,1000 – 0,3000 г. помещали в кварцевую кювету. Hg определяли на прямом анализаторе ртути «Milestone DMA-80».

Определение As, Cd, Pb проводили масс-спектрометрическим методом в соответствии с методическими рекомендациями, разработанными Федеральным центром Госсанэпиднадзора Минздрава России, АНО Центр биотической медицины, Российским химико-технологическим университетом им. Д.И. Менделеева, представительством Perkin Elmer в СНГ. "Методика определения микроэлементов в диагностируемых биосубстратах масс-спектрометрией с индуктивно связанной аргоновой плазмой (ИСП-МС)". Методические рекомендации работы на приборе «Agilent 7700 Series ICP-MS (2M)».

Для сравнения использовали калибровочные стандарты фирмы Agilent Technologies, изготовленные в соответствии с UL ISO 9001. Относительная ошибка не превышала 7%.

Достоверность результатов основана на метрологическом обеспечении результатов, которое предусматривает постоянный контроль качества получаемых результатов анализа с помощью международных стандартных образцов, тканей беспозвоночных (NIST SRM 2976 Mussel tissue).

Диапазоны концентраций токсичных элементов в мышечной ткани промысловых креветок из российской зоны Японского моря и их средние концентрации представлены в таблице 1.

Таблица 1. Диапазоны концентраций токсичных элементов в мышечной ткани креветок *Pandalus hypsinotus*, *Sclerocrangon salebrosa* в мг/кг сырой массы, N=10

Координаты вылова	Вид	As	Cd	Pb	Hg
46° 44' 9N	<i>Pandalus</i>	5.16-14.07	0.13-0.41	0.01-0.09	0.02-0.10
139° 03' 9 E	<i>hypsinotus</i>	9.91±3.29	0.16±0.06	0.03±0.02	0.05±0.01
42° 44' 8N	<i>Sclerocrangon salebrosa</i>	5.04-18.01	0.01-0.17	0.02-0.09	0.07-0.19
132° 00' E	<i>rosa</i>	11.26±4.52	0.06±0.05	0.03±0.02	0.13±0.02
ПДУ (ТРТС 021/2011№880)		5	0.2	10	0.2

Средние концентрации As и Pb в мышечной ткани у обоих видов креветок были близки. Содержание Cd в больших количествах отмечено в мышечной ткани *Pandalus hypsinotus*, Hg - в креветке *Sclerocrangon salebrosa*.

Согласно нормативным документам содержание Pb, Cd, Hg в мышечной ткани промысловых креветок не превышало ПДУ. Превышение концентрации As относительно допустимого уровня отмечено во всех исследуемых креветках. Максимальное содержание As в креветке *Sclerocrangon salebrosa* составило 3 ПДК.

Проблема предельно допустимых уровней концентраций мышьяка в тканях морских организмов остаётся не решённой и затрудняет реализацию промысловых ракообразных на внутреннем рынке.

Насколько активно идет накопление токсичных элементов у креветок по отношению к морской воде можно оценить при помощи коэффициента биологической аккумуляции (КБА), который рассчитывается как частное от деления содержания микроэлемента в организме на его содержание в среде.

Среднее содержание растворённых форм элементов в Японском море по нашим данным составило: As – 3.0; Cd – 0.1; Pb – 0.03; Hg – 0.030 мкг/л [5].

Коэффициенты биологической аккумуляции токсичных элементов мягкими тканями креветок представлены в таблице 2.

Таблица 2. Коэффициенты биоаккумуляции токсичных элементов мягкими тканями креветок *Pandalus hypsinotus* и *Sclerocrangon salebrosa* по отношению к морской воде

Вид	As	Cd	Pb	Hg
<i>Pandalus hypsinotus</i>	3300	1600	1000	1666
<i>Sclerocrangon salebrosa</i>	3753	600	1000	4333

КБА токсичных элементов может характеризовать степень эффективности работы защитных систем организма, предотвращающих избыточное поступление элемента и его опасности. Высокое значение свидетельствует о значительной биоаккумуляции элемента и его опасности. В тканях обоих видов креветок значение КБА мышьяка сверхвысокое. Способность накопления ртути из воды выше у *Sclerocrangon salebrosa*, а кадмия у *Pandalus hypsinotus*. Способность накопления свинца креветками практически одинакова. Такое обстоятельство может быть связано, как с различием биохимических свойств тканей креветок, так и особенностями их питания и существования.

Выводы:

1. Определено содержание токсичных элементов в мягких тканях промысловых креветок *Pandalus hypsinotus* и *Sclerocrangon salebrosa*.
2. Содержание Pb, Cd, Hg в мышечной ткани креветок не превышало ПДУ. Превышение концентрации As относительно предельно допустимого уровня отмечено во всех исследуемых креветках. Максимальное содержание As в креветке *Sclerocrangon salebrosa* составило 3 ПДК.
3. Способность мягких тканей креветок к накоплению токсичных элементов As и Hg из воды относится к сверхвысокой.

Список литературы

1. Слизкин А.Г. Атлас определитель крабов и креветок Дальневосточных морей России. Владивосток: ТИНРО-Центр, 2010. – 256 с.
2. Наревич И.С., Ковековдова Л.Т. Особенности микроэлементного состава промысловых ракообразных Японского моря // Известия ТИНРО. 2017. Т. 189. С. 147–154.
3. Виноградов А.П. Химический элементарный состав организмов моря: монография. М. Наука, 2001. – 620 с.
4. ГОСТ 26929-94. Сырьё и продукты пищевые. Подготовка проб. Минерализация для определения токсичных элементов. М., 1994. – 20 с.
5. Ковековдова Л.Т., Кику Д.П., Касьяненко И.С. Мониторинг содержания металлов и мышьяка в промысловых рыбах и морской воде дальневосточных морей // Рыб.хоз-во. 2015. № 2. С. 18–24.
6. Feldmann J., Krupp E.M. Critical review or scientific opinion paper: Arsenosugars-a class of benign arsenic species or justification for developing partly speciated arsenic fractionation in foodstuffs // Anal. Bioanal. Chem. 2011. Vol. 399. P.1735–1741.
7. Zheng J., Hintelmann H. Hyphenation of high performance liquid chromatography with sector field inductively coupled plasma mass spectrometry for the determination of ultra-trace level anionic and cationic arsenic compounds in freshwater fish // J. Anal. At. Spectrom. 2004. V. 19. P. 191-195.

ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ШЕКСНИНСКОГО ПЛЕСА РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА ПО ФИТОПЛАНКТОНУ

Л.Г. Корнева, В.В. Соловьева, О.С. Макарова

*Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН, Борок,
152742 Борок, Ярославская обл., Некоузский р-н, Россия, korneva@ibiw.ru*

Представлены сведения об изменении средней по акватории биомассы и состава доминирующих видов фитопланктона Шекснинского плеса Рыбинского водохранилища за период 1950-е – 2010-е гг. Дана оценка сапробности его вод (2000–2005 гг.). Показано, что наибольшее органическое загрязнение наблюдалось в верхней и средней части плеса, воды которых наиболее подвержены влиянию промышленно–коммунальных стоков г. Череповца. Установлено, что на локальном участке, непосредственно принимающем стоки, прослеживалось увеличение сапробности и биомассы миксотрофных фитофлагеллят, характерных для заключительных стадий прогрессивной планктонной сукцессии.

Масштабы последствий антропогенного воздействия на водные экосистемы к настоящему времени сопоставимы с таковыми естественных природных процессов. Поэтому очень важно отслеживать изменения экологического состояния вод, расположенных в зоне потенциального влияния крупных городов, промышленных предприятий и с/х комплексов. Контроль за их качеством может осуществляться как по гидрохимическим, так и гидробиологическим показателям. Водная биота, активно участвуя в трансформации биогеохимических циклов, является индикатором последствий долговременного антропогенного воздействия. К важнейшим параметрам экологического состояния водных экосистем относятся структурные характеристики фитопланктона.

Шекснинский плес расположен в северной части Рыбинского водохранилища, второго по размерам в волжском каскаде. Простираясь от плотины Шекснинской (Череповецкой) ГЭС до с. Мякса (рис. 1), он занимает площадь 75 тыс. г, что составляет 16% акватории всего водоема. Воды плеса подвержены влиянию промышленных и коммунальных стоков г. Череповца – центра черной металлургии, химии и судостроения.

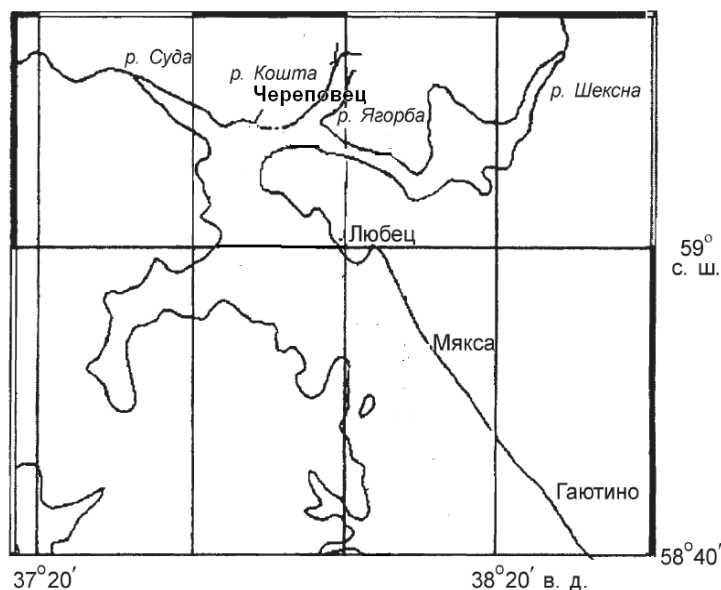


Рис. 1. Карта–схема Шекснинского плеса Рыбинского водохранилища

Цель исследования – выявить динамику структурных характеристик планктонных альгоценозов Шекснинского плеса Рыбинского водохранилища и дать оценку качества его вод.

Для анализа использованы литературные данные 1950-х – 1980-х и начала 2000-х годов [1–5] и оригинальные результаты, полученные в 1995 – 2018 гг. Летом 2019 г. исследовали фитопланктон р. Кошты, принимающей промышленные стоки г. Череповца, и прилегающей акватории Шекснинского плеса. Отбор проб фитопланктона в 1950-е и 1960-е годы осуществляли из эвфотной зоны, слоя воды 0–2 м, а в последующие годы – из всего столба воды 0 м – дно, которые концентрировали методом прямой фильтрации последовательно через мембранные фильтры с диаметром пор 3–5 и 1.2–1.5 мкм. Правомерность сопоставления данных из разных слоев воды обеспечена частым ветровым перемешиванием толщи воды водохранилища и достаточно равномерным вертикальным распределением общей биомассы фитопланктона [1]. Консервацию живого фитопланктона осуществляли раствором Люголя с добавлением формалина и ледяной уксусной кислоты. Численность водорослей оценивали в камере “Учинская-2” объемом 0.01 или 0.02 мл при 400–450-кратном увеличении, биомассу определяли обычным счетно-объемным методом [6]. К доминирующим относили виды, биомасса которых составляла $\geq 10\%$ от общей биомассы фитопланктона. Сапробность вод оценивали с помощью индекса Пантле-Букк в модификации В. Сладечека [7].

Исследования фитопланктона с 1953 по 2018 г. показали, что средняя биомасса фитопланктона Шекснинского плеса слабо варьировала в пределах значений 1–5 мг/л (Таблица), свойственных для мезо-эвтрофных водоемов. По состоянию фитопланктона Шекснинский плес характеризуется как один из высокопродуктивных участков Рыбинского водохранилища [1–5].

Таблица. Изменение средней по акватории биомассы фитопланктона Шекснинского плеса Рыбинского водохранилища в разные годы.

Годы	Биомасса, мг/л			Источник сведений
	Диатомовые водоросли	Цианобактерии	Общая	
1950-е*	1.03	0.04	1.45	[4]
1960-е*	2.37	1.15	3.41	[4, 5]
1970-е	1.40	0.46	2.01	[1]
1980-е	3.49	0.77	4.69	[2, 3]
1990-е	2.19	0.46	2.46	Оригинальные данные
2000-е	1.44	0.72	2.21	Оригинальные данные
2010-е	2.74	2.16	4.25	Оригинальные данные

Примечание: * – для слоя воды 0–2 м.

Биомассу фитопланктона Шекснинского плеса на протяжении всех лет исследований обуславливали две основные группы: диатомовые водоросли и цианобактерии. Первые в среднем составляли 63%, вторые – 28% от суммарной биомассы и 24 и 62 % от суммарной численности фитопланктона, соответственно. Эта пропорция варьировала в зависимости от сезона и года исследований, т.е. от погодных и климатических условий. Тем не менее, можно отметить, что биомасса цианобактерий во втором десятилетии 21 в. значительно увеличилась и составляла около 50%.

На протяжении шестидесятилетнего периода наблюдений в составе доминирующих комплексов фитопланктона Шекснинского плеса происходили поэтапные изменения. В 1970-е годы увеличилось участие мелко-клеточных видов диатомовых из рода *Stephanodiscus* (*S. invisitatus* Hohn et Hellerman, *S. hantzschii* Grun.) – индикаторов органического загрязнения. В 1980-е годы на участке около г. Череповца среди доминантов стали отмечаться жгутиковые зеленые водоросли. В 1990-е годы среди доминантов появился солоноватоводный, адаптированный к высотрофным водам, инвазионный вид из диатомовых водорослей – *Actinocyclus normanii* (Greg.) Hust.. В августе 2011 г. в районе п. Гаютино, расположенного на границе между Шекснинским и Центральным плесом водохранилища, впервые обнаружена массовая вспышка развития потенциально токсичной цианобактерии *Gloeothrichia echinulata* P.G. Richter. Это бентосно-пелагический вид, диазотроф, широко распространенный в северном полушарии, способный вызывать «цветение» воды. Все это свидетельствует о том, что состояние вод Шекснинского плеса медленно изменяется в сторону увеличения трофии вод.

В 2000–2005 гг. верхний участок плеса, наиболее подверженный влиянию череповецкого промышленно-го комплекса, отличался наибольшим развитием миксотрофных фитофлагеллят, способных к фаготрофии (питанию бактериями). В частности, пропорция биомассы криптофитовых водорослей уменьшалась в направлении от верхнего, к среднему и нижнему участку: 22%→18%→17% соответственно.

Оценка вод различных плесов Рыбинского водохранилища по уровню органического загрязнения в 2000–2005 гг. показала, что сапробность Шекснинского плеса изменялась от величин, характерных для β-мезосапробной, до таковых, свойственных β-α-мезосапробной зоне. В Шекснинском плесе обнаружено наибольшее число видов водорослей – показателей высокого уровня органического загрязнения (α-мезосапробов и α-мезо-полисапробов). Сапробность воды в среднем за период наблюдений составила 1.97±0.03. Максимальные ее величины отмечались (1.98–2.22) в летний период. В среднем они были выше в верхней и средней частях плеса (2.01±0.08→2.06±0.12→1.92±0.06). По трофо-сапробиологическим показателям качество воды соответствовало β-мезосапробной зоне органического загрязнения.

Исследования фитопланктона р. Кошты (рис. 2 и 3), принимающей промышленно-коммунальные стоки г. Череповца, в летний период 2019 гг. показали, что напротив стоков наблюдалось резкое снижение биомассы автотрофного планктона (рис. 2), напротив и ниже стоков – отмечена наибольшая пропорция миксотрофных фитофлагеллят, особенно криптофитовых водорослей, способных к фаготрофному питанию бактериями, и зеленых жгутиковых – *Pandorina morum* (O.F. Müller) Vory. Последняя характерна для мелководных высокотрофных вод. В районе стоков и ниже наблюдалось и наибольшее видовое разнообразие фитофлагеллят (рис. 3). По значениям биомассы фитопланктона воды р. Кошты классифицировали как эвтрофные, а ниже стоков – гипертрофные. По значениям индекса сапробности воды большинства участков относились к β – мезосапробной зоне органического загрязнения, в районе стоков и ниже – α– мезосапробной.

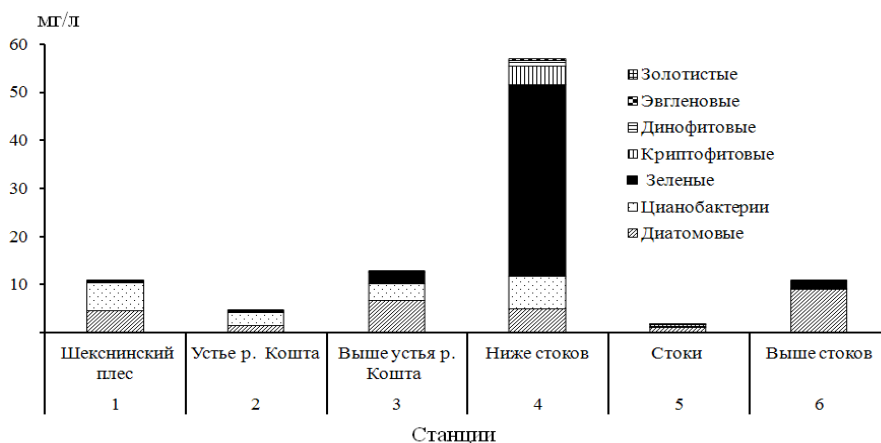


Рис. 2. Изменение биомассы фитопланктона в р. Коште (ст. 2–6) и прилегающем участке Шекснинского плеса (ст. 1) Рыбинского водохранилища в июле 2019 г.

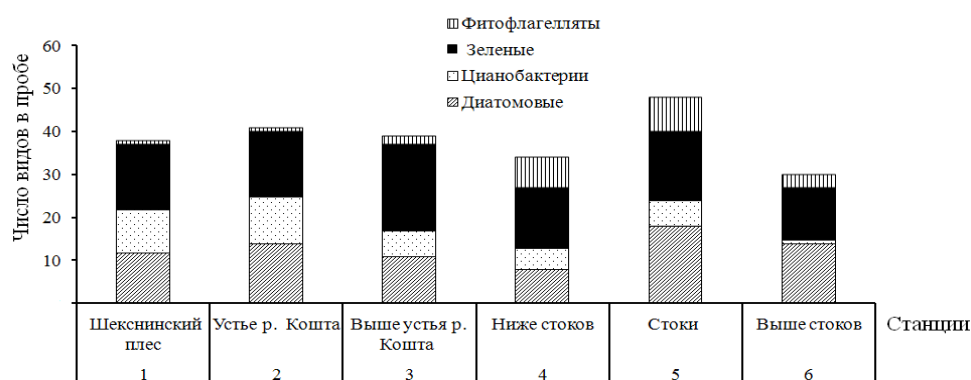


Рис. 3. Изменение числа видов различных таксономических групп фитопланктона в р. Коште (ст. 2–6) и прилегающем участке (ст. 1) Шекснинского плеса Рыбинского водохранилища в июле 2019 г.

Исходя из полученных данных, можно сделать следующее заключение: в целом по состоянию фитопланктона, как первичного звена метаболических процессов водных экосистем, трофический статус Шекснинского плеса Рыбинского водохранилища постепенно увеличивается. Увеличение трофии вод особенно прогрессирует на участках, подверженных влиянию стоков промышленно-коммунального комплекса г. Череповца. Ниже стоков, наблюдается снижение участие облигатных фотосинтетиков и увеличение обилия видов, способных к гетеротрофии – параллельному питанию бактериями. Подобное прослеживается на последней стадии прогрессивной и начальной стадии регрессивной планктонной сукцессии [7], заключительные этапы которой наблюдаются в сточных водах. Увеличение обилия в планктоне миксотрофов, водорослей со смешанным типом питания, свидетельствует об значительном росте количества бактерий – гетеротрофного компонента продукционных процессов. Таким образом, прогрессирующий процесс эвтрофирования на финальных этапах приведет к уменьшению количества фотосинтезирующих организмов, поставщиков кислорода и основы питания последующих звеньев пищевой цепи, накоплению мертвого органического вещества и заболачиванию вод.

Работа выполнена в рамках государственного задания №АААА-А18-118012690096-1 и при поддержке гранта Российского фонда фундаментальных исследований, проект № 18-04-01069а.

Список литературы

1. Елизарова В.А. Динамика и пространственное распределение фитопланктона в Рыбинском водохранилище // Водные сообщества и биология гидробионтов. Л.: Наука, 1985. С. 199–236.
2. Корнева Л.Г. Сравнительный анализ структуры и динамики фитопланктона Главного и Шекснинского плёсов Рыбинского водохранилища // Структура и функционирование пресноводных экосистем. Л.: Наука, 1988. С. 63–79.
3. Корнева Л.Г. Фитопланктон Рыбинского водохранилища: состав, особенности распределения, последствия эвтрофирования // Современное состояние экосистемы Рыбинского водохранилища. СПб.: Гидрометеоиздат, 1993. С. 50–112.
4. Кузьмин В.Г., Елизарова В.А. Фитопланктон Шекснинского плеса Рыбинского водохранилища в 1963–1965 гг. // Микрофлора, фитопланктон и высшая растительность внутренних водоемов. Л.: Наука, 1967. С. 104–134.
5. Рыбинское водохранилище и его жизнь, Л.: Наука, 1972. 364 с.
6. Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. М.: Наука, 1975. 240 с.
7. Sládeček V. System of water quality from the biological point of view // Arch. Hydrobiol., Beih. Ergebn. Limnol. 1973. Н. 7. Р. 1–218.

ВИДОСПЕЦИФИЧНОСТЬ НАКОПЛЕНИЯ НЕКОТОРЫХ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В РЫБАХ ВНУТРЕННИХ ВОДОЕМОВ МУРМАНСКОЙ ОБЛАСТИ

И.М. Королева, П.М. Терентьев

*Институт проблем промышленной экологии Севера Кольский НЦ РАН
184209, Россия, Анапты Мурманской обл. Академгородок, д. 14 а, koririn@yandex.ru*

Проанализированы пространственно-временные закономерности накопления приоритетных для Мурманской области поллютантов (медь, никель) в организмах пресноводных рыб, обитающих в водоемах, подверженных влиянию комбината «Печенганикель». Выявлен градиентный характер накопления металлов в зависимости от близости к источнику загрязнения. Установлена видовая специфичность биоаккумуляции ТМ для широко распространенных в регионе рыб (обыкновенного сига, обыкновенной щуки и речного окуня).

Приграничные территории Северо-Запада России, Севера Норвегии и Финляндии в течение многих десятилетий испытывают негативное влияние тяжелых металлов, связанное с деятельностью крупнейшего в Северной Европе предприятия цветной металлургии – Никельской площадки Кольской горно-металлургической компании (ранее комбинат «Печенганикель»). Кроме мониторинга состояния водных экосистем в зоне загрязнения, проводились исследования с целью выявления водоемов, испытывающих градуированные нагрузки. Изучение ответных реакций биоты водоемов, расположенных по градиенту нагрузки одного стационарного источника загрязнений, позволяет выделить специфические дозо-зависимые ответы рыбной части сообществ. Приоритетным для этого региона поллютантом является никель. При его интенсивном поступлении в окружающую среду, уровень меди и цинка в органах и тканях рыб в значительной мере детерминирован концентрацией никеля в воде и в организме, что позволяет признать этот показатель наиболее подходящим индикатором данного типа загрязнений [1].

Работы по изучению уровней накопления тяжелых металлов в организмах рыб проводились в период с 2002 г. по 2007 г. на водоемах, расположенных в северо-западной части Мурманской области в приграничном районе между Россией, Финляндией и Норвегией. В разное время отлов рыб производился на р. Паз, в малых лесных озерах на территории Финляндии и России. Для оценки уровня загрязнения и нормирования антропогенной нагрузки на водные экосистемы использованы материалы, полученные при исследовании озер, расположенных на слабо изученных, труднодоступных территориях восточной части Кольского полуострова – Панско-Федоровских тундр.

Отдельной задачей явилось выявление особенностей биоаккумуляции тяжелых металлов (ТМ) различными видами рыб с целью поиска наиболее адекватных тест-объектов. Для сравнения были взяты широко распространенные на Кольском Севере обыкновенный сиг *Coregonus lavaretus* (L.) (малотычинковая форма с преимущественно бентосным типом питания), речной окунь (*Perca fluviatilis* (L.)), обыкновенная щука (*Esox lucius* (L.)). Обловы проводились стандартным набором донных сетей длиной 30 м, высотой 1.5 м с размерами ячеи от 8 до 55 мм. Для установления содержания тяжелых металлов (ТМ) в органах и тканях рыб, отбиралось 10–15 экз. близких размеров. Химический анализ проводили методом атомно-адсорбционной спектроскопии с атомизацией в пламени или графитовых трубах с использованием приборов Perkin-Elmer 5000 с графитовой печью HGA-400.

Органы, в которых накопление того или иного металла происходит наиболее интенсивно, обычно называют «органом-мишенью». В исследованных озерах у всех изученных видов самое высокое содержание меди было зарегистрировано в печени, никеля – в почках, что определило использование их в качестве «органов-мишеней». В зоне непосредственного влияния комбината «Печенганикель» (рис. 1а) находятся оз. Куэтъярви и нижнее течение р. Паз. Аэротехногенное загрязнение затрагивает вышележащие участки р. Паз и многочисленные озера, расположенные на различном удалении от комбината – источника эмиссии Ni, Cu, других ТМ и сульфатов.

Наиболее высокие концентрации меди в печени зарегистрированы для сига из оз. Куэтъярви, среднее содержание составило 43 мкг/г сухого веса (табл. 1). Это в 1.6–2.8 раза выше относительно других станций наблюдения на р. Паз.

Для щуки диапазон колебаний средних показателей содержания Cu лежит в пределах от 7.7 до 14.4 мкг/г сухого веса, при этом наиболее высокие значения наблюдаются в самой удаленной (из этой совокупности объектов) от комбината точке – плесе Раякоски, минимальное – в Скрюккбукте. Разница между исследованными водоемами колеблется от 1.1 до 1.9 раз. У окуня, как и у сига, максимальное среднее значение отмечено в Куэтъярви – 9.2 мкг/г сухого веса. Для остальных водоемов характерен незначительный диапазон варьирования – от 5.6 до 7.2 мкг/г сухого веса, таким образом, для окуня минимальное и максимальное среднее содержание Cu различается в 1.6 раз. Межвидовое сравнение показывает, что концентрация меди в печени убывает в ряду сиг → щука → окунь. Отличие по этому показателю между сигом и остальными двумя видами больше, нежели между щукой и окунем.

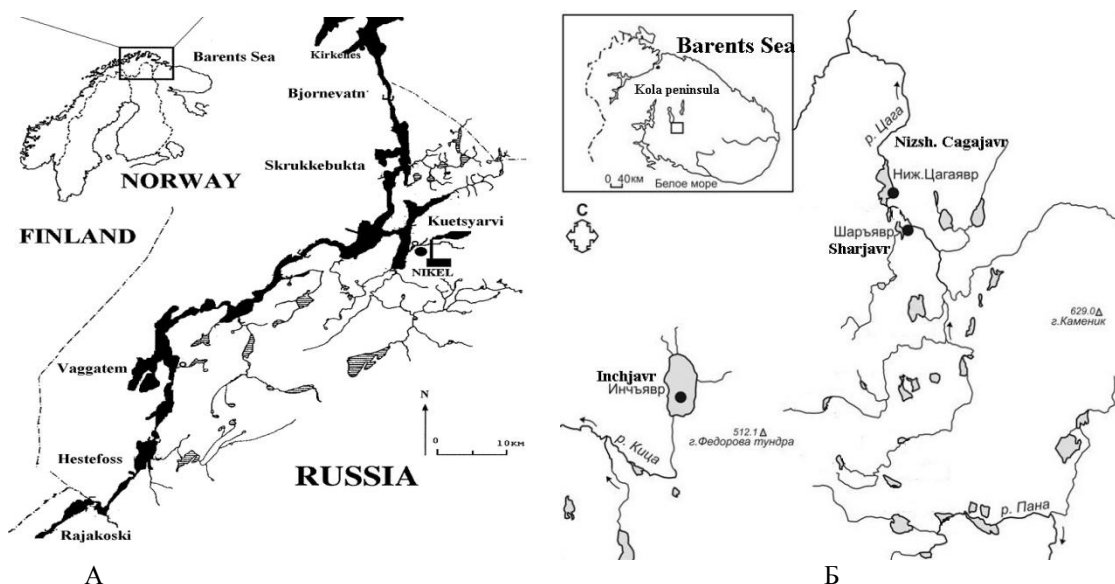


Рис. 1. Карта-схема расположения станций наблюдения на р. Паз в зоне влияния комбината «Печенганикель» (А) и озер Панско-Федоровских тундр (Б).

Таблица 1. Содержание меди (мкг/г сухого веса) в печени рыб.

Водоёмы	сиг	щука	окунь
Куэтсъярви	43.0 (28)	9.1 (16)	9.2 (16)
Kuetsjarvi (2004 – 07 гг.)	13.7 - 101	5.94 – 26.7	5.8 – 39.0
Озеровидные расширения (станции) на р. Паз (Pаз)			
Раякоски	26.8 (12)	14.4 (11)	7.2 (10)
Rajakoski (2004 г.)	8.8 - 36	6.2-20.6	3.9 – 10.0
Хестефосс	15.1 (10)	12.0 (11)	-
Hestefoss (2002 г.)	10.7-28.0	6.8 – 40.0	-
Ваггатем	26.1 (23)	14.0 (20)	5.6 (10)
Vaggatem (2002 04 г.)	8.2 - 97	8.0 – 38.0	2.6 – 26.0
Скрюкебукта	20.1 (12)	7.7 (10)	6.2 (10)
Skrukkebukta (2004 г.)	10.0 - 91	4.5 – 11.4	4.1 – 10.3
Бъернватн	25.2 (5)	8.2 (11)	-
Bjornevatn (2002 г.)	154 – 63.0	5.5 – 14.6	-
Малые лесные озера Финляндии			
Айтоярви	32.5 (10)	22.5 (6)	7.0 (10)
Aittojarvi (2005 г.)	20.0 – 75.3	16.9 – 44.0	5.0 -8.00
Меллаломполо	17.0 (11)	18.9 (2)	-
Mellalompolo (2005 г.)	11.0 – 68.3	10.0 – 27.8	-
Кантоярви	19.1 (14)	23.3 (4)	9.0 (10)
Kantojarvi (2005 г.)	14.1 – 44.6	13.4 – 33.0	6.2 – 10.3
Суовоселькаярви	32.8 (10)	31.0 (2)	8.9 (8)
Suovaselkajarvi (2005 г.)	8.0 – 75.0	22.7 – 39.0	5.3 – 11.8
Озера в зоне воздействия к-та Печенганикель			
Виртуовошъяур	36.6 (18)	8.6 (7)	11.1 (20)
Virtuovoshjaur (2005 - 07 гг.)	11.0 – 97.0	6.5 – 11.9	6.0 – 20.5
Кочеяур	35.1 (33)	16.7 (7)	8.7 (21)
Kochejaur (2005 - 07 гг.)	8.4 – 99.4	9.3 – 38.2	5.1 – 23.3
Озера Панско-Федоровских тундр			
Ниж. Цагаявр	14.1 (10)	23.9 (10)	8.1 (6)
Nizh. Cagajavr (2007 г.)	10.2 – 32.9	6.6 – 57.2	7.0 – 10.3
Шаръявр	14.7 (10)	43.0 (5)	6.2 (10)
Sharjavr (2007 г.)	8.4 – 27.7	25.4 – 72.0	2.7 – 10.0
Инчъявр	-	30.9 (2)	8.6 (6)
Inchjavr (2007 г.)	-	28.6 – 33.1	6.8 – 12.1

Примечание: здесь и далее – в числителе медианное значение (в скобках количество экземпляров), в знаменателе – пределы варьирования.

В лесных озерах, расположенных на территории Финляндии, содержание меди в печени сига можно оценить как высокое, от 17 до 33 мкг/г сухого веса. В Айтоярви и Суовоселькаярви этот показатель лишь в 1.3 раза ниже, чем в Куэтсъярви. При этом зависимость уровня накопления от расстояния до источника эмиссии не выявляется. У щуки концентрация меди в 2–3 раза выше, чем у щук из Куэтсъярви. За исключением Айтоярви,

содержание Си либо равно, либо незначительно выше, чем таковое у сига. У окуня концентрация Си сопоставима с таковой у рыб из Куэтсьярви и р. Паз и лежит в пределах от 7 до 9 мкг/г сухого веса. Относительно сига эти величины в 2–4.6 раз ниже.

Российские озера Виртуовошъяур и Кочеяур находятся на большем удалении от источника загрязнения: 91 и 110 км соответственно, тем не менее, уровень накопления меди в печени сигов даже выше, чем у рыб из р. Паз и сопоставим с величинами, зафиксированными в Айтоярви (50 км от комбината) и Суовоселькаярви (86 км от комбината). У щуки концентрация Си в Виртуовошъяуре сопоставима с показателями рыб из Куэтсьярви и р. Паз (8.6 мкг/г сухого веса), в Кочеяуре она в 2 раза выше. У окуня содержание меди равно 11.1 (Виртуовошъяур) и 8.7 (Кочеяур) мкг/г сухого веса, что близко к показателям у окуней из финских озер. Межвидовое сравнение показывает, что в российских озерах сохраняется закономерность убывания концентрации меди в ряду сиг → щука → окунь.

В озерах, расположенных в Панско-Федоровых тундрах (рис. 1Б) и принятых в качестве контрольных (условно-фоновых), содержание Си в печени сига самое низкое из всех исследованных водоемов – 14 мкг/г сухого веса. Для щуки наблюдается противоположная картина – накопление меди самое интенсивное, пределы колебаний от 24 до 43 мкг/г сухого веса, что в 2–4 раза выше, чем у щук из прочих исследованных водоемов. У окуня содержание этого элемента такое же, как в остальных водоемах и варьирует от 6.2 до 8.6 мкг/г сухого веса. В Нижнем Цагаярви разница содержания меди у щуки – сига и щуки – окуня составляет 1.7 и 3 раза соответственно. В Шаръярве разница в показателях 3 и 7 раз соответственно, в Инчъявре концентрация меди в печени щуки в 3.7 раз больше, чем у окуня. В этих озерах рыбы ранжируются следующим образом: щука → сиг → окунь.

Для **никеля** зависимость величины накопления от расстояния до источника загрязнения выражена достаточно отчетливо. Его среднее содержание в почках наиболее высоко в оз. Куэтсьярви и в ближайших к нему станциях Скрюккебукта и Бьернватн. Для сига значения колеблются в пределах от 31.5 мкг/г сухого веса (само озеро) и 12.2 и 14.3 мкг/г сух. веса в речных плесах (табл. 2).

Таблица 2. Содержание никеля (мкг/г сухого веса) в почках рыб.

Водоемы	Сиг	щука	окунь
Куэтсьярви	<u>31.5 (53)</u>	<u>5.5 (13)</u>	<u>6.3 (27)</u>
Kuetsjarvi (2004 – 07 гг.)	1.6 – 75	3.7 – 15.0	0.3 – 14.7
Озеровидные расширения (станции) на р. Паз (Paz)			
Раякоски	<u>1.73 (12)</u>	<u>1.22 (11)</u>	<u>0.87 (10)</u>
Rajakoski (2004 г.)	0.6 – 4.8	0.8 – 2.4	0.4 – 3.1
Хестефосс	<u>1.72 (10)</u>	<u>1.34 (11)</u>	-
Hestefoss (2002 г.)	0.8 – 16.0	0.7 – 10.3	-
Ваггатем	<u>1.72 (25)</u>	<u>0.83 (15)</u>	<u>1.95 (10)</u>
Vaggatem (2004 г.)	0.23 – 19.2	0.06 – 1.9	0.2 – 5.6
Скрюккебукта	<u>14.3 (12)</u>	<u>3.2 (10)</u>	<u>2.9 (10)</u>
Skrukkebukta (2004 г.)	9.1 – 25	2.1 – 12.5	1.2 – 8.2
Бьернватн	<u>12.2 (6)</u>	<u>3.1 (11)</u>	-
Bjornevatn (2002 г.)	3.2 – 17.9	1.5 – 9.4	-
Малые лесные озера Финляндии			
Айтоярви	<u>6.3 (10)</u>	<u>2.2 (6)</u>	<u>3.3 (10)</u>
Aittojarvi (2005 г.)	3.8 – 10.0	1.6 – 3.3	1.6 – 7.4
Меллаломполо	<u>3.8 (11)</u>	<u>1.8 (2)</u>	-
Mellalompolo (2005 г.)	2.6 – 10.6	1.4 – 2.2	-
Кантоярви	<u>1.7 (14)</u>	<u>1.37 (4)</u>	<u>3.9 (7)</u>
Kantojarvi (2005 г.)	0.97 – 5.2	1.1 – 2.4	0.9 – 10.3
Суовоселькаярви	<u>1.3 (11)</u>	<u>1.0 (2)</u>	<u>3.1 (8)</u>
Suovaselkajarvi (2005 г.)	0.8 – 2.4	0.9 – 1.1	1.7 – 9.4
Озера в зоне воздействия к – та Печенганикель			
Кочеяур	<u>1.55 (23)</u>	<u>1.3 (7)</u>	<u>1.61 (20)</u>
Kochejaur (2005 – 07 гг.)	0.75 – 10.9	0.8 – 3.8	1.0 – 4.8
Виртуовошъяур	<u>3.0 (16)</u>	<u>3.0 (7)</u>	<u>4.1 (19)</u>
Virtuovoshjaur (2005 – 07 гг.)	1.7 – 15.0	1.2 – 6.4	1.3 – 8.6
Озера Панско-Федоровских тундр			
Ниж. Цагаявр	<u>1.18 (10)</u>	<u>1.29 (10)</u>	<u>2.0 (6)</u>
Nizch. Cagajavr (2007 г.)	0.7 – 1.3	1.1 – 2.3	0.8 – 8.8
Шаръявр	<u>0.9 (10)</u>	<u>0.82 (5)</u>	<u>1.7 (10)</u>
Sharjavr (2007 г.)	0.4 – 2.0	0.5 – 1.0	0.6 – 3.7
Инчъявр	-	<u>0.9 (2)</u>	<u>1.93 (6)</u>
Inchjavr (2007 г.)	-	0.88 – 0.91	1.0 – 2.4

В отдаленных точках концентрация Ni на порядок ниже и равна 1.72 мкг/г сухого веса. Минимальное и максимальное значения различаются в 18 раз. Схожая картина наблюдается у щуки и окуня. Наиболее высокие концентрации установлены у рыб из Куэтсьярви 5.5 и 6.3 мкг/г сухого веса, соответственно. На ближайших к комбинату станциях на р. Паз у щуки содержание Ni в 1.7–1.8 раз ниже, чем в Куэтсьярви, для более отдален-

ных станций разница достигает 4–6 раз. Для окуня эта тенденция сохраняется, уровень накопления никеля снижается по направлению от источника загрязнения и на станции Раякоски концентрация составляет 0.87 мкг/г сухого веса, что в 6 раз ниже, чем в озере. Для всех проанализированных случаев содержание Ni выше в почках сига. В сильно загрязненных участках реки и в самом озере разница показателей между сигом и щукой, сигом и окунем варьирует от 4 до 6 раз, в менее загрязненных участках – от 1.3 до 2 раз. Между щукой и окунем разница незначительная.

В финских лесных озерах прослеживается четкая корреляция уровня накопления Ni в почках и расстояния до источника загрязнения. В Айтоярви и Mellalompolo (50 км от комбината) среднее содержание элемента варьирует от 6.3 до 3.8 мкг/г сухого веса. В Кантоярви и Суовоселькярви, (80 км до комбината), концентрации сопоставимы с таковыми у рыб из удаленных участков р. Паз (менее 2 мкг/г сухого веса). Выявленная тенденция просматривается и для щуки, показатели лежат в диапазоне от 1 до 2.2 мкг/г сухого веса. В Кантоярви и Суовоселькярви уровень накопления Ni у сига и щуки практически одинаков, в Айтоярви и Mellalompolo у сига он в 2–3 раза выше, чем у щуки. Для окуня зависимость между уровнем накопления и расстояния не установлена. Интересен факт, что концентрация никеля у окуня из отдаленных озер в 2 и более раз выше, чем у сига и щуки.

Величина накопления никеля у рыб из Кочеяура сопоставима с показателями, выявленными для всех видов из верхнего течения р. Паз, отдаленных финских лесных озер и не превышает 2 мкг/г сухого веса. Значительно выше содержание Ni в почках окуня (4.1), сига и щуки (3 мкг/г сухого веса) из Виртуовошъяура. Сохраняется лидерство окуня в ряду ранжирования видов по степени снижения содержания этого элемента: окунь → сиг → щука.

В озерах Панско-Федоровских тундр концентрация Ni в почках всех видов рыб не превышает 2 мкг/г сухого веса. Между отдельными озерами двукратная разница установлена только для сига. Для окуня выявлено незначительное превышение содержания никеля в почках при сравнении этого показателя у сига и щуки.

Уровень накопления меди в печени сига практически во всех исследованных водоемах северо-западной части Кольского п-ва был выше, чем у хищных видов (окунь и щука). В восточной части, в условно-фоновых водоемах приоритет по содержанию меди в печени принадлежит щуке. Анализ накопления никеля в почках показал более четкую зависимость содержания этого элемента в рыбах от расположения водоема относительно источника эмиссии ТМ. За исключением наиболее загрязненных водоемов, концентрация никеля в печени и почках исследованных видов рыб часто не выходит за границу в 2 мкг/г сухого веса, что позволяет предложить эту величину в качестве фоновой для региона. Показана высокая надежность использования обыкновенного сига в качестве тест-объекта для оценки антропогенного влияния на пресноводные экосистемы.

Закономерности градиентного накопления ТМ в организмах рыб, связанного с влиянием Кольской ГМК, были отмечены ранее для водохранилищ бассейна р. Паз (Пасвик) [2 - 5]. Малые размеры озер при атмосферном типе их питания и значительных водосборных площадях обуславливают более интенсивное поступление загрязняющих веществ и их аккумуляцию в гидробионтах и донных отложениях. Чем больше площадь водосборной поверхности, тем выше токсический потенциал накопленных на ней загрязняющих веществ. Если водосбор озера невелик (озера Виртуовошъяур и Кочеяур), поступление ТМ в водоем и накопление их в гидробионтах происходит значительно быстрее. Вероятно, это объясняет более высокое содержание рассматриваемых ТМ в рыбах оз. Виртуовошъяур [6].

Список литературы:

1. Антропогенные изменения лотических экосистем Мурманской области. Часть 2: Озерно-речная система реки Чуна в условиях аэротехногенного загрязнения. Под ред. Н.А Кашулина. Апатиты: КНЦ РАН, 2007. 238 с.
2. Терентьев П.М., Кашулин Н.А. Изучение пространственно-временных особенностей накопления некоторых тяжелых металлов в организмах сига водоемов Северной Фенноскандии // Вестник КНЦ РАН. 2010. № 1. С. 56–61.
3. Amundsen P.A., Kashulin N.A., Koroleva I.M., Gjelland K.Ø, Terentiev P.M., Lien C., Dalsbø L., Sandimirov S.S., Kudryavtseva L.P., Knudsen R. Ecology and heavy metals contamination of fish in the Paz watercourse // In: State of the Environment in the Norwegian, Finnish and Russian Border Area / K. Stebel, G.N. Christensen, J. Derome and I. Grekelä (editors). The Finnish Environment 6/2007.
4. Kashulin N. A., Terentjev P. M., Amundsen P.A., Dauvalter V. A., Sandimirov S. S., Kashulin A. N. Specific features of accumulation of Cu, Ni, Zn, Cd, and Hg in two whitefish *Coregonus lavaretus* (L.) morphs inhabiting the Inari – Pasvik lacustrine – riverine system // Inland Water Biol. 2011. Vol. 4, no. 3. P. 383–392.
5. Rognerud S., Dauvalter V. A., Fjeld E., Skjelkvale B. L., Christensen G., Kashulin N. A. Spatial trends of trace element contamination in recently deposited lake sediment around the Ni – Cu smelter at Nikel, Kola Peninsula, Russian Arctic // АМБИО. 2013. Vol. 42, no. 6. P. 724–736.
6. Терентьев П.М., Зубова Е.М., Кашулин Н.А., Королева И.М. Особенности накопления тяжелых металлов в рыбах малых озер Зеленого пояса Фенноскандии (на территории Мурманской области) // Труды КарНЦ Российской академии наук. 2019. № 5. С. 39–55.

ИЗМЕНЕНИЕ СОСТАВА И СТРУКТУРЫ РЫБНОЙ ЧАСТИ СООБЩЕСТВА МАЛЫХ ПРУДОВ УДМУРТИИ В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ МИНЕРАЛЬНЫМ АЗОТОМ

Б.Г. Котегов

ФГБОУ ВО «Удмуртский государственный университет»
426034 г. Ижевск, Удмуртская Республика, Россия, rutilus@yandex.ru

Приведены результаты изучения рыбного населения малых антропогенных водоемов Удмуртии. В условиях их загрязнения растворенными неорганическими формами азота, поступающими с водосбора в результате осуществления хозяйственной деятельности, отмечены статистически значимые изменения видового состава ихтиофауны и обилия ряда массовых видов рыб.

Проблема антропогенного загрязнения экосистем биогенными химическими элементами, в первую очередь, азотом и фосфором, носит глобальный характер, но связана с локальными источниками их поступления в окружающую среду вследствие осуществления различных видов хозяйственной деятельности. Минеральные формы азота – соли аммония, нитритов и нитратов – как правило, хорошо растворимы в природных водах и в связи с этим являются биологически активными в отношении большинства гидробионтов. С одной стороны NH_4^+ , NO_2^- и NO_3^- рассматриваются как экотоксиканты, вызывающие в повышенных концентрациях разнообразные сублетальные эффекты у водных животных и приводящие к их гибели в случае достижения летальных доз, различающихся для организмов разных таксонов, стадий жизненного цикла, возраста и физиологического состояния. С другой стороны, для водных растений азотсодержащие ионы – главным образом нитраты и в меньшей степени аммоний – являются доступными химическими формами, необходимыми для минерального питания и образования первичной продукции, которая в дальнейшем перераспределяется в трофических сетях, обеспечивая так или иначе пищевые потребности водных консументов. В то же время поступление рассматриваемых соединений в высоких концентрациях в водоемы, особенно небольшие и достаточно изолированные, может сдвигать продукционно-деструкционный баланс их экосистем в сторону накопления избытка первичной продукции, которая недоутилизируется консументами и разлагается микробиологически с ухудшением кислородного режима и изменением ряда других химических параметров водной среды в неоптимальную сторону для водных животных. При хроническом воздействии подобного рода на водные экосистемы в их биоценозах неизбежно происходят структурные перестройки, затрагивающие не только первый, но и остальные трофические уровни.

Цель нашей работы состояла в том, чтобы на примере небольших антропогенных водоемов Удмуртии выяснить основные тренды изменения видового состава ихтиофауны и структуры рыбной части сообщества при усилении биогенной нагрузки в части поступления в них растворенных минеральных форм азота.

В течение 2009-2019 гг. исследовано 22 водоема площадью от 0.4 до 62 га, представленных плотинными прудами, а также обводненными карьерами и копанями, принадлежащими к бассейнам правобережных притоков Средней и Нижней Камы. Отловы рыб произведены ставными жаберными экранами с ячеей от 12 до 27 мм, мелкоячейной жаберной сетью с ячеей 18 мм, самодельными донными ловушками и крючковыми снастями. Всего отловлено более 3 тыс. экземпляров (не считая сеголетков), принадлежащих к 16 видам ихтиофауны. В этих же водоемах в нерестовые сезоны 2016, 2018 и 2019 гг. произведены отборы проб воды на анализ содержания нитратов, нитритов и аммония. Дополнительно по картографическим материалам изучены экологические особенности водосборной территории каждого из водоемов с выявлением источников антропогенного химического загрязнения.

Во всех исследованных водоемах площадью более 2 га (14) в составе рыбной части сообществ доминировала по численности плотва *Rutilus rutilus* (L.), во многих из них высокую численность имел также и речной окунь *Perca fluviatilis* L. Достаточно часто в плотинных прудах такого размера встречались верховка *Leucaspis delineatus* (Heckel), уклея *Alburnus alburnus* (L.), линь *Tinca tinca* (L.) и щука *Esox lucius* L., реже – золотой карась *Carassius carassius* (L.) и серебряный *C. gibelio* (Bloch) караси, карп *Cyprinus carpio* L., лещ *Abramis brama* (L.), ерш *Gymnocephalus cernua* (L.) и красноперка *Scardinius erythrophthalmus* (L.). В самом большом из исследованных водоемов – обводненном карьере – был отловлен один ювенильный экземпляр судака *Sander lucioperca* (L.). В водоемах площадью менее 2 га, как правило, доминировали по численности золотой карась и/или верховка, в некоторых из них высокую численность имел обыкновенный пескарь *Gobio gobio* (L.). С меньшими показателями обилия в таких водоемах встречались линь, серебряный карась и усатый голец *Barbatula barbatula* (L.), редко – карп. В одном из прудов площадью менее 1 га, представленном участком малой реки, подпруженным плотиной с поверхностным водосливом, доминировала плотва, были отловлены здесь также окунь, щука, уклея и голавль *Squalius cephalus* (L.).

Содержание нитратов во всех исследованных водоемах в майские периоды не превышало рыбохозяйственных нормативов ПДК, составляя от 0.13 до 13.1 мг/л. По нитритам были зарегистрированы незначительные превышения ПДК_{рх} в трех прудах, расположенных в пригородной зоне г. Ижевска, и более значимые (в 2 раза и выше) – в Чемошурском пруду, территория водосбора которого представлена большей частью селитебными, промышленными и транспортными зонами города. Содержание ионов аммония в отдельные годы превышало рыбохозяйственные нормативы ПДК в 18 из 22 водоемов, чаще всего не более чем в 1.5 раза, максимально – в 2.5 раза в Вожойском пруду, расположенном в нескольких километрах к северу от г. Ижевска.

Нами выявлены статистически значимые ($p < 0.05$; коэффициент Спирмена) положительные связи майского содержания трех минеральных форм азота в исследованных водоемах с протяженностью их водосборных бассейнов. Ранговый однофакторный анализ по Краскелу-Уоллису показал, что это содержание статистически значимо зависит от преобладающего типа антропогенной трансформации водосбора и наиболее высоко при селитебно-сельскохозяйственном и селитебно-транспортном типах. Дополнительные сравнения по ранговому критерию Манна-Уитни выявили статистически значимое увеличение содержания нитратов и нитритов в водоемах, на водосборах которых присутствуют антропогенные объекты организованного коммунально-бытового водоотведения, животноводства и пищевой промышленности, а также массовой садово-огородной деятельности.

Восемь прудов, в которых отмечено обитание уклейки, статистически значимо ($p < 0.05$; критерий Манна-Уитни) отличались повышенным содержанием нитритов и нитратов от остальных водоемов, где данный вид рыб отсутствовал. Аналогичная тенденция выявлена в отношении нитритов и для серебряного карася, зарегистрированного в девяти из 22 водоемов, содержащих наибольшее количество этих ионных форм азота. Наоборот, лишь присутствовал в десяти водных объектах, где содержание нитритов было статистически значимо меньше, чем в тех водоемах, где этот вид не был отмечен.

В окунево-плотвичных прудах доля речного окуня, присутствовавшего в уловах жаберными орудиями, статистически значимо ($p < 0.05$; коэффициент Спирмена) зависела от суммы относительных концентраций трех неорганических форм азота, представленных отношениями их абсолютных значений к величинам ПДК. С увеличением этой суммы процент окуня в уловах заметно снижался: с 50 до 5-6, в водоемах, загрязненных азотсодержащими соединениями, этот вид уступал доминирующие позиции по численности плотве и уклейке. Присутствие верховки в таких прудах также статистически значимо было связано с уменьшением численности окуня.

Таким образом, при увеличении биогенной нагрузки в части азота на малые антропогенные водоемы Удмуртии, в них появляются представители сем. Serrinidae, которые наиболее ориентированы на занятие трофической ниши зоопланктофагов: уклейка, серебряный карась и верховка. Связано ли это с параллельной трансформацией планктонных сообществ таких водоемов, в частности, с изменением продуктивности отдельных групп кормового зоопланктона, или в большей степени обусловлено относительной устойчивостью данных видов рыб (особенно, на ранних этапах индивидуального развития) к токсическому воздействию высоких концентраций нитритов, нитратов и аммония, неизвестно и, соответственно, подлежит дальнейшему выяснению.

Наиболее уязвимыми видами рыб по отношению к подобному антропогенному загрязнению из прудовых обитателей, по-видимому, являются лишь и речной окунь. Второй вид пресноводной ихтиофауны входит в состав доминирующего комплекса рыбной части сообщества, как правило, лишь в водоемах с минимальным содержанием ионных форм азота в конце весны – в периоды его нереста и протекания раннего онтогенеза.

ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНОЕ ИЗУЧЕНИЕ ДЕЙСТВИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ НА ГИДРОБИОНТОВ В ЦЕЛЯХ ПРОГНОСТИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА ЗАГРЯЗНЕНИЯ МОРСКОЙ СРЕДЫ

М.В. Крупина

*МГУ им. М.В.Ломоносова, кафедра общей экологии и гидробиологии.
Россия, 119992 Москва, Ленинские горы, дом 1; markrupina@yandex.ru*

На кафедре общей экологии и гидробиологии МГУ с 1974 года изучаются проблемы антропогенного загрязнения морской среды. Разрабатываются программы контроля и наблюдения за загрязнением водной среды тяжелыми металлами (ТМ). В работе обобщается опыт проведения экотоксикологических экспериментов по накоплению-выведению и влиянию ТМ на гидробионтов в целях прогностического мониторинга.

Одним из отрицательных результатов хозяйственной деятельности человека является нарушение естественного баланса химических элементов в биосфере, сложившегося в результате эволюции. Антропогенное загрязнение природной среды приводит к повышению концентрации некоторых элементов в среде и к последующему повышению их концентраций в живых организмах, что часто вызывает токсические эффекты. В середине 70-х годов появилось научное направление “мониторинг состояния природной среды”, включающее в себя как теоретическую экологическую основу, так и прикладную составляющую, связанную с сохранением природной среды. Структурно мониторинг окружающей природной среды включает в себя геофизический, геохимический и биологический мониторинг. Под биологическим мониторингом следует понимать систему наблюдений, оценки и прогноза любых изменений биоты, вызванных факторами антропогенного происхождения [1]. Сбор данных об уровне загрязнения биоты относится к диагностическому мониторингу, а экспериментальные исследования осуществляются в рамках прогностического мониторинга, которые могут проводиться по экотоксикологическому плану или по плану биотестирования, в зависимости от поставленных задач. Выявлены группы загрязнителей, одна из наиболее опасных – ТМ, высокая токсичность которых воздействует негативно на многих уровнях организации живого вещества от клетки до экосистемы, а их распространение имеет глобальный характер. Наиболее загрязняемой ТМ частью биосферы являются водоемы, где их антропогенное поступление сравнимо с терригенным выносом, который раньше определял фоновый уровень металлов в гидросфере. Разработкой программы контроля и наблюдения за состоянием морской экосистемы на кафедре общей экологии и гидробиологии МГУ под руководством В.Д. Федорова занимались К.С. Бурдин, М.В. Крупина, И.Б. Саве-

льев и др. Изучались практические возможности использования морских организмов в системе биологического мониторинга. Цикл работ был посвящен изучению возможности моллюсков рода *Mytilus* для мониторинга ТМ в морях СССР [2]. Изучалось влияние ТМ на морские макрофитные водоросли на уровне организма, популяции и сообщества для оценки их диагностических возможностей и исследовались последствия влияния загрязнения для оценки их прогностических возможностей, что позволило обосновать использование макроводорослей в системе контроля состояния морской среды [3, 4]. Представляет интерес наработанный опыт проведения экспериментов по накоплению-выведению и влиянию ТМ на морских гидробионтов в целях прогностического мониторинга. Обобщение этого опыта дает возможность его дальнейшего использования в научных исследованиях, что является основной целью предлагаемой статьи. Эксперименты с крупными морскими организмами, как правило, трудоемки и экономически затратны. Их проведение оптимально непосредственно рядом с морскими акваториями, так как транспортировка гидробионтов, особенно макрофитов, не гарантирует сохранение нормального физиологического состояния. Быстрый одновременный сбор материала для экспериментов обеспечивали обученные аквалангисты. Собранный материал параметрически обрабатывался, не допуская обсыхания талломов водорослей и освещения прямым солнечным светом. Для экспериментов отбирали организмы одной размерной группы. Моллюски очищались от обрастания, макрофиты группировали на пробы по 3-5 растений (в зависимости от размера) и связывали в пучки. Мидии и макроводоросли перед началом экспериментов проходили адаптацию в течение нескольких суток. Были разработаны и применялись несколько методик проведения экспериментов.

Эксперименты в проточных аквариумах.

Работа проводилась на биостанции "Старк" острова Попова Японского моря. Объектами служили 3 вида водорослей с плоской формой таллома. Использовали 30-литровые аквариумы с проточной морской водой. Скорость протока устанавливалась 10 литров в час, что обеспечивало 8-кратную смену воды в сутки. Водоросли помещались в аквариумы по 20-50 талломов (в зависимости от размеров). В 3 аквариума вводили добавки растворимых солей Cu, Zn и Pb, 4-й - контрольный. Рабочие растворы солей, с помощью отрегулированных капельниц, вначале поступали в смесительные сосуды, а из них в аквариумы. Во время проведения эксперимента, концентрации солей металлов в аквариумах была постоянной. Действующие концентрации брали равными 100 ПДК для морских экосистем, что составляло для Cu - 0.5 мг/л, Zn - 5 мг/л, Pb - 1 мг/л. Отдельно проводилась серия экспериментов по комбинированному воздействию 3 металлов на водоросли. Через 2 или 3 суток, в зависимости от физиологического состояния водорослей, подача растворов солей прекращалась и в аквариумы поступала чистая морская вода. В течении опытов не реже 1 раза в сутки одновременно отбирались пробы для определения концентраций ТМ в водорослях и определяли их физиологическое состояние по скорости выделения O₂ полярографическим методом [5].

Эксперименты в непроточных резервуарах.

Эксперименты в пластиковых емкостях. Работа проводилась на Карадагской биостанции ИНБЮМа Черного моря. Отобранные для опытов 2-летние талломы бурой водоросли цистозиры и мидии размером 40-45 мм акклиматизировались в проточных аквариумах. Опыты с добавками растворимых солей Cu, Pb и Zn проводили в 30-литровых пластиковых емкостях с двухразовой сменой воды в течение суток и одновременным отбором проб.

Определение порога накопления ТМ в телах живых и мертвых мидий (предварительно убитых высокой температурой). Использовали смесь ТМ Cu, Pb и Zn в концентрации 1 и 10 мг/л и отдельно Cu в концентрации 1 и 10 мг/л. 2 раза в сутки отбирали пробы по 5 штук мидий для определения содержания ТМ. В эксперименте наблюдалась защитная реакция мидий на неблагоприятные факторы среды – мидии прекращали фильтрацию воды и смыкали створки раковины. При содержании в воде Cu в концентрации 1 мг/л мидии погибали через 3.5 суток. При содержании в воде смеси Cu Pb и Zn в концентрации по 3.3 мг/л каждого, в 5-суточных опытах смертность составила 40%. В опытах с Cu в концентрации 10 мг/л наблюдалось быстрое смыкание створок - мидии переставали фильтровать воду с токсикантом, что приводило к задержке гибели моллюсков на сутки (по сравнению с концентрацией Cu 1 мг/л). Опыты показали, что при концентрации Cu в воде в пределах 0.3-1 мг/л мидии приоткрывают створки для проверки качества воды чаще, чем при 3 мг/л и выше, что продлевает период выживаемости. В 5 суточных опытах с Zn и Pb (в тех же концентрациях что и Cu) не выявлено их токсическое воздействие на мидий.

Накопление и выведение Cu, Zn и Pb мидиями. Оценивалась способность мидий накапливать и выводить металлы в краткосрочных экспериментах. Мидии в течении 96 часов выдерживались в емкостях с добавлением Cu, Zn и Pb по отдельности и в «коктейли», а затем моллюски переносились в море в специальных сетках. Максимальное количество Cu (100 мкг/г с.в.) в телах в экспериментах со смесью Cu, Zn и Pb в концентрации 0.1 мг/л (что соответствует 0.033 мг/л каждого металла) достигается через 48 часов. После 48 часов концентрация Cu в мидиях снижается (возможно, включаются механизмы биологической защиты), а через несколько часов в чистой воде заметно снижается. В опытах со смесью ТМ в концентрации 1.0 мг/л (по 0.33 мг/л каждого металла) содержание Cu в телах мидий достигало максимума 110 мкг/г с.в. уже через 24 часа, а через 48 часов немного снижалось и в течении 3 суток почти не изменялось. Концентрацию Cu в телах мидий около 100 мкг/г с.в. (на основании предыдущих опытов по выживанию), можно считать критической, т.к. именно такое содержание металла было в телах погибших мидий. Моллюски или включают механизмы защиты и закрываются или гибнут. Опыты с Zn в концентрации 0.033, 0.1, 0.33, 1.0 и 10 мг/л. При концентрации Zn 0.033 мг/л его накопление в телах моллюсков не происходит (на уровне контроля). При концентрации Zn 0,1 через 2,5 суток его содержание в мидиях достигло 800 мкг/г с.в., через сутки понизилось почти до контроля. При концентрации Zn 1 мг/л, через 1.5 суток происходит его накопление до 630 мкг/г с.в., и почти не изменяется 3 суток до переноса в море. Концентрация Zn в воде 10 мг/л приводит к неравномерному накоплению – через 3.5 суток до 1500 мкг/г с.в. и максимальному накоплению Zn -3500 мкг/г с.в. через 4.5 суток, затем быстрое выведение Zn (до 500 мкг/г с.в.)

в море. Изученные концентрации Zn не привели к гибели мидий. Накопление мидиями Pb в концентрациях 0.1 и 1.0 мг/л происходит равномерно медленно и достигает максимума в конце экспозиции на 4 сутки. При переносе в море происходит снижение содержания Pb в телах мидий. Концентрация Pb 10 мг/г приводит к медленному накоплению металла в 1-е сутки, резким накоплению на 2-е и 4-е сутки (до 1800 мкг/г с.в.) и быстрому выведению через 6 часов в море (до 660 мкг/г с.в.). Pb, в изученных концентрациях, не привел к гибели мидий.

Накопление и выведение Cu Zn и Pb бурой водорослью Cystoseira crinite. Проводилась серия опытов, результаты опубликованы [6].

Накопление и выведение металлов мидиями и макроводорослями при их совместном содержании. В эксперименты участвовали мидии 2-х размерных групп – с длиной раковины 40-45 мм и 60-70 мм и одновозрастные талломы цистозир, что представляет собой упрощенный 2-х компонентный биоценоз. Выявляли распределение и динамику накопления-выведения 3 металлов. Cu и Pb накапливаются пропорционально их концентрации в воде и Cu не превышает 100 мкг/г с.в. для мидий и 230 мкг/г с.в. для цистозир. Через сутки в чистой воде содержание Cu в мидиях и цистозир резко снижается. Накопление Cu в мидиях размером 40-45 мм и 60-70 мм совместно с водорослями идет менее интенсивно. Уровень накопления Cu мидиями не зависит от наличия водорослей. Размер (возраст) моллюсков не оказывал заметного влияния на накопление и выведение Cu. Концентрация Pb в мидиях через 72 часа не превышает 35-40 мкг/г с.в., а в цистозире достигает 120 мкг/г с.в. Zn накапливается в талломах цистозир до 120 мкг/с.в. При увеличении концентрации Zn в воде в 10 раз (с 0.033 до 0.33 мг/л) концентрация заметно возрастает только у мидий с раковиной 60-70 мм с 350 до 420 мкг/г с.в. Моллюски размером 40-45 мм в контроле и в эксперименте содержали Zn меньше, чем мидии размером 60-70 мм. Возраст (размер) мидий влияет на накопление Zn.

Для учебных целей были разработаны методики проведения экспериментов пригодные для полевых практик студентов, без использования аквалангистов и аквариальных систем.

Эксперименты в полиэтиленовых мешках. Краткосрочные суточные эксперименты по накоплению Cu и Pb у 11 видов черноморских водорослей проводили во время учебно-производственного рейса. Водоросли набирали водолажным способом во время стоянок судна. С места сбора водорослей отбирали 100 литров морской воды для их содержания в аквариуме и постановки экспериментов. После суточной адаптации проводили эксперименты. Отбирали навески по 20 граммов сырой биомассы каждого вида водорослей. Навески водорослей помещали в полиэтиленовые мешки с 500 мл морской воды, взятой из места сбора водорослей. Автоматической пипеткой в каждый мешок вносили раствор соли Cu или Pb из расчета действующей концентрации металлов 0.5 мг/л. Добавляли в каждый мешок еще по 500 мл морской воды для перемешивания. Полиэтиленовые мешки погружали в сосуд с прохладной водой и ставили в тень. Пробы снимали через 3-12-24, 3-6-12-24 или 6-12-24 часа. Навески водорослей вынимали из мешка, промывали чистой морской водой, промокали фильтровальной бумагой и высушивали. Содержание ТМ определяли в лаборатории кафедры.

Эксперименты в химических стаканах. Для изучения влияния ТМ на физиологическое состояние водорослей была разработана методика постановки экспериментов в химических стаканах объемом 150 мл. При изучении влияния разных концентраций ТМ измеряли скорость фотосинтеза водорослей подвергнутых действию металлов и контрольных, содержащихся в тех же условиях, но без воздействия ТМ. Влияние ТМ на скорость фотосинтеза определяли по разности скоростей у водорослей. При изучении динамики изменения скорости фотосинтеза под влиянием различных концентраций ТМ, сравнивали скорость выделения кислорода через определенные промежутки времени. Если изучались водоросли с плоским талломом, то использовали круглые выщечки диаметром соответствующим диаметру полярографической ячейки. Если с игольчатой цилиндрической талломом, то использовали объемные ячейки. Фрагменты талломов водорослей помещали в стаканы с растворами ТМ и устанавливали на магнитные мешалки с определенным временем экспозиции. В этих опытах проводились только измерения скорости фотосинтеза (выделения O₂) полярографическим методом. Игольчатые фрагменты талломов водорослей перед измерениями измельчали скальпелем до размера около 1 мм. Методика использовалась в полевых условиях проведения учебной морской практики.

Используя различные вышеописанные методики, изучалось взаимовлияние ТМ на их накопление гидробионтами, влияние разнообразных факторов среды (соленость, освещенность, pH и др.), накопление ТМ с применением планов факторного эксперимента [7]. Все приведенные опыты ставились на морских организмах, но методики можно применять для изучения воздействия ТМ на пресноводных гидробионтов.

Список литературы

1. Федоров В.Д. 1975. Биологический мониторинг: обоснование и опыт организации // Гидробиол. журн. Т. II, N 5. С. 5–11.
2. Бурдин К.С., Крупина М.В., Савельев И.Б. Моллюски рода *mytilus* как возможные показатели содержания тяжелых и переходных металлов в морской среде // Океанология. 1979. Т. 19, № 6. С. 1038–1044.
3. Бурдин К.С., Крупина М.В., Савельев И.Б. Макроводоросли Черного моря как объекты для биогеохимического мониторинга тяжелых металлов // В сб.: Человек и биосфера. М., 1982. Вып. 7. С. 139–149.
4. Парчевский В.П., Празукин А.В., Попов А.С., Бурдин К.С., Крупина М.В., Савельев И.Б. 1985. Изучение влияния городских сточных вод на популяционные и организменные параметры черноморской бурой водоросли *Cystoseira crinita* (Dest.Bory) // Вестн. Моск. ун-та. Сер.16. Биология. N 2.
5. Бурдин К. С., Крупина М. В., Савельев И. Б. 1990. Физиологические механизмы регулирования содержания тяжелых металлов в морских макроводорослях // Вестн. МГУ. Сер 16. "Биология". N 2. 35–41.
6. Бурдин К.С., М.В.Крупина, И.Б.Савельев.1982. Макроводоросли Черного моря как объекты для биогеохимического мониторинга тяжелых металлов // В сб.: Человек и биосфера. Вып.7. Москва. Изд. МГУ.
7. Максимов В.Н. Многофакторный эксперимент в биологии. М.: Изд. МГУ, 1980. 279 с.

ОЦЕНКА СОВРЕМЕННОГО ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ЛАДОЖСКОГО ОЗЕРА ПО ТОКСИКОЛОГИЧЕСКИМ И ГИДРОХИМИЧЕСКИМ ПОКАЗАТЕЛЯМ

Ю.В. Крылова¹, Е.С. Светашова¹, С.Б. Екимова¹, А.М. Пономаренко¹, Е.А. Курашов^{1,2},
М.А. Синякова^{1,3}, Г.Ф. Ляшенко¹, Е.В. Колосовская¹, Е.М. Фисак¹, В.В. Ходонович¹,
Е.Я. Явид^{1,4}, Н.М. Аршаница¹, А.Ю. Романов⁵

¹Санкт–Петербургский филиал ФГБНУ «ВНИРО» (ГосНИОРХ им. Л.С.Берга), наб. Макарова, д.26, Санкт-Петербург, 199053, Россия; juliakrylova@mail.ru;

²Институт озераедения Российской академии наук, обособленное подразделение СПб ФИЦ РАН;

³Санкт–Петербургский государственный морской технический университет (СПбГМТУ)

⁴НИЦЭБ РАН СПб ФИЦ РАН;

⁵ГБУЛО Станция по борьбе с болезнями животных Всеволожского района.

В статье дана оценка экологического состояния Ладожского озера по гидрохимическим, и токсикологическим параметрам. Показана роль природных и антропогенных факторов в формировании среды обитания гидробионтов по результатам исследований 2019 года в сравнении с данными прошлых лет. Результаты токсикологических и гидрохимических исследований 2019 г. указывают, в целом, на достаточно благоприятное экологическое состояние большей части акватории Ладожского озера за исключением отдельных, так называемых «горячих точек», где существует выраженное антропогенное воздействие.

Состояние среды обитания гидробионтов в Ладожском озере является итогом взаимодействия процессов, происходящих в водоёме под воздействием природных и антропогенных факторов, что приводит к существенным различиям на отдельных участках акватории озера. Основными источниками поступления в озеро химических веществ разной природы является речной сток. Около 90% речного стока приходится на долю 3 главных притоков – рек Свирь, Волхов и Вуокса (Бурная). Точечными источниками загрязнения являются предприятия целлюлозно-бумажной и химической промышленности, цветной металлургии, коммунального хозяйства, агропромышленные и животноводческие комплексы. Наибольшему загрязнению от сбросов сточных вод промышленных предприятий подвержены такие притоки Ладожского озера как Волхов и Вуокса, на которых расположены крупнейшие предприятия химической и целлюлозно-бумажной отраслей промышленности, – "Метакхим" (Волховский алюминий) и, "Киришинефтеоргсинтез", ОАО "Светогорск", и река Сясь, несущая загрязняющие вещества, в основном, от Сяского ЦБК.

Важную роль в аккумуляции токсических и биогенных веществ играют донные отложения. В связи с этим в статье показаны результаты исследований содержания в воде и донных отложениях 4 нормируемых тяжёлых металлов (кадмий, свинец, медь, марганец), нефтяных углеводородов. Также проведена оценка токсичности на тест-объекте *Daphnia magna* Straus, определены в воде биогенные элементы (общий и минеральный фосфор, аммоний) и ряд других важных компонентов среды обитания гидробионтов (температура, прозрачность по диску Секки, концентрация растворённого кислорода, рН, минерализация, электропроводность, мутность), что важно для понимания взаимосвязи между разными компонентами среды обитания гидробионтов.

Для оценки современного экологического состояния Ладожского озера использовались результаты исследований, проведенных в июле-августе 2019 г. в различных зонах водоёма (рис. 1). Исследования выполнялись с использованием стандартных и общепринятых методик.

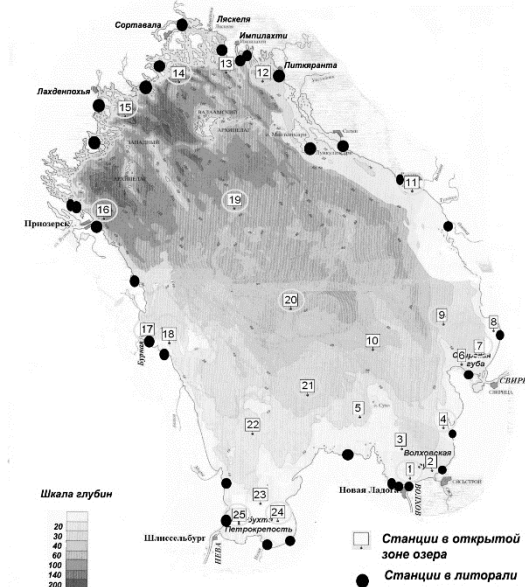


Рис. 1. Схема расположения станций отбора проб в июле-августе 2019г. в открытой и литоральной зонах Ладожского озера.

Гидрологические и гидрохимические параметры

В июле и августе 2019 г. концентрация растворённого кислорода колебалась в интервале 7.7–12.7 мг/л, рН – 7.18–9.55, минерализация – 0.035–0.153 г/л и сопряжённый с ним показатель электропроводности остались на уровне значений прошлых лет, мутность от 0.7 до 16.4 NTU, прозрачность от 1.5 до 3 м.

Минимальные значения кислорода наблюдались в местах с высокой температурой воды или на литорали в местах с преобладанием деструкционных процессов, например, в районе пос. Вороново, где были зафиксированы низкие значения рН.

Величины значений рН напрямую зависели от интенсивности развития фотосинтезирующих организмов. Самые высокие значения водородного показателя наблюдались в районе посёлка Импилахти (9.55) и во Владимирской бухте (9.12), что в первом случае было связано с интенсивным развитием фитопланктона и подтверждалось высокой концентрацией общего фосфора (0.25 мг/л), а во втором с развитием высшей водной растительности, потребившей фосфор. Его концентрация в воде в данном местообитании была незначительна (0.017 мг/л). Самые низкие значения рН наблюдались во время измерений, попавших на фазу пониженной активности фотосинтеза.

Значения содержания общего фосфора не выходили за пределы средних показателей для Ладожского озера и колебались в диапазоне от 0.01 до 0.25 мг/л с более высокими концентрациями в местах с повышенной антропогенной нагрузкой. Это станции в районе п. Импилахти на выходе из залива (0.25 мг/л), в районе г. Питкяранта у ЦБК (0.217 мг/л), у п-ва Рауталаhti (0.25 мг/л) и в Тайполовском заливе в районе устья р. Бурная (0.234 мг/л). Также высокие концентрации общего фосфора отмечены в районе ст. 7 (Свирская губа) – 0.128 мг/л, ст. 12 (г. Питкяранта) – 0.121 мг/л, ст.14 (г. Сортавала) – 0.109 мг/л. На ст. 22 в юго-западной открытой зоне озера высокое содержание общего фосфора (0.125 мг/л) скорее всего, было связано с интенсивным развитием фитопланктона. Можно предположить, что концентрация общего фосфора в заливе Рауталаhti была связана с бытовыми сбросами в этом районе и, отчасти, с апвеллингом, поскольку рН и температура воды были очень низкими.

Концентрация иона аммония была на всех станциях ниже ПДКвр (0.5 мг/л) и колебалась от 0.00 (ниже предела обнаружения) до 0.058 мг/л и, в основном, на всех исследованных станциях была ниже 0.01 мг/л. В единичном случае (залив Уксунлахти) отмечена сравнительно высокая концентрация – 0.26 мг/л, что, вероятно, связано с влиянием впадающей реки Уксун.

Из полученных данных следует, что превышений ПДКвр по биогенным элементам не выявлено. В то же время в местах сильного антропогенного влияния отмечены значения общего фосфора, соответствующие гиперэвтрофному водоёму.

Токсикологические исследования

Согласно проведённым исследованиям проб воды на содержание тяжёлых металлов (ТМ) (рис. 2) было выявлено, что концентрация кадмия значительно ниже ПДКвр. Концентрация свинца на ст. 15 в районе северных шхер (г. Лахденпохья) была близка к ПДКвр. Концентрация меди во всех пробах воды превышала ПДКвр, что, как и в предыдущие годы, в случае глубоководных зон озера, указывает в большей степени на природную составляющую, нежели антропогенную. В то же время прослеживается обнаружение самых больших концентраций меди в основном в местах с повышенной антропогенной нагрузкой и в зонах влияния рек. Так, наиболее высокие концентрации меди обнаружены в воде на ст. 15 (район г. Лахденпохья)– 106 ПДКвр, ст.17 (устье р. Бурная) – 27 ПДКвр, ст. 22 – 14 ПДКвр, ст. 1 (устье р. Волхов), ст.12 (район г. Питкяранта) – 13 ПДКвр, ст. 4, 9, 16 – 10 ПДКвр. В остальных пробах воды концентрация меди превышала ПДКвр в 1.2–5.6 раз.

Концентрация марганца была выше ПДКвр в пробах воды на трех станциях: ст. 1 – в 5 раз и станций 4 и 7 – в 1.8 и 1.9 раз, соответственно. В воде станций 9 и 17 концентрация марганца близка к нормативу.

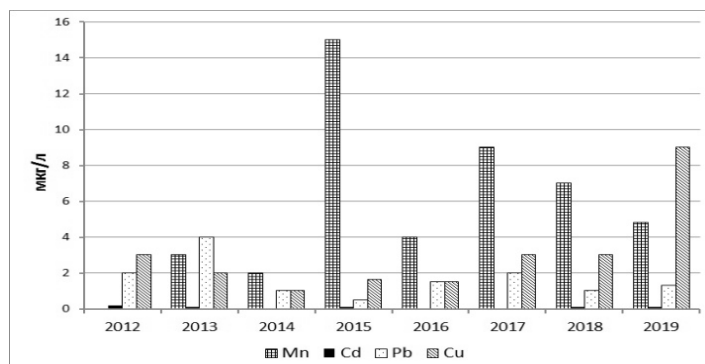


Рис. 2. Динамика средних значений (медиана) концентраций (мкг/л) ТМ в воде Ладожского озера с 2012 по 2019 гг.

По данным исследований конца 20-го - начала 21-го века показано, что повышенные концентрации ТМ чаще всего приурочены к районам впадения крупных притоков. Особенно выделяется Волховская губа, принимающая загрязнённые воды р. Волхов. По данным последних лет повышенные концентрации марганца и меди продолжают наблюдаться в Волховской губе и в зонах влияния городов.

В 2018-2019 гг. отмечается снижение концентраций марганца и свинца относительно 2017 г. Концентрация меди в 2019 г. значительно возросла по сравнению с 2017 и 2018 гг. В донных отложениях концентрация кадмия превышала принятый норматив (усредненные почвы мира) в пробах станций 12, 14, 15, и 19 в

1.6 – 2.2 раза. Концентрация свинца оказалась немного выше норматива в донных отложениях на ст. 15, была близка к нормативу на станциях 14 и 19. Концентрация меди превышала норматив в донных отложениях ст. 15 в 1.2 раза, была высока в пробах станций 12, 14, 16, 19 и 20. Концентрация марганца в донных отложениях ст. 14 выше норматива в 1.5 раза; станций 15, 16, 19 и 20 – в 4–6 раз.

На станциях, находящихся в зоне влияния городов северной части Ладожского озера - 12, 14, 15 и 16 превышение норматива по кадмию и свинцу обусловлено техногенной составляющей.

На большинстве станций превышений ПДКвр (0.05 мг/л) в воде по нефтяным углеводородам (НУВ) не выявлено. При этом самое большое превышение нормативной концентрации по НУВ отмечено на ст. 7 (Свирская губа) – 9 ПДКвр (0.45 мг/л), что, вероятно, связано с интенсивным судоходным движением в этом районе. На двух станциях в открытой части озера также отмечено превышение – ст.20 (5 ПДКвр) и ст.22 (5 ПДКвр). Незначительное превышение на ст. 4 обусловлено влиянием реки Волхов. В отдельных случаях (например, на ст. 22) повышенные концентрации НУВ (0.1 мг/л) в воде могут быть связаны с внеклеточной продукцией фитопланктона.

В 2018 г. наблюдалась другая ситуация. Превышение ПДКвр НУВ (6–8 ПДК) было практически на всех исследованных станциях. Следует учесть, что в 2019 г. отбор проб проводился в июле-августе, а в 2018 в осенний период, что влияет на продукционно-деструкционные процессы и, следовательно, на содержание НУВ.

Согласно результатам исследований 2014 г. [1] концентрации НУВ выше 0.2 мг/л были обнаружены на некоторых локальных участках прибрежной части озера. Концентрация НУВ в бухте Петрокрепость варьировала от 0.54 до 0.90 мг/л.

По нашим данным концентрации НУВ в воде озера в последние годы остаются достаточно стабильными.

Обнаруженные в воде Ладожского озера НУВ имеют в большей степени природное происхождение, являясь частью лабильного автохтонного органического вещества озера [2, 1].

В донных отложениях на станциях 15 и 14, расположенных в шхерных районах Ладожского озера (близ городов Лахденпохья и Сортавала), обнаружено повышенное содержание НУВ – в 1.4 и 1.2 раза выше целевого норматива, равного 180 мг/кг. В центральном районе озера (ст. 19) отмечено незначительное превышение концентрации НУВ и скорее больше связано с естественным осадконакоплением (аккумуляцией детрита), поскольку характер грунта представлен серым илом и глиной.

На рисунке 3 показана динамика содержания НУВ в донных отложениях с 2012 по 2019 гг.

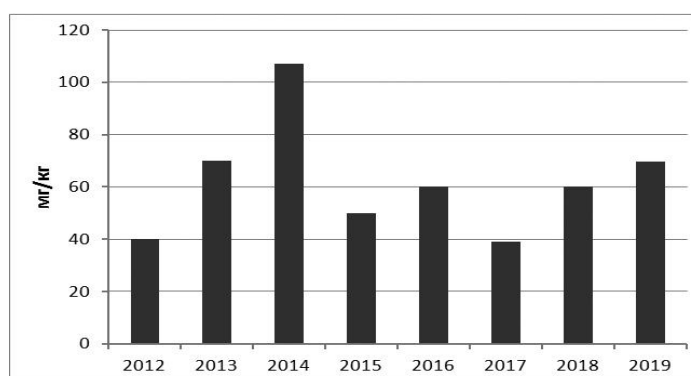


Рис. 3. Динамика средних значений концентраций (медиана) НУВ (мг/кг) в донных отложениях Ладожского озера с 2012 по 2019 гг.

Прослеживается увеличение НУВ в донных отложениях относительно 2017 г.

Опыты по биотестированию (острый и хронический) были поставлены на пробах воды, отобранной на 14 станциях, обозначенных на рис. 1 – 1, 3, 4, 7, 8, 9, 11, 12, 13, 15, 16, 19, 20, 22 и воде и донных отложениях на 12 станциях прибрежной зоны.

Острой токсичности исследуемой воды и донных отложений Ладожского озера не выявлено. На двух станциях отмечена гибель особей на 33.3 %, что объясняется повышенной антропогенной нагрузкой, обусловленной стоками от населённых пунктов (посёлков Импилахти и Видлица).

Результаты хронических опытов показали, что донные отложения со станций у пос. Импилахти, г. Лахденпохья (ст. 15), пос. Видлица (ст. 11) оказывали токсическое действие на тест-объект *D. magna* по выживаемости. По плодовитости оказала воздействие вода в устье Бурной и вода из района г. Лахденпохья. Вода с остальных исследованных станций токсического действия не оказывала.

По совокупности полученных результатов можно сделать вывод, что самым неблагоприятным для обитания гидробионтов является район, примыкающий к г. Лахденпохья (ст. 15). Результаты хронических опытов показали, что водная вытяжка из донных отложений со ст. 15 оказывает токсическое действие на тест-объект *D. magna* по выживаемости, как и в предыдущие годы. По результатам опыта на пробах воды выявлена хроническая токсичность по плодовитости. Там же обнаружены самые большие превышения в воде по меди (более 100 ПДК) и больше, чем на всех станциях содержание свинца (не менее, чем 1.8 раз выше, чем на остальных станциях наблюдений). Отмечено превышение нормативов по кадмию, свинцу и меди в донных отложениях и в 1.6 раз превышение целевого норматива по НУВ.

Полученные результаты дают основание предполагать, что присутствующие в воде и донных отложениях соединения меди, свинца, кадмия и НУВ могут быть токсичными по отношению к гидробионтам. В некото-

рых случаях повышенные концентрации НУВ в воде могут быть связаны с активно протекающими продукционно-деструкционными процессами с образованием различных форм лабильного органического вещества.

Поскольку ст. 20 расположена в центральном районе озера, то можно предположить, что обнаруженные НУВ имеют природное происхождение, являясь частью лабильного органического вещества [3]. Предположение обосновано тем, что НУВ, именуемые зачастую как «нефтепродукты», являются органическими соединениями двойственной природы, имеющие как антропогенное, так и природное происхождение (метаболиты фитопланктона).

На ст.13 результат по биотестированию (вода оказывает действие на выживаемость и плодовитость дафний) можно связать с поступлением вод реки Янис, куда попадают сточные воды деревообрабатывающих производств.

Следует отметить, что повышенное содержание марганца в донных отложениях озера отражает особенности «железо-марганцевой провинции на Карельском перешейке» [4]. Повышенные содержания марганца, а также свинца и меди являются специфической особенностью местной геохимической провинции. На поверхности осадка образуются железо-марганцевые корки, стяжения и конкреции, в которых преобладают окислы и гидроокислы марганца [5]. Данный факт указывает, что содержание марганца в большей степени связано с геохимическим фоном изучаемого района, нежели с антропогенным воздействием.

Результаты исследований 2019 г. показали, что концентрации кадмия, свинца, ртути и мышьяка в мышечной ткани большинства проб рыб не превышали допустимых нормативов для пищевой рыбы. В одном случае обнаружено превышение в 1.3 раза допустимой остаточной концентрации мышьяка в мышцах плотвы, выловленной в Шлиссельбургской губе.

Выводы

Отмеченная хроническая токсичность воды и донных отложений в некоторых местообитаниях Ладожского озера является результатом регулярного поступления загрязняющих веществ непосредственно в озеро из антропогенных источников, а также с притоками.

Результаты токсикологических и гидрохимических исследований 2019 г. указывают, в целом, на достаточно благоприятное экологическое состояние большей части акватории Ладожского озера за исключением отдельных, так называемых «горячих точек», где существует выраженное антропогенное воздействие.

Список литературы

1. Игнатьева Н.В., Петрова Т.Н., Гусева М.А. Оценка загрязнённости поверхностных вод на территории водосборного бассейна Ладожского озера по гидрохимическим показателям // Известия Самарского научного центра РАН. 2015. Т. 17. № 6. С. 91–96.
2. Коркишко Н.Н., Крылова Ю.В. Исследование воды озера методом высокоэффективной газожидкостной хроматографии // Ладожское озеро – прошлое, настоящее, будущее. СПб: Наука, 2002. – С. 117–121.
3. Петрова Т.Н., Игнатьева Н.В. Органическое вещество // Ладога. СПб: Нестор-История., 2013. – С.202–211.
4. Семенович Н.И. Донные отложения Ладожского озера. М. – Л.: Издательство АН СССР, 1966. – 124 с.
5. Субетто Д.А., Поздняков Ш.Р., Рыбалко А.Е. Донные отложения Ладожского озера // Ладога. – СПб: Нестор-История, 2013. – С.202–211.

АДАПТАЦИОННЫЕ МЕХАНИЗМЫ ТЕРРИГЕННЫХ ГРИБОВ ДОННЫХ ОСАДКОВ К ВОЗДЕЙСТВИЮ ГОРМОНОПОДОБНЫХ КСЕНОБИОТИКОВ

И.Л. Кузикова*, А.Д. Руссу, Н.Г. Медведева

*Санкт-Петербургский научно-исследовательский центр экологической безопасности РАН
(НИЦЭБ РАН – СПб ФИЦ РАН), 197110 Санкт-Петербург, ул. Корпусная, 18, Россия, ilkuzikova@ya.ru**

В ходе экспериментальных исследований выявлены основные адаптационные механизмы терригенных грибов донных осадков к воздействию нонилфенолов. Установлено, что высокий адаптивный потенциал терригенных грибов к нонилфенолам обусловлен снижением перекисного окисления липидов, о чем свидетельствует пониженное содержание в клетках микромицетов малонового диальдегида, являющегося биологическим индикатором окислительного стресса. Снижение перекисного окисления липидов связано, в первую очередь, с эффективной неэнзиматической системой защиты грибов, в результате чего снижается мембранная проницаемость и поступление НФ в клетки. Другим адаптационным механизмом является способность выделенных штаммов терригенных грибов к эффективной деструкции ксенобиотиков.

Одной из общих мировых экологических проблем современности является загрязнение окружающей среды гормоноподобными ксенобиотиками, в частности нонилфенолами (НФ), негативно влияющими на эндокринную систему живых организмов [1]. Нонилфенолы – персистентные химические соединения, являющиеся продуктом неполной трансформации неионогенных поверхностно-активных веществ нонилфенолэтоксилатов, широко используемых в промышленности и быту. В окружающую среду НФ попадают посредством сброса недостаточно очищенных промышленных сточных вод. По этой причине НФ обнаруживаются повсеместно во всех экосистемах, но в большей степени в водных средах. В силу гидрофобных свойств НФ ($K_{ow} = 4.48$) и слабой растворимости в воде (5.43 мг/л при 20 °С) донные осадки относятся к одним из основных резервуаров их накопления [2]. Количество НФ в осадках морских и пресноводных экосистем на несколько порядков превыша-

ет их концентрацию в воде. Учитывая персистентность НФ, период их полураспада в донных отложениях может составлять более 60 лет [3]. НФ включены в Список приоритетных опасных веществ Водной Рамочной директивы ЕС (Directive 2000/60/ЕС) и в Список веществ, представляющих особую опасность для Балтийского моря (HELCOM 2010). Проявляя высокую персистентность НФ аккумулируются водными организмами, простейшими, водорослями, беспозвоночными, моллюсками, рыбами, оказывая прямое или косвенное токсическое действие на них [4]. Воздействие загрязнителей способно вызывать в организмах не только токсические, но и неспецифические физиологические и биохимические адаптационные эффекты. К таким неспецифическим адаптациям относятся изменения в системах, обеспечивающих антиоксидантно-прооксидантное стационарное состояние. Адаптационный потенциал складывается из наличия в клетках протекторов (ферментативных и неферментативных антиоксидантов). Исследования, посвященные изучению защитных реакций организмов на воздействие гормоноподобных ксенобиотиков не многочисленны. Практически нет данных о защитных механизмах терригенных мицелиальных грибов в ответ на действие гормоноподобных загрязнителей. Терригенные грибы выполняют ключевую роль в биогеохимических процессах многих экосистем, в том числе водных. Помимо разложения органических веществ в водных экосистемах они выступают как паразиты или симбионты многих видов водорослей, как источник питания для высших трофических организмов. Благодаря высоким адаптивным способностям и широкому спектру функциональной активности терригенные грибы считаются довольно устойчивыми к действию токсических веществ и часто являются одними из доминантных видов в различных объектах окружающей среды, загрязненных ксенобиотиками.

Цель настоящего исследования заключалась в изучении адаптационных механизмов терригенных грибов, выделенных из донных осадков восточной части Финского залива, в ответ на действие технического нонилфенола («Sigma-Aldrich» - США).

В настоящем исследовании использовали штаммы терригенных грибов *Aspergillus tubingensis* F6, *Penicillium expansum* F44 и *Penicillium glabrum* F41, выделенные из донных осадков прибрежной зоны восточной части Финского залива (Невская губа - 59.93635° северной широты, 29.77308° восточной долготы). Идентификацию грибов проводили как на основании морфологических признаков с использованием наиболее распространенных определителей, так и по секвенированию ITS региона ДНК.

Сопоставительный анализ чувствительности исследуемых терригенных грибов к НФ с другими видами гидробионтов [5, 6] показал, что выделенные штаммы проявляют толерантность к действию нонилфенола. Концентрация токсиканта, вызывающая 90 % ингибирование роста (EC_{90}) микромицетов для всех изученных штаммов превышает 100 мг/л. Выявление адаптационных механизмов, обеспечивающих устойчивость терригенных грибов к ксенобиотикам проводили при действии НФ в ростингибирующей концентрации – 100 мг/л.

Известно, что нонилфенолы вызывают окислительный стресс в клетках различных организмов [7], вследствие чего происходит накопление активных форм кислорода (АФК), способных повреждать практически все компоненты клетки, включая мембранные структуры. Наиболее вероятными механизмами опосредованного повреждения биологических мембран при действии токсикантов является активация перекисного окисления липидов (ПОЛ). Продукты ПОЛ могут являться как индукторами, так и первичными медиаторами стресса как особого состояния клетки, который может привести к повышению её резистентности. Малоновый диальдегид (МДА) является основным продуктом ПОЛ, широко используемым как биологический индикатор развития окислительного стресса различных организмов, в том числе мицелиальных грибов при токсичном действии различных ксенобиотиков. При изучении влияния НФ на содержание МДА в клетках исследуемых микромицетов установлено, что в ответ на действие токсиканта в ростингибирующей концентрации в клетках исследуемых грибов отмечается статистически значимое снижение содержания МДА на 46–62 %, по сравнению с контрольными вариантами (табл. 1).

Таблица 1. Влияние нонилфенола на содержание малонового диальдегида и клеточную проницаемость у терригенных грибов ($p < 0.05$, Mann–Whitney U тест)

Содержание нонилфенола, мг/л	Содержание МДА		Выход метаболитов, поглощающих в УФ области 220–350 нм	
	мкмоль/г а.с.б.	% к контролю	Е /а.с.б.	% к контролю
<i>Aspergillus tubingensis</i>				
0	0.044±0.003		2050±182	
100	0.021±0.001	48	721±61	35
<i>Penicillium expansum</i>				
0	0.065±0.003		1821±154	
100	0.025±0.001	38	934±82	51
<i>Penicillium glabrum</i>				
0	0.054±0.004		1625±153	
100	0.029±0.001	54	931±85	57

Наблюдаемое снижение уровня малонового диальдегида, является одним из быстрых биохимических ответов клеток терригенных грибов на стресс, вызванный действием НФ. Снижение уровней ПОЛ в клетках исследуемых грибов положительно коррелирует с достоверным снижением проницаемости клеточных мембран, оцениваемой по высвобождению из клеток метаболитов, поглощающих в УФ-области 220–350 нм (табл. 1). Известно, что менее проницаемая мембрана микроорганизмов используется для быстрой адаптации к токсич-

ным веществам. Снижение проницаемости клеточной мембраны может препятствовать проникновению токсических веществ в клетки.

Эффективной защитой различных организмов, в том числе мицелиальных грибов от неблагоприятного воздействия окружающей среды, связанного с окислительным стрессом являются неэнзиматические антиоксиданты. К их числу принадлежат пигменты, в частности меланины. Меланиновые пигменты являются одним из универсальных протекторов, обеспечивающих устойчивость грибов к неблагоприятным воздействиям, в том числе к ксенобиотикам. В условиях стресса, вызванного действием НФ, у всех исследуемых терригенных грибов, активизируется синтез окрашенных метаболитов в 1.4–2.6 раза в зависимости от тест-культуры (табл. 2).

Наряду с пигментами значительная роль в защите грибов от неблагоприятных воздействий, в т.ч. вызванных токсичными веществами, принадлежит внеклеточным полисахаридам. Антиоксидантные свойства полисахаридов проявляются в их способности поглощать гидроксильные радикалы. Результаты по изучению действия НФ на образование экзополисахаридов у исследуемых терригенных грибов показали, что в присутствии НФ наблюдается значительное повышение синтеза этих метаболитов у всех тест-культур (табл. 2). Продуктивность биомассы грибов по экзополисахаридам возрастает на 83–106% в зависимости от вида гриба.

Таблица 2. Влияние нонилфенола на синтез неэнзиматических антиоксидантов у терригенных грибов ($p < 0.05$, Mann–Whitney U тест)

Содержание нонилфенола, мг/л	Продуктивность биомассы по пигментам		Продуктивность биомассы по экзополисахаридам		Содержание восстановленного глутатиона	
	мг/г а.с.б.	% к контролю	мг/г а.с.б.	% к контролю	нмоль/г а.с.б.	% к контролю
<i>Aspergillus tubingensis</i>						
0	52±5		2.8 ±0.3		0.348 ±0.03	
100	71±6	137	5.4±0.5	193	0.878 ±0.06	252
<i>Penicillium expansum</i>						
0	28±3		2.1±0.2		0.268 ±0.02	
100	75±8	268	4.4±0.3	183	0.418 ±0.03	156
<i>Penicillium glabrum</i>						
0	64±6		8.9±0.7		0.138 ±0.01	
100	156±14	244	18.3±1.0	206	0.248 ±0.02	180

Большое значение в антиоксидантной защите играют тиолы в составе белков, пептидов и низкомолекулярных соединений. Глутатион относится к самым распространенным тиоловым соединениям в клетках эукариот и выполняет важную антиоксидантную роль в клетках, снижая уровень АФК. При определении влияния НФ на содержание восстановленного глутатиона у исследуемых грибов установлен стимулирующий характер действия (табл. 2). Так в клетках грибов в условиях действия НФ уровень содержания неэнзиматического антиоксиданта превышает контрольный в 1.6–2.5 раза в зависимости от тест-культур.

Одним из ключевых компонентов ферментативной системы защиты клеток различных организмов, в том числе и мицелиальных грибов от окислительной деструкции является супероксиддисмутаза (СОД). Следует отметить, что НФ оказывает разнонаправленное действие на активность СОД у терригенных грибов (рис. 1). Так, у *Aspergillus tubingensis* и *Penicillium glabrum* в условиях действия НФ в ростингибирующей концентрации 100 мг/л, наблюдается снижение активности супероксиддисмутазы на 22% и 54%, соответственно. Однако у *Penicillium expansum* НФ приводит к значительной активации СОД, почти в 4 раза, по сравнению с контрольным вариантом.

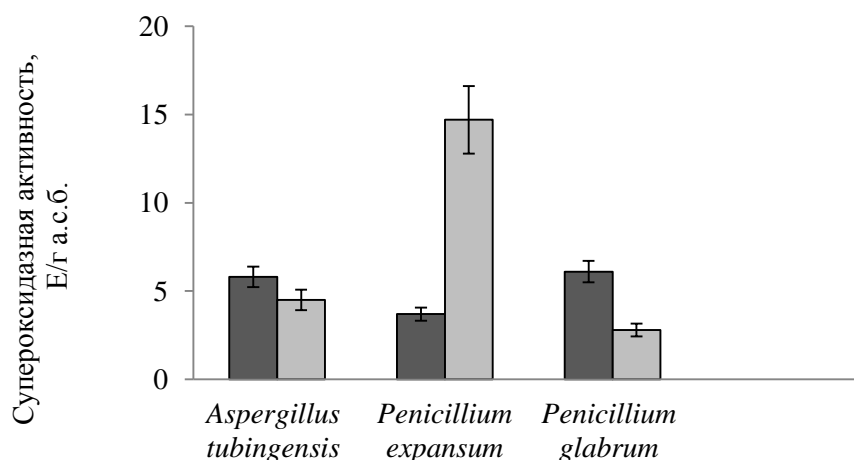


Рис. 1. Влияние нонилфенола на супероксидазную активность терригенных грибов.

■ – контроль, □ – 100 мг/л НФ. Mann–Whitney U тест, $p < 0.05$.

Еще одним из адаптационных механизмов к стрессу, вызванному нонилфенолом, является биодegradация НФ терригенными грибами. Ранее нами было установлено, что в условиях кометаболизма выделенные штаммы терригенных грибов *Aspergillus tubingensis* F6, *Penicillium expansum* F44 и *Penicillium glabrum* F41 способны к удалению НФ из среды [8, 9]. Через 72 часа культивирования степень биодеструкции НФ тест-штаммами в концентрации 100 мг/л достигает от 71% до 79%. Период полураспада (T_{50}) НФ с участием *Aspergillus tubingensis* F6, *Penicillium expansum* F44 и *Penicillium glabrum* F41 составляет 43, 32 и 58 часов, соответственно.

Таким образом, высокий адаптивный потенциал терригенных грибов к нонилфенолам обусловлен снижением перекисного окисления липидов, о чем свидетельствует пониженное содержание в клетках микромицетов малонового диальдегида, являющегося биологическим индикатором окислительного стресса. Снижение перекисного окисления липидов связано, в первую очередь, с эффективной неэнзиматической системой защиты грибов, в результате чего снижается мембранная проницаемость и поступление НФ в клетки. Такие антиоксидантные метаболиты как, пигменты, экзополисахариды, восстановленный глутатион выступают в качестве эффективной системы защиты. Другим адаптационным механизмом противодействия стрессу, вызванному НФ, является способность штаммов-грибов к эффективной деструкции ксенобиотика.

Список литературы

1. US EPA. Nonylphenol (NP) and Nonylphenol Ethoxylates (NPEs) Action Plan. 2010.
2. Yuan X., Yang X., Zhang A., Ma X., Gao H., Na G., Zong H., Liu G., Sun Y. Distribution, potential sources and ecological risks of two persistent organic pollutants in the intertidal sediment at the Shuangtaizi Estuary, Bohai Sea of China // *Marine Pollution Bulletin*. 2017. V. 114. P. 419–427. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.09.058>.
3. Soares A., Guieysse B., Jefferson B., Cartmell E., Lester J.N. Nonylphenol in the environment: a critical review on occurrence, fate, toxicity and treatment in wastewaters // *Environ Int*. 2008. V.34. P. 1033–1049. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2008.01.004>.
4. Errico S., Nicolucci C., Migliaccio M., Micale V., Mita D.G., Diano N. Analysis and occurrence of some phenol endocrine disruptors in two marine sites of the northern coast of Sicily (Italy) // *Marine Pollution Bulletin*. 2017. V. 120 (1–2). P. 68–74. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.04.061>.
5. Naylor C.G. Environmental fate and safety of nonylphenol ethoxylates // *Text. Chem. Color*. 1995. V.27. P. 29–33.
6. Zaytseva T.B., Medvedeva N.G., Mamontova V.N. Peculiarities of the effect of octyl- and nonylphenols on the growth and development of microalgae // *Inland Water Biology*. 2015. V. 8 (4). P. 406–413. DOI: 10.1134/S1995082915040161.
7. Medvedeva N., Zaytseva T., Kuzikova I. Cellular responses and bioremoval of nonylphenol by the bloom-forming cyanobacterium *Planktothrix agardhii* 1113 // *Journal of Marine Systems*. 2017. V. 171. P. 120–128. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2017.01.009>.
8. Кузикова И.Л., Руссу А.Д., Медведева Н. Г. Биодegradация нонилфенола и 4-трет-октилфенола грибами рода *Penicillium*, выделенными из донных осадков Финского залива // *Микология и фитопатология*. 2018. Т. 52, вып. 2. С.134–143.
9. Kuzikova I., Rybalchenko O., Kurashov E., Krylova Y., Safronova V., Medvedeva N. Defense responses of the marine-derived fungus *Aspergillus tubingensis* to alkylphenols stress // *Water Air Soil Pollut*. 2020. 231, 271. <https://doi.org/10.1007/s11270-020-04639-2>.

ПОИСК РЕФЕРЕНТНЫХ МЕСТ И РЕФЕРЕНТНЫХ ФУНКЦИОНАЛЬНЫХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ ДЛЯ СРАВНИТЕЛЬНОЙ ОЦЕНКИ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ АКВАТОРИЙ НА ОСНОВЕ ПОКАЗАТЕЛЕЙ СЕРДЕЧНОГО РИТМА ДВУСТВОРЧАТЫХ МОЛЛЮСКОВ СЕМ. UNIONIDAE (BIVALVES, MOLLUSCA) И РАКООБРАЗНЫХ (CRUSTACEA, DECAPODA)

Т.В. Кузнецова, С.В. Холодкевич, А.Б. Манвелова

Федеральное государственное бюджетное учреждение науки
«Санкт-Петербургский Федеральный исследовательский центр Российской академии наук»
Россия, 199178, Санкт-Петербург, 14-я линия В.О., д. 39, kuznetsova_tv@bk.ru

В статье обсуждаются проблемы и предлагаются методологические подходы для определения референтных мест и референтных функциональных показателей (как интегральных показателей «здоровья» организмов) моллюсков и раков для дальнейшей сравнительной экологической оценки природных водных объектов с различным уровнем антропогенной нагрузки.

Директивы и Стратегические планы развития Балтийского региона, принятые в последние десятилетия рядом европейских государств, предусматривают в качестве первоочередной задачи ряд мер для достижения хорошего экологического статуса прибрежных акваторий и моря [1, 2].

Однако само определение качества окружающей среды и выработка целостного подхода к оценке экологического состояния акваторий Балтии сталкиваются с рядом проблем, основные из которых: различная соленость вод в разных акваториях, что определяет особенности биоразнообразия животного и растительного мира, различия в гидрологическом и температурном режимах, наличие участков гипоксии и т.д. В таких условиях поиск референтных акваторий приобретает региональную направленность, требующую разработки конкретных критериев оценки состояния природных вод для отдельных субрегионов Балтии.

С экологической точки зрения, качество окружающей среды определяется как стабильное состояние и

функционирование всех составляющих экосистемы, «при которых колебания значений параметров не выходят за пределы естественных, отмеченных за значительный промежуток времени» [3]. Таким образом, критерием хорошего качества вод природного водоема (good water quality) может служить способность биоценоза поддерживать с большой точностью физико-химические и прочие характеристики среды обитания, быстро восстанавливая любые повреждения своей целостности, адаптироваться к внешним воздействиям. Для сравнительных экологических оценок состояния водных экосистем (ecosystem state (health) assessment) необходим эталон сравнения, т.е. референтная акватория, относительно которой и осуществляется оценка.

Понятие «референтные (reference conditions) условия=состояния» имеет основополагающее значение для многомерных подходов к экологическим оценкам состояния экосистем, используемым во всем мире, поскольку оно обеспечивает эталон для сравнения исследуемого участка. Определение референтных состояний представлено Рейнольдсом и др. [4]: "... состояние, представляющее группу минимально нарушенных участков, организованных по отдельным физическим, химическим и биологическим характеристикам". Преимущество использования подхода референтных мест, применяемого в многомерных методах анализа, заключается в том, что после группировки эталонных участков (с использованием многомерной классификации на основе биоты) используются независимые данные (например, физико-химические показатели) для сопоставления исследуемых участков с референтными с целью оценки состояния сообществ беспозвоночных животных в отсутствии нарушений. В последние годы эти показатели здоровья применяют как весовые (weighten). Наиболее широко используемым приемом является оценка О/Е, которая выражает отношение между ожидаемым числом (Е) и наблюдаемым числом таксонов (О), по сути, основанное на богатстве таксона (а не данные о численности вида).

К настоящему времени существуют хорошо разработанные инструменты (tools) для оценки состояния экосистем, которые можно легко адаптировать для использования в отчетности по экологической водной безопасности (MSFD). Биологические показатели здоровья водных объектов можно выбрать из ряда таксономических групп (например, рыбы, водоросли, птицы, беспозвоночные животные) [5]. Это объясняется тем, что последние присутствуют в большинстве водных местообитаний; являются относительно простыми для отбора (по сравнению с другой биотой); являются разнообразной группой; являются долгоживущими и сидячими (таким образом, представляют собой выборку места); и способны выражено реагировать на нарушения водных экосистем. Пробоотбор водных беспозвоночных может использоваться для мониторинга хронических или точечных воздействий, а также влияния одиночных или множественных стрессоров и загрязнителей воды, которую эти животные населяют. В рамках Европейской водной рамочной директивы (WFD) было рекомендовано рассчитывать коэффициент экологического качества (Ecological Quality Ratio – EQR) для оценок состояния фитопланктона, биотические индексы AMBI и BENTIX, которые используются при оценке экологического статуса бентических сообществ.

Таким образом, определение референтных акваторий может быть основано на оценках состоянии здоровья представителей биоты изучаемой экосистемы [6]. Моллюски и ракообразные являются важным компонентом водных экосистем, составляя в отдельных суб-регионах Балтии до 40% общей биомассы бентосного сообщества прибрежных акваторий. В случае экосистем эстуария реки Невы и восточной части Финского залива этот показатель для моллюсков достигает 60–67% общей биомассы макрозообентоса.

Однако к настоящему времени все еще наблюдается дефицит данных о физиологической норме для ключевых видов гидробионтов изучаемых водных экосистем. Поэтому в задачи нашего исследования входило определение референтных значений функциональных показателей гомеостаза организмов-фильтратов, а именно: пресноводных двустворчатых моллюсков сем. Unionidae (Bivalves, Mollusca) из трансграничной зоны реки Нарва (Россия-Эстония, г. Ивангород) для поиска референтного места и референтных значений функциональных показателей моллюсков (как биоиндикаторов качества среды обитания) для дальнейшей сравнительной оценки участков с различным уровнем загрязнения в приграничных с Эстонией акваториях, а также в восточной части Финского залива с помощью разработанной авторами методики тестирования функционального состояния животных [7, 8] по скорости восстановления кардиоритма после применения функциональных нагрузок. Этот показатель характеризует общие адаптационные возможности организма, т.е. меру их здоровья. Применимость этого показателя для оценки состояния моллюсков была показана нами ранее [7].

В реке Нарва по нашим многолетним наблюдениям встречаются 3 основных вида двустворчатых пресноводных моллюсков семейства Unionidae, а именно: *Unio tumidis*, *Unio pictorum*, *Anodonta cygnea*. Количественное превалирование в исследуемом участке реки Нарва мы наблюдали для вида *Unio pictorum*. 16 моллюсков 3–4-х лет были собраны вручную на природном мелководном песчаном пляже реки Нарва (в 3-х км ниже по течению от населенного пункта г. Ивангород (Кингисеппский район Ленинградской области, 59°23'50.2" с. ш., 28°11'51.0" в.д.).

При отборе животных-биоиндикаторов весьма существенным является выбор релевантных (приемлемых) физиологических или поведенческих показателей (биомаркеров), а также возможность их неинвазивной регистрации. Оценку функционального состояния местных моллюсков *Unio pictorum* проводили, используя систему неинвазивного мониторинга их кардиоритма [8] с последующим применением функциональной нагрузки (изменением солености среды). Величина, на которую изменяли (повышали) соленость воды в аквариуме с моллюсками, была выбрана нами в 8 ‰ (добавление в аквариум 8 г/л NaCl). 1-часовая экспозиция моллюсков в воде такой солености была предложена нами именно из соображений, чтобы не очень сильно стрессировать животных и не "запустить" необратимые биохимические изменения.

Анализ кардиоритма проводили по показателям частоты сердечных сокращений (ЧСС), которые представлялись в виде вычисляемых программно средних значений (ЧСС_{ср}) и их стандартных ошибок, которые измеряли по промежутку времени, необходимому для реализации 50 ударов сердца. В предлагаемой процедуре тестирования адаптационных возможностей унионид используется методология, учитывающая такие парамет-

ры адаптивности организма, как время восстановления сердечного ритма ($T_{\text{восст}}$, мин) и вариабельность ЧСС после нагрузки [7]. Коэффициент вариации ($KV_{\text{ЧСС}}$), характеризующий вариабельность $\text{ЧСС}_{\text{ср}}$, определялся в момент времени достоверного восстановления фоновых значений ЧСС по формуле $KV_{\text{ЧСС}} = \text{СКО}/\text{ЧСС}_{\text{ср}}$.

При этом из 16 животных для диагностики адаптивности кардиосистемы к нагрузке отбирались только те, которые к началу тестирования стабильно демонстрировали ЧСС, соответствующую для данной температуры воды (+20–22° С) состоянию открытых створок и сифонов. В ходе мониторинга кардиоритма моллюсков без воздействия было обнаружено, что средние значения фоновых ЧСС для группы тестируемых унioniд ($n = 16$) составляли 18.6 ± 2.8 уд/мин, вариабельность кардиоритма отдельных особей была небольшой и составляла менее 10% в состоянии активной фильтрации моллюсками воды.

В ходе тестирования моллюсков с соленостной нагрузкой было обнаружено, что среднее значение $T_{\text{восст}}$ составляло 45 ± 15 мин (рис. 1).



Рис. 1. А, Б. А – Определение времени восстановления после снятия соленостной нагрузки у группы моллюсков *Unio pictorum* из реки Нарва. Стрелками показаны начало и окончание воздействия соленой воды. Горизонтальный отрезок отмечает продолжительность восстановительного периода после возвращения исходной солености (пресной) воды. Вертикальными отрезками обозначены стандартные отклонения показателей ЧСС для группы тестируемых моллюсков. Б – Схема предложенного методологического подхода к сравнительной оценке экологического статуса акваторий

Это значение не выходило за пределы 60 минут, обозначенных нами в предыдущих исследованиях и характерного для животных, обитающих в относительно чистых (референтных) акваториях [7, 8].

Для подтверждения нашего предположения о том, что данный участок реки Нарва можно отнести к референтному месту, мы провели поиск литературных источников по качеству вод в этом месте и по общим характеристикам гидрохимии воды. На реке Нарва находится три створа, в которых регулярно проводятся наблюдения за химическим составом вод. Ближайшим к месту сбора моллюсков является створ № 2 (2.0 км ниже г. Ивангород, 3.9 км ниже Нарвской ГЭС, координаты 59°23'58.1"с.ш. 28°11'41.6" в.д).

По данным Росгидромета на протяжении последних пяти лет кислородный режим в данном створе наблюдений удовлетворительный. Концентрации хлорорганических пестицидов ниже пределов чувствительности метода определения. Значения рН не выходили за пределы интервала 7.0–8.3. За рассматриваемый период превысившие нормативы максимальные среднегодовые значения были отмечены по ХПК – 2.3 ПДК, меди – 3.6 ПДК, цинку – 1.6 ПДК и марганцу – 1.2 ПДК. Концентрации остальных показателей не превышали установленных норм. По комплексной оценке качества воды река на данном участке имеет 2-ой класс качества и характеризуется как «слабо загрязненная».

При анализе полученных данных учитывалось, что, как было обнаружено нами ранее [8], моллюски, взятые из экологически благополучных, чистых зон, отличаются от животных из загрязненных акваторий тем, что они демонстрируют более высокую адаптивную способность, выражающуюся в существенно более быстром времени восстановления ($T_{\text{восст}}$) значений ЧСС после снятия функциональной нагрузки. Кроме того, по сравнению с животными из загрязненных акваторий, животные чистых акваторий демонстрируют более высокую однородность реакций, выражающуюся в низком коэффициенте вариации ($KV_{\text{ЧСС}} \leq 0.1$) индивидуальных величин ЧСС этой группы животных после прекращения тест-воздействия и восстановления исходной солености воды.

Данный подход прошел успешную апробацию не только в лабораторных, но и в некоторых полевых исследованиях [7, 8], в которых была выявлена связь антропогенного загрязнения водной среды с предложенными физиологическими биомаркерами.

Наши сравнительные исследования в 2020 г. характеристик сердечного ритма моллюсков видов *Unio* и *Anodonta* из акваторий Курортного района Санкт-Петербурга (восточная часть Финского залива) не выявили существенных межвидовых различий изучаемых нами функциональных показателей, а средние значения ЧСС в покое составляли от 15 до 20 уд/мин при температуре 20-22 °С.

Принимая во внимание результаты тестирования моллюсков, мы можем сделать вывод, что реку Нарва (в исследуемом участке) можно отнести к референтному месту, поскольку обитающие здесь двустворчатые моллюски имели хороший физиологический статус: они быстро восстанавливали свой кардиоритм после нагрузки. Кроме того, экологический статус данной локации как относительно референтный подтвержден данными многолетнего мониторинга гидрохимических показателей воды и химического состава седиментов.

Референтные функциональные показатели кардиоактивности раков *Astacus leptodactylus* Esch. были изучены и приведены нами в работе Кузнецовой и др. (2010), где, в том числе обращалось внимание на необходимость учета биохимических показателей, например, уровня общего белка в гемолимфе раков (от 20 до 80 г/л у здоровых животных) [9].

Отметим, однако, что предлагаемый нами методологический подход и применяемый метод регистрации кардиоритма моллюсков и ракообразных является дополнительным и должен сочетаться с другими биомаркерными оценками экологического состояния качества природных вод.

Поиск референтных мест и референтных значений интегральных показателей функционального состояния (здоровья) моллюсков имеет принципиальное значение для установления региональных нормативов концентраций загрязняющих веществ различной природы или их смесей и в сравнительных оценках загрязнения акваторий. Для экологического зонирования акваторий могут использоваться методы биоиндикации, основанные на оценках функционального состояния обитающих в них водных животных, в частности макробентосных беспозвоночных.

Развитие этого биомаркерного подхода по определению функционального состояния представителей местной фауны Северо-Западного региона может способствовать совершенствованию региональных нормативов качества окружающей среды и быстрому по времени выявлению участков экологического неблагополучия.

Исследование было частично поддержано Программой приграничного сотрудничества Эстония-Россия на 2014-2020 гг., Проект ER90 «Опасные химические вещества в восточной части Финского залива - оценка концентрации и воздействия (HAZLESS)».

Список литературы

1. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy // Official Journal of the European Communities. L. 327, 22. 12. 2000. 72 p. http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/info/intro_en.htm (дата обращения 15.12.2019).
2. Baltic Sea Action Plan <http://www.helcom.fi/baltic-sea-action-plan>. http://www.helcom.fi/Lists/Publications/BSEB122_Initial_Holistic_Assessment (дата обращения 15.12.2019).
3. Моисеенко Т.И. Водная экотоксикология: теоретические и прикладные аспекты. Москва, Наука, 2009. 399 с.
4. Reynoldson, T.B., R.H. Norris, V.H. Resh, K.E. Day, and D.M. Rosenberg. The reference condition: a comparison of multimetric and multivariate approaches to assess water-quality impairment using benthic macroinvertebrates // Journal of North American Benthological Society. 1997. 16(4). P. 833-852.
5. O'Brien A., Townsend K., Hale R., Sharley D., Pettigrove V. How is ecosystem health defined and measured? A critical review of freshwater and estuarine studies // Ecological Indicators. 2016. V. 69. P. 722-729.
6. Lehtonen K., Sundelin B., Lang T., Strand J. Development of tools for integrated monitoring and assessment of hazardous substances and their biological effects in the Baltic Sea // AMBIО. 2014. V. 43. P. 69-81.
7. Kuznetsova T.V., Kholodkevich S.V. Comparative assessment of surface water quality through evaluation of physiological state of bioindicator species: searching new biomarkers // Proceedings – 2015 4rd Mediterranean Conference on Embedded Computing, MECO. IEEE conference publications, Budva, Montenegro. 2015. Pp. 339-344. DOI: 10.1109/MECO.2015.7181938
8. Холодкевич С.В., Шаров А.Н., Кузнецова Т.В. Перспективы и проблемы использования биоэлектронных систем в мониторинге экологической безопасности акваторий Финского залива // Региональная экология. 2015. № 2(37). С. 16-26.
9. Кузнецова Т.В., Сладкова Г.В., Холодкевич С.В. Оценка функционального состояния раков *Pontastacus leptodactylus* Esch. в нормальной и токсической среде по характеристикам их кардиоактивности и биохимическим показателям гемолимфы // Журнал эволюционной биохимии и физиологии. 2010. Т. 46. № 3. С. 203-210.

ПОСЛЕДСТВИЯ БИОЛОГИЧЕСКОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ДЛЯ ЭКОСИСТЕМЫ ЛАДОЖСКОГО ОЗЕРА

Е.А. Курашов^{1,2}, М.А. Барбашова¹, Д.С. Дудакова¹, А.Г. Русанов¹, М.С. Трифонова¹, Н.В. Родионова¹,
М.О. Дудаков¹, А.К. Ляховская¹

¹Институт озероведения Российской академии наук, обособленное подразделение СПб ФИЦ РАН, ул. Севастьянова 9, Санкт-Петербург, 196105, Россия, evgeny_kurashov@mail.ru

²Санкт-Петербургский филиал ФГБНУ «Всероссийский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства и океанографии» ("ГосНИОРХ" им. Л.С. Берга), наб. Макарова 26, Санкт-Петербург, 199053, Россия.

В работе представлены материалы, иллюстрирующие современную экологическую ситуацию в Ладожском озере в связи с вселением в него чужеродных видов.

Уже стало непреложным фактом, что виды-вселенцы стали одним из основных компонентов экосистемы крупнейшего европейского озера Ладожского [1, 2]. Наибольшее значение имеют чужеродные виды в пределах литоральной зоны, наиболее динамичной и продуктивной части озера. При этом, с течением времени следует ожидать только интенсификации биологического загрязнения водоема и, следовательно, увеличения роли видов-вселенцев в процессах, протекающих в экосистеме водоема. Это происходит по целому ряду причин, важнейшими из которых являются действие антропогенного фактора и климатические изменения, приводящие к увеличению температуры воды, прежде всего, как раз в прибрежной зоне озера. Имеющиеся метеорологические данные [3] позволяют говорить об этом вполне определенно. А ведь именно низкие температура и минерализация были основными факторами, препятствующими проникновению в озеро чужеродных видов.

Несмотря на небольшое общее число присутствующих чужеродных видов в Ладоге в настоящее время, последствия функционирования их популяций достаточно значимы. Наибольшую роль в трансформации экосистемы озера, особенно в литорали, играют, прежде всего, ракообразные, среди которых первое место принадлежит амфиподам. Первым по времени проникновения в водоем (начало 80-х годов XX-го века) и по степени воздействия на экосистему озера является байкальский вселенец *Gmelinoides fasciatus* (Stebbing), последствия инвазии которого достаточно хорошо уже изучены и описаны [1, 2]. Всед за ним последовали понто-каспийские амфиподы *Pontogammarus robustoides* (Sars), *Chelicorophium curvispinum* (Sars), зона обитания которых ограничивается Волховской губой. Однако, здесь они существенно потеснили гмелиноидеса, их численность и биомасса, а также роль в процессах трансформации вещества и энергии в литоральной зоне весьма значительны.

Вторым байкальским вселенцем в озеро стала также амфипода *Micruropus possolskii* Sowinsky, обнаруженная нами в 2012 г. в Щучьем заливе. Инспектирование архивных проб позволило выявить, что вид появился в Щучьем заливе в 2002 г., и уже на следующий год (2003) дал значительную вспышку в своем развитии. В настоящее время наблюдается активное распространение *M. possolskii* в Ладожском озере (рис. 1), что неизбежно приведет к значительным перестройкам в литоральных гидробиоценозах озера в тех местах, где данный вид сможет адаптироваться. Исследования 2017 г. выявили присутствие микрорупуса в восточной и центральной зоне губы Петрокрепость, а в 2019 г. он был уже обнаружен в районе п. Назия. Таким образом, этот инвайдер за 17 лет преодолел 170 км по побережью Ладоги от Щучьего залива до п. Назия в губе Петрокрепость со скоростью распространения 10 км/год. Эта скорость расселения совпала со скоростью расселения *G. fasciatus* в Горьковском водохранилище, где в первый год после интродукции вида она составила также 10 км/год [4].

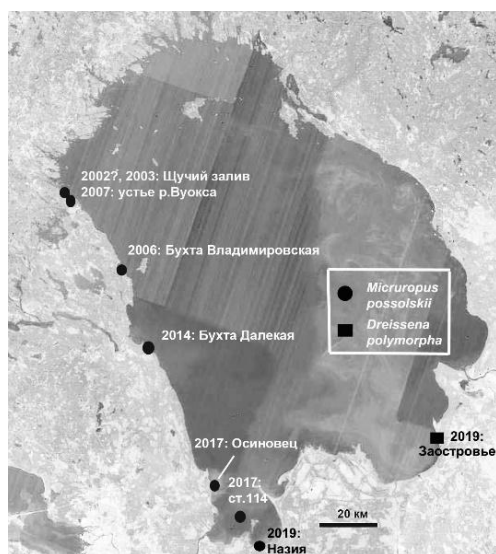


Рис. 1. Динамика расселения *Micruropus possolskii* в Ладожском озере и место обнаружения долговременного обитания популяции *Dreissena polymorpha* (с использованием картографических материалов сайта <http://maps.yandex.ru>)

В губе Петрокрепость данный вид занял не только литоральные биотопы, но и центральную часть губы благодаря ее мелководности. В таблице 1 приведены показатели развития вида на станции, расположенной в центральной части губы Петрокрепость. В настоящее время, на долю *M. possolskii* уже приходится более 80% численности и более 90% биомассы обитающих здесь амфипод.

Таблица 1. Показатели численности (N, экз./м²) и биомассы (B, г/м²) *Micruropus possolskii* и его доля (%) в составе амфипод на ст. 114 в разные годы

Дата	N	B	N, %	B, %
14.10.2017	40	0.52	29	59
16.07.2018	140	0.12	44	19
13.10.2018	480	1.25	89	91.6
16.08.2019	1820	6.40	84	92.5

На станции L3-14 (59°54,344' N; 31°22,449' E; грунт – мелкий песок; растительность – *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud., *Potamogeton perfoliatus* L., *Nuphar lutea* (L.) Smith, *Elodea canadensis* Michx.), где *M. possolskii* впервые был обнаружен в 2019 г., в начале августа его биомасса составила 1.26 г/м², что выше, чем у *G. fasciatus* в данном биотопе. По своей значимости в сообществе (11.45% суммарной биомассы макро-беспозвоночных) он уступал только олигохетам (табл. 2).

Таблица 2. Показатели численности (N, экз./м²) и биомассы (B, г/м²) основных групп макро-беспозвоночных и их доли (%) в составе сообщества макрозообентоса в озерном местообитании на ст. Ст.L3-14 в районе п. Назия (август 2019 г.).

Группа	N	B	N %	B%
Oligochaeta	1960	8.50	74.81	77.27
Chironomidae	140	0.22	5.34	2.00
Mollusca (Bivalvia)	140	0.32	5.34	2.91
Amphipoda (<i>Micruropus possolskii</i>)	60	1.26	2.29	11.45
Amphipoda (<i>Gmelinoides fasciatus</i>)	320	0.70	12.21	6.36
Всего	2620	11.00	100.00	100.00

Следует отметить, что данный биотоп с чистым песчаным грунтом – не самый благоприятный биотоп для *M. possolskii*, который предпочитает более заиленные грунты. По-видимому, к 2019 г. вид только начал осваиваться в данном районе, поскольку в пробах, отобранных в устье р.Назия на более благоприятном для микропуруса грунте (сильно заиленный песок, *E. canadensis*) *M. possolskii* обнаружен не был, амфиподы были представлены только *G. fasciatus* с самой высокой биомассой из всех групп макро-бентоса в этом биотопе. Возможно препятствием для колонизации устья р.Назия является достаточно высокая минерализация поступающих сюда речных вод (131 – 166 мг/л), что более, чем в 2 раза выше значения этого показателя в озерных местообитаниях, где был выявлен микропурус (табл. 4).

Таблица 3. Показатели численности (N, экз./м²) и биомассы (B, г/м²) основных групп макро-беспозвоночных и их доли (%) в составе сообщества макрозообентоса в устье р.Назия.

Группа	N	B	N %	B%
Oligochaeta	6440	4	12.93	5.36
Chironomidae	33200	18.4	66.67	24.68
Mollusca (Bivalvia)	1080	10.8	2.17	14.48
Mollusca (Gastropoda)	280	1.6	0.56	2.15
Trichoptera	40	1.56	0.08	2.09
Hirudinea	480	9.68	0.96	12.98
Isopoda	2520	4.56	5.06	6.12
Megaloptera	520	3.6	1.04	4.83
Amphipoda (<i>Gmelinoides fasciatus</i>)	5240	20.36	10.52	27.31
Всего	49800	74.56	100.00	100.00

Упомянутые выше байкальские амфиподы, а также развивающиеся в Волховской губе в значительном количестве понто-каспийские амфиподы *Pontogammarus robustoides* (Sars), *Chelicorophium curvispinum* (Sars) [1] существенно трансформировали потоки вещества и энергии в литорали, стали новым обильным трофическим ресурсом для рыб. Если явные последствия вселения чужеродных амфипод в озеро – это уже свершившийся

факт, то последствия выявленного вселения в Ладогу дрейссены полиморфной пока сложно предугадать.

В мае 2019 года в Волховской губе Ладожского озера при помощи необитаемого подводного аппарата выявлено присутствие инвазионного моллюска *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771). Исследования при помощи подводного видеонаблюдения в мае-июне 2020 г. также подтвердили наличие дрейссены в Волховской губе. Возраст некоторых моллюсков достигал 5 лет, что говорит об успешном вселении вида в Ладогу. Анализ видеоматериалов, полученных при подводной видеосъемке, позволил выявить особенности распределения моллюска в исследованной части акватории. Обнаружено, что моллюски располагаются единично и чаще на боковой поверхности крупных валунов; на гальке и мягком грунте они присутствуют гораздо реже. Отмечена также общая тенденция увеличения численности вида с глубиной: наибольшая плотность поселения дрейссены наблюдалась на глубинах более 4.5 м (в пределах исследованных глубин до 6.5 м). Нами зафиксировано наименьшее (66 мг/л) известное в литературе значение минерализации (табл. 4), при котором возможно обитание популяции *D. polymorpha* в пресных водах. Принимая во внимание обнаружение моллюсков возрастом 5+, можно говорить о существовании дрейссены в Волховской губе, как минимум, на протяжении последних 5 лет, что дает основания для вывода об успешной натурализации *D. polymorpha* в Ладоге, несмотря на относительно низкую минерализацию воды, лежащую вне оптимума для данного вида и низкую, но уже допустимую для него температуру.

Обнаруженная способность дрейссены к существованию во взрослом состоянии в низкоминерализованной воде Ладожского озера не исключает дальнейшего распространения вида в условиях изменяющегося климата (повышение температуры воды в прибрежной зоне) в этом водоеме. В этом случае можно ожидать трудно прогнозируемые пока последствия для всей прибрежной зоны, которые могут быть следствием высокой фильтрационной активности моллюска. Наиболее вероятно влияние дрейссены на количество планктона, на увеличение прозрачности, на увеличение зоны распространения погруженных макрофитов и фитобентоса, увеличение первичной продуктивности за счет макрофитов и фитобентоса, снижение продукции фитопланктона, ожидаема структурная перестройка бентосных биоценозов.

Таблица 4. Характеристики озерной среды в месте обитания популяций *D. polymorpha* и *M. possolskii* в Ладожском озере (август 2019 г.)

Местоположение	pH	Eh	УЭП	МИН	МУТ	O ₂	T
<i>D. polymorpha</i>							
Заостровье	8.52	302	102.5	66	2.60	10.5/109.9	17.1
<i>M. possolskii</i>							
Назия	8.1	334	95.0	62	1.5	10.1/107.4	17.6
Осиновец	8.56	319	90.4	59	3.0	9.9/108.9	19.4
Бухта Далекая	7.18	255	78.9	52	1.9	9.3/93.3	15.4
Б-та Владимирская	9.1	210	94.7	62	1.3	10.5/109.3	17.1
Устье р.Вуокса	7.32	302	63.6	42	1.5	9.0/90.6	15.8
Щучий залив	9.3	219	98.4	64	1.5	12.2/130.3	18.6

Примечание: pH – водородный показатель; Eh – окислительно-восстановительный потенциал, мВ; УЭП – удельная электропроводность, мкС/см; МИН – минерализация, мг/л; МУТ – мутность, NTU; O₂ –растворенный кислород, мг/л/% насыщения; T – температура, °С.

Как известно, макрофиты – это важнейшие структурообразующие виды, зачастую играющие ведущую роль в формировании конкретных литоральных местообитаний. Полученные результаты показывают, что такие чужеродные виды растений как элодея канадская (*Elodea canadensis* Michx.) и рдест гребенчатый (*Potamogeton pectinatus* L.) имеют определяющее значение, формируя ассоциации с высоким проективным покрытием. Элодея развита по всему озеру, с фитомассой, во многих биотопах превышающей 30 г сух. в./м². В зарослях элодеи создаются благоприятные условия для интенсивного развития бентосной и фитофильной фауны. Примером является сообщество бентоса, описанное в табл. 3.

P. pectinatus наряду с инвазионным рогозом узколистым (*Tupha angustifolia* L.), в свою очередь, стал одним из массовых макрофитов в Волховской губе. При этом следует учитывать, что инвазионные виды, изменяя свой низкомолекулярный метаболом (НМ), активно взаимодействуют посредством своих метаболитов с окружающим их гидробиоценозом, влияя на них и условия их обитания. В частности показано, что *P. pectinatus*, вселившись в Ладогу существенным образом изменил свой НМ по сравнению с его нативным ареалом [5], что свидетельствует о значительной пластичности НМ рдеста гребенчатого, позволяющего ему адаптировать свой метабололизм к существованию в широком диапазоне условий и успешно вселяться в новые местообитания, что имело место и в случае с Ладожским озером.

Для оценки степени биозагрязнения литоральных местообитаний на примере макробеспозвоночных в Ладожском озере мы использовали оригинальные [6] и модифицированные [2] индексы концепции оценки рисков инвазий водных организмов: 1) TCI (таксономический индекс «Taxonomic Contamination Index», соотношение числа таксонов нативных и чужеродных организмов); 2) ACI (индекс биозагрязнения по численности «Abundance Contamination Index», соотношение численности чужеродных видов и суммарной численности сообщества); 3) BCI (индекс биозагрязнения по биомассе «Biomass Contamination Index», соотношение биомассы чужеродных видов и суммарной биомассы сообщества); 4) IBC (интегральный индекс биозагрязнения «Integrated Biological Contamination index», среднее арифметическое между TCI и ACI); 5) IBC2 (среднее арифметическое между TCI, ACI и BCI); 6) SBCI (индекс биологического загрязнения для данного местообитания «Site-specific Biocontamination Index», который определяется на основании комбинации индексов TCI и ACI); 7) SBCI2 (опреде-

ляется на основании комбинации индексов TCI и BCI). Градации индексов SBCI и SBCI2 определяются в соответствии с таблицей, приведенной в [2].

Индексы SBCI и SBCI2 характеризуют биозагрязнение литорали Ладоги как высокое. Однако, учитывая реальное место вселенцев в литоральных биоценозах, невозможно говорить о неблагоприятном экологическом статусе озера [1, 2]. Кроме того, жизнедеятельность популяции *G. fasciatus* оказала мелиоративный эффект во многих литоральных местообитаниях, что привело к количественному увеличению развития макро- и мейобентоса [1].

Средние значения индексов биозагрязнения для данного местообитания (SBCI, SBCI2) для различных районов Ладоги представлены в таблице 3. Наибольшему влиянию инвазионных видов подвержен южный район Ладожского озера. Его биологическое загрязнение по SBCI и SBCI2 оценивается как тяжелое. В этом районе теперь встречаются 5 инвазионных видов макробеспозвоночных: *G. fasciatus*, *P. robustoides*, *C. curvispinum* и *M. possolskii*, а также *D. polymorpha*. Западный район характеризуется высоким биологическим загрязнением. Здесь обнаружено 2 вида-вселенца: *G. fasciatus* и *M. possolskii*. Шхерный, восточный районы и остров Валаам характеризуются умеренным биологическим загрязнением. В местообитаниях этих районов встречен пока только один инвазионный вид амфипод – *G. fasciatus*.

Таблица 5. Средние значения индексов биологического загрязнения для данного местообитания (SBCI, SBCI2) для различных районов Ладожского озера 0 (биозагрязнение отсутствует), 1 (незначительное биозагрязнение), 2 (умеренное биозагрязнение), 3 (высокое биозагрязнение), 4 (тяжелое биозагрязнение).

Индекс	Южный	Западный	Шхерный	о.Валаам	Восточный
SBCI, SBCI2	4	3	2	2	2

В свое время [7] нами были сделаны оценки, что в среднем около 10% годовой продукции макрофитов в литорали Ладоги может потребляться популяцией *G. fasciatus*. Если учесть, что в западном и южном районах число в той или иной степени всеядных амфипод-инвайдеров увеличилось, то, возможно, значительно большая часть продукции прибрежных макрофитов и перифитона в настоящее время потребляется в составе сообщества макрозообентоса.

Интенсивность инвазионного процесса в Ладожском озере и то, что последствия биологического загрязнения становятся все более значимыми для экосистемы озера иллюстрируется также присутствием в водоеме чужеродных видов из состава мейобентоса (*Nitocra spinipes* Voeck), зоопланктона (*Paraeogasilus rylovi* Markewitsch, *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet)) и достаточно большим количеством видов из диатомовых перифитона озера [1].

Список литературы

1. Курашов Е.А., Барбашова М.А., Дудакова Д.С., Капустина Л.Л., Митрукова Г.Г., Русанов А.Г., Алешина Д.Г., Иофина И.В., Протопопова Е.В., Родионова Н.В., Трифонова М.С. Экосистема Ладожского озера: современное состояние и тенденции ее изменения в конце XX – начале XXI в. // Биосфера. 2018. Т. 10. № 2. С. 66–121.
2. Курашов Е.А., Барбашова М.А., Барков Д.В., Русанов А.Г., Лаврова М.С. Инвазивные амфиподы как фактор трансформации экосистемы Ладожского озера // Российский журнал биологических инвазий. 2012. № 2. С. 87–104.
3. Менжулин Г.В. Климат водосбора Ладожского озера // Ладога. – Ред.: В.А. Румянцев, С.А. Кондратьев. СПб: Нестор-История, 2013. – С. 96–121.
4. Иоффе Ц.И. К вопросу об обогащении кормовой базы Горьковского водохранилища // Изв. ГосНИОРХ. 1965. Т. 59. С. 168–179.
5. Курашов Е.А., Крылова Ю.В., Русанов А.Г. Изменение низкомолекулярного метаболома чужеродного вида *Potamogeton pectinatus* L. в Ладожском озере в сравнении с нативным ареалом // Российский журнал биологических инвазий. 2020. Т. 13. № 2. С. 74–95.
6. Arbačiauskas K., Semenchenko V., Grabowski M., Leuven R.S.E.W., Paunović M., Son M., Csányi B., Gumuliauskaitė S., Konopačka A., van der Velde G., Vezhnovetz V., Panov V. Assessment of biological contamination of benthic macroinvertebrate communities in European inland waterways // Aquatic Invasions. 2008. № 3. P. 206–224.
7. Курашов Е.А. (ред.) Литоральная зона Ладожского озера. СПб.: Нестор-История, 2011. – 416 с.

ВЛИЯНИЕ ВРЕМЕНИ СУТОК В МОМЕНТ ДОБАВКИ ТОКСИКАНТА НА РЕЗУЛЬТАТЫ БИОТЕСТИРОВАНИЯ

А.М. Лазарева, В.И. Ипатова

Биологический факультет МГУ им. М.В. Ломоносова

119234, Россия, Москва, Ленинские горы, д. 1, стр. 12, Anna.Lazareva@student.msu.ru

В работе изучено влияние времени суток в момент добавления $K_2Cr_2O_7$ на результаты биотестирования на культуре *Scenedesmus quadricauda*. Время добавки токсиканта влияет на результаты биотеста. По показателям численности и соотношения живых и мёртвых клеток отмечено большее угнетение при добавлении $K_2Cr_2O_7$ утром.

Понимание и прогнозирование воздействия поллютантов на окружающую среду, испытывающую многочисленные нагрузки, составляет вопрос экотоксикологии. Биодоступность токсиканта и его эффекты могут изменяться в зависимости от различных факторов окружающей среды. Существуют три различных сценария воздействия внешних факторов в сочетании с поллютантами [1]:

- 1) организмы хорошо адаптированы к условиям окружающей среды, которые не представляют стресса для организма и не влияют на токсичность загрязнения;
- 2) факторы окружающей среды вызывают изменения в физиологии организма, таким образом, акклиматизация к новым условиям придает организму устойчивость к конкретным загрязняющим веществам;
- 3) условия окружающей среды вызывают у организма стрессовое состояние, и при смешивании воздействия загрязняющих веществ и факторов окружающей среды можно наблюдать антагонистические, синергические или аддитивные эффекты.

К подобным факторам внешней среды чаще всего относят и изучают температуру, соленость и доступность питательных веществ [2]. Напротив, световое излучение редко исследуют в качестве внешнего фактора, влияющего на токсичность, несмотря на его очевидную роль в метаболической активности фотосинтетических организмов и участие в формировании циркадных ритмов множества живых организмов. И если работ, изучающих зависимость токсичности веществ от интенсивности, вида и длины волны светового излучения, мало [3; 4], то вопрос о влиянии времени суток на момент добавки токсиканта и вовсе остаётся неизученным.

В существующих методиках [5; 6] проведения биотестирования время суток на момент добавки токсиканта никак не регламентировано. Водоросли, как один из самых распространённых объектов для биотестирования, так же являются фотосинтезирующими организмами. А потому многие их метаболические процессы регулирует присутствие или отсутствие света и его интенсивность [4].

В связи с этим целью настоящей работы было исследование влияния времени суток в момент добавки токсиканта на биологические показатели в культуре зелёной водоросли *Scenedesmus quadricauda*.

Тест-объектом исследования служила альгологически чистая культура зелёной хлорококковой микроводоросли *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Breb. (= *Desmodesmus communis* (E. Hegew.) E. Hegew.), широко распространённая в пресных водоёмах Южного и Северного полушария и являющаяся важным звеном в трофических цепях.

S. quadricauda получена из коллекции культур водорослей кафедры микробиологии биологического факультета МГУ (DMMSU, штамм S-3). Данный вид водорослей относится к ценобиальным организмам и широко используется в биотестировании качества водной среды.

Культуру выращивали на среде Успенского № 1 (состав, г/л: 0.025 KNO₃, 0.025 MgSO₄, 0.1 KH₂PO₄, 0.025 Ca (NO₃)₂, 0.0345 K₂CO₃, 0.002 Fe₂(SO₄)₃; pH 7.0–7.3) в люминостате при освещённости 3 клк со сменой дня и ночи (12:12 ч), температуре 22±2 °С и перемешивали 2 раза в сутки во избежание оседания клеток. Смену дня и ночи производили в 8:00 и в 20:00 соответственно.

Влияние времени суток в момент добавки эталонного токсиканта бихромата калия, широко используемого в биотестировании, на результаты биотестирования оценивали при концентрациях 0.1, 1, 5 и 10 мг/л K₂Cr₂O₇. Опыты проводили в колбах ёмкостью 100 мл, в которые добавляли 50 мл среды, в трёх повторностях для каждой концентрации, каждого времени добавки токсиканта и контроля. Длительность эксперимента для каждого времени добавления токсиканта составила 3 суток. Время постановки эксперимента – 20:00. Добавки токсиканта производили по схеме (рис.1). В первую половину колб токсикант был добавлен в момент выключения освещения («Вечер»). Во вторую половину опытных повторностей добавки токсиканта производили в момент включения освещения в люминостате (через 12 часов, в 8:00, «Утро»).

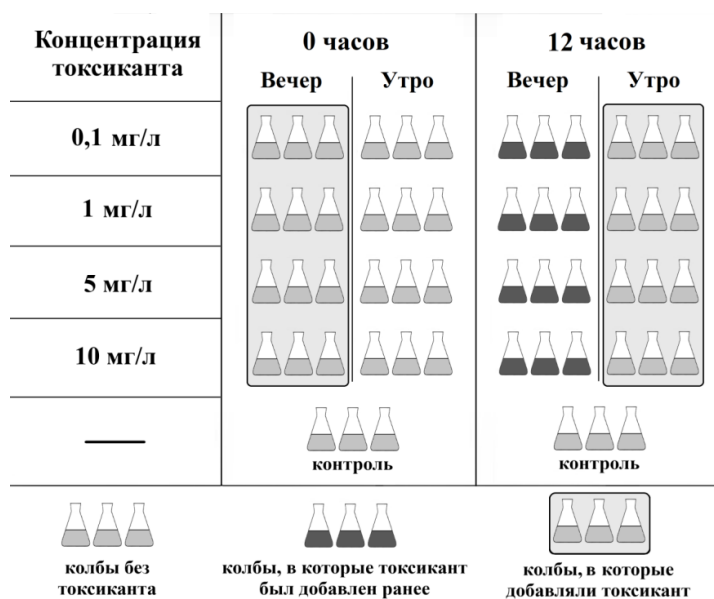


Рис. 1. Схема внесения токсиканта в опыте.

Основными показателями для оценки состояния культуры служили изменение численности клеток и соотношения живых и мёртвых клеток в динамике её развития.

Численность клеток подсчитывали в камере Горяева под световым микроскопом, все повторности каждой концентрации подсчитывали по 4 раза. Определение живых и мёртвых клеток в культурах осуществляли с помощью люминесцентного микроскопа Axioscop 2 FSPPlus (CarlZeiss, Германия) на препарате «раздавленная капля» в камере Горяева, подсчитывая по 200 клеток в каждой повторности каждой концентрации. При облучении объекта коротковолновым сине-фиолетовым светом и наблюдали длинноволновое видимое свечение объекта: живые клетки имели ярко-красное свечение, отмирающие – от оранжевого до жёлтого, а мертвые – зелёное.

Результаты опытов статистически обработаны с использованием критерия Стьюдента. Оценку токсического действия проводили на основании достоверности различий опытных значений по сравнению с контролем для уровня значимости 0.05.

Численность клеток *S. quadricauda* во всех повторностях, за исключением контроля, подсчитывали через 72 часа с момента добавления токсиканта. Контроль, соответственно, подсчитывали дважды, в момент определения численностей клеток в каждой из линий эксперимента. Результаты представлены на рис. 2. В повторностях с концентрациями токсиканта 0.1 и 1 мг/л нами была отмечена стимуляция роста тест-культуры до 38%, при условии добавки токсиканта вечером. В колбах с теми же концентрациями токсиканта, добавленными утром, наблюдали только угнетение роста культуры. А в присутствии 5 и 10 мг/л нами было отмечено значительное угнетение роста культуры, численность клеток в этих повторностях не превышала 22 % от уровня контроля.

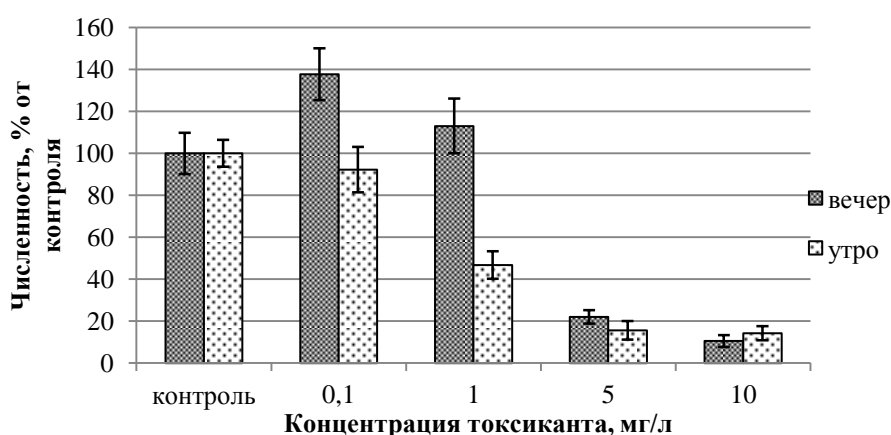


Рис. 2. Изменение относительной численности клеток культуры *Scenedesmus quadricauda* в присутствии бихромата калия на 3 сутки.

Результаты исследования жизнеспособности клеток *S. quadricauda* (рис. 3), оцененной с помощью метода люминесцентной микроскопии, при добавлении в среду в диапазоне исследованных концентраций 0.1–10 мг/л токсиканта, также продемонстрировали отличия в зависимости от времени добавки токсиканта. Так, при добавлении 0.1 мг/л доля живых клеток была на уровне контроля (98–99%) для обоих сроков добавки токсиканта. Однако, уже при 1 и 5 мг/л наблюдали значительное отличие в численности живых клеток. В колбах, в которые токсикант был добавлен утром, численность живых клеток снизилась сильнее, чем в повторностях с токсикантом, добавленным вечером. Концентрация в 10 мг/л продемонстрировала крайне низкое количество жизнеспособных клеток, близкое для обоих сроков добавки токсиканта.

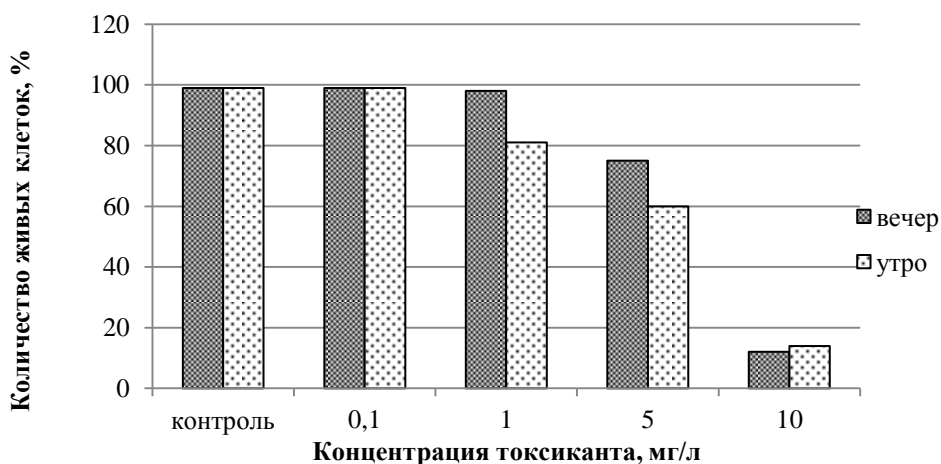


Рис. 3. Изменение численности живых клеток *Scenedesmus quadricauda* в присутствии бихромата калия на 3 сутки.

Оба показателя (численность и соотношение живых и мёртвых клеток культуры) продемонстрировали нам большее угнетение при добавлении токсиканта утром, по сравнению с вечерними добавками токсиканта. Более невероятным делает это отличие тот факт, что в утренних повторностях у тест-объекта было 12 часов на адаптацию к новым условиям, тогда как в вечерней линии опыта добавки токсиканта были произведены сразу после постановки эксперимента. А значит и численность клеток на момент добавления токсиканта в утренних пробах могла быть выше, что уменьшает дозу на каждую клетку водоросли.

Таким образом, нами было показано, что время добавления токсиканта влияет на результаты биотестирования с использованием в качестве тест-объекта культуры водоросли *S. quadricauda*. Пока неясно, будет ли подобная тенденция сохраняться на протяжении хронического опыта, при использовании других тест-объектов или токсикантов. Этот вопрос нуждается в тщательном дальнейшем изучении.

Необходимы дальнейшие исследования влияния времени суток в момент добавки токсиканта на его токсичность для водорослей. Данные эксперименты помогут улучшить уже существующие методики биотестирования, конкретизировав время постановки опытов и его влияние на результаты биотестирования. Эти знания помогут улучшить воспроизводимость результатов лабораторных исследований.

Список литературы

1. Fischer B.B., Pomati F., Eggen R.I., The toxicity of chemical pollutants in dynamic natural systems: the challenge of integrating environmental factors and biological complexity // *Sci. Total Environ.* 2013. 449. P. 253–259.
2. Holmstrup M., Bindesbol A.M., Oostingh G.J., Duschl A., Scheil V., Kohler H.R., Loureiro S., Soares A.M., Ferreira A.L., Kienle C., Gerhardt A., Laskowski R., Kramarz P.E., Bayley M., Svendsen C., Spurgeon, D.J., Interactions between effects of environmental chemicals and natural stressors: a review // *Sci. Total Environ.* 2010. 408. P. 3746–3762.
3. Cheloni G., Cosio C., Slaveykova V.I., Antagonistic and synergistic effects of light irradiation on the effects of copper on *Chlamydomonas reinhardtii* // *Aquatic Toxicology.* 2014. 155. P. 275–282.
4. Yuri Tanno, Shota Kato, Senji Takahashi, Shun Tamaki, Shinichi Takaichi, Yutaka Kodama, Kintake Sonoike, Tomoko Shinomura, Light dependent accumulation of β -carotene enhances photo-acclimation of *Euglena gracilis* // *Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology.* 2020. DOI: 10.1016/j.jphotobiol.2020.111950
5. Биологические методы контроля. Методика определения токсичности вод, водных вытяжек из почв, осадков сточных вод и отходов по изменению уровня флуоресценции хлорофилла и численности клеток водорослей. Акварос, 2007. – 47 с.
6. Методические указания по разработке нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения /под ред. С.А. Соколовой М.В./ М.: Изд-во ВНИРО, 2011. – 165 с.

ОЦЕНКА ВКЛАДА ПОВЕРХНОСТНОГО СТОКА С СЕЛИТЕБНЫХ ТЕРРИТОРИЙ НА ЗАГРЯЗНЕННОСТЬ ВОД УГЛИЧСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Г.А. Лазарева¹, Н.А. Шахова^{1,2}, О.В. Анисимова¹, О.И. Ковалева²

¹Государственное бюджетное образовательное учреждение высшего образования Московской области «Университет Дубна», 141980 ул. Университетская, д.19, г. Дубна, Московская обл., Россия, lazarevg@mail.ru

²ФГБУ «Центррегионводхоз» Дубнинская экоаналитическая лаборатория, 141980 г. Дубна, Московская обл., Россия

В работе приведены результаты оценки поступления загрязняющих веществ с поверхностным стоком в Угличское водохранилище. Данные, полученные расчетным методом, сравнены с фактическими данными лабораторного анализа с учетом разбавления реки. Показано, что сток с селитебных территорий не основной источник загрязнения в районе створа г. Кимры.

Отводимые в водоемы и водотоки, дождевые и талые воды с застроенных территорий, могут представлять собой значительную опасность загрязнения водных объектов различными примесями природного и техногенного происхождения. Загрязненность поверхностного стока зависит от санитарного состояния водосборных площадей, степени благоустройства территории, вида поверхностного покрова, метеорологических параметров выпадающих осадков (интенсивность и продолжительность дождей, продолжительность сухой погоды предшествующего периода, интенсивность весеннего снеготаяния), плотности населения, интенсивностью движения транспорта, а также наличием промышленных предприятий.

Основными загрязняющими веществами, выносимыми с поверхностным стоком, с селитебных территорий, являются: продукты эрозии почвы, пыль, бытовой мусор, вымываемые компоненты дорожных покрытий и строительных материалов, нефтепродукты [1]. Большое количество факторов влияет на формирование поверхностных сточных вод, характер и степень их загрязнения минеральными и органическими компонентами различного происхождения. В качестве приоритетных показателей здесь можно выделить содержание взвешенных веществ, нефтепродуктов и значение показателей БПК₂₀ и ХПК (которые суммарно характеризуют присутствие легко- и трудно-окисляемых органических соединений) [1].

Вклад поверхностного стока с селитебных территорий на загрязненность вод Угличского водохранилища оценивался для створа, расположенного в г.Кимры (створ №39).

Химический анализы проб воды проводился на базе ФГБУ «Центррегионводхоз» Дубнинской экоаналитической лаборатории (ДЭАЛ) [4].

Для расчета объема среднегодового поверхностного стока с территории водоохранной зоны в районе створа и объема основных загрязняющих веществ, поступающих в водоем с прилегающей территории, был произведен расчет площадей, занятых зелеными насаждениями (растительность), одноэтажной жилой застройкой, селитебной зоной, современной жилой застройкой, дорогами.

Для исследуемой территории были получены космические снимки спутниковой системы Landsat через сервис Glovis, за 2018 год. Обработка снимков проводилась в программах MultiSpec и QGIS.

Изучался участок береговой линии в пределах водоохранной зоны водохранилища, в 1 км выше по течению от створа. Так как в данном районе, преобладает жилая застройка, без подключения к централизованной системе канализации и отсутствует система ливневого водоотведения, ширина водосборного участка была взята как 200 м от береговой линии (т.е. размер равный ширине водоохранной зоны).

Площади объектов на снимке после дешифрирования (Рис.1) были посчитаны при помощи программы MapInfo.

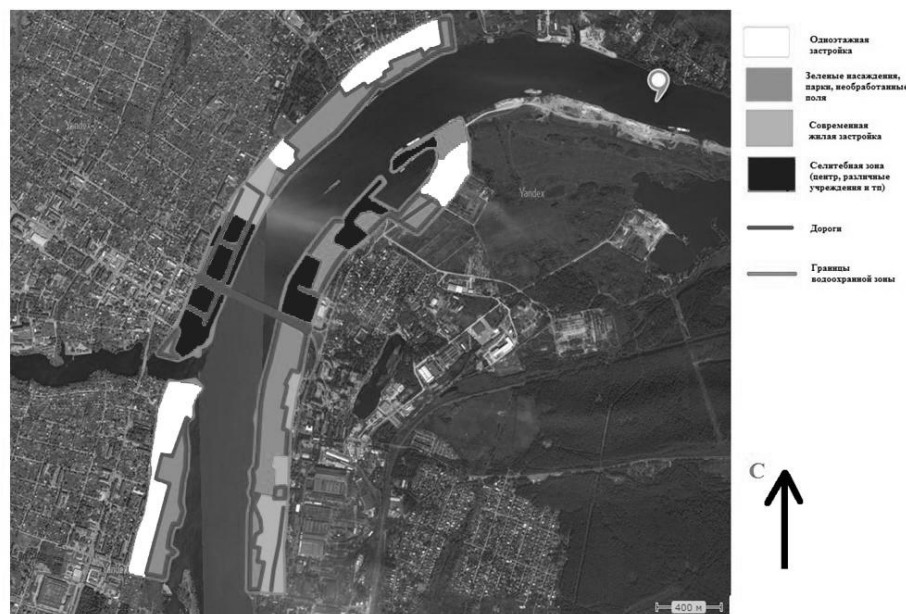


Рис. 1. Дешифрирование водоохранной зоны г. Кимры

Результаты расчетов площадей представлены в таблице 1. Видно, что в районе города Кимры 60.2 % земель относятся к территориям, являющихся потенциальным источником загрязняющих веществ (одноэтажная застройка, современная жилая застройка, дороги, селитебная территория).

Таблица 1. Результаты расчета площадей дешифрированных на космическом снимке

Общая площадь водоохранной зоны в пределах города Кимры	18.6 км ²
•Зеленные насаждения (растительность)	7.4 км ²
•Одноэтажная жилая застройка	3.3 км ²
•Селитебная зона	5.6 км ²
•Современная жилая застройка	2.1 км ²
•Дороги	0.2 км ²

Для оценки поступления загрязняющих веществ с поверхностным стоком были проведены расчёты, руководствуясь положениями СП 32.13330.2012 (Рекомендации по расчету систем сбора, отведения и очистки поверхностного стока с селитебных территорий, площадок предприятий и определению условий выпуска его в водные объекты) [1], СП 131.13330.2012 [2] и Методики разработки нормативов допустимых сбросов веществ и микроорганизмов в водные объекты для водопользователей [3].

Удельный вынос естественных примесей с неочищенным дождевым стоком для расчётов принимали по данным СП 32.13330.2012 [1].

Среднегодовой объём поверхностных сточных вод, образующихся на селитебных территориях в период выпадения дождей, таяния снега и мойки дорожных покрытий, определялся по формуле:

$$W_T = W_D + W_T + W_M$$

где W_D , W_T и W_M – среднегодовые объёмы дождевых, талых и поливочных вод соответственно, м³ [1].

Определение среднегодового объёма дождевых W_D , талых W_T и поливомоечных вод W_M , m^3 , стекающих с площади водосбора, проводилось с использованием формул:

$$W_D = 10 \cdot h_D \cdot F \cdot \Psi_D$$

$$W_T = 10 \cdot h_T \cdot F \cdot \Psi_T \cdot K_v$$

$$W_M = 10 \cdot m \cdot k \cdot \Psi_M \cdot F_M$$

где: 10 – переводной коэффициент;

F – общая площадь стока, га;

h_D и h_T – слой осадков за тёплый и холодный период года соответственно, мм, (определяется по таблицам СП 131.13330.2012);

Ψ_D и Ψ_T – общие коэффициенты стока дождевых и талых вод соответственно;

K_v – коэффициент, учитывающий частичный уборку и вывоз снега (принимается равным 0.5-0.8);

m – удельный расход воды на мойку дорожных покрытий; при механизированной уборке (принимается 1.2–1.5 л/м² на одну мойку, при ручной – 0.5 л/м²);

k – среднее количество моек в году (для средней полосы РФ составляет 100 – 150);

F_M – площадь твёрдых покрытий, подвергающихся мойке, га;

Ψ_M – коэффициент стока для поливомоечных вод (принимается 0,5).

Результаты расчета среднегодового стока (m^3 /год) с территории водосбора и масса загрязняющих веществ, поступление которых возможно в результате смыва с селитебной территории в водный объект представлены в таблицах 2 и 3.

Таблица 2. Среднегодовой поверхностный сток в районе г. Кимры с территории в границах водоохраной зоны

Сток	Селитебная территория, m^3 /год	Современная жилая застройка, m^3 /год	Индивидуальная жилая застройка, m^3 /год	Вся площадь, m^3 /год
Q дожд.	1251600	522990	1913160	3687750
Q снег.	614880	252540	1174860	2042280
Q общее	1866480	775530	3088020	5730030

Результаты расчета показывают, что поверхностный сток с территории города вносит значительный вклад в загрязнение вод Угличского водохранилища в районе створа №39.

Таблица 3. Удельный вынос и расчетная масса загрязняющих веществ поступающих в водный объект в районе г. Кимры с территории в границах водоохраной зоны (створ №39)

Сток	Компоненты	Удельный вынос, $кг/м^3$	Расчетная масса загрязняющих веществ, $кг/год$
Дождевой сток	Взвешенные вещ-ва	0.3	1106325
	Нефтепродукты	0.001	3687.75
Талый сток	Взвешенные вещ-ва	1.5	3063420
	Нефтепродукты	0.001	2042.28

В таблице 4 отображено сравнение результатов, полученных в ходе расчета массы загрязняющих веществ поступающих с поверхностным стоком с водосборной территории с фактическими данными химического анализа вод, проведенного Дубнинской экоаналитической лабораторией.

В расчете учитывался коэффициент разбавления вод, по методу В.А. Фролова – И.Д. Родзиллера [3].

$$n_0 = \frac{q + \gamma \cdot Q}{q}$$

Q – расчетный расход водотока, $m^3/с$;

γ – коэффициент смешения, показывающий какая часть речного расхода смешивается со сточными водами в максимально загрязненной струе расчетного створа

q – расход сточных вод, $m^3/с$.

Также в расчете учитывали гидравлические условия на исследуемом участке водохранилища: коэффициенты извилистости и турбулентной диффузии, средняя скорость течения, средняя глубина, коэффициент шероховатости ложа и др.

Для района расчетного створа в результате был получен коэффициент разбавления равный 250.

Таблица 4. Сравнение полученных расчетных данных количества загрязняющих веществ поступающих с водосборной территории с фактическими данными химического анализа, мг/дм³

Показатель	Дождевой сток, мг/дм ³			Талый сток, мг/дм ³		
	Взвеш. в-ва	ХПК	Нефтепр.	Взвеш. в-ва	ХПК	Нефтепр.
Расчетные значения средневзвешенной величина загрязняющих веществ, Ср, мг/дм ³	370.7	377.85	4.14	1768.82	906.45	8.78
Средневзвешенная величина (Ср, мг/дм ³) с учетом разбавления водами реки (водохранилища)	1.48	1.51	0.02	7.08	3.63	0.04
Фактические лабораторные данные (усредненные по 2-м кварталам)	15.15	23.5	0.04	4.8	42	0.04

По результатам сравнения рассчитанных концентраций привносимых веществ с дождевым и талым стоком и фактических концентраций, полученных в результате химического анализа (табл. 4), видно, что количество загрязняющих веществ по данным лабораторного анализа проб вод в исследуемом створе Угличского водохранилища (створ №39, г.Кимры) выше, чем расчетные значения.

С учетом разбавления водами водохранилища расчетная средневзвешенная величина по показателю ХПК и количеству взвешенных веществ в дождевом стоке (1.51 и 1.48 мг/дм³ соответственно) в десятки раз ниже фактических значений (23.5 и 15.15 мг/дм³ соответственно). Для талого стока отмечена схожая тенденция для значений ХПК (расчетная величина – 3.63 мг/дм³, фактические значения – 42 мг/дм³). Таким образом, можно предположить, что помимо поверхностного стока с прилегающих водосборных территорий, существенный вклад в загрязнение вод в районе исследуемого створа вносят и иные источники загрязнения. Это могут быть хозяйственно-бытовые сточные воды, учитывая характер застройки прибрежной территории (преобладает индивидуальная жилая застройка без централизованной системы канализации). Внутриводоемные процессы. И привнесение органических веществ с водами р. Кимрка – левого притока р. Волги (Угличского водохранилища), в черте г. Кимры, в районе изучаемого створа [5].

По содержанию нефтепродуктов, как в дождевом, так и в талом стоке, расчетные и фактические значения, полученные для створа в районе г. Кимры очень близки. Поэтому приоритетным источником загрязнения по данному показателю, можно считать именно сток с прилегающих селитебных территорий.

Таким образом, по результатам проведенного исследования для створа №39 (г. Кимры) Угличского водохранилища, можно сделать следующие выводы:

- помимо поверхностного стока с прилегающих водосборных территорий, вклад в загрязнение вод водохранилища вносят и иные источники загрязнения (хозяйственно-бытовые сточные воды, внутриводоемные процессы),
- приоритетным источником загрязнения нефтепродуктами, можно считать сток с прилегающих селитебных территорий.

Список литературы

1. Рекомендации по расчету систем сбора, отведения и очистки поверхностного стока с селитебных территорий, площадок предприятий и определению условий выпуска его в водные объекты. Дополнения к СП 32.13330.2012.
2. СП 131.13330.2012 «Строительная климатология».
3. Методика разработки нормативов допустимых сбросов веществ и микроорганизмов в водные объекты для водопользователей. Утверждена приказом МПР России от 17.12.2007 №333.
4. Шахова Н.А., Лазарева Г.А., Ковалева О.И. Влияние антропогенной деятельности на Угличское водохранилище // Актуальные проблемы экологии: теория, практика, образование. Материалы научно-практической конференции, проведенной в рамках межрегионального молодежного экологического форума "Экореновация-2018" Владимир, 28-30 ноября 2018 г. Владимир: ВлГУ, 2019. –199 с., С. 108–115.
5. Чернова А.М., Лазарева Г.А. Комплексное изучение экологического состояния малых рек (на примере реки Кимрка) // Наука и инновации в технических университетах: Материалы Всероссийского форума студентов, аспирантов и молодых ученых. – СПб: Изд-во. Политехн. ун-та, 2008. – 256с. С.122–123.

ВЛИЯНИЕ ПОЛИХЛОРИРОВАННЫХ БИФЕНИЛОВ НА ФИЗИОЛОГО-БИОХИМИЧЕСКИЕ ПОКАЗАТЕЛИ МОЛОДИ КАРПОВЫХ РЫБ ПРИ РАЗЛИЧНЫХ ПУТЯХ ПОСТУПЛЕНИЯ В ОРГАНИЗМ

Т.Б. Лапирова

*Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН, Борок
152742 Борок, Ярославская обл., Некоузский р-он, Россия, ltb@ibiw.ru*

Приведены результаты исследований по влиянию Arochlor 1254 при внутрибрюшинном введении и поступлении с кормом на иммунофизиологические показатели молоди карповых рыб в 14-сут эксперименте.

Полихлорированные бифенилы (ПХБ), являются одними из самых распространенных и опасных антропогенных загрязнителей. Они представляют собой многокомпонентную смесь хлорированных бифенилов, составляющие которой отличаются друг от друга количеством атомов хлора и их расположением в ароматических ядрах. Арохлор является названием наиболее широко распространенных смесей ПХБ. Химический состав этой серии обозначается четырехзначным кодом, в котором первые две цифры (12) относятся к числу атомов углерода фенильных колец, а последующие две указывают процент содержания хлора по массе. Данные соединения обладают целым спектром токсического воздействия на человека и окружающую среду [1].

На данный момент установлено несколько путей поступления ПХБ в водные объекты, основными из которых являются сброс с кораблей гидравлических жидкостей и смазок, утечки из различных технических установок, немалая часть поступает с пестицидами, содержащими ПХБ в качестве наполнителей [2]. Наряду с хлорорганическими пестицидами ПХБ являются наиболее распространенными продуктами, загрязняющими воду в природных водоемах, где они могут сорбироваться на взвешенных частицах и с ними оседать на дно. Данные соединения оказывают сильное негативное влияние на водные биоценозы, способны накапливаться в пищевой цепи [3], вследствие чего наиболее явные изменения среди всех гидробионтов в загрязненных водоемах выявлены именно у рыб. У них происходят патологические изменения во внутренних органах, нарушение репродуктивной функции, выявляются иммуносупрессия и снижение жизнеспособности [4–7].

Несмотря на то, что токсичность ПХБ и продуктов их трансформации для рыб исследуется уже в течение нескольких десятилетий, проблема влияния данных соединений на физиолого-биохимические показатели крови рыб, изучена слабо. Практически не исследована роль способа поступления токсиканта в организм рыб. Целью данного исследования явился анализ влияния арохлора на морфофизиологические показатели рыб под влиянием одноразовой инъекции и употребления корма, содержащего данный токсикант.

В качестве токсического агента использовали промышленный препарат Arochlor 1254 («Monsanto Company», США), представляющий собой одну из наиболее широко распространенных смесей полихлорированных бифенилов.

Все подопытные рыбы проходили акклимацию в течение 3-х недель, во время эксперимента их содержали в проточных аквариумах, кормили ежедневно. Рыбам первой опытной группы (*Cyprinus carpio* L. 1+) внутрибрюшинно вводили токсикант, растворенный в стерильном растительном масле, из расчета 200 мг/кг массы тела. Для учета влияния на исследуемые показатели самого растворителя (растительного масла), была поставлена дополнительная контрольная серия, в которой рыбам вводили масло, не содержащее арохлор, в том же объеме, что и подопытным. Чтобы не усложнять графики, данные по этой серии на рисунках не представлены, но при интерпретации результатов учитывали эффект растворителя. Во второй опытной группе рыбы (*Abramis brama* L. 2+) получали корм, содержащий ПХБ из расчета 2 мг/кг.

При выборе концентрации ксенобиотика исходили из анализа литературных данных о содержании его в бентосных организмах, являющихся кормовой базой леща в загрязненных районах Рыбинского водохранилища, а также используемых для изучения влияния арохлора при внутрибрюшинном введении.

Все рыбы, используемые в эксперименте, имели сходную массу тела. Пробы отбирали через 1, 3, 7 и 14 сут. Концентрацию гемоглобина анализировали гемихромным методом. Содержание общего белка сыворотки крови определяли биуретовым, глюкозы – глюкозооксидазным методом. Уровень циркулирующих иммунных комплексов (ЦИК) – стандартным способом путем осаждения с полиэтиленгликолем.

Статистическую обработку полученных результатов проводили в программе Statistica. Данные представлены в виде $M \pm m$ – средняя \pm ошибка средней, достоверность различий оценивали по t-критерию Стьюдента при $P \leq 0.05$.

В течение эксперимента у рыб обеих опытных групп выявлены небольшие колебания индексов печени и селезенки, но статистически значимых различий с контролем не обнаружено. При этом в обеих группах подопытных рыб заметна тенденция к снижению индексов селезенки к концу срока наблюдений, более выраженная у рыб, получивших инъекцию.

Известно, что селезенка у рыб является органом гемопоэза и местом депонирования эритроцитов. В условиях токсического стресса возрастает потребность организма в кислороде и происходит усиленный выход эритроцитов из селезенки в кровяное русло. Но, в то же время, под действием токсиканта происходит угнетение гемопоэза, селезенка не справляется с процессом восполнения эритроцитов. В результате этого уровень гемоглобина крови снижается, причем это снижение статистически достоверно для рыб обеих опытных групп (рис. 1).

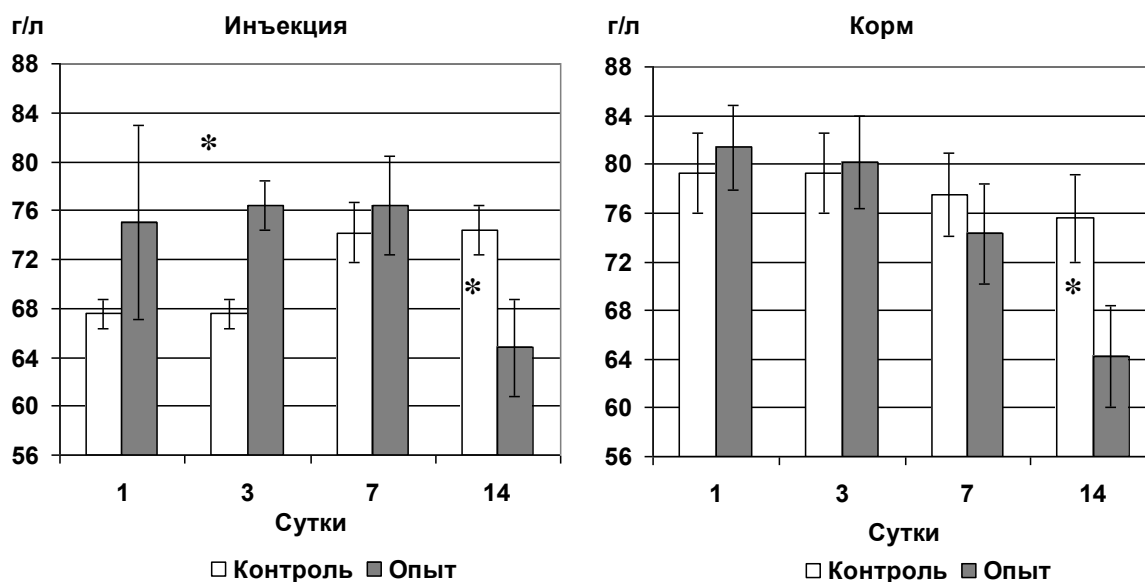


Рис. 1. Концентрация гемоглобина крови

Установлено, что, помимо селезенки, токсикант вызывает изменения в функционировании печени и почек, что может приводить к нарушению белкового обмена. Выявленное нами к концу эксперимента статистически значимое снижение концентрации общего белка сыворотки крови в обеих опытных группах, согласуется с этим положением (рис. 2). Следует отметить, что данная реакция является неспецифической и характерна для действия большинства токсических веществ. Учитывая, что сывороточные белки выполняют в организме ряд важнейших функций, обеспечивающих гомеостаз (транспортная, защитная и т.д.), можно заключить, что, вне зависимости от способа поступления, арохлор вызывает снижение физиологического статуса рыб.

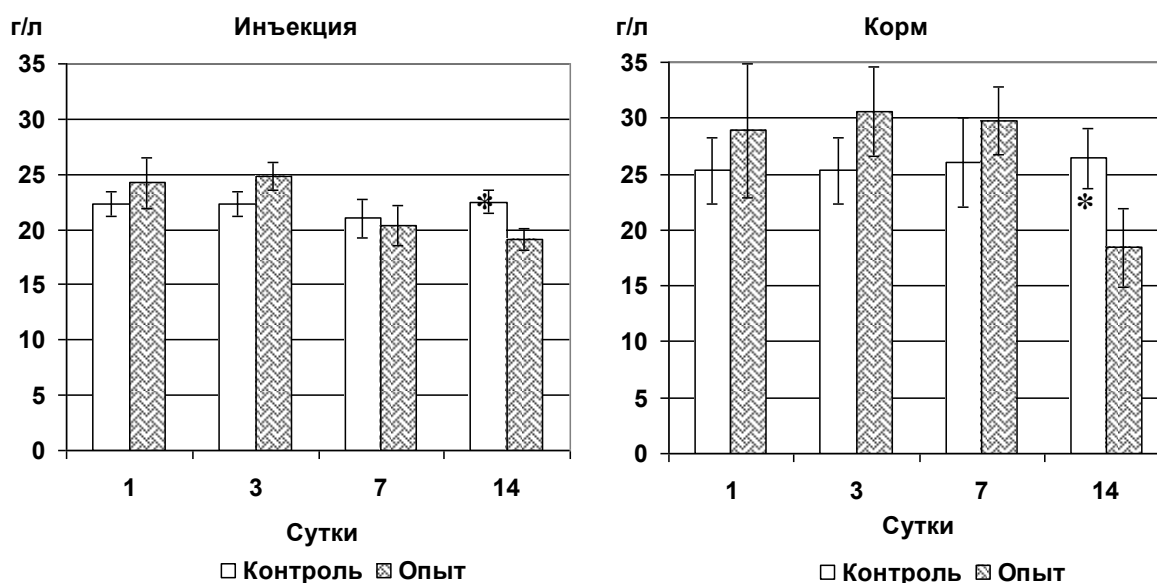


Рис. 2. Концентрация общего белка в сыворотке крови.

Глюкоза является основным энергетическим субстратом живых организмов, но помимо этого, концентрация ее в сыворотке крови также выступает индикатором стресса различной природы. Именно поэтому данный параметр так важен для общей характеристики физиологического состояния животного. Под влиянием гормонов стресса активизируются процессы, приводящие к росту концентрации глюкозы в крови. Как видно на рис. 3, уровень гликемии на начальном этапе наблюдений достоверно вырос у подопытных рыб первой группы. Однако аналогичные изменения произошли и у рыб, получивших инъекцию масла (контроль растворителя), на основании чего мы заключили, что подъем показателя в 1 – 3 сутки является ответом на стрессовое воздействие – инъекцию, а не конкретно на арохлор. Но уже на 14-е сутки рост концентрации глюкозы выявлен только у подопытных рыб, т.е. которым ввели раствор арохлора.

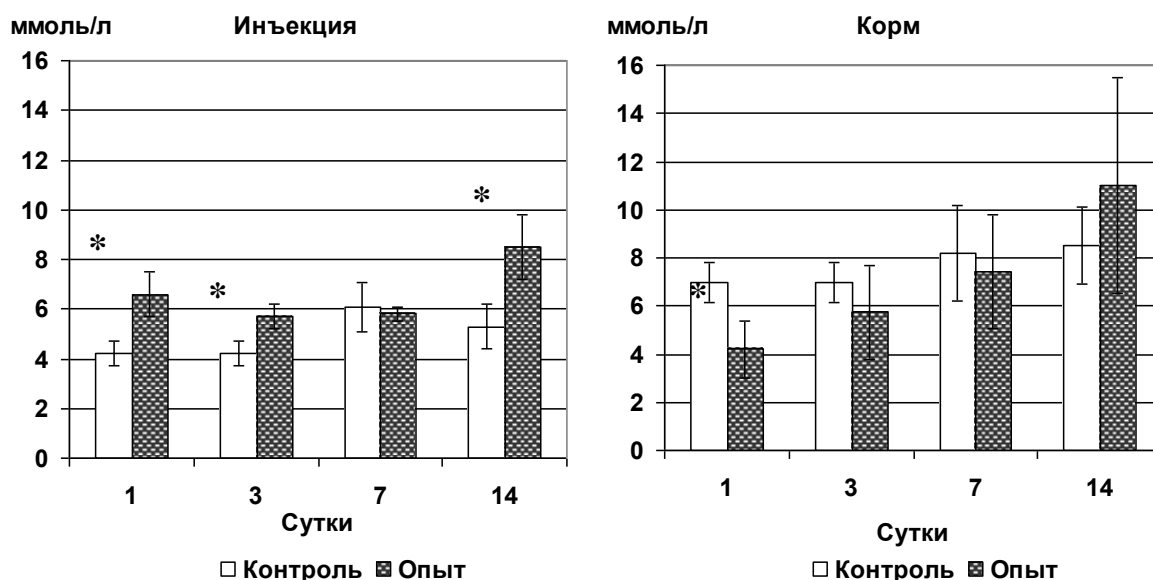


Рис. 3. Концентрация глюкозы в сыворотке крови.

У рыб второй опытной группы, напротив, через сутки выявлено достоверное снижение показателя. Далее уровень гликемии плавно рос и к концу срока наблюдений значительно превысил контрольный. Наблюдаемые различия в динамике показателя подопытных рыб обусловлен, скорее всего, разницей в концентрации в организме токсиканта и продуктов его трансформации при разовом и постоянном поступлении. Следует отметить, что во второй группе, по сравнению с первой, отмечен более высокий размах показателя, возрастающий со временем.

Из всех исследованных параметров динамика изменения уровня ЦИК наиболее сильно зависела от способа введения токсиканта. Максимальные колебания выявлены под действием инъекции арохлора (Рис. 4). Принимая во внимание картину изменений показателя в группе контроля растворителя, можно заключить, что реакция именно на токсикант начала проявляться с 7-х суток. Происходит резкий подъем содержания ЦИК, а к концу срока наблюдений их концентрация минимальна. Учитывая разовое поступление арохлора, можно предположить, что на первом этапе после введения, в организме образуется большое количество продуктов трансформации ксенобиотика и усиливается выработка неспецифических антител, содержание которых достигает максимума к 7-м суткам. К 14-м суткам фаза адаптации еще не наступила, а первичные ресурсы нейтрализации постороннего антигенного материала уже в значительной мере исчерпаны, в результате чего уровень ЦИК статистически значимо снижен.

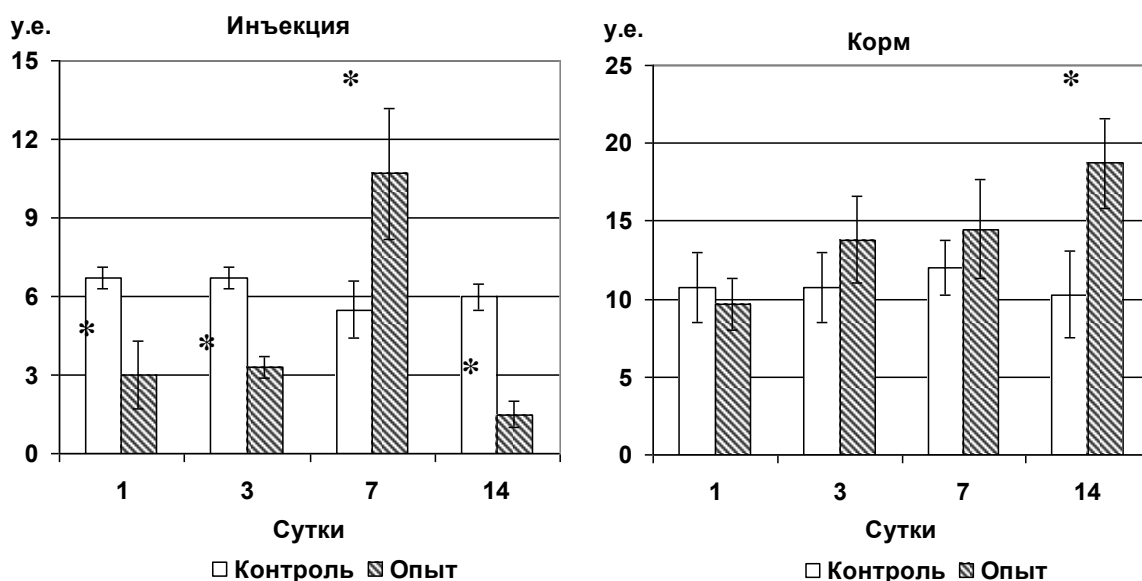


Рис. 4. Содержание циркулирующих иммунных комплексов в сыворотке крови.

В случае постоянного поступления арохлора с кормом происходит постепенный рост показателя в течение эксперимента, что можно объяснить либо нарастанием концентрации в организме арохлора и его метаболитов, либо снижением способности к элиминации иммунных комплексов в результате повреждающего действия токсиканта на иммунокомпетентные органы рыб.

Анализ полученных данных позволяет сделать вывод о том, что, независимо от способа поступления, арохлор вызывает развитие стрессовой реакции и нарушения в работе внутренних органов (печень, почки, селезенка). Это подтверждают сдвиги основных физиологических показателей крови – снижение концентрации общего белка и гемоглобина, рост уровня гликемии.

Что касается динамики изменения показателя нейтрализации и выведения ксенобиотика – уровня ЦИК – в этом случае наблюдается зависимость от условий поступления арохлора. Можно предположить, что у рыб второй группы картина изменений данного параметра будет сходной с первой группой, но более растянутой во времени, т.е. при постоянном поступлении токсиканта и, соответственно, росте антигенной нагрузки, начиная с 14 суток и в течение какого-то времени в результате активного образования ЦИК уровень их будет повышен, но в дальнейшем, также в результате угнетения функционирования ретикулоэндотелиальной системы в условиях хронического токсического стресса, произойдет снижение показателя ниже контрольного уровня.

Следует также отметить, что постоянное поступление арохлора вызвало больший рост индивидуальной изменчивости большинства показателей по сравнению с одноразовым введением ксенобиотика.

Список литературы

1. Горбунова Т.И., Первова М.Г., Забелина О.Н., Салоутин В.И., Чупахин О.Н. Полихлорбифенилы: проблемы экологии, анализа и химической утилизации. М.; Екатеринбург: КРАСАНД; УрО РАН, 2011. 250 с.
2. Моисеенко Т.И. Водная токсикология: Теоретические и прикладные аспекты. М.: Наука, 2009. 400 с.
3. Quabius E., Nolan D., Segner H. & Bonga S.E.W. Confinement stress and starvation modulate the induction of EROD activity after dietary exposure to PCB 126 in the Mozambique tilapia (*Oreochromis mossambicus*) // *Fish Physiology and Biochemistry*. 2002. V. 25. P. 109–119.
4. Khan R.A. Health of flatfish from localities in Placentia Bay, Newfoundland, contaminated with petroleum and PCBs. // *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 2003. V. 44. №4. P. 485–492.
5. Barnthouse L.W., Glaser D. & DeSantis L. // Polychlorinated biphenyls and Hudson River white perch: Implications for population-level ecological risk assessment and risk management // *Integrated Environmental Assessment and Management*. 2009. V. 5. № 3. P. 435–444.
6. Iwanowicz L.R., Blazer V.S., McCormick S.D., Vanveld P.A. & Ottinger C.A. Aroclor 1248 exposure leads to immunomodulation, decreased disease resistance and endocrine disruption in the brown bullhead, *Ameiurus nebulosus* // *Aquatic Toxicology*. 2009. V. 93. P. 70–82.
7. Arkoosh M.R., Clemons E., Huffman P., Kagley A.N., Casillas E. & Adams N. Increased susceptibility of juvenile Chinook salmon to vibriosis after exposure to chlorinated and aromatic compounds found in contaminated urban estuaries // *Journal of Aquatic Animal Health*. 2011. V. 13. P. 257–268.

ОСОБЕННОСТИ РАЗВИТИЯ БАКТЕРИОПЛАНКТОНА И БАКТЕРИОБЕНТОСА В ГОРОДСКОМ ПРУДУ В ОСЕННЕ-ЗИМНИЙ ПЕРИОД

О.В. Морозова, Р.П. Токинова

*Институт проблем экологии и недропользования АН РТ, Россия, 420087, г. Казань, ул. Даурская, 28,
oollgaa@mail.ru*

На основе показателей бактериопланктона и бактериобентоса проведена оценка экологического состояния озера Комсомольское, расположенного на территории г. Казани, в осенне-зимний период. Качество воды в оз. Комсомольское соответствовало требованиям Росгидромет, но в грунте происходило активное развитие сульфатредукторов, по этой причине экологическое состояние водоема оценивалось как «предкризисное». В поверхностном слое воды отмечено развитие пурпурных фототрофных и бесцветных хемолитотрофных серобактерий. Массовое развитие пурпурных серобактерий в подледный период может привести к изменению цветности и загрязнению сульфатами верхнего слоя воды озера. Насыщение гидроксисистемы оз. Комсомольское достаточным количеством кислорода в зимний период будет способствовать улучшению гидрохимического состава и положительно отразится на структуре микробных сообществ.

Озеро Комсомольское расположено в микрорайоне Дербышки Советского района г. Казани. Водоем имеет искусственное происхождение и образован в 1959 г. для рекреационных целей. Это небольшой пруд-копань с площадью водного зеркала 1.73 га и средней глубиной 2.5 м (максимальная – 4.7 м).

Вода озера по химическому составу относится к сульфатно-кальциевому классу, отличается повышенной минерализацией (0.88–0.95 г/дм³), очень высокой жесткостью (до 15–20°Ж), реакцией среды, близкой к нейтральной. По санитарно-гигиеническим показателям озерная вода периодически не удовлетворяет нормативам. Одним из наиболее неудовлетворительных (критических) показателей качества воды является концентрация растворенных газов в зимний период года. Химико-аналитические измерения, проведенные в январе и феврале 2019 г. показали, что содержание растворенного в воде кислорода было значительно ниже нормы, а кон-

центрации сульфидов и сероводорода многократно превышали ПДК_{рб}, что, по-видимому, выступало одним из основных факторов массовой гибели ихтиофауны в водоеме [1].

На оз. Комсомольское в настоящее время ведется любительский лов рыбы, располагается один из семи официальных городских пляжей. По наблюдениям рыбаков-любителей, вода в лунках, кроме явственного запаха сероводорода, иногда окрашивалась в красный цвет. Неоднократное повторение подобных случаев вызвало повышенный общественный интерес. Для улучшения экологической ситуации в летние месяцы 2019 г. был проведен комплекс мероприятий по расчистке дна от донных отложений и благоустройству береговой зоны водоема.

Структура микробного сообщества – важный показатель степени загрязненности любой экосистемы. Исследование отдельных групп микроорганизмов в составе бактериопланктона и бактериобентоса позволяет оценить состояние и прогнозировать развитие гидроэкосистемы, что особенно важно для водных объектов урбанизированных территорий. В связи с этим, целью данного исследования является оценка экологического состояния оз. Комсомольское в осенне-зимний период 2019–2020 гг. по микробиологическим показателям – общей численности бактерий и основным эколого-трофическим группам микроорганизмов, которые могут способствовать ухудшению качества и изменению цветности воды.

Отбор проб проводился 24 октября 2019 г. и 16 января 2020 г. с двух станций. Станция 1 (ст. 1) – заложена в западной наиболее глубоководной части озера (глуб. 5 м); станция 2 (ст. 2) – в восточной мелководной части озера (глуб. 2.5 м). Пробы воды отбирались в стерильные емкости из поверхностных и придонных слоев воды. Пробы грунта отбирались в стерильные емкости с помощью бентосного дночерпателя. Исследования проводили с использованием стандартных микробиологических методик, определяли количественные показатели бактериопланктона и бактериобентоса: общую численность бактерий (очб), общую численность сапрофитов, олигокарбофилов, а также сульфатредукторов, пурпурных и бесцветных серобактерий, как показателей загрязнения экосистемы сульфатами и сероводородом [2]. Степень загрязненности воды оценивалась по показателям бактериопланктона согласно классификации качества воды Росгидромет РД 52.24.309-2016 [3]. Экологическое состояние водоема оценивали согласно шкале экологических модификаций по показателям бактериобентоса [4]. Одновременно на обеих станциях осуществлен отбор проб воды на гидрохимический анализ. Химико-аналитические измерения проведены в лаборатории эколого-аналитических измерений и мониторинга окружающей среды ИПЭН АН РТ.

По результатам гидрохимических исследований было установлено, что воды озера Комсомольское имели нейтральное значение pH 7.3, были обогащены сульфатами (344–424 мг/дм³), т.е. их содержание в четыре раза превышало ПДК. Концентрация кислорода, сероводорода, показатели БПК и ХПК были в пределах нормы, за исключением придонной пробы с глубоководного участка ст. 1, где концентрация кислорода составляла 4.9 мг/дм³, а показатель БПК был повышен до 2.6 мг/дм³.

По результатам микробиологических исследований было установлено, что общая численность бактериопланктона в озере в течение всего периода наблюдений была не высока и с глубиной менялась незначительно (табл.1). В октябре вода по этому показателю характеризовалась как «слабо загрязненная», в январе, когда численность бактериопланктона снижалась, вода классифицировалась как «условно чистая», только в придонном слое на ст. 1 – как «слабо загрязненная». Вода оценивалась как «условно чистая» также по количеству сапрофитов, которое оставалось низким в течение периода наблюдений. Соотношение общего количества олигокарбофилов и сапрофитов, хоть и составляло значение выше единицы, было достаточно низким.

Численность бактериобентоса в подледный период, по сравнению с осенью, увеличивалась примерно в два раза. По этому показателю, экологическое состояние водоема находилось в пределах «нормы». По количеству сапрофитов в составе бактериобентоса, экологическое состояние озера классифицировалось как «состояние риска». В грунте на наиболее глубоководном участке озера соотношение численности олигокарбофилов и сапрофитов было ниже единицы, что указывало на слабые процессы минерализации органики, вероятно, из-за низкой обеспеченности кислородом и, вследствие этого, загрязнении гидроэкосистемы легкоразлагаемым органическим веществом.

Учитывая особенности гидроэкосистемы озера и химизм его вод, отдельное внимание было обращено на группы микроорганизмов, участвующих в круговороте серы: сульфатредуцирующим и сероокисляющим бактериям. Известно, что главными участниками в процессе образования сероводорода считаются сульфатредуцирующие бактерии, способные к сульфатному анаэробному дыханию [5]. В грунте озера отмечались признаки деятельности сульфатредукторов, запах сероводорода и почернение из-за высоких концентраций двухвалентного железа. Так, численность сульфатредукторов в составе бактериобентоса была высокой, особенно в подледный период (табл. 1). Состояние водоема по данному показателю оценивалось как «предкризисное» в течение всего периода наблюдений. Сульфатредуцирующие бактерии обнаруживались даже в поверхностных пробах воды, так в подледный период их численность составляла 250 кл/мл и 25 кл/мл на ст. 1 и ст. 2, соответственно. На глубине озера, в придонном слое, численность сульфатредуцирующих бактерий возрастала.

Несмотря на то, что сульфатредукторы относятся к строгим анаэробам, многие из них обладают аэротолерантностью, например, сульфатредукторы могут образовывать консорциумы вместе с серобактериями, которые уменьшают доступ к ним кислорода, а сульфатредукторы, в свою очередь, поставляют сероводород.

К сероокисляющим бактериям относятся хемолитотрофные бесцветные серобактерии и фотоавтотрофные серобактерии. Хемолитотрофные бесцветные серобактерии окисляют соединения серы с использованием кислорода аэробно. Они развиваются при наличии достаточного количества кислорода и сероводорода в среде обитания и способны очень быстро окислять сульфиды и накапливать вне и внутри клеток элементарную серу [5].

Осенью в оз. Комсомольское бесцветные серобактерии были отмечены в поверхностных водах в незначительных количествах, тогда как с глубиной их численность возрастала на порядок (табл. 2). В подледный

период происходили серьезные изменения в распределении данной группы бактерий, их количество увеличивалось до 250–6000 кл/мл в поверхностных пробах. В грунте их численность составляла 130–500 кл/г сырого грунта как осенью, так и зимой.

Таблица 1. Оценка экологического состояния оз. Комсомольское по показателям бактериопланктона и бактериобентоса, в соответствии с РД 52.24.309-2016 и шкалой экологических модификаций [3, 4].

Месяц отбора	Ст. 1 пов.	Ст. 2 пов.	Ст. 1 придон. (4.5–5 м)	Ст. 2 придон. (2.0–2.5 м)	Степень загрязненности вод	Ст. 1, грунт	Ст. 2, грунт	Экологическое состояние озера
Общее количество бактериопланктона, 10 ⁶ кл/мл						Общее количество бактериобентоса, 10 ⁸ кл/г сырого грунта		
Окт.	1.7±0.06	1.34±0.02	2.31±0.05		Слабо загрязненные	5.55±0.08	3.81±0.14	Норма
Янв.	0.96±0.04	0.96±0.07	0.98±0.02	1.17±0.07	Условно чистые – Слабо загрязненные	11.2±0.55	5.89±0.4	Норма
Общее количество сапрофитов								
						ккл/мл		тыс. кл/г
Окт.	680±24	120±7.77	230±19		Условно чистые	230±18.2	45±1.08	Состояние риска
Янв.	720±13	150±10	840±25	220±8.32	Условно чистые	180±14.5	21±1.74	Состояние риска
Общее количество олигокарбофилов								
						ккл/мл		тыс. кл/г
Окт.	250±11	900±46	200±14		-	425±17.3	70±2.11	-
Янв.	1070±37	470±13	1410±54	750±28	-	137±13.4	128±15.1	-
Сульфатредукторы *								
						ккл/мл		тыс. кл/г
Окт.	2.5	6	2500		-	250	60	Предкризисное состояние
Янв.	250	25	6000	2500	-	900	300	Предкризисное состояние

Примечание: здесь и табл. 2: * – наиболее вероятное число микроорганизмов

Таблица 2. Численность сероокисляющих бактерий в составе бактериопланктона и бактериобентоса оз. Комсомольское

Месяц отбора	Ст. 1 пов.	Ст. 2 пов.	Ст. 1 придон. (4.5–5 м)	Ст. 2 придон. (2.0–2.5 м)	Ст. 1, грунт	Ст. 2, грунт
Бесцветные серобактерии*,						
ккл/мл						
Окт.	7	13	500		130	200
Янв.	250	6000	60	13	500	300
Пурпурные серобактерии*,						
ккл/мл						
Окт.	0	0	250		70000	600
Янв.	11500	30000	5	6	2	60

Аноксигенные фототрофные пурпурные сероокисляющие бактерии способны осуществлять фотосинтез в бескислородных условиях. Клетки этих бактерий содержат каротиноиды, которые придают им соответствующую окраску. При массовом развитии пурпурные серобактерии образуют скопления, способные окрашивать определенные слои водоемов в разные оттенки пурпурного цвета, особенно в мелководных прудах [6].

В результате исследований установлено, что пурпурные серобактерии обнаруживались в пробах воды и грунта в значительном количестве. Так, в октябре, когда поверхностный слой воды активно обогащается кислородом, аноксигенные фототрофные пурпурные сероокисляющие бактерии диагностировались только в придонном слое водоема, где их численность составляла 250 кл/мл (табл. 2). В грунте число данной группы серобактерий достигало 70 тыс. кл/г и 600 кл/г сырого грунта на ст. 1 и ст. 2 соответственно.

В подледный период происходили существенные перестройки в вертикальном распределении пурпурных серобактерий. На несколько порядков снижалась их численность в грунте – до 2–60 кл/г сырого грунта, и в придонном слое воды – до 5–6 кл/мл. Одновременно, отмечалось возрастание их численности в поверхностном слое воды до 11.5–30 тыс. кл/мл. Таким образом, пурпурные бактерии в подледный период активно развивались в поверхностных водах озера, где, благодаря наличию солнечного света, они осуществляли аноксигенный фотосинтез, продуцировали органическое вещество, а также окисляли сероводород до серы и сульфатов, но численность их была не достаточно высока для того, чтобы повлиять на окраску воды.

Следует отметить, в условиях недостатка кислорода, в подледный период может произойти массовое развитие пурпурных серобактерий, осуществляющих фотосинтез и активно потребляющих сероводород, поставляемый в больших количествах сульфатредуцирующими бактериями. В результате этого возможно окра-

шивание верхних слоев воды озера в определенные оттенки пурпурного цвета. Такие случаи в последние годы неоднократно отмечались на озере местными жителями из числа рыбаков.

Заключение

Состояние воды в озере Комсомольское, согласно классификатору качества вод Росгидромета, оценивалось как «слабо загрязненная» – «условно чистая». При этом экологическое состояние водоема в подледный период не было благополучным, поскольку, в условиях загрязненности сульфатами при недостатке растворенного кислорода, в придонном слое воды и, особенно в грунте, происходило активное развитие сульфатредукторов, и в результате, загрязнение сероводородом.

Также в подледный период в поверхностном слое воды создавались условия, подходящие для развития пурпурных и бесцветных серобактерий, главных потребителей сероводорода. Вероятно, наличие сероводорода и света в поверхностном слое воды крайне благоприятны для осуществления фотосинтеза пурпурными серобактериями. Для роста бесцветных серобактерий важным фактором было наличие достаточного количества растворенного кислорода, так как они развивались не только в поверхностном слое, но и в обогащенном кислородом придонном слое воды на мелководных участках озера.

В условиях дефицита кислорода и переизбытка сульфатов в гидроэкосистеме озера возможен активный рост сульфатредуцирующих бактерий, сильное загрязнение водоема сероводородом, а также, массовое развитие анаэробных пурпурных серобактерий, в результате может произойти изменение цветности верхних слоев воды и увеличение концентрации сульфатов, необходимых для развития сульфатредуцирующих бактерий.

Для экосистемы оз. Комсомольское в подледный период крайне важным является наличие достаточного количества растворенного кислорода, что будет способствовать созданию благоприятного гидрохимического режима и положительно отразится на структуре микробных сообществ.

Авторы выражают благодарность сотрудникам лаборатории эколого-аналитических измерений и мониторинга окружающей среды Н.В. Шурминой и Л.К. Мустафиной (ИПЭН АН РТ, г. Казань) за возможность использования в статье данных химико-аналитических измерений.

Список литературы

1. О причинах массовой гибели рыбы в озере Комсомольское (г. Казань) / Р.П. Токинова, А.С. Сергеев // «Чистая вода. Казань»: Сборник трудов X Специализ. выставки и Конгресса. – Казань, 2019. – С. 119–122.
2. Кузнецов С.И., Дубинина Г.А. Методы изучения водных микроорганизмов. – М: Наука, 1989. – 288 с.
3. РД 52.24.309-2016. Руководящий документ. Организация и проведение режимных наблюдений за загрязнением поверхностных вод суши. Ростов-на-Дону: Росгидромет. – 2016. – Взамен РД 52.24.309-2011; Введ. 03.04.2017. – 100 с.
4. Дзюбан А.Н., Косолапов Д.Б., Кузнецова И.А. Микробиологические процессы в донных отложениях Рыбинского водохранилища и озера Плещеево как факторы формирования качества водной среды // Гидробиологический журнал. 2005. Т. 41, №4. С. 82–88.
5. Aguiar P., Beveridge T.J., Reysenbach A.L. *Sulfurihydrogenibium azorense* sp. nov., a thermophilic, hydrogen-oxidizing microaerophile from terrestrial hot springs in the Azores // Int.J.Syst.Evol.Microbiol. 2004. V.54. P. 33–39.
6. Аноксигенные фототрофные бактерии стратифицированного озера Кисло-Сладкое (Кандалашский залив Белого моря) / О.Н. Лунина, А.С. Савичева, Б.Б. Кузнецов, и др. // Микробиология. – 2014. – Т.83; №1. – с. 90–108.

БИОИНДИКАЦИЯ ЗАГРЯЗНЕНИЯ Р. УЗГИНКА (ЯКШУР-БОДЬИНСКИЙ РАЙОН УДМУРТСКОЙ РЕСПУБЛИКИ) ПО ОРГАНИЗМАМ МАКРОЗООБЕНТОСА

И.А. Мухин, Н.В. Холмогорова

ФГБОУ ВО «Удмуртский государственный университет», 426034 г. Ижевск, Россия, swagboy7@mail.ru

Проведена биоиндикация загрязнения реки Узгинка. Всего отмечено 95 видов макро-беспозвоночных. Показатели индекса сапробности менялись от 1.3 до 3.04, что соответствует олигосапробной, β- мезосапробной и α- мезосапробной зонам. По результатам биоиндикации большая часть станций умеренно загрязнена, при этом некоторые участки загрязнены.

Малые реки – самые многочисленные среди водоемов и водотоков. Благодаря их небольшому размеру, развивающиеся в них сообщества очень чувствительны к изменению условий среды. Крупные реки из-за полноводности медленнее реагируют на изменения. Изучая малые реки, можно судить об экологической обстановке на водосборной территории, а также об антропогенной нагрузке [1].

Река Узгинка – является одной из малых рек Якшур-Бодьинского района Удмуртской Республики. Исток реки расположен в лесополосе вблизи деревни Порва. Она течёт на юг, вдоль железной дороги «Ижевск–Балезино». Впадает в реку Чур. Узгинка является притоком Камы третьего порядка. Протяжённость реки составляет 18 км. Ширина русла в верхнем течении до 3 метров, в среднем до 7 метров и в нижнем до 10 метров. Протекает, в основном, через леса.

Цель работы: оценить качество воды р. Узгинки с помощью биоиндикации по организмам макрозообентоса.

Задачи:

- определить видовой состав макрозообентоса реки;
- провести биоиндикацию загрязнения реки по организмам макрозообентоса;
- оценить экологическое состояние реки Узгинка.

На водосборе реки преобладает сельскохозяйственное загрязнение: пастбища крупного рогатого скота, «Первый сельскохозяйственный завод» - предприятие по выращиванию шампиньонов, населённые пункты и поля для сенокоса. Водоток пересекают множество автодорог и одна железнодорожная ветка.

Пробы донных отложений и макрозообентоса отбирали в летне-осенний период 2018-2019 гг с помощью гидробиологического скребка. Всего отобрано 48 количественных и 8 качественных проб на 10 проточных участках и двух прудах (Порвинский пруд, пруд возле станции Кекоран). Одновременно со сбором бентоса учитывали скорость течения, температуру, глубину и ширину русла, тип грунта.

В донных отложениях определяли долю органических веществ методом озоления в муфельной печи при температуре 900 °С. Определение видовой принадлежности макро-зообентоса вели по доступным определителям [2, 3]. Биомассу определяли на торсионных весах, с точностью до 1 мг.

Для оценки экологического состояния реки рассчитывали следующие показатели: численность, биомасса, число видов макрозообентоса, сапробность по Пантле и Букку, олигохетный индекс Гуднайта – Уитлея, ЕРТ- индекс (доля подёнок, веснянок и ручейников по численности), доли отдельных таксонов в сообществе [4].

Скорость течения на речных участках менялась от 0.04 до 0.6 м/сек. Доля органического вещества в донных отложениях менялась в интервале от 0.1% до 34.2%, она отрицательно коррелирует с глубиной русла ($r_s = -0.52$; $n=48$; $p < 0.01$) и положительно с шириной ($r_s = 0.32$; $n=48$; $p < 0.05$). В верхнем течении среднее содержание органических веществ составляло 6 %, в среднем течении благодаря увеличению скорости течения немного снижалось – 4.5 %. В нижнем течении отмечена аккумуляция органических осадков на дне, что проявляется в увеличении средней доли органических веществ до 14.5%. Подобное распределение органических наносов характерно для большинства равнинных рек.

В составе макрозообентоса р. Узгинки зарегистрировано 95 видов живых организмов: 1 вид ракообразных, 2 вида клещей, 6 видов малощетинковых червей, 9 видов пиявок, 5 видов двусторчатых моллюсков, 13 видов брюхоногих моллюсков и 59 видов насекомых. Из насекомых по числу отмеченных видов преобладали личинки Diptera (14 видов), Trichoptera (14 видов) и Heteroptera (9 видов). Таксономический состав макрозообентоса представлен типичными видами Палеарктики.

На каждой станции отмечалось от 2-х до 18-ти видов, в среднем на одну пробу приходилось 9 видов беспозвоночных. На станциях 4 и 11, расположенных ниже прудов, отмечено резкое увеличение числа видов, за счет реофильных организмов (подёнки, веснянки, ручейники, жуки, двусторчатые моллюски).

Плотность менялась в пределах от 33 экз/м² до 7167 экз/м². Отмечена положительная связь между температурой и общей плотностью макрозообентоса ($r_s = 0.31$; $n=48$; $p < 0.05$). Максимальная численность бентоса отмечалась на станции № 1 (истоки реки под подпором бобровой плотины), где массово развивались личинки комаров-звонцов (4200 экз/м²). Минимальная плотность бентоса отмечалась в среднем течении на станциях 6 и 8 (рис. 1). Это может быть связано с отсутствием высшей водной растительности на данных участках.

Биомасса макрозообентоса имела широкий интервал от 0.283 г/м² до 128.067 г/м². Максимальная биомасса связана с массовым развитием двусторчатых моллюсков *Sphaerium corneum* ниже прудов или брюхоногих моллюсков рода *Lymnaea* в прудах и на участках с замедленным течением. Значительный рост плотности и биомассы двусторчатых моллюсков ниже плотин прудов отмечался также для других рек Удмуртии: Нечкин-ка, Иж, Лоза, Вотка [5, 6].

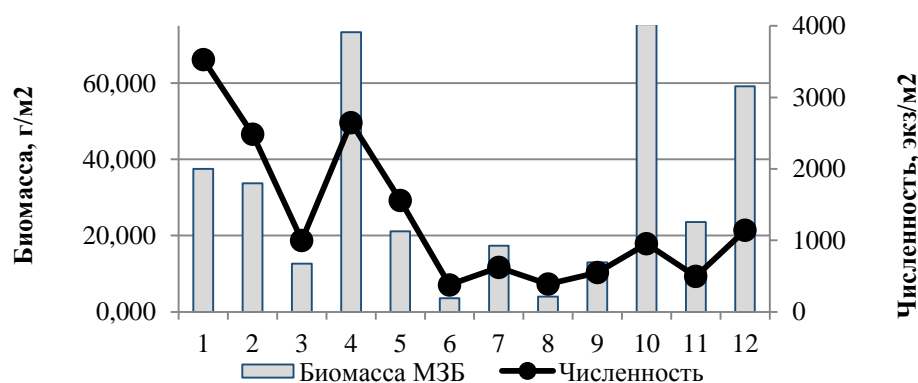


Рис. 1. Средние показатели численности и биомассы макрозообентоса реки Узгинки.

Доля личинок комаров-звонцов постепенно сокращалась от истоков к устью, а доля двусторчатых моллюсков наоборот постепенно возрастала. На долю хириноид в сообществе бентоса влияет размер частиц грунта, с уменьшением крупных фракций доля хириноид возрастает ($r_s = -0.34$; $n=48$; $p < 0.05$). На станциях 3 и 10, установленных на прудах, отмечена минимальная доля оксифильных личинок ручейников от 0 до 0.3% численности. Доля ручейников в сообществе зависит от скорости течения ($r_s = 0.33$; $n=48$; $p < 0.05$).

Показатели индекса сапробности менялись от 1.3 до 3.04, однако средние показатели индекса на всех станциях соответствуют умеренно загрязненным водам, исключение составляет станция № 5 (обустроенный

родник в д. Порва), воды которой можно отнести к загрязненным (рис. 2). Это обусловлено подпором пруда, расположенного ниже по течению, а также антропогенным загрязнением (в этом месте жители д. Порва стирают ковры и пр. с применением различных моющих средств).

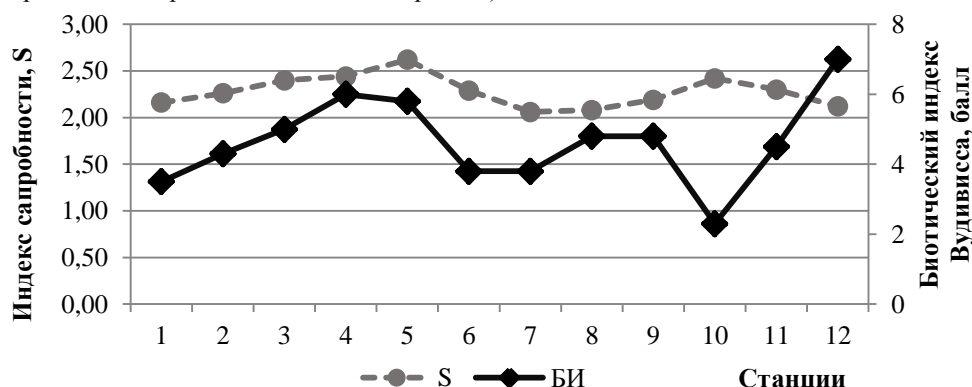


Рис. 2. Изменение индекса сапробности и биотического индекса на р. Узгинка.

На основе олигохетного индекса Гуднай-Уитлея все станции относятся к очень чистым (I класс качества).

Биотический индекс Вудивисса менялся от 2.3 до 7. Минимум наблюдался на станции № 10 (пруд возле ст. Кекоран), это связано с формированием пелофильных биоценозов и сокращением числа оксифильных организмов. Максимальный биотический индекс зафиксирован на станции № 12, расположенной ниже водопада, где сильное течение (0.52 м/с) и галечный грунт способствовал развитию литореофильного сообщества с большим числом ручейников и подёнок.

Максимальные величины ЕРТ-индекса отмечались на проточных участках – это станции 7 (18.23%), 8 (18.28%) и 12 (17.85%). Наименьшие показатели ЕРТ-индекса зарегистрированы на станции № 2 (подпор пруда в д. Порва, 2.08%) и на пруду станции Кекоран (0.68%).

Таким образом, река Узгинка умеренно загрязнена, но некоторые участки испытывают сильное антропогенное воздействие из-за таких факторов как попадание хозяйственно-бытовых и сельскохозяйственных стоков, поверхностный смыв загрязняющих веществ с жилых и промышленных территорий, автодорог и т.п. Пруды требуют очистки от ила и зарослей макрофитов.

Список литературы

1. Сенкевич В.А Зоопланктонные сообщества малых рек лесостепной зоны. – М.: Материалы Всеросс. молодежной гидробиологической конф. «Перспективы и проблемы современной гидробиологии», пос. Борок, Ярославская область, 10-13 ноября 2016 г. / ИБВВ им. И.Д. Папанина РАН. Ярославль: Филигрань, 2016, С. 138–140.
2. Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий. Т. 1-6 / под ред. С. Я. Цалолыхина. – СПб.: Наука, 1994–2004.
3. Определитель зоопланктона и зообентоса пресных вод Европейской России. В шести томах / Под ред. В.Р. Алексеева, С.Я. Цалолыхина и др. – М.: Товарищество научных изданий КМК, 2010. – 495с.
4. Шитиков В.К. Количественная гидроэкология: методы, критерии, решения. Кн. 1 / В.К. Шитиков, Г.С. Розенберг, Т.Д. Зинченко: Ин-т экологии Волж. бассейна. – М.: Наука, 2005. – 281 с.
5. Холмогорова Н.В. Трансформация фауны макрозообентоса малых рек Удмуртии под воздействием факторов нефтедобычи. Дисс. на соискание уч. степ. канд. биол. наук. Казань, 2009. – 184 с.
6. Холмогорова Н.В. Макрозообентос реки Нечкинка (Удмуртская Республика) // Экосистемы малых рек: биоразнообразие, экология, охрана. Материалы лекций II-й Всероссийской школы-конференции, 18 – 22 ноября 2014 г. / Институт биологии внутренних вод им. И. Д. Папанина. Том II. Ярославль: Филигрань, 2014. С. 388–390.

БИОТЕСТИРОВАНИЕ НАНОЧАСТИЦ МАГГЕМИТА С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ СТАНДАРТИЗИРОВАННЫХ МЕТОДИК

В.А. Польшин¹, Е.Н. Максимова¹, М.В. Журавлева¹, Н.П. Щипцова¹, А.П. Сафронов^{2,3}, Г.В. Курляндская²

¹Иркутский государственный университет, 664003, г. Иркутск, Россия, evgen_max@list.ru

²Уральский федеральный университет, 620002, г. Екатеринбург, Россия, galinakurlyandskaya@urfu.ru

³Институт электрофизики УрО РАН, 620016, г. Екатеринбург, Россия, kurlyandskaya@gmail.com

В работе исследуется действие наночастиц $\gamma\text{-Fe}_2\text{O}_3$ на стандартизированные тест-объекты. Действие наночастиц оценено по степени подавления удельной скорости роста культуры относительно контроля в конце опыта. Показано действие маггемита на зеленые микроводоросли и дафнии в концентрациях 0.4 - 50.0 мг/л.

На сегодняшний день, магнитные наночастицы (МНЧ) являются важным продуктом нанотехнологии с широкими перспективами использования [1]. Но проблема безопасного внедрения нанопродукции в биологию, медицину, фармакологию и другие отрасли остается открытой. Несмотря на огромное число работ, посвященных изучению наноматериалов, собрано недостаточно информации о токсичности наночастиц в отношении

живых организмов. Установление допустимых диапазонов концентраций, проведение полной оценки рисков применения НЧ, а также выяснение биологической безопасности наночастиц, с учетом всех их физико-химических свойств и иных характеристик в настоящее время актуальная и необходимая работа [2].

Магнитные наночастицы маггемита были синтезированы в Институте электрофизики Уральского отделения Российской академии наук (УРО РАН). Рентгено-фазовый анализ и дополнительные методы химического анализа позволили определить, что МНЧ обладают структурой обратной шпинели, а средне-взвешенный диаметр наночастиц ансамбля составлял 20 нм. На основе наночастиц маггемита в МНЧ были получены стабилизированные суспензии в Уральском федеральном университете (УрФУ). Комплексные исследования возможного токсического действия электростатически стабилизированных водных суспензий магнитных наночастиц (МНЧ) оксида железа - $\gamma\text{-Fe}_2\text{O}_3$ (маггемит) проведены с использованием стандартизированных в настоящее время четырех методик биотестирования: ГОСТ Р 54496-2011 (ИСО 8692:2004) на основе *Chlorella vulgaris* Beijer. (72 часа, далее Методика 1) и *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Breb. (72 часа, далее Методика 2); ПНД Ф Т 14.1:2:3:4.10-04. Т 16.1:2:2.3:3.7-04. на основе *Chlorella vulgaris* Beijer. (22 часа, далее Методика 3); ПНД Ф Т 14.1:2:3:4.12-06. Т 16.1:2:2.3:3.9-06. на основе *Daphnia magna* Straus (48 часов, далее Методика 4) [3-5]. Плотность клеток водорослей в культуре измеряли с помощью спектрофотометра Спектрофотометр ПЭ-5300ВИ или измерителя плотности ИПС-03.

Предварительные эксперименты, проведенные в 4-6 биологических повторностях, с использованием «модельного» токсиканта (бихромат калия – $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) позволили установить достаточную чувствительность всех использованных биотестов, поскольку она соответствовала приведенным в унифицированных руководствах диапазонам полуподавляющих рост водорослей (или полулетальных для дафний) концентраций.

Токсикологические опыты проводили с разведенными в дистиллированной воде (водоросли) или отстоянной водопроводной воде (дафнии) суспензиями МНЧ в концентрациях от 0,4 до 50,0 мг/л. Токсическое действие маггемита оценивали по степени подавления удельной скорости роста культуры (μ , $1/\text{сут}$) в опыте по сравнению с контролем (% от контроля) на момент окончания опыта с водорослями (Методики 1–3), или по % выживших дафний (Методика 4).

Как было показано, в опыте на *Sc. quadricauda* с суспензиями МНЧ маггемита в концентрациях от 0.4 до 50 мг/л, при концентрациях 0.4–5 мг/л при экспозиции от 0 до 48 час, динамика роста микроводорослей примерно одинакова. После 48 час во всех вариантах зафиксирован выход в стадию роста. Это больше видно в вариантах при концентрации 2 и 5 мг/л общего железа. Стимулирующий эффект демонстрируют концентрации железа в 0.4–5 мг/л. Через сутки после начала обработки культуры обнаруживается увеличение концентрации клеток. Это действие сохраняется до 72 часов от начала наблюдения. Тогда, как при той же экспозиции в суспензии 50 мг/л через 24 часа стимулирующего эффекта на рост клеток не наблюдается (рис. 1).

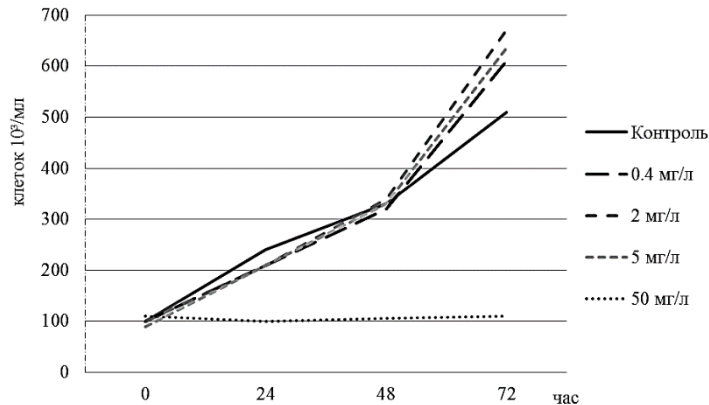


Рис.1. Динамика роста культуры *Sc. quadricauda* в опыте с суспензией МНЧ маггемита.

Повторение экспериментов и усреднение показателей, и последующий расчет удельной скорости роста (μ , $1/\text{сут}$) водорослей в контроле по методикам выращивания 1–3 составили 0.73 ± 0.02 , 0.62 ± 0.03 и 3.60 ± 0.34 соответственно, что так же хорошо согласуется с приведенными в унифицированных руководствах величинами.

Усредненные результаты серии опытов действия маггемита в указанных концентрациях на μ ($1/\text{сут}$) водорослей (% от контроля) и выживаемость дафний (% от контроля) показаны в таблице ниже:

Таблица. Влияние МНЧ на (μ , $1/\text{сут}$) микроводорослей в (% от контроля), % выживших дафний

С маггемита (мг/л)	Методика 1 (72ч опыт)	Методика 2 (72ч опыт)	Методика 3 (22ч опыт)	Методика 4 (48ч опыт)
0,4	94	92	96	100
2,0	96	110	97	100
10,0	99	108	100	100
50,0	95	110	101	90

Хорошо видно, что полученные значения тестовых показателей практически не отличаются от контрольных в очень широком, почти стократном, диапазоне концентраций маггемита. Увеличение концентрации нано-

частиц более 50 мг/л, как было показано ранее, приводит к ярко выраженному подавлению роста культуры микроводорослей, который обусловлен, в первую очередь, эффектом затенения [6]. Поэтому мы посчитали нецелесообразным работать с концентрациями более 50 мг/л МНЧ, из-за высокой оптической плотности суспензии, что делает измерение тестовых показателей практически невозможным.

Оптическая микроскопия хлореллы (опыт по методике 3) позволила предположить, что наночастицы маггемита способны проникать через оболочку клеток хлореллы, так как на всех препаратах отмечались хорошо различимые окрашенные включения, расположенные по периметру внутриклеточных структур во многих клетках (образцы с 50 мг/л маггемита) (рис. 2). Кроме того, в опытах по методике 4, дафнии были в состоянии отфильтровывать наночастицы, плотно набивая ими весь кишечник и уменьшая плотность МНЧ в суспензии (осветление раствора) по сравнению с контрольной пробой (пробирки с МНЧ, но без дафний), сохраняя жизнеспособность в остром (48 ч) опыте (рис. 3).

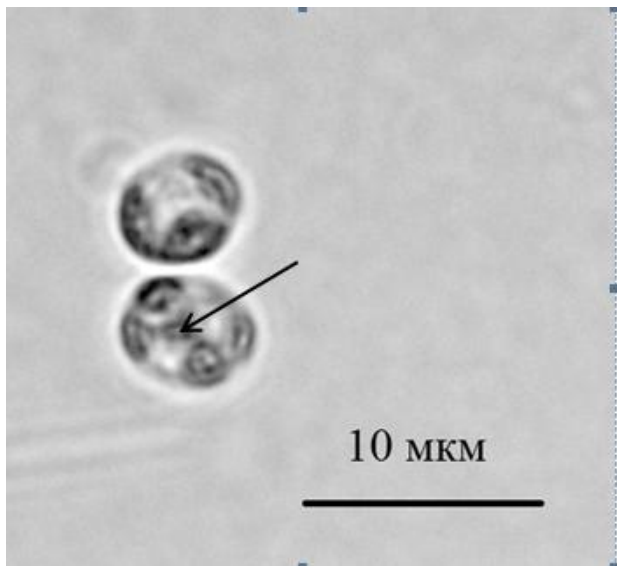


Рис. 2. *Chlorella vulgaris* через 22 часа после начала опыта (оптическая микроскопия). Стрелкой показаны включения маггемита.

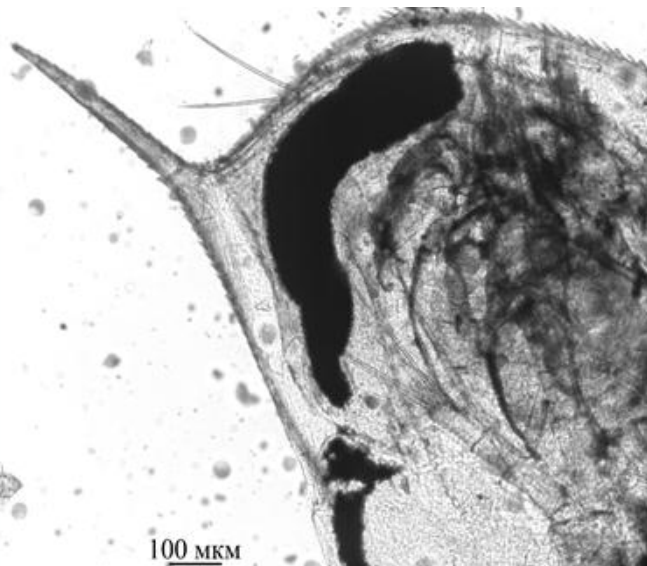


Рис. 3. *Daphnia magna* через 48 часов после начала опыта (оптическая микроскопия)

Таким образом, ни одна из четырех использованных стандартизированных методик биотестирования не позволила выявить достоверно токсического действия для исследуемых концентраций магнитных наночастиц γ - Fe_2O_3 (маггемит) в остром опыте. Однако имеет место факт проникновения и накопления частиц в организмах, при этом сам механизм проникновения неизвестен. Неизвестно также и дальнейшее поведение накопившихся наночастиц, что, несомненно, требует дальнейшего изучения.

Список литературы

1. Абаева Л.Ф. Наночастицы и нанотехнологии в медицине сегодня и завтра / Л.Ф. Абаева, В.И. Шумский, Е.Н. Петрицкая, Д.А. Рогаткин // Альманах клинической медицины. 2010. № 22. С. 10 -15.
2. Дерябина Т.Д. Оценка безопасности ионов, нано и микрочастиц железа и меди в тесте прорастания семян *Triticum aestivum* / Д.Т. Дерябина// Вестник ОГУ. 2011. №12. С. 82 - 84.
3. ГОСТ Р 54496-2011 (ИСО 8692:2004) Вода. Определение токсичности с использованием зеленых пресноводных одноклеточных водорослей // Национальный стандарт Российской Федерации. М: Стандартинформ, 2012. – С. 57.
4. ПНД Ф Т 14.1:2:3:4.10-04 Методика измерений оптической плотности культуры водоросли хлорелла (*Chlorella vulgaris* Beijer) для определения токсичности питьевых, пресных природных и сточных вод, водных вытяжек из грунтов, почв, осадков сточных вод, отходов производства и потребления // Токсикологические методы контроля. М., 2014. – С. 36.
5. ПНД Ф Т 14.1:2:3:4.12-06 Методика измерений количества *Daphnia magna* Straus для определения токсичности питьевых, пресных природных и сточных вод, водных вытяжек из грунтов, почв, осадков сточных вод, отходов производства и потребления методом прямого счета // Токсикологические методы контроля. М, 2014. – С. 39.
6. Максимова Е.Н. Влияние магнитных наночастиц оксида железа γ - Fe_2O_3 на рост культур водорослей и дрожжей / Е.Н. Максимова, Т.П. Денисова, Е.В. Симонова, А.П. Сафронов, В.И. Педранова, И.Н. Егорова, О.М. Соматов, Г.В. Курляндская // Материаловедение. 2019. № 9. С. 26–30.

СРАВНИТЕЛЬНАЯ ОЦЕНКА ЧУВСТВИТЕЛЬНОСТИ СТАНДАРТИЗИРОВАННЫХ АЛЬГОБИОТЕСТОВ НА ОСНОВЕ ЗЕЛЕННЫХ ВОДОРΟΣЛЕЙ К ДЕЙСТВИЮ «МОДЕЛЬНОГО» ТОКСИКАНТА

В.А.Полынов¹, Е.Н.Максимова¹, А.А. Зайко¹, А.В.Богданов², Л.Б.Дармаева²

¹Иркутский государственный университет,
664003 г. Иркутск, Россия, evgen_max@list.ru

²Иркутский национальный исследовательский технический университет,
664074, г. Иркутск, Россия, poly_vlad@mail.ru

Приведены результаты сравнительных исследований особенностей работы и чувствительности трех стандартизированных альгобиотестов к действию бихромата калия с использованием методики пробит-анализа. Показана высокая чувствительность и оперативность методики ПНД Хлорелла и применимость других методик.

В мировой практике наибольшей популярностью для интегральной оценки качества водной среды пользуются альгологические биотесты, отвечающие требованиям высокой чувствительности тест-объекта, короткого жизненного цикла, возможности культивирования в лабораторных условиях, распространенности и значимости в экосистемах. В Российской Федерации в течение последних лет утверждены и внедрены в производство три основные стандартизированные методики биотестирования с использованием зеленых микроводорослей: ГОСТ Р 54496-2011 (ИСО 8692:2004) на основе *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Breb., ГОСТ Р 54496-2011 (ИСО 8692:2004) на основе *Chlorella vulgaris* Beijer. и ПНД Ф Т 14.1:2:3:4.10-04. Т 16.1:2:2.3:3.7-04. на основе *Chlorella vulgaris* Beijer. [1, 2].

Несмотря на то, что все эти альгобиотесты имеют одинаковое назначение, методики их проведения и подходы к оценке токсичности исследуемых сред в них совершенно различны. При этом исследования по изучению сравнительной характеристики работы этих альгобиотестов и их чувствительности не проводились.

В качестве объектов исследования использовали:

Альгологически чистую культуру зеленых водорослей *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Breb. – штамм, предоставленный Лабораторией водной токсикологии НИИ биологии ИГУ для методики ГОСТ Р 54496-2011 (ИСО 8692:2004) на основе *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Breb. (в тексте – ГОСТ Сценедесмус).

Альгологически чистую культуру зеленых водорослей *Chlorella vulgaris* Beijer. – штамм, предоставленный Лабораторией экологического мониторинга природных и техногенных сред ИрНТУ для методики ГОСТ Р 54496-2011 (ИСО 8692:2004) на основе *Chlorella vulgaris* Beijer. (в тексте – ГОСТ Хлорелла).

Альгологически чистую культуру зеленых водорослей *Chlorella vulgaris* Beijer. – термофильный штамм, предоставленный разработчиком методики ПНД Ф Т 14.1:2:3:4.10-04. Т 16.1:2:2.3:3.7-04. на основе *Chlorella vulgaris* Beijer. ФГАОУ ВПО «Сибирский федеральный университет» (в тексте – ПНД Хлорелла).

В экспериментах на базе лаборатории кафедры Естественных наук Педагогического института Иркутского государственного университета, в соответствии с методиками ГОСТ Сценедесмус и ГОСТ Хлорелла, водоросли культивировали в плоскодонных колбах с объемом жидкости 100 мл, выставленных в специальную установку с лампами дневного освещения ЛДЦ-40 (при освещенности около 3000 Лк, в сутках – 16 часов свет и 8 темнота) и при постоянном поддержании температуры около 28 °С, на искусственной питательной среде Прата. Культуру водорослей вносили в свежую питательную среду из маточной суспензии в расчете около 100 тыс. клеток/мл сценедесмуса или около 150 тыс. клеток/мл хлореллы. Опыты по выращиванию водорослей проводили до 168 часов (7 суток) с измерением плотности культуры в каждые сутки [1].

В опытах по методике ПНД Хлорелла, проведенных на базе Лаборатории экологического мониторинга природных и техногенных сред Иркутского национального исследовательского технического университета, накопительную (маточную) культуру термофильного штамма хлореллы предварительно выращивали в специальной установке КВ-05 на 50% среде Тамия, а затем культивировали в многокуветном культиваторе КВМ-05 на 2% среде Тамия при $t = 38^{\circ}\text{C}$, непрерывной освещенности 60 Вт/м², начальной плотности посадки около 100 тыс.кл/мл и до 32 часов непрерывного культивирования [2].

Все питательные среды (Прата и Тамия) готовили на дистиллированной воде. Навеску каждого вещества растворяли в небольшом количестве воды, а затем растворы сливали вместе и общий объем доводили до соответствующих концентраций и, для стерилизации, выдерживали в течение 30 минут в кипящей водяной бане.

Основным показателем для оценки токсического действия служила степень подавления роста клеток водорослей в опыте по сравнению с контролем (I , %) по формуле:

$$I = \frac{(D_k - D_o)}{D_k} \times 100,$$

где D_k и D_o – средние значения плотности суспензии водорослей в контроле и опыте соответственно.

Число клеток в культуре определяли тремя способами: прямым счетом в камере Горяева (тыс.кл./мл), в относительных единицах поглощения (отн.ед.) при длине волны проходящего света 450 нм (Спектрофотометр ПЭ-5300ви ООО «Экротек») и с помощью измерителя плотности ИПС-03, реализованного разработчиком методики ПНД Хлорелла ФГАОУ ВПО «Сибирский федеральный университет».

Для интегральной оценки интенсивности размножения водорослей рассчитывали удельную скорость роста (μ , 1/ч) по формуле:

$$m = \frac{\ln \left(\frac{C_t}{C_0} \right)}{t},$$

где C_t и C_0 – концентрации клеток в экспоненциальной (логарифмической) фазе роста культуры в начале и конце опыта, t – время опыта (96 и 20 часов – время завершения фазы для ГОСТ Сценедесмус, ГОСТ Хлорелла и ПНД Хлорелла соответственно).

Токсикологические опыты проводили в условиях, аналогичных таковым при выращивании водорослей, но при добавлении в среду раствора бихромата калия ($K_2Cr_2O_7$), как «модельного» токсиканта, в концентрациях по навеске (мг/л): 0 – контроль; 0.2; 0.4; 0.8; 1.6 и 3.2. Продолжительность опытов составляла, согласно стандартизированным методикам, 48(72) часа (ГОСТ Сценедесмус и ГОСТ Хлорелла) и 20-22 часа (ПНД Хлорелла).

Для определения чувствительности тест объектов мы использовали наиболее эффективную для такой работы методику пробит-анализа [3]. Во всех опытах единицы пробит оценивали по степени подавления роста культуры в % от контроля (величина I) на 20-й (ПНД) или 72-й (ГОСТ) час после начала опыта, когда проявление фазы первичной декомпенсации проявлялось достаточно ярко.

Токсикологические опыты по методикам ГОСТ были проведены в 3-5-х повторностях, по методике ПНД – в 16 повторностях. В результатах приведены средние значения показателей. Расчеты (нахождение средней, ошибки средней, коэффициента Стьюдента) проводили с использованием элементарных статистических методов [4].

Учитывая, что опыты проводились в строго контролируемых условиях по отработанной методике, разброс от среднего не превышал 15 %.

Первоначально нами были детально проанализированы общие для всех исследованных культур водорослей закономерности роста на искусственных питательных средах. Во всех случаях водоросли начинали расти практически сразу после пересева на новую среду, без наличия классической лаг-фазы роста. Это, вероятно связано, с тем, что водоросли из маточной культуры всегда, согласно методике, пересевали в условия опыта только в экспоненциальной фазе роста.

Далее происходил быстрый логарифмический рост (лог-фаза), продолжительность которого составляла до 20 по методике ПНД Хлорелла и порядка 96 часов по методикам ГОСТ Сценедесмус и ГОСТ Хлорелла. На этом этапе клетки интенсивно делились, быстро росли, имели зеленую окраску. При дальнейшем выращивании культура переходила в фазу замедленного роста. При более длительном культивировании (более 32 часов по методике ПНД Хлорелла и 7 суток по методикам ГОСТ) происходило изменение пигментного состава водорослей, определяемое по изменению окраски культуры с интенсивно зеленой до желтовато-зеленой, уменьшение размеров клеток. Вероятно, эта фаза была связана с истощением питательных веществ, а также, возможно, с отравляющим действием продуктами метаболизма самих клеток в плотной культуре.

Основные различия роста культур заключались в их скоростях и максимальных значениях плотности на время завершения экспоненциальной фазы. Для интегральной характеристики темпов роста мы рассчитали для всех исследованных культур удельные скорости роста (μ , $1/ч$) приблизительно на момент завершения этой фазы роста (20 часов по методике ПНД Хлорелла и 96 часов по методикам ГОСТ), средние значения которых из 3–5 повторов приведены ниже в таблице 1.

Таблица 1. Удельные скорости роста различных культур водорослей

Методика	μ , $1/ч$
ПНД Хлорелла, в установке КВ-05	0.190±0.021
ПНД Хлорелла, в установке КВМ-05 (2 % среда Тамия)	0.164±0.016
ГОСТ Сценедесмус	0.022±0.002
ГОСТ Хлорелла	0.028±0.003

Из рассчитанных величин μ хорошо видно, что скорость роста термофильного штамма хлореллы, выращиваемого по методике ПНД Хлорелла, очень значительно, почти в 7–9 раз превышает таковую у остальных водорослей. Хлорелла, выращиваемая по методике ГОСТ, обладала несколько более высокой скоростью роста, по сравнению со сценедесмусом.

К моменту завершения экспоненциальной фазы плотность водорослей могла достигать: ПНД Хлорелла – 5.0 млн. клеток/мл; ГОСТ Сценедесмус – 1.0 млн. клеток/мл и ГОСТ Хлорелла – 2.5 млн. клеток/мл.

Поскольку токсикологические опыты по методике ПНД Хлорелла проводились в специальной установке КВМ-05, отличающейся от установки для выращивания накопительной культуры КВ-05, мы подробно исследовали параметры роста хлореллы в условиях КВМ-05 при различных концентрациях среды Тамия (0, 2, 5, 10, 25 и 50%). В результате можно констатировать, что предлагаемая методикой ПНД Хлорелла 2% среда Тамия, в качестве контрольной среды действительно является оптимальной, поскольку скорость роста культуры на ней не намного меньше, по сравнению с таковой на более концентрированных средах, а проведение токсикологических экспериментов рекомендуется на как можно более разбавленных, чтобы избежать влияния составляющих эти среды веществ на токсичность исследуемых загрязнителей. Интересно отметить, что полное исключение элементов минерального питания (отмывание водорослей от среды центрифугированием и пересев на дистиллированную воду) не вызывало гибели культуры, но приводило к значительному, почти двукратному, снижению удельной скорости роста.

В итоге, все проанализированные нами эксперименты по выращиванию водорослей, показывают, что на относительно бедных элементами минерального питания средах Прата и 2% Тамия культуры всех видов водорослей имеют ярко выраженную экспоненциальную фазу роста в течение времени, необходимого, согласно

методикам, для обнаружения токсического действия загрязнителей в острых опытах, что свидетельствует об их пригодности для проведения токсикологических исследований.

Общим пунктом всех исследованных нами методик является необходимость контроля чувствительности биотеста с использованием стандартного, так называемого «модельного» токсиканта, хорошо изученного в токсикологическом отношении – бихромата калия. В соответствии с этим мы провели серию токсикологических экспериментов по представленным в методиках алгоритмам. Все исследованные нами концентрации не оказывали летального действия на микроводоросли, но в разной степени угнетали рост культур. Гибели микроводорослей мы не наблюдали даже при длительном инкубировании (до 7 суток). При чем, минимальное необходимое время, при котором достаточно ярко проявлялся токсический эффект как в опытах со сценедесмусом, так и в опытах с хлореллой, приходился на 72 часовой период, который мы и использовали для дальнейшей оценки чувствительности биотестов ГОСТ Сценедесмус и ГОСТ Хлорелла.

Анализ чувствительности биотеста в токсикологии – довольно сложная и длительная процедура. Тем не менее, известны методы оперативного предварительного анализа для сравнения их чувствительности – это методика пробит-анализа [3].

В соответствии с этим, мы использовали графический прием определения полуподавляющих рост культур концентраций токсиканта (EC_{50}) для всех альгобиотестов на рекомендуемый в методиках период (20-22 ч. ПНД Хлорелла и 48 (72) ч. ГОСТ Сценедесмус и ГОСТ Хлорелла). Оценка этих концентраций дает наиболее достоверный результат при проведении сравнительного анализа.

Графики пробит-анализа токсического действия на рост культур различных водорослей приведены на рисунке 1, с помощью которых мы оценили полуподавляющие концентрации (EC_{50}) по точкам пересечения пробита 5.0 с графиком.

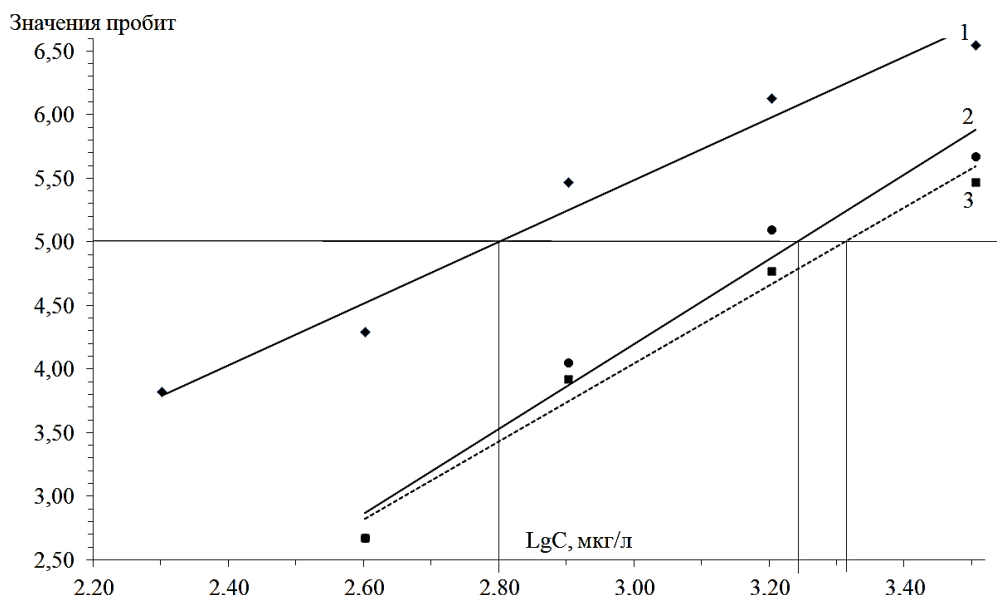


Рис. 1. Результаты пробит-анализа действия бихромата калия на рост культуры (% уменьшения плотности суспензии по сравнению с контролем – *I*) зеленых водорослей по методике: 1 – ПНД Хлорелла, 2 – ГОСТ Сценедесмус, 3 – ГОСТ Хлорелла.

Значения установленных графическим методом EC_{50} приведены в таблице 2. Из приведенных данных следует, что альгобиотесты ГОСТ Сценедесмус и ГОСТ Хлорелла обладали практически сходной чувствительностью к действию бихромата калия, поскольку критерий Стьюдента достоверных различий между их EC_{50} выявить не позволил (не подтверждена достоверность разности между средними).

В то же время альгобиотест ПНД Хлорелла был, в наших опытах по величине (EC_{50}), почти втрое более чувствительным, что, с учетом его значительно большей оперативностью, делает его самым предпочтительным для быстрого обнаружения острой токсичности природной и антропогенных вод.

Тем не менее, по установленным величинам EC_{50} все внедренные и апробированные нами альгобиотесты могут быть признаны приемлемыми для проведения биотестирования водной среды в острых опытах, поскольку соответствуют приведенным в стандартизованных методиках критериям чувствительности.

Таблица 2. Полуподавляющие рост водорослей (EC_{50}) концентрации бихромата калия (мг/л)

Разновидность культуры	EC_{50} , мг/л
ПНД Хлорелла, в установке КВМ-05	0.64±0.07
ГОСТ Сценедесмус	1.70±0.19
ГОСТ Хлорелла	2.04±0.21

Еще одной важной характеристикой опасности токсиканта для организма является угол наклона графика пробит-анализа к оси X – чем выше крутизна (т.е. чем меньше диапазон токсических концентраций), тем более специфичен и опасен токсикант для данной биологической системы. В наших опытах для всех выбранных во-

дорослей бихромат калия оказался специфически действующим и очень опасным токсикантом, поскольку диапазоны концентраций от пороговых до близких к летальным составили приблизительно от 0.4 до 3.2 мг/л. При этом, на графиках пробит-анализа видно, что на все альгобиотесты «модельный» токсикант оказывал сходное по механизму действие, так как эти графики расположены почти параллельно друг другу, т.е. практически под одним углом наклона к оси концентраций.

Выводы

1. Эксперименты по выращиванию водорослей, показали, что на относительно бедных элементами минерального питания средах Прата и 2% Тамия культуры водорослей имеют ярко выраженную экспоненциальную фазу роста в течение времени, необходимого, согласно методикам, для обнаружения токсического действия загрязнителей в острых опытах, что свидетельствует об их пригодности для проведения токсикологических исследований;
2. Рассчитанные величины μ роста культур водорослей в контрольных пробах составили: ПНД Хлорелла в установке КВМ-05 = $0.164 \pm 0.016 \text{ ч}^{-1}$, ГОСТ Сценедесмус = $0.022 \pm 0.002 \text{ ч}^{-1}$ и ГОСТ Хлорелла = $0.028 \pm 0.003 \text{ ч}^{-1}$;
3. Все апробированные нами альгобиотесты могут быть признаны приемлемыми для проведения биотестирования водной среды в острых опытах, поскольку соответствуют приведенным в стандартизованных методиках критериям чувствительности.
4. В наших опытах по величине EC_{50} альгобиотест ПНД Хлорелла оказался почти втрое более чувствительным по сравнению с ГОСТ Сценедесмус и ГОСТ Хлорелла, что, с учетом его значительно большей скорости роста и оперативности, делает его наиболее предпочтительным для быстрого обнаружения острой токсичности водной среды.

Список литературы

1. ГОСТ Р 54496-2011 (ИСО 8692:2004) Вода. Определение токсичности с использованием зеленых пресноводных одноклеточных водорослей // Национальный стандарт Российской Федерации. М.: Стандартинформ, 2012. – С. 57.
2. ПНД Ф Т 14.1:2:3:4.10-04 Методика измерений оптической плотности культуры водоросли хлорелла (*Chlorella vulgaris* Beijer) для определения токсичности питьевых, пресных природных и сточных вод, водных вытяжек из грунтов, почв, осадков сточных вод, отходов производства и потребления // Токсикологические методы контроля. М. 2014. – С. 36.
3. Прозоровский В.Б. Использование метода наименьших квадратов для пробит-анализа кривых летальности / В. Б. Прозоровский // Фарм. и токсикол. 1962. Т. 25, в. 1. С. 115.
4. Лакин Б. Ф. Биометрия: учебное пособие для биол. спец. вузов / Б. Ф. Лакин. М.: Изд-во: Высш. шк., 1990. – 352 с.

БИОТИЧЕСКИЙ ОБМЕН МИНЕРАЛЬНОГО ФОСФОРА В ЭВФОТИЧЕСКОЙ ЗОНЕ ЧЕРНОГО МОРЯ

В.Н. Поповичев

*Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского РАН,
299011 Севастополь, пр. Нахимова, д. 2, Крым, Россия, popovichev@ukr.net*

На базе экспериментальных материалов, полученных с использованием радиоактивного фосфора (^{32}P) в условиях близких *in situ*, и на сопоставлении их с литературными данными рассматриваются некоторые особенности биотического обмена минерального фосфора в эвфотической зоне Черного моря.

Фосфор является одним из наиболее важных биогенных элементов, участвующих в метаболических процессах гидробионтов и способных оказывать лимитирующее воздействие на первичное продуцирование фитопланктоном органического вещества (ОВ). Для различных представителей морских организмов коэффициенты его накопления (K_n) варьируют от десятков и сотен до десятков тысяч единиц. В Черном море (ЧМ) фосфор находится преимущественно в растворимой минеральной форме фосфатных анионов HPO_4^{2-} и H_2PO_4^- . В морской радиохемозологии, активно участвующей в решении многих гидробиологических задач, сформированы представления о единстве механизмов продуктивности и биотического кондиционирования среды в экосистемах фотической зоны Мирового океана [1]. На основе теоретических представлений о фосфорном обмене гидробионтов одним из современных подходов в изучении потоков фосфора в морских экосистемах и оценки его лимитирующей роли в продуцировании ОВ является сочетание аналитических методов определения содержания минерального фосфора в морской среде, метода радиоактивных индикаторов в экспериментальных условиях и анализа наблюдений [1, 2].

Цель данной работы: анализ и сопоставление полученных экспериментальных данных (с использованием ^{32}P в качестве радиометки) по интенсивностям поглощения и сорбции минерального фосфора различными размерными фракциями живого (биотического) и косного (абиотического) компонентов природной взвеси из эвфотической зоны ЧМ.

Как известно [3], в процессе создания ОВ продуцентами водной среды минеральный фосфор включается в биологический круговорот, об интенсивности которого можно судить по кинетическим характеристикам. Важным показателем фосфорного обмена является скорость его поглощения биотическим компонентом sestона (взвеси или взвешенного вещества) – живыми планктонными организмами. Однако, связь продукционного про-

цесса с фосфорным обменом имеет неоднозначный характер: в малопродуктивных водоёмах скорости обмена могут быть низкими, а в высокопродуктивных – высокими, даже при одинаковых концентрациях фосфора в воде. Количественная оценка процесса обмена фосфором между компонентами экосистемы необходима для понимания внутреннего баланса этого элемента в водоёмах.

Также известно [3], что развитие биоты в водной экосистеме определяется набором гидрологических и гидрохимических параметров, значения которых создают определённую степень благоприятности для её сообщества. В соответствии с концепциями лимитирования Ю. Либиха («закон минимума») и В. Шелфорда («закон толерантности»), определяющая роль принадлежит тому фактору, который в конкретных условиях ограничивает рост и размножение организмов. Для водных экосистем лимитировать продуцирование фитопланктона и высшей водной растительности могут – пространственные размеры водоёма, термические, гидродинамические и гидрооптические факторы, газовый режим, рН, общая минерализация и концентрация биогенных элементов. О роли фосфора как лимитирующего фактора, имеющего наибольшее экологическое значение, известно, что из всех элементов, присутствующих в живых организмах отношение его количества к количеству других элементов в организмах обычно гораздо выше, чем соответствующее отношение в тех источниках, откуда организмы черпают необходимые им элементы. Таким образом, недостаток фосфора в большей степени ограничивает продуктивность в том или ином районе, чем недостаток любого другого вещества, за исключением воды.

Представление о фосфоре, как основном элементе, лимитирующем продуктивность фитопланктона, сложилось после обзорно-теоретической работы Рэдфилда [3]. Гипотеза о лимитировании водных экосистем углекислым газом оказалась несостоятельной, хотя в лабораторных экспериментах данный эффект наблюдался. В то же время некоторыми исследователями было показано, что, поскольку скорость фиксации атмосферного азота гидробионтами относительно невелика, то в определённые периоды в локальных водных экосистемах может преобладать азотное лимитирование, связанное со скоростью водообмена. Также эмпирически была установлена связь между концентрацией общего фосфора в воде с величиной хлорофилла-«а», характеризующей интенсивность процесса первичного продуцирования в водоёме, а это означало, что концентрация общего фосфора может считаться показателем уровня трофности водоёма.

Несмотря на то, что количество фосфора в воде обусловлено соотношением скорости его поглощения и выведения, химические анализы, дающие информацию о содержании элемента только в каком-то компоненте изучаемой экосистемы, не позволяют непосредственно определить скорость перехода вещества между ними. Так, в лимнологии попытки изучения фосфорного цикла в искусственных экосистемах и в природных исследованиях с применением удобрений не привели к значительному прогрессу в понимании механизмов круговорота фосфора. Они показали, что добавление биогенных элементов в воду прудов и озёр приводило к увеличению биомассы водорослей и величин первичной продукции, но не вскрывало самих механизмов явления и не давало возможности измерить скорость потребления биогенных элементов живыми организмами.

Антропогенный пресс, достигший к концу XX века колоссальных размеров и «вылившийся» в проблему глобального эвтрофирования гидросферы в целом и особенно континентальных водоёмов, привёл к необходимости её актуального решения. Например, анализ экологической ситуации в критических зонах Чёрного моря привёл Ю.П. Зайцева и Г.Г. Поликарпова [4] к выводу о том, что в числе химических веществ, вызвавших наиболее глубокие изменения в биоте и экосистеме моря в целом, фигурируют минеральные и органические соединения азота и фосфора. Их возросший приток, совпавший по времени с бурным развитием в водосборном бассейне отраслей промышленности и сельского хозяйства, генерирующих в качестве отходов различные биогенные вещества, стал основной причиной антропогенной эвтрофикации моря – мощнейшего и неоднозначного фактора, воздействующего на биопродукционные процессы. Подобные анализы базируются на данных, полученных с применением разнообразных методов исследований. Так, более чем полувековое применение радиотрассерного метода с использованием в качестве метки радиоактивных изотопов ^{32}P и ^{33}P для изучения фосфорного баланса водоёмов привело к значительному росту информативности исследований. С его применением был обнаружен быстрый переход метки из воды в живые организмы, а также наличие постоянного обмена веществом между компонентами экосистемы. Это противоречило ранее сложившемуся мнению о потреблении фосфора планктоном в начале вегетационного сезона и выделении его осенью, что, как считал Д. Хатчинсон [3], явилось одним из самых важных открытий в лимнологии.

Основополагающий вклад в изучение механизмов и скоростей включения фосфора в сестон внесла группа канадских учёных под руководством Ф. Риглера [5], разработавших методику исследований, ставшую впоследствии стандартной. Она заключается в том, что в сосуд, содержащий культуру водорослей или воду из водоёмов в объёме 100 – 500 мл, вносят радиоизотоп в виде раствора соли ортофосфорной кислоты, количество которого зависит от чувствительности радиометрической аппаратуры, и затем, через определённые промежутки времени из сосуда отбирают аликвоты и фильтруют их для отделения взвешенных частиц. В момент внесения метки ($t=0$) удельная активность раствора наибольшая, а для взвеси (сестона) этот показатель равен нулю, но с течением времени всё больше метки переходит во взвесь. Результаты серии фильтрации фиксируют убывание удельной активности фильтрата, при этом концентрация общего фосфора и его радиоактивность в сосуде не изменяются, т.е. происходит перераспределение метки между компонентами системы. Тогда, в первом приближении, изменение радиоактивности фильтрата математически можно описать выражением: $C_{\text{вп}} = C_{\text{вро}} \cdot \exp(-p \cdot t)$, где t – время от начала опыта; $C_{\text{вп}}$ и $C_{\text{вро}}$ – радиоактивность воды (имп·мин $^{-1}$ ·мл $^{-1}$) соответственно в текущий (t) и начальный ($t = 0$) моменты времени; p – показатель скорости поглощения метки (константа обмена) с размерностью t^{-1} .

Процесс накопления в сестоне радиоизотопа, состоящий из противоположно направленных процессов его поглощения и выведения, идёт до тех пор, пока удельная активность обоих компонентов (сестона и воды) не сравняются. Выделение фосфора в среду само по себе вполне естественно и не вызывает сомнения, т.к. он

входит в состав биологически активных соединений, которые в организме постоянно синтезируются и разрушаются. Наблюдение процесса в достигнутой стационарной фазе не даёт возможности изучать его кинетику, а позволяет лишь судить о состоянии системы, при этом считается, что скорость обмена фосфора в течение всего опыта постоянна, и меняется только скорость перехода радиоиндикатора. Время оборота, за которое из раствора весь имеющийся фосфор перейдёт в seston и такое же его количество выделится обратно, определяется как: $T = 1 / p$. Малое время оборота фосфата в воде может наблюдаться при большом отношении взвешенного фосфора к растворимому минеральному и одновременно значительной доле живого вещества в sestone. Однако величина « p » не может быть универсальным показателем состояния экосистемы или степени обеспеченности её доступным фосфором, поскольку сама является функцией множества переменных. Закономерным шагом в изучении участия фосфора в продукционных процессах в водоёмах стал расчёт скорости его миграции (потока), т.е. переход от относительных показателей движения к абсолютным. Данная характеристика определяется как произведение константы скорости обмена на концентрацию участвующего в нём вещества: $V_p = p \cdot C_b$, где V_p – скорость потока (абсолютная скорость поглощения), $\text{мкгР} \cdot \text{л}^{-1} \cdot \text{ч}^{-1}$; p – константа скорости, ч^{-1} ; C_b – концентрация фосфора в среде, $\text{мкгР} \cdot \text{л}^{-1}$ [2]. Однако вопрос о величине потока осложняется недостатком знаний о химическом составе доступного для потребителей форм фосфора. В зависимости от степени дефицита элемента и времени контакта потребителей с его соединениями, имеющимися в воде, концентрация доступного фосфора находится между общим растворённым и фосфатным фосфором. Кроме того, поток фосфора во многом зависит от физиологического состояния клеток, их способности запасать фосфор – от их предьстории.

К концу 70-х годов 20-го века И.А. Киселевым [6] были обобщены накопленные литературные данные по поглощению и усвоению фосфора пресноводными и морскими планктонными водорослями и сформулированы следующие выводы:

1. Водоросли могут интенсивно и быстро извлекать из воды фосфор и запасать его в клетках сверх своих непосредственных потребностей.
2. Минимальные дозы фосфора, ниже которых размножение прекращается, у некоторых диатомовых равны $0.05 - 0.06 \text{ мкгР} / 10^6$ клеток.
3. Многие водоросли имеют большие популяции в водах, содержащих очень мало фосфора.
4. Для некоторых золотистых водорослей фосфаты токсичны при малых концентрациях.
5. Разные виды водорослей нуждаются для своего развития в различном количестве фосфора.
6. Скорость поглощения фосфора неодинакова у разных видов.
7. При малом содержании фосфора в водоёмах его мало содержится и в клетках водорослей.
8. Имеется разница в фосфатном питании водорослей при наличии или отсутствии света.
9. Фосфорное голодание вызывает различия в морфологии, в плавучести или подвижности клеток водорослей.

Оставаясь основополагающими в изучении круговорота фосфора в пресноводных и морских водоёмах, эти положения с течением времени дополнялись конкретным материалом. К настоящему времени в научной литературе накоплены обширные знания по экологии фосфора и в частности в водной среде. Весомый вклад в изучение фосфорного обмена в водах Черного моря внесли исследования сотрудников ФИЦ ИнБЮМ РАН [1, 2, 4, 7], базирующиеся на данных морских экспедиций в рейсах НИС «Профессор Водяницкий».

В частности, экспедиционные исследования, проведённые в западной части Чёрного моря свидетельствуют, что влияние взвесей имеет высокую значимость в распределении фосфора. Значение константы Михаэлиса–Ментен, рассматриваемой в качестве осреднённого показателя степени обеспеченности биотического компонента взвесей минеральным фосфором, в целом не зависит от сезона года, однако её значения определяются солёностью вод, концентрацией хлорофилла-«а» и содержанием фосфатов (PO_4) в воде [2].

Анализ полученных данных даёт основание говорить, что в летний период в западной части ЧМ возможно лимитирование продукционных процессов фитопланктона минеральным фосфором при его концентрациях менее $1 \text{ мкгР} \cdot \text{л}^{-1}$, т.к. интенсивность его биотического оборота в фотическом слое в 3–4 раза выше летом, чем весной. Это обусловлено более низким содержанием в воде фосфатов в летний период, связанное с деэвтрофирующей функцией экосистемы – седиментационным выносом фосфора из фотического слоя [2]. При концентрации PO_4 в воде, составляющей $1.8 \text{ мкг Р} \cdot \text{л}^{-1}$, удельная (на $1 \text{ мг Хл} - \text{«а»}$) абсолютная скорость поглощения минерального фосфора биотическим компонентом взвеси (планктонным сообществом) в среднем составляет половину от максимальной. При повышении содержания PO_4 до уровня $10 - 15 \text{ мкг Р} \cdot \text{л}^{-1}$, данная величина биотического поглощения минерального фосфора практически достигает максимального значения ($V_m = 10.4 \text{ мг Р} \cdot (\text{мгХл} - \text{«а»})^{-1} \cdot \text{сутки}^{-1}$). В этом случае следует ожидать гиперэвтрофирующего действия фосфора на состояние экосистемы фотического слоя, а также снижения вклада биотических процессов в деэвтрофикацию вод северо-западной части Чёрного моря (СЗЧ ЧМ) по мере повышения содержания PO_4 в водной среде.

Также интересные результаты получены нами при изучении фосфорного обмена природной взвеси поверхностного слоя в зонах смешения вод Черного моря с речными водами Дуная (СЗЧ ЧМ) и Чороха (ЮВЧ ЧМ). Этот интерес продиктован тем, что барьер «река–море» является определяющим биогеохимическим фактором для пелагиали морей и океанов, на котором осаждаётся подавляющая часть речных взвесей (70–95%) и происходит переход от преобладания взвешенных форм химических элементов, типичных для речных вод, к растворённым формам [2, 7].

Анализ полученных материалов в целом показал, что для взвесей с увеличением солёности поверхностных вод вклад сорбции в поглощение минерального фосфора снижался в среднем с 80 до 20% для устьевой зоны Дуная и с 94 до 44% – для Чороха.

Интенсивность поглощения минерального фосфора, как живым, так и космым компонентом взвесей в устьевой зоне Чороха была более чем на порядок выше по сравнению с устьевой зоной Дуная, что отражается соответствующими оценками периода его оборота. Так, живой компонент взвесей характеризовался диапазо-

ном значений периода оборота минерального фосфора – от 4.3 до 50.8 суток для приустьевой зоны Дуная и от 5.3 до 185.0 ч для Чороха.

Для устьевой зоны Дуная при солёности менее 12.3 ‰ основной вклад (более 55%) в поглощении минерального фосфора взвесью (в весенний период) приходится на её микро- и нанодракции (> 2 мкм), а свыше 12.3 ‰ – на пикофракцию (< 2 мкм). Для устьевой зоны Чороха ведущая роль (вклад более 83%) в поглощении минерального фосфора взвесью (в осенний период) во всём исследуемом диапазоне солёности (9.3 – 17.9 ‰) принадлежит её микро- и нанодракциям (> 1.2 мкм).

Относительный максимум поглощения минерального фосфора взвесью для устьевых зон Дуная и Чороха приурочен к диапазону солёности 8 – 14 ‰, соответствующему локализации гидрохимического барьера «река-море».

Работа выполнена по теме государственного задания «Молисмологические и биогеохимические основы гомеостаза морских экосистем» (№ гос. регистрации АААА-А18-118020890090-2).

Список литературы

1. Поликарпов Г.Г., Егоров В.Н. Морская динамическая радиохемозология. М.: Энергоатомиздат, 1986. – 176 с.
2. Поповичев В.Н., Егоров В.Н. Обмен минерального фосфора взвешенным веществом в фотической зоне Черного моря // Радиоэкологический отклик Черного моря на чернобыльскую аварию / Под ред. Г.Г. Поликарпова и В.Н. Егорова. – Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 2008. С.548–574.
3. Одум Ю. Основы экологии. – М.: Мир, 1975. – 744 с.
4. Зайцев Ю.П., Поликарпов Г.Г. Экологические процессы в критических зонах Черного моря: синтез результатов двух направлений исследований с середины XX до начала XXI веков // МЭЖ, 2002. Т. 1, № 1. С. 33–55.
5. Риглер Ф.Х. Динамическая точка зрения на фосфорный цикл в озёрах. – В кн.: Фосфор в окружающей среде. – М.: Мир, 1977. С. 586–624.
6. Киселёв И.А. Планктон морей и континентальных водоёмов. Т. 2. Распределение, сезонная динамика, питание и значение. – Л., 1980. – 440 с.
7. Поповичев В.Н. Фосфорный обмен взвешенного вещества эвфотической зоны Черного моря // Радиохемозология: успехи и перспективы: материалы чтений памяти акад. Г. Г. Поликарпова, Севастополь, 14-16 августа 2019 г. / Федер. исслед. центр «Ин-т биологии юж. морей им. А. О. Ковалевского РАН». Севастополь: ФИЦ ИнБЮМ, 2019. – С. 36.

ВЗВЕШЕННОЕ ВЕЩЕСТВО В АКВАТОРИЯХ ЧЕРНОГО И АЗОВСКОГО МОРЕЙ ВБЛИЗИ КРЫМСКОГО ПОЛУОСТРОВА (ПО МАТЕРИАЛАМ РЕЙСОВ НИС «ПРОФЕССОР ВОДЯНИЦКИЙ» В 2016-2019 ГГ.)

В.Н. Поповичев, А.П. Стецюк

Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского РАН, 299011 Севастополь, пр. Нахимова, д. 2, Крым, Россия, popovichev@ukr.net

Показано, что значения концентрации общей взвеси (фракция свыше 0.45 мкм) в акваториях Черного и Азовского морей, приуроченных к побережью Крыма, находятся в диапазоне от 0.1 до 16 мг(сух)·л⁻¹ и возрастают от летнего сезона к зимнему, и уменьшаются от прибрежных в сторону открытых акваторий.

Обострение экологических проблем, связанных с увеличением негативного влияния хозяйственной деятельности человека на природную среду, вызывает необходимость в усилении эколого-экономического подхода для выработки оптимальной стратегии рационального природопользования. В этой связи сохранение и наращивание биопродуктивности внутриконтинентальных водоёмов, морей и всего Мирового океана – насущная, практическая проблема, волнующая Человечество. От всесторонней оценки водных ресурсов, как значимого потенциала мировой экономики, зависит, с одной стороны, стратегия белкового питания и выбор тактики вылова рыбы и других полезных гидробионтов, с другой – продукция органического вещества (ОВ) обуславливает вопрос питания для всего населения Мирового океана, его живого вещества.

Известно [1, 2], что скорость новообразования ОВ в процессе его фотосинтеза регулирует обмен кислорода и углекислого газа между водной поверхностью и атмосферой и оказывает существенное влияние на климат планеты. Под продукцией ОВ понимают его образование за единицу времени (год) всей совокупностью организмов, населяющих моря и океаны. Новообразованное ОВ определяет процессы стабилизации коллоидов в морской воде, их сорбционную ёмкость, фиксацию отдельных соединений и их транспортирование в осадок. Фитопланктон является главным биопродуцентом, первоисточником основной массы ОВ, пребывающего как во взвешенном состоянии (ВОВ), так и в растворённом (РОВ). Живые и отмершие фитопланктонные клетки, их ассоциации и отдельные фрагменты представляют собой одну из наиболее распространённых групп суспендированных в морской воде частиц. Первичная продукция фитопланктона, как живая, биотическая часть взвешенного вещества (ВВ), претерпевает в толще воды сложные преобразования: клетки фитопланктонов не только отмирают, но и подвергаются деструкции под воздействием физико-химических условий среды, превращаясь в детрит. Являясь пищей для зоопланктона и микроорганизмов, фитопланктонный материал частично расходует-

ся на их энергетические нужды, а частично остаётся в составе ВВ, но уже не в исходном, а в трансформированном состоянии.

В физической химии морскую воду рассматривают как гетерогенную полидисперсную систему, где взвешенное вещество играет роль дисперсной фазы, а вода вместе с растворёнными в ней химическими соединениями – дисперсионной среды. Согласно литературным данным [2]: взвешенное вещество морской воды представляет собой обособленную фазу, состоящую из распределённых в воде частиц живой и неживой материи, обладающих различным составом и имеющих разные консистенции и размеры, которые, как правило, варьируют от 0.1 до 100 мкм. В отдельных случаях, когда развиваются колонии клеток фитопланктона, а также когда частицы ассоциируются во всякого рода образования, верхний предел размеров частиц определяется по наиболее крупным из них (до нескольких миллиметров). Р. Хорн [3] даёт для них более дробную классификацию, выделяя пять типов веществ – в соответствии с размерами их частиц. Два из них (растворённые и коллоидные) в точности соответствуют дисперсидам и дисперсоидам, а более крупные частицы дифференцированы на тонкодисперсные ($10^{-5} - 10^{-3}$ см), грубодисперсные (более $5 \cdot 10^{-3}$) и мусть. Для последнего типа размеры частиц не указаны, но приводится перечень, согласно которому в составе мути могут содержаться приносимые реками и ветром минеральные вещества, детрит, микроорганизмы и даже активно передвигающиеся организмы. Согласно классификации, принятой в коллоидной химии, взвешенное вещество морской воды следует отнести к группе грубодисперсных систем. И в практике к взвешенному относится то вещество, которое удерживается на фильтре с порами 0.45 мкм, на фильтре стеклянного волокна (размеры пор 1 – 2 мкм). Нижний предел размеров частиц морской взвеси, устанавливаемый по размеру пор на фильтре, условен.

Размеры и формы взвешенных частиц определяют поверхность их раздела с водой [2, 3]. Общая площадь раздела дисперсной системы «вода – взвешенное вещество» весьма значительна, а удельная поверхность, т.е. отношение площади поверхности к объёму, у взвешенных в морской воде биокосных частиц составляет $10^3 - 10^7$ м⁻¹. Вместе с тем, наиболее активной поверхностью является поверхность живого компонента взвеси: при средней численности одноклеточных водорослей, находящейся в диапазоне $10^3 - 10^9$ клеток в литре, общая площадь поверхности клеток составляет около 1 м² в 1 м³ воды (или в 1 л содержится ~ 10 см² клеточной поверхности). Это означает, что при водной толще в 100 м на единицу поверхности дна приходится 100 единиц активной живой поверхности, через которую проходит весь набор химических соединений, которыми клетки обмениваются со средой. В целом в расчёте на массу удельная поверхность взвеси составляет в среднем 10–40 м²·г⁻¹. Следовательно, взвешенное вещество является носителем самой большой поверхности раздела в Мировом океане, что и обеспечивает ему ведущую роль в активизации многих важных процессов в морских экосистемах.

Концентрация взвеси в водах Мирового океана изменяется от следовых количеств (в открытых районах) до сотен миллиграммов (в устьях рек) в 1 л воды в расчёте на сухой материал [1]. Средняя её оценка для Чёрного моря составляет 0.9–1.2 мг·л⁻¹ [4]. По расчётам А.П. Лисицына [5], основанным на средней концентрации взвеси в 1 мг·л⁻¹, в водах Мирового океана содержится $1.37 \cdot 10^{12}$ т сухой взвеси. Эта величина даёт представление о количестве лишь той части взвешенного материала, которую можно выделить искусственным путём в лабораторных условиях после сушки высокогидратированной взвеси. Сырая же масса взвешенного вещества выше массы его сухого остатка на один-полтора порядка величин, отсюда, глобальная масса ВВ Мирового океана колеблется в пределах $(1.37 - 2.06) \cdot 10^{13}$ т, составляя в среднем $1.71 \cdot 10^{13}$ т (сырой массы). Распределение содержания взвеси в толще морских и океанических вод чрезвычайно сложно и зависит от множества факторов, например: климатической зональности, влияния континентов, динамики вод и характеризуется большой изменчивостью и по вертикали, и по горизонтали, и во времени.

Целью проводимых нами исследований в рамках посезонного мониторинга прибрежных к Крымскому полуострову и открытых акваторий Чёрного и Азовского морей являлось изучение распределения концентрации общей взвеси в поверхностной и глубинной воде. Концентрацию ВВ в пробах воды определяли методом «мембранного фильтрования» [2], фильтруя воду объёмом 1.5–2.0 л через предварительно взвешенные нуклеопоровые фильтры с размером пор 0.45 мкм, с последующим их высушиванием при температуре 65 °С и взвешиванием на микроаналитических весах «Sartorius», с погрешностью измерения 0.1 мг. Относительная погрешность определения ($C_{\text{ВВ}}$, мг(сух)·л⁻¹) в среднем составляла 22 % [6]. Значения концентрации общей взвеси, выраженные для сухой массы, пересчитывали на сырую массу, используя коэффициент пересчёта «сырой/сухой» для черноморской взвеси равный 12.5 [2].

Как один из полученных результатов наших исследований [6]: определение и последующий анализ распределения концентрации общей взвеси ($C_{\text{ВВ}}$, мг(сух)·л⁻¹) в пробах воды с разных горизонтов, отобранных на пяти станциях в 3-м глубоководном этапе 96-рейса НИС «Профессор Водяницкий», проведённом с 26 июля по 9 августа 2017 г. в открытых акваториях Чёрного моря, приуроченных к западной и восточной халистатикам, показало относительно низкие её величины по сравнению с таковыми для прибрежных вод. Диапазон $C_{\text{ВВ}}$ для всей 2-километровой водной толщи изменялся от 0.2 до 1.2 мг (сух)·л⁻¹ с максимальными величинами в поверхностном слое, промежуточными – в С-слое (слой сосуществования кислорода и сероводорода) и минимальными – в глубинной сероводородной зоне вблизи дна черноморской котловины.

Также, как пример, на рис. 1 показана фото-схема выполненных в осенне-зимний период (18.11–10.12.2018 г.) в 105-рейсе НИС «Профессор Водяницкий» рабочих станций в Чёрном море (тёмные кружки внутри его абриса) и последующему определению значений концентрации общей взвеси в поверхностной воде (цифры белого цвета – $C_{\text{ВВ}}$, мг(сух)·л⁻¹). Установлено, что значения $C_{\text{ВВ}}$ изменяются в диапазоне от 0.4 до 4.8 мг(сух)·л⁻¹ и с весьма неоднородным распределением по прибрежным и открытым акваториям моря. Максимальные её величины приурочены, в основном, к центрам циклонических вихрей [7] – восточного круговорота ($C_{\text{ВВ}} = 2.2$ мг(сух)·л⁻¹) и верхнего центрального, расположенного между «очками Книповича»

($C_{\text{взв}}=4.8 \text{ мг(сух)}\cdot\text{л}^{-1}$), а также – к северной периферии западного антициклонического вихря, функционирующего вблизи мыса Тарханкут и Каламитского залива ($C_{\text{взв}} = 1.1 \text{ мг(сух)}\cdot\text{л}^{-1}$ и $C_{\text{взв}} = 1.7 \text{ мг(сух)}\cdot\text{л}^{-1}$).

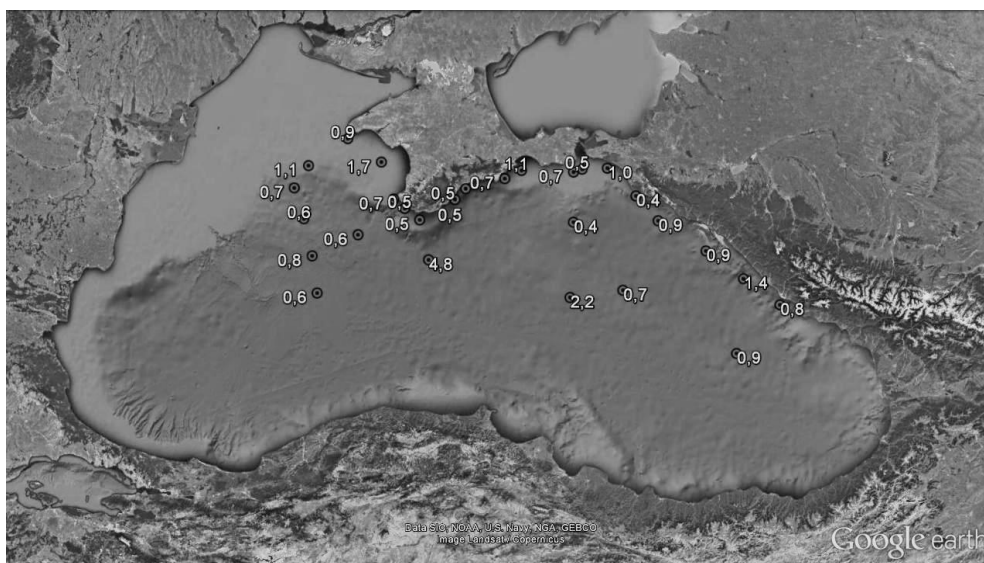


Рис. 1. Фото-схема выполненных в 105-рейсе НИС «Профессор Водяницкий» рабочих станций (тёмные кружки) по определению в осенне-зимний период значений концентрации общей взвеси в поверхностной воде (цифры белого цвета – $C_{\text{взв}}$, $\text{мг(сух)}\cdot\text{л}^{-1}$)

По результатам обработки проб воды, отобранных в рейсах НИС «Профессор Водяницкий» в летний, осенний и зимний периоды 2016 – 2019 гг., установлено, что концентрация общей взвеси ($C_{\text{взв}}$, $\text{мг(сух)}\cdot\text{л}^{-1}$) в поверхностной воде Черного и Азовского морей в акваториях, приуроченных к побережью Крыма, возрастает от летнего сезона к зимнему. Это связано, по нашему мнению, с соответствующим изменением природно-климатических условий, влияющих на гидрологию вод и обуславливающих изменение их летнего «стратификационного» статуса к зимнему – «перемешаному» за счёт возрастающего осенью воздействия фактора ветрового перемешивания вод. Диапазоны оценок концентрации общей взвеси в поверхностной воде этих морей сведены в таблицу 1.

Таблица 1. Посезонная концентрация общей взвеси в пробах воды из акваторий Черного и Азовского морей, приуроченных к Крымскому полуострову

Сезоны года	Концентрация общей взвеси ($C_{\text{взв}}$, $\text{мг(сух)}\cdot\text{л}^{-1}$)	
	Черное море	Азовское море
Лето	0.2 – 2.6	3.1 – 4.2
Осень	0.5 – 2.8	7.0 – 14.1
Зима	0.1 – 4.8	1.5 – 16.0

Проведённые исследования показали, что значения концентрации общей взвеси ($C_{\text{взв}}$) в акваториях Черного и Азовского морей, приуроченных к побережью Крыма, находятся в диапазоне от 0.1 до 16 $\text{мг(сух)}\cdot\text{л}^{-1}$ и, в целом, возрастают – от летнего сезона к зимнему, и уменьшаются – от прибрежных в сторону открытых акваторий. Концентрация общей взвеси в поверхностной воде Азовского моря по сравнению с Черным – во все сезоны года выше (в среднем) в 4.1 раза: летом – в 2.6, осенью – в 6.4, зимой – в 3.6 раза.

Также установлено, что значения $C_{\text{взв}}$ изменяются с весьма неоднородным распределением по прибрежным и открытым акваториям Черного моря. Максимальные её величины, зафиксированные в осенне-зимний период 2018 г., были приурочены, в основном, к центрам циклонических вихрей – восточного круговорота ($C_{\text{взв}}=2.2 \text{ мг(сух)}\cdot\text{л}^{-1}$) и верхнего центрального, расположенного между «очками Книповича» ($C_{\text{взв}}=4.8 \text{ мг(сух)}\cdot\text{л}^{-1}$), а также – к северной периферии западного антициклонического вихря, функционирующего вблизи мыса Тарханкут и Каламитского залива ($C_{\text{взв}} = 1.1 \text{ мг(сух)}\cdot\text{л}^{-1}$ и $C_{\text{взв}} = 1.7 \text{ мг(сух)}\cdot\text{л}^{-1}$). Вместе с тем, исследования, проведённые летом 2017 г. в открытых акваториях Черного моря, приуроченных к западной и восточной халистатикам, показали относительно низкие её величины по сравнению с таковыми для осенне-зимнего периода. Диапазон $C_{\text{взв}}$ для всей 2-километровой водной толщи изменялся от 0.2 до 1.2 $\text{мг(сух)}\cdot\text{л}^{-1}$ с максимальными величинами в поверхностном слое, промежуточными – в С-слое (слой сосуществования кислорода и сероводорода) и минимальными – в глубинной сероводородной зоне вблизи дна черноморской котловины.

Работа выполнена по теме государственного задания «Молисмологические и биогеохимические основы гомеостаза морских экосистем» (№ гос. регистрации АААА-А18-118020890090-2).

Список литературы

1. Виноградов А.П. Избранные труды. Геохимия океана. – М.: Наука, 1989. – 220 с.

2. Витюк Д.М. Взвешенное вещество и его биогенные компоненты. – К.: Наук. думка, 1983. – 212 с.
3. Хорн Р. Морская химия (структура воды и химия гидросферы). – М.: Мир, 1972. – 400 с.
4. Тримонис Э.С., Шимкус К.М. Количественное распределение взвеси в Черном море // Океанология, 1976. – Т. 16, 4. – С. 648 – 654.
5. Лисицын А.П. Осадкообразование в океанах. – М.: Наука, 1974. – 438 с.
6. Поповичев В.Н., Стецюк А.П. Взвешенное вещество в акваториях Черного и Азовского морей вблизи Крымского полуострова (по материалам рейсов НИС «Профессор Водяницкий» в 2016-2017 гг.) / Пищевые технологии: исследования, инновации, маркетинг: Материалы I Национальной научно-практической конференции (Керчь, 1-3 октября 2018). – Симферополь: Изд-во SololRich, 2018. – С. 152-154.
7. Сорокин Ю.И. Черное море: Природа, ресурсы. – М.: Наука, 1982. – 217 с.

ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНЫЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ВОЗДЕЙСТВИЯ РТУТИ НА ФОТОСИНТЕЗ МИКРО- И МАКРОФИТОВ СЕВАСТОПОЛЬСКИХ БУХТ

В. Н. Поповичев, А. П. Стецюк

*Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского РАН,
299011 Севастополь, пр. Нахимова, д. 2, Крым, Россия, popovichev@ukr.net*

Представлены результаты экспериментального изучения влияния разных добавок в нативную воду ртути (в виде HgCl_2) на скорость и уровень аккумуляции радиоуглерода (^{14}C) фитопланктоном и характерным представителем макрофитов севастопольских бухт – многолетней зелёной водорослью ульва.

Исследования токсичности загрязняющих веществ определяют последующий выбор методов и приёмов при решении задач биологического тестирования качества морской среды. Знания о воздействии ртути на различные объекты водной биоты входят в методологическую, теоретическую и эмпирическую базу весьма актуальной проблемы загрязнения токсикантами водной среды, где ртуть, относящаяся к высокотоксичным тяжелым металлам, обладает способностью накапливаться в гидробионтах до концентраций, превышающих предельно допустимые уровни.

Объектами проведённых исследований являлись: природная взвесь поверхностной воды, содержащая биотический компонент (микрофиты), продуцирующий в процессе фотосинтеза первичное органическое вещество (ОВ), а также – многолетняя зелёная водоросль ульва (*Ulva rigida* C. Agardh), как характерный представитель талломных макрофитов в прибрежной зоне севастопольских бухт.

Пробы воды и ульвы отбирали за 2–3 часа до постановки экспериментов, которые проводили как в условиях близких *in situ*, так и в лаборатории. Для получения оценок воздействия ртути на метаболические процессы микрофитов морской среды была использована процедура определения первичной продукции (ПП) радиоуглеродным методом, являющимся одним из основных в современной гидробиологии. Его принцип основан на допущении, что внесённый в склянки меченый углерод (обычно в форме $\text{Na}_2^{14}\text{CO}_3$ или $\text{NaN}^{14}\text{CO}_3$), включается в процессы фотосинтеза ОВ с той же скоростью, как и стабильный изотоп углерода (^{12}C). Определения ПП радиоуглеродным методом осуществляется по стандартной схеме: отбор проб воды, добавление изотопа в склянки с водой, экспозиция, фильтрация и определение радиоактивности воды и фильтров с осаждённым сестоном [1]. Радиоуглеродной методикой «в модификации склянок» рекомендуется: одновременно со «светлыми» склянками в тех же условиях экспонировать пробы в «тёмных» склянках и при расчёте продукции за величину фотосинтеза принимается разность между фиксацией углекислоты в «светлой» и «тёмной» склянках. В наших экспериментах с радиоактивной меткой (^{14}C) роль склянок выполняли прозрачные 67-миллилитровые пластиковые флаконы, более устойчивые по сравнению со стеклом к ударному воздействию, что является весьма актуальным для условий близких *in situ*.

Для наблюдения за активностью живого компонента взвеси (микрофитов) в отношении его ассимиляции ^{14}C на фоне сорбционного процесса нами также инкубировались светлые и тёмные флаконы с добавками ингибитора жизненных процессов в виде насыщенного раствора сулемы в количестве 1 мл HgCl_2 на 1 л воды, при этом, согласно работы [2] концентрация ртути в воде будет составлять $48.7 \text{ мгHg}\cdot\text{л}^{-1}$ и данная концентрация являлась исходной при расчётах различных добавок сулемы в экспериментальные аквариумы с внесённым радиоуглеродом.

Для определения скорости продуцирования ОВ фитопланктоном использовали формулу: $C_\phi = C_k \cdot r / R$, где C_ϕ – величина фотосинтеза ($\text{мгC}\cdot\text{л}^{-1}$); C_k – общее количество углерода ($\text{мгC}\cdot\text{л}^{-1}$) во всех формах углекислоты в воде (CO_2 , HCO_3^- , CO_3^{2-}); r – радиоактивность ($\text{кБк}\cdot\text{л}^{-1}$), приобретённая фитопланктоном; R – радиоактивность ($\text{кБк}\cdot\text{л}^{-1}$), внесённая в опытные склянки и измеренная при тех же условиях, что и r [1]. При расчёте первичной продукции микрофитов использовали значение C_k , равное $36 \text{ мгC}\cdot\text{л}^{-1}$, при этом исходная радиоактивность ^{14}C в склянках (R) составляла $50 \text{ кБк}\cdot\text{л}^{-1}$, а относительная погрешность определения ПП – 18% [3].

Радиометрические измерения ^{14}C в аликвотах воды из инкубируемых склянок и во взвеси, осаждаемой на мембранных фильтрах "Sartorius" с размером пор 0.2 – 0.3 мкм, проводили в 20-миллилитровых стеклянных флаконах (виалах) на жидкостно-сцинтилляционном бета-спектрометре «1219 – RackBeta» с использованием сцинтилляционной жидкости «OrtiPhase – П» и периодические контролем работы прибора по прилагаемому ^{14}C -стандарту. Аналогично радиометрировали круглые фрагменты ульвы, предварительно перед экспериментом вырезанные из середины её талломов с помощью высечки диаметром 20 мм [3, 4].

Предварительный эксперимент по оценке воздействия добавок ртути на процесс аккумуляции ^{14}C биотическим компонентом взвеси в пробах поверхностной воды методом «тёмных и светлых склянок» был проведён в условиях близких *in situ*, когда склянки с пробами воды и внесённым радиоуглеродом возвращались в точку их отбора на 5-часовую дневную экспозицию. Полученные результаты свидетельствовали о том, что добавка в воду различных аликвот насыщенного раствора сулемы, составивших концентрацию ртути: 7.3, 15, 29, 58 и 110 $\text{мкгHg}\cdot\text{л}^{-1}$, во-первых, приводит к явному снижению относительного уровня аккумуляции ^{14}C взвешенным веществом по сравнению с «контролем», а во-вторых, в пределах 8%-й относительной погрешности указанный ряд добавочных в воду концентраций ртути отражает одинаковую степень безусловного ингибирования процесса аккумуляции ^{14}C взвесью как для «светлых», так и для «тёмных» склянок, начиная уже с его наименьшей концентрации ($7.3 \text{ мкгHg}\cdot\text{л}^{-1}$) [4]. И наши последующие эксперименты по выявлению толерантности микрофитов в отношении концентрации ртути в воде были проведены в условиях изменения двух физических факторов – температуры и освещённости, и приурочены к двум сезонам года – зиме и весне, характеризующихся разной интенсивностью продукционных процессов.

Так, рис. 1 отражает относительный уровень аккумуляции ^{14}C взвесью в пробах воды, отобранных в зимний период и инкубируемых в течение 1-суток как в лабораторных условиях (под световой решёткой) с разным содержанием в воде ртути, так и в условиях близких *in situ* – в качестве разновидности «контроля».

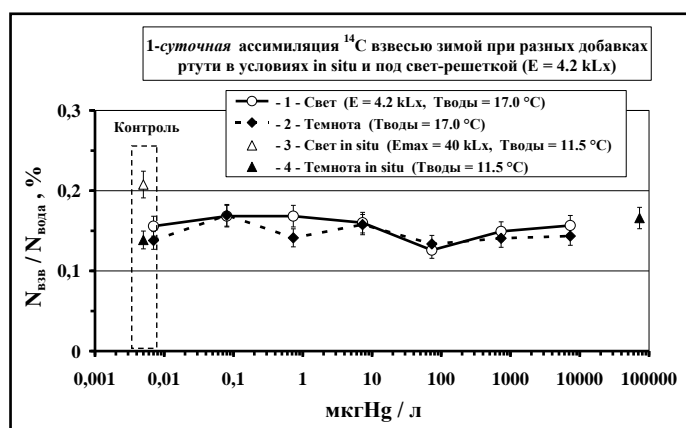


Рис. 1. Уровни аккумуляции ^{14}C взвесью поверхностной воды в зимний период относительно его содержания в воде ($N_{\text{взв}} / N_{\text{вода}}$, %), пробы которых находились в «светлых» и «темных» склянках в течение 1-суточной экспозиции в лабораторных условиях и близких *in situ*, и с различной добавочной концентрацией ртути ($\text{мкгHg}\cdot\text{л}^{-1}$).

Этот рисунок (рис. 1) иллюстрирует 7-порядковый диапазон изменения содержания ртути в воде: от природных концентраций до $73 \text{ мкгHg}\cdot\text{л}^{-1}$ и свидетельствует о том, что для зимнего сезона живая компонента взвеси (интегральная фракция $> 0.3 \text{ мкм}$), содержащаяся в пробах поверхностной воды, не проявила себя значимым изменением процесса аккумуляции ^{14}C взвесью как в «светлых» (диапазон изменения от 0.126% до 0.168%), так и в «тёмных» (диапазон изменения от 0.134% до 0.169%) склянках, экспонируемых в течение 1 суток в лаборатории под световой решёткой с квазипостоянной освещённостью ($E = 4.2 \text{ kLx}$) и температурой воды ($T_{\text{воды}} = 17.0 \text{ }^\circ\text{C}$). При этом по разности аккумуляции ^{14}C взвесью ($C_{\text{взв}} = 2.7 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$, сухой вес), содержащейся в «светлой» (0.156%) и «тёмной» (0.138%) склянках контрольной пробы получена оценка ПП = $6.4 \text{ мгC}\cdot\text{м}^{-3}\cdot\text{сутки}^{-1}$.

Вместе с тем, контрольная проба, параллельно инкубируемая в условиях *in situ* ($E_{\text{max}} = 40 \text{ kLx}$, $T_{\text{воды}} = 11.5 \text{ }^\circ\text{C}$), показала достаточно значимое различие в аккумуляции ^{14}C взвесью для «светлой» (0.208%) и «тёмной» (0.139%) склянок (рис. 1), что дало возможность оценить уровень ПП = $24.9 \text{ мгC}\cdot\text{м}^{-3}\cdot\text{сутки}^{-1}$. Разница в оценках ПП, полученных при естественном и искусственном освещении, несмотря на более высокую температуру воды в лабораторных условиях ($T_{\text{воды}} = 17.0 \text{ }^\circ\text{C}$), чем в условиях *in situ* ($T_{\text{воды}} = 11.5 \text{ }^\circ\text{C}$), указывает на превалирование в зимний сезон «светового» фактора в продуцировании ОВ фитопланктоном по сравнению с «температурным». В связи с этим в поздне-весенний период, характеризующийся высокой интенсивностью продукционных процессов, нами проведён аналогичный эксперимент с пробами воды и с талломами ульвы, отобранными в бухте Круглая (точка отбора: $44^\circ 36.095' \text{ с.ш.}, 33^\circ 26.452' \text{ в.д.}$).

На рис. 2 показаны относительные уровни аккумуляции ($N_{\text{взв}}/N_{\text{вода}}$, %) ^{14}C суммарной взвесью (фракция $> 0.2 \text{ мкм}$) поверхностной воды бухты Круглая, содержащейся в «светлых» и «темных» склянках в течение 1-суточной экспозиции в условиях близких *in situ* ($E_{\text{max}} = 97 \text{ kLx}$, $T_{\text{воды}} = 20.5 \text{ }^\circ\text{C}$), при концентрациях ртути ($\text{мкгHg}\cdot\text{л}^{-1}$) различающихся на семь порядков величин.

Для проб воды находящихся в «темных» склянках значения уровня аккумуляции ^{14}C взвесью во всём изучаемом диапазоне добавочных концентраций ртути значимо не отличались и в пределах 8%-й погрешности варьировали от 0.109% до 0.151%. При этом в контрольных склянках уровни аккумуляции ^{14}C взвесью ($C_{\text{вз}} = 1.8 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$, сухой вес) составили: 0.139% в «темной» и 0.601% в «светлой» и по разности этих значений определили величину ПП = $167.6 \text{ мгC}\cdot\text{м}^{-3}\cdot\text{сутки}^{-1}$, превышающую условный уровень эвтрофности (ПП = $100 \text{ мгC}\cdot\text{м}^{-3}\cdot\text{сутки}^{-1}$) [3]. Однако, для «светлых» склянок значения уровня аккумуляции ^{14}C взвесью в зависимости от добавочной концентрации в них ртути имели неоднозначный характер (рис. 2): они были

максимальными и оставались постоянными (около 0.6%) в пределах 8-процентной погрешности для диапазона концентраций ртути в воде севастопольских бухт от природных значений («контроль» – 7 нгHg·л⁻¹) [5] до 730 нгHg·л⁻¹, а затем начали снижаться с увеличением концентрации ртути в воде. Так, при увеличении концентрации ртути от 730 нгHg·л⁻¹ до 7.3 мкгHg·л⁻¹ уровень аккумуляции ¹⁴C взвесью в «светлых» склянках снизился на 19% относительно максимального, тем самым свидетельствуя о диапазоне концентрации ртути, в котором она достоверно начинает проявлять свою токсичность в отношении фотосинтетической активности микрофитов. Далее, с увеличением концентрации ртути от 7.3 до 73 мкгHg·л⁻¹ уровень аккумуляции ¹⁴C взвесью в «светлых» склянках снизился до уровня, которым характеризовались «тёмные» склянки, тем самым обусловив «концентрационную границу» ртути (73 мкгHg·л⁻¹), при достижении которой полностью ингибируются фотосинтетические процессы морских микрофитов. Полученные нами «ингибирующие оценки» для концентрации ртути в отношении микрофитов примерно на 2 порядка выше ПДК ртути для воды рыбохозяйственных водоёмов – 100 нгHg·л⁻¹ [6].

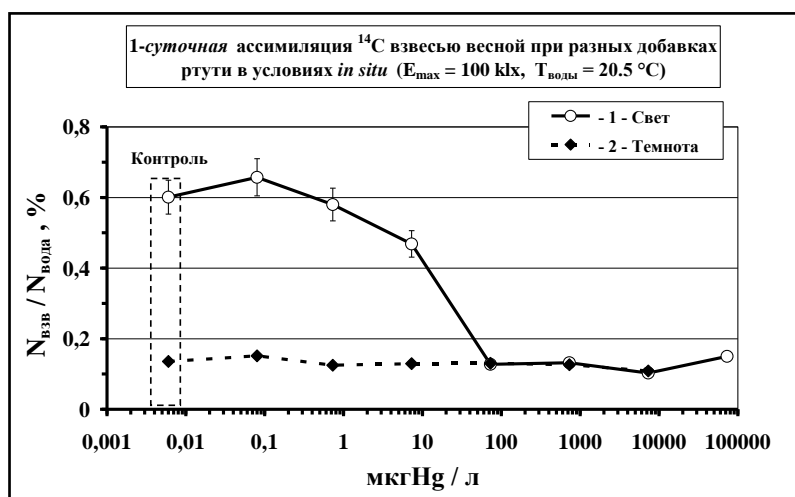


Рис. 2. Относительные уровни аккумуляции ¹⁴C взвесью ($N_{взв}/N_{воды}$, %) поверхностной воды бухты Круглая, содержащейся в «светлых» (1) и «темных» (2) склянках в течение 1-суточной экспозиции в поздне-весенний период в условиях близких *in situ*, при различной добавочной концентрации в них ртути (мкгHg·л⁻¹).

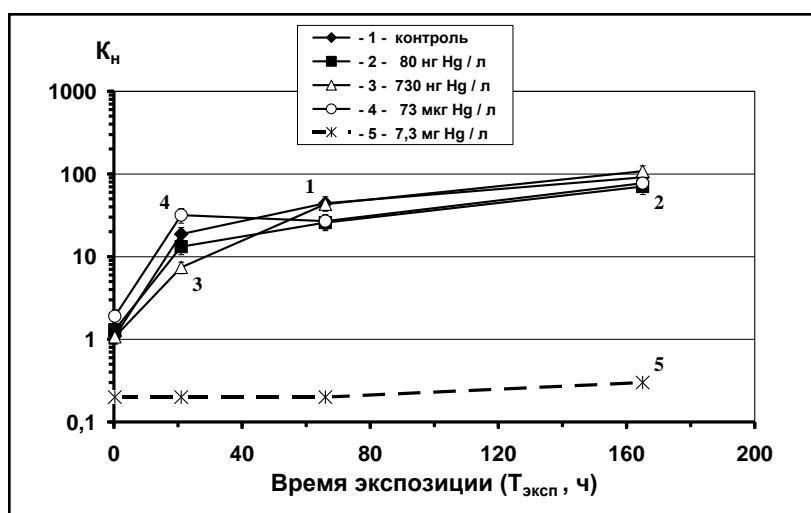


Рис. 3. Кинетика накопления ¹⁴C зелёной водорослью *Ulva rigida* при разных концентрациях ртути в морской воде, где K_n – коэффициент накопления ¹⁴C.

Исследование кинетики накопления ¹⁴C ульвой проводили при разных концентрациях ртути в морской воде (1-й вариант – контроль (7 нгHg·л⁻¹), 2-й – 5-й варианты, соответственно, с концентрацией ртути в воде – 80, 730, 7.3·10⁴ и 7.3·10⁶ нгHg·л⁻¹) [7]. При этом была зафиксирована первая краткосрочная 15-минутная экспозиция влияния ртути на накопление ¹⁴C ульвой. Высокая концентрация ртути в воде (7.3·10⁶ нгHg·л⁻¹) с первых минут эксперимента действовала угнетающе на процессы метаболизма водоросли и в целом наблюдали разнонаправленные изменения интенсивности накопления ¹⁴C ульвой. В диапазоне концентраций 7 – 730 нгHg·л⁻¹ коэффициенты накопления – K_n ¹⁴C не различались. При концентрации 7.3·10⁴ нгHg·л⁻¹ наблюдали увеличение, а при концентрации 7.3·10⁶ нгHg·л⁻¹ – резкое угнетение аккумуляции радиоуглерода водорослью.

Увеличение K_n ^{14}C при концентрации $7.3 \cdot 10^4$ $\text{нгHg} \cdot \text{л}^{-1}$ можно рассматривать как адаптационную реакцию водоросли на острое воздействие химического токсиканта, а резкое угнетение накопления радиоуглерода при концентрации $7.3 \cdot 10^6$ $\text{нгHg} \cdot \text{л}^{-1}$ – как свидетельство превышения адаптивного потенциала водоросли. При более длительных экспозициях (до 7-ми суток) тенденции изменения K_n ^{14}C ульвой в полулогарифмическом масштабе представлены на рис. 3.

На седьмые сутки эксперимента, в пределах 20%-й погрешности определения значений K_n ^{14}C ульвой, уровни накопления радиоуглерода водорослью при концентрациях ртути $80 - 7.3 \cdot 10^4$ $\text{нгHg} \cdot \text{л}^{-1}$ достоверно не отличались друг от друга, при этом абсолютные значения K_n варьировали в диапазоне от 70 до 108 единиц. Однако при концентрации ртути в воде равной $7.3 \cdot 10^6$ $\text{нгHg} \cdot \text{л}^{-1}$ значение K_n ^{14}C ульвой во время всего эксперимента были меньше единицы и изменялись в пределах значений 0.2 – 0.3, что указывало на отсутствие биоаккумуляции ^{14}C водорослью. При этом уже через 1 сутки происходило осветление окраски водоросли, а в дальнейшем и полное обесцвечивание её, что указывает на разрушение зелёного пигмента в хлоропластах водоросли в этих условиях [7].

В результате проведённых экспериментальных исследований установлено:

1. Микрофиты морской среды толерантны к увеличению концентрации ртути в воде от природных значений до 730 $\text{нгHg} \cdot \text{л}^{-1}$, что проявляется в неизменности их метаболической (фотосинтетической) активности в отношении аккумуляции радиоуглерода (^{14}C) и в возможности получить адекватную оценку величины ПП фитопланктона.
2. С увеличением концентрации ртути от 730 $\text{нгHg} \cdot \text{л}^{-1}$ до 7.3 $\text{мкгHg} \cdot \text{л}^{-1}$ уровень аккумуляции ^{14}C взвесью снижается, что свидетельствует о проявлении токсичности ртути в отношении метаболической активности микрофитов.
3. Диапазон концентраций ртути от 7.3 до 73 $\text{мкгHg} \cdot \text{л}^{-1}$ является токсичным для микрофитов морской среды, что проявляется в заметном ингибировании аккумуляции ^{14}C взвесью.
4. При концентрации ртути в воде от 73 $\text{мкгHg} \cdot \text{л}^{-1}$ и выше, значения коэффициента накопления ^{14}C взвесью не отличаются от его сорбционных значений, что свидетельствует о полном подавлении фотосинтеза фитопланктона.
5. Свет, как фактор фотосинтеза, является определяющим в зимний сезон в первичном продуцировании микрофитами ОВ по сравнению с температурой воды.
6. В 4-х порядковом диапазоне изменения величин концентрации ртути в воде от её природных значений до 73 $\text{мкгHg} \cdot \text{л}^{-1}$ метаболическая активность ульвы в отношении аккумуляции ^{14}C остаётся примерно одинаковой в пределах 20-процентной погрешности определения значений K_n , что указывает на её толерантность к ртутному загрязнению морской воды до концентрации 73 $\text{мкгHg} \cdot \text{л}^{-1}$.
7. Концентрация ртути 7.3 $\text{мгHg} \cdot \text{л}^{-1}$ вызвала явное ингибирование аккумуляции ульвой ^{14}C уже через 15 минут от начала 7-суточного эксперимента, при этом значения K_n были ниже единицы, свидетельствуя об отсутствии биоаккумуляции ^{14}C водорослью.

Работа выполнена по теме государственного задания «Молисмологические и биогеохимические основы гомеостаза морских экосистем» (№ гос. регистрации АААА-А18-118020890090-2).

Список литературы

1. Методическое пособие по определению первичной продукции органического вещества в водоёмах радиоуглеродным методом. – Минск: Белгосуниверситет, 1960. – 26 с.
2. Карякин Ю.В., Ангелов И.И. Чистые химические вещества / Руководство по приготовлению неорганических реактивов и препаратов в лабораторных условиях / Изд. 4-е, пер. и доп. – М.: Химия, 1974. – 408 с.
3. Влияние первичной продукции фитопланктона на оборот биогенных элементов в прибрежной акватории г. Севастополя (Черное море) / В.Н.Егоров, В.Н.Поповичев, С.Б.Гулин и др. // Биология моря. – 2018. – Т. 44, № 3. – С. 207–214.
4. Результаты использования радиоуглеродного метода при исследовании воздействия ртути на фотосинтез микро- и макрофитов севастопольских бухт / В.Н.Поповичев, Н.Н.Терещенко, А.П.Стецюк и др. // Современные вопросы экологического мониторинга водных и наземных экосистем: материалы Международной научной конференции молодых ученых, 26-29 октября 2015 г., г. Ростов-на-Дону, ФГБНУ "АзНИИРХ". – Изд-во: ФГБНУ "АзНИИРХ", 2015. – С. 220–225.
5. Костова С.К., Поповичев В.Н. Распределение ртути в акватории черноморского побережья Крыма // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа. – Сб. науч. трудов. – Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика. – 2002. – Вып. 1(6). – С. 118–127.
6. Перечень предельно допустимых концентраций и ориентировочно безопасных уровней воздействия вредных веществ для воды рыбохозяйственных водоёмов. – М.: Медикор, 1995. – 220 с.
7. Эквидозиметрический подход в изучении токсического действия ртути на макрофиты на примере черноморской водоросли *Ulva rigida* С. Agardh / Н.Н.Терещенко, В.Н.Поповичев, А.П.Стецюк, С.Б.Гулин // Антропогенное влияние на водные организмы и экосистемы: материалы V Всероссийской конференции по водной экотоксикологии, посвящённой памяти Б.А. Флерова, с приглашением специалистов из стран ближнего зарубежья; Современные методы исследования состояния поверхностных вод в условиях антропогенной нагрузки: материалы школы-семинара для молодых ученых, аспирантов и студентов. (Борок, 28 октября–1 ноября 2014 г.). В двух томах. Том 2. – Ярославль, 2014. – С. 143–147.

ВЛИЯНИЕ СУБЛЕТАЛЬНЫХ КОНЦЕНТРАЦИЙ ИНСЕКТИЦИДА MOSTAR 20SP НА ЖАБРЫ САЗАНА *CYPRINUS CARPIO L.*

Н.Г. Рагимова, С.Л. Юсифова

*Институт физиологии им. академика Абдуллы Гараева НАНА,
AZ1100, Баку, Азербайджан, nushabaragimova@gmail.com*

Исследовано влияние сублетальных концентраций инсектицида Mostar 20SP при различных режимах экспозиции на жабры сазана (*Cyprinus carpio L.*). Установлена динамика гистопатологических изменений жабр сазана.

На протяжении многих лет одним из основных и наиболее эффективных методов для защиты и сохранения сельскохозяйственного урожая от вредителей продолжает оставаться химический метод. Хотя применение огромной номенклатуры пестицидов таит в себе опасность загрязнения окружающей среды и безопасности продуктов питания, проблема обеспечения населения продовольствием исключает вероятность их ограниченного применения [1].

Разработанный в 80-е годы прошлого столетия новый класс пестицидов, неоникотиноиды, широкое распространение получил в начале 90-х годов. Неоникотиноиды по сравнению с инсектицидами других классов химических соединений обладают принципиально другим механизмом воздействия на целевые объекты. Они нарушают передачу нервных импульсов, блокируя никотин-ацетилхолиновые рецепторы, и становятся причиной смерти насекомых от конвульсий и паралича. Такой механизм воздействия сделал неоникотиноиды более эффективными против резистентных популяций вредоносных видов членистоногих к иным классам пестицидов. Высокая целевая специфичность, системность действия, относительно низкий риск для нецелевых организмов и умеренная устойчивость в окружающей среде сделали неоникотиноиды востребованным классом пестицидов [2]. По мнению производителей этих препаратов они обладают избирательным действием на целевые объекты, оставаясь безвредными или слаботоксичными для позвоночных, в том числе и для человека. Динамика рынка препаративных форм пестицидов, действующими веществами которых является неоникотиноиды, свидетельствует о широком внедрении их в растениеводство, ветеринарию и санитарии. Однако, как следствие, многолетнее и чрезмерное применение делает неизбежным накопление пестицидов в почве и воде, что представляет большую опасность токсического риска для всего биоценоза [3].

В Азербайджане широкое распространение получил инсектицид торговой марки "Koguma", Турция, содержащего в качестве действующего начала 20% неоникотиноид ацетамиприда. Учитывая недостаточную степень изученности действующего начала препарата, особенно важным представляется исследование влияния самого препарата Mostar 20SP на нецелевые объекты с учетом его вспомогательных компонентов, состав которых меняется в зависимости от производителя.

Исходя из вышеизложенного, целью настоящей работы является изучение влияния сублетальных концентраций инсектицида Mostar 20SP на жабры сазана (*Cyprinus carpio L.*).

Работа была проведена на 60 особях сазана (*Cyprinus carpio L.*) в возрасте 6 месяцев, выращенных на Хыллинском рыбноводном заводе (Нефчалинский район Азербайджана). Длина и вес подопытных рыб находились в пределах 13.0-14.6 см, 27.8-33.7 г, соответственно. Для акклиматизации к лабораторным условиям рыбы в течение 14 дней содержались в емкостях объемом 200 л, в которых постоянно поддерживалась аэрация воды. Среднесуточная температура воды составляла 18-20 °С. До самого начала экспериментов рыб кормили два раза в день. С началом эксперимента кормление было прекращено. Для инсектицида Mostar 20SP с помощью программного обеспечения методом пробит-анализа была установлена среднелетальная концентрация токсиканта при 96 часовой экспозиции, равная 128 мг/л. На основании полученного значения LC_{50} 96 определялись сублетальные концентрации: 25%, 50% и 75 % от LC_{50} 96 ч. Для проведения гистологического исследования рыб разделили на четыре группы по 15 особей в каждой. В контрольной группе рыбы находились в чистой воде. В остальных трех группах рыбы содержались в воде с сублетальными концентрациями инсектицида 32, 64 и 96 мг/л. На 3 и 5 сутки инкубации производили забор экспериментального материала. Жабры с первой жаберной дуги подвергались фиксации в 4% нейтральном формалине. Заливка в парафин производилась по стандартной процедуре. Изготовленные парафиновые блоки резались на механическом микротоме. Толщина срезов составляла 7 мкм. Депарафинирование срезов проводилось через ксилол и спирты нисходящей крепости. Срезы окрашивались гематоксилин-эозином по стандартной методике с последующим заключением в канадский бальзам. Полученные препараты изучались под световым микроскопом NU-2 (Karl Zeiss, Jena) и фотографировались цифровой камерой "Canon" G-9.

У рыб жаберная дуга состоит из хрящевого основания, от которого отходят ламеллы первого порядка, содержащие внутренний кровеносный сосуд. Ламеллы первого порядка покрыты многослойным эпителием. На поверхности ламелл первого порядка в два ряда располагаются ламеллы второго порядка. Каждая такая ламелла содержит кровеносный капилляр и покрыта респираторным эпителием, который служит барьером между организмом и окружающей средой. Такая особенность организации жаберного аппарата создает очень большую поверхность для непосредственного контакта с водой и делает его значительно чувствительным к качеству среды обитания.

В результате гистологического исследования в жабрах сазана контрольной группы каких-либо выраженных отклонений установлено не было. Сублетальная концентрация инсектицида 32 мг/л на третьи сутки воздействия стала причиной гиперплазии многослойного эпителия ламелл первого порядка и отслоения респира-

торного эпителия (рис. 1). На пятые сутки в жабрах наблюдалась дезориентация ламелл второго порядка. На третьи сутки содержания рыб в концентрации инсектицида 64 мг/л в жабрах, наряду с гиперплазией эпителия ламелл первого порядка и отслоением эпителия ламелл второго порядка, были установлены гиперплазия респираторного эпителия и концевое утолщение ламелл второго порядка (рис. 2). На пятые сутки были отмечены случаи разрыва эпителия ламелл второго порядка (рис. 3). Изменения в жабрах сазана на третий день воздействия концентрации 96 мг/л состояли из гиперплазии многослойного и респираторного эпителия, концевое утолщения ламелл второго порядка, их слияния и дезориентации (рис. 4), аневризмы (рис. 5), разрыва эпителия ламеллы второго порядка. На пятые сутки на дистальном участке ламеллы второго порядка наблюдалась телеангиэктазия (рис. 6).

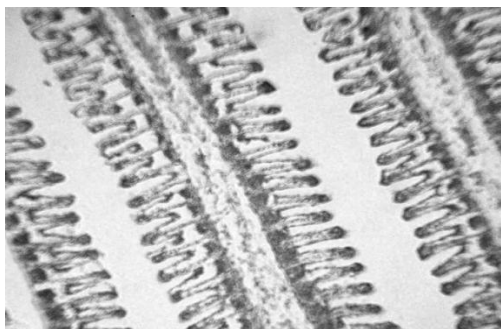


Рис. 1. Гиперплазия ламелл первого порядка и отслоение респираторного эпителия (x312.5)

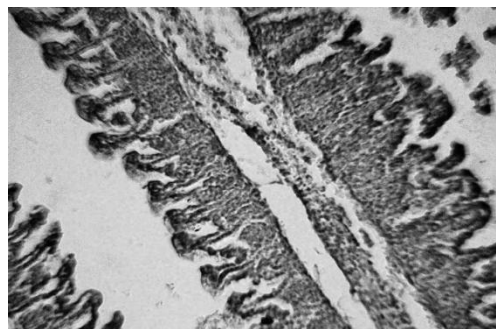


Рис. 2. Слияние ламелл второго порядка и концевое утолщение (x312.5)

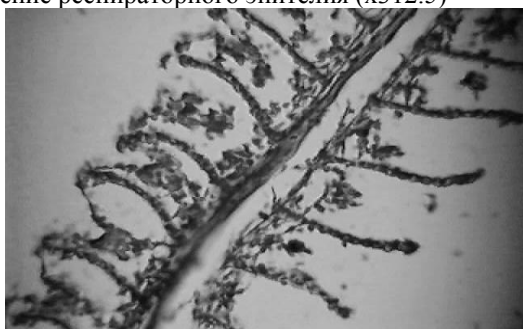


Рис. 3. Разрыв респираторного эпителия (x312.5)

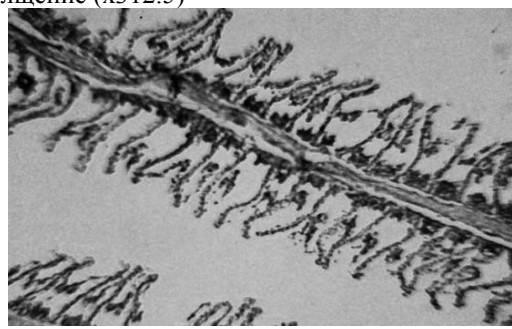


Рис. 4. Отслоение респираторного эпителия, дезориентация ламелл второго порядка (x312.5)

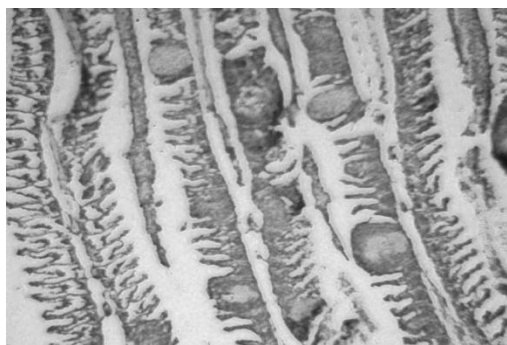


Рис. 5. Аневризмы, слияние ламелл второго порядка, гиперплазия многослойного эпителия, отслоение респираторного эпителия (x625)

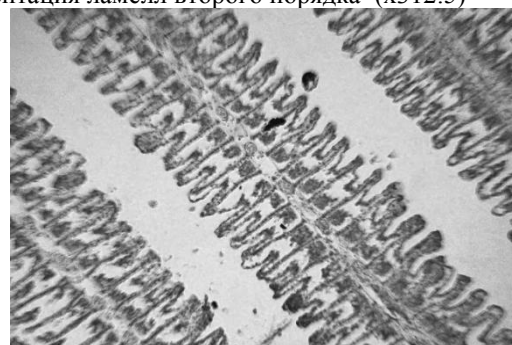


Рис. 6. Телеангиэктазия ламелл второго порядка (x125)

Анализ динамики гистопатологических изменений показывает, что достаточно выраженными и часто встречаемыми структурными сдвигами в жабрах сазана в ответ на воздействие сублетальных концентраций препарата в двух временных режимах экспозиции являются гиперплазия многослойного эпителия, отслоение респираторного эпителия, гиперплазия респираторного эпителия и, как следствие, слияние ламелл, дезориентация ламелл второго порядка. При этом отчетливо прослеживается прямая зависимость степени проявления этих структурных сдвигов от значения тестируемых концентраций и продолжительности их воздействия. Как свидетельствуют экотоксикологические и экспериментальные исследования [4, 5, 6], выявленные в настоящей работе гистопатологические нарушения являются типичными в ответ на широкий спектр поллютантов, в основе которых находятся компенсаторно-приспособительные, т.е. адаптивные механизмы. Эти изменения способствуют увеличению диффузного барьера между окружающей средой и кровью и, тем самым, предотвращают или ограничивают проникновение поллютанта в организм [6]. Нарушения микроциркуляторного кровообращения проявляются наличием аневризмы и телеангиэктазии. Обусловленные неполноценностью сосудистого эпителия, эти изменения наблюдаются на 3 и 5-е сутки экспозиции рыб в воде, содержащей самую высокую сублетальную концентрацию инсектицида, и свидетельствуют о токсическом эффекте тестируемого препарата [5, 6].

Таким образом, результаты гистопатологического исследования воздействия сублетальных концентраций инсектицида Mostar 20SP на жабры сазана дают основание предполагать, что наблюдаемые структурные изменения являются следствием интоксикации организма рыб и могут быть причиной острого респираторного стресса.

Список литературы

1. Международный кодекс поведения в области распределения и использования пестицидов (режим доступа) http://www.fao.org/fileadmin/templates/agphome/documents/Pests_Pesticides/Code/Annotated_Guidelines_RUS.pdf Январь 2013 года.
2. Jeschke P, Nauen R, Schindler M, Elbert A. Overview of the status and global strategy for neonicotinoids // J Agric Food Chem. 2011. V. 59, № 7. P. 2897–2908.
3. Shankar Muthy K., Kiran B.R., Venkateshwarlu M. A review on toxicity of pesticides in fish // Internat. J. Open Scientific Research. 2013. V. 1, № 1. P. 15–36.
4. Au D.W.T. The application of histo-cytopathological biomarkers in marine pollution monitoring: a review // Marine Pollution Bulletin. 2004. V. 48. P. 817–834.
5. Devi Y., Mishra A. Histopathological Alterations in gill and liver anatomy of fresh water, air breathing fish *Channa Punctatus* after pesticide Hilban (chlorpyrifos) treatment // Advances in Bioresearch. 2013. V. 4, № 2. P. 57–62.
6. Mallat J. Fish gill structural changes induced by toxicants and other irritants: a statistical review // Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 1985. V. 42, № 4. P. 630–648.

УСТРОЙСТВА ГРАНДЕРА КАК СРЕДСТВА ИНТЕНСИФИКАЦИИ ОЧИСТКИ ВОДЫ ОТ АНТРОПОГЕННОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ

Ю.А. Рахманин, Р.И. Михайлова, А.В. Загайнова, Т.З. Артемова

*НИИ экологии человека и гигиены окружающей среды им. А.Н.Сысина
ФГБУ «Центр стратегического планирования и управления медико-биологическими рисками»
Минздрава России, Москва*

Устройства Грандера (Австрия) широко применяются в мировой практике (более 40 государств) для опосредованного влияния активированной по авторской методике подземной воды «Стефания» на качество воды, в том числе на ее микробный состав. Устройства существуют в различных модификациях для влияния на качество воды в водоразводящих сетях в виде замкнутых устройств, в которых вода U-образно протекает мимо цилиндра с активированной водой, или в открытых водоисточниках (рис. 1) в виде погружных в воду устройств с активированной водой.

Замкнутые устройства размещаются, в основном, в терминалах непосредственного водоразбора из централизованных систем водоснабжения, на входе строения (дом, школа, учреждение) или внутри помещений (производственная линия с водоразбрызгивающим охлаждением продукции, квартира, душевой рожок), а также в смотровых колодцах на магистральных водоразводящих сетях, где их размер рассчитан в зависимости от диаметра трубы и скорости расхода воды, в плавательных бассейнах на байпасном потоке части воды, постоянно рециркулирующей через стандартные автономные водоочистные сооружения. Погружные системы используются для резервуаров чистой воды артезианских, в индивидуальных колодцах, а также для интенсификации процессов самоочистки озер и прудов в виде подвешенного устройства к надутой шине, перегоняемой ветром к различным частям береговой полосы.

Оба вида устройств были испытаны в 90-е годы в НИИ экологии человека и гигиены окружающей среды им. А.Н.Сысина в лабораторных и натуральных условиях.

Результаты микробиологических исследований показали существенное сокращение сроков выживания патогенных (*Salmonella*, *Legionella* - Исследование выполнено в Лаборатории легионеллеза ФГБУ «ФНИЦ эпидемиологии и микробиологии им. Н.Ф.Гамалеи» РАМН) и условно-патогенных (*E. coli*, *Klebsiella pneumoniae*, *Total coliform bacteria*) и в то же время отсутствие их заметного воздействия на сапрофитную аллохтонную ($t=-22^{\circ}\text{C}$) и аутохтонную ($t=-37^{\circ}\text{C}$) микрофлору. Кроме того под влиянием устройств Грандера происходило некоторое уменьшение суммарной мутагенной активности воды при исследованиях на штаммах *Salmonella typhimurium* TA 100 и TA 98 как при их метаболической активации, так и без метаболической активации, что свидетельствовало о положительном редуцирующем влиянии их на мутагены органической и неорганической природы. Также отмечалось влияние их на некоторое уменьшение суммарной β -радиоактивности воды, в основном, за счет изотопа K^{40} . В натуральных условиях на 3-х колодцах, расположенных вдоль Ленинградского шоссе и отстоящих друг от друга на расстоянии более 100 метров (один – контрольный, второй – с устройством, наполненным исходной водой «Stefania», третий – с устройством, наполненным активированной водой «Stefania»), изменения в содержании общего количества микроорганизмов в воде были менее выраженными. Наряду с проведенными исследованиями важны также результаты австрийских исследований, показавших, что в основе процесса самоочищения воды находится появление в ней под влиянием устройств Грандера очень мелких сапрофитных микроорганизмов, названных ими Pink Points, которые за счет своего интенсивного роста подавляют развитие в воде патогенных микробов и затем отмирают сами.

Концентрат активированной воды Грандера был использован авторами и для восстановления чистоты реки Рейн, однако прямых доказательств связанной с этим высокой эффективности очистки данного речного бассейна от химического и биологического загрязнения недостаточно.

Вместе с тем, способность устройств Грандера оказывать дифференцированное воздействие на рост и развитие патогенной и сапрофитной микрофлоры представляет определенный научный интерес с учетом полученных результатов и растущего антропогенного загрязнения поверхностных водоемов Российской Федерации.

ОТКЛИК МОРСКОЙ БИОТЫ НА АНТРОПОГЕННОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ: РОЛЬ АНТИОКСИДАНТНОЙ СИСТЕМЫ

И.И. Руднева¹, И.Н. Залевская², В.Г. Шайда¹

¹ФИЦ Институт биологии южных морей им. А.О.Ковалевского РАН, Севастополь, Россия,
e-mail:svg-41@mail.ru

²Крымский Федеральный Университет им. В.И. Вернадского, Симферополь, Россия,
e-mail:inz3@mail.ru

Рассмотрены основные загрязнители морской среды и показано их влияние на биоту. Приведены отклики антиоксидантной системы морских гидробионтов на разные виды загрязнений. Дана оценка применения биомаркеров антиоксидантной системы в мониторинговых программах и диагностике качества морской среды.

Загрязнение гидросферы в настоящее время приобрело катастрофический характер, поскольку моря и океаны являются конечными резервуарами, куда поступают поллютанты как с суши, так и из атмосферы. Наряду с глобальными природными процессами, обусловленными изменением климата, морская среда подвергается всем видам воздействия, связанным с человеческой деятельностью, то есть химическому, физическому и биологическому загрязнению. Антропогенный прессинг на морские экосистемы оказывает прямое и косвенное влияние на биоту. Прямое влияние выражается в непосредственном воздействии на организм, тогда как косвенное происходит через изменение условий обитания. Совершенно очевидно, что комплексное воздействие приводит к множественному стрессу гидробионтов, следствием которого являются нарушения функционирования живых систем на всех уровнях их биологической организации – от молекулярного и клеточного до экосистемного.

Для выявления откликов биоты на действие множественных стрессоров используются разные показатели состояния организма, а также их комплекс, что предпочтительнее. Удобными и адекватными маркерами являются параметры окислительного стресса, который возникает в результате любого неблагоприятного воздействия на организм. Баланс прооксидантных и антиоксидантных процессов – важнейшая характеристика гомеостаза, но в случае стресса происходит его нарушение и развитие соответствующих адаптивных или токсических реакций. Токсические реакции сопровождается усилением свободнорадикальных процессов (СРО) и накоплением их продуктов в тканях, что приводит к сдвигу прооксидантно-антиоксидантного баланса, к различным патологическим состояниям и, в конечном итоге, к гибели. В связи с этим активность антиоксидантных ферментов в тканях разных гидробионтов, параметры перекисного окисления липидов и белков и их изменения являются признанными биомаркерами состояния организма, подверженного действию неблагоприятных факторов природного и (или) антропогенного происхождения [1]. Изучению роли антиоксидантной системы в защитных реакциях и параметрам, характеризующим окислительный стресс у морских гидробионтов по-прежнему уделяется повышенное внимание, о чем свидетельствуют статистические библиографические данные. По результатам поиска в базе данных Google Scholar всего обнаружено 111080 публикаций, в которых ключевыми словами являются «водные организмы, загрязнение, антиоксиданты», из них 17800 работ опубликованы в 2020 году. При этом наибольшее количество исследований проведено на рыбах (89100 и 8180 соответственно), меньше на ракообразных (19300 и 1620 соответственно) и моллюсках (17400 и 821 соответственно).

Среди химических загрязнителей морей и океанов ведущая роль, безусловно, принадлежит *нефтяному загрязнению* [2]. Функционирование морского нефтегазового комплекса на каждом этапе сопряжено с определенным, подчас экстремальным воздействием на морские экосистемы, приводящему к физическим, химическим и биологическим нарушениям природной среды в результате нефтяных разливов в прибрежной зоне, слива льяльных вод, аварийных выбросов нефтепродуктов. Проблема эта продолжает усугубляться в связи с интенсификацией нефтедобыток на шельфе, дальнейшим развитием транспортных перевозок нефтепродуктов и прибрежной коммунальной инфраструктуры. Негативные эффекты нефтяного загрязнения проявляются в повышенной гибели, развитии аномалий, нарушении развития икринок и личинок, изменении времени эмбриогенеза, а также ответных реакциях защитных систем, в частности, антиоксидантной и иммунной. Попадание нефти в морскую среду вызывает множественный стресс у ее обитателей, сопровождающийся усилением производства свободнорадикальной продукции, нарушением репродукции, повреждением ДНК, отклонениями в поведении и снижением иммунитета [3]. Экспериментальные исследования на многих видах морских и пресноводных рыб и беспозвоночных показали, что при разных концентрациях нефти и нефтепродуктов происходят изменения состояния антиоксидантной защиты и снижение реакций иммунитета, развитие нейротоксических проявлений, задержка развития и снижение вылупления личинок из икринок, повышенная смертность эмбрионов [4]. Ароматические углеводороды, входящие в состав нефти, подвергаются гидроксилированию и последующей детоксификации ферментами системы цитохрома P450 в результате чего образуются свободные радикалы, включающиеся в редокс-цикл и нарушающие прооксидантно-антиоксидантный баланс. Снижается содер-

жание глутатиона и изменяется активность глутатион-зависимой ферментной системы как следствие процесса конъюгации метаболитов ферментом глутатионтрансферазой [5].

Загрязнение морской среды *тяжелыми металлами* является повсеместным, и отклики биоты на него широко представлены в литературе. Тяжелые металлы инициируют СРО и также смещают прооксидантно-антиоксидантный баланс в тканях гидробионтов. При этом известными инициаторами СРО являются металлы с переменной валентностью (Fe, Cu, Cr, As), а также токсичные элементы Pb, Cd, Hg. Если избыточные концентрации металлов с переменной валентностью, которые содержатся в среде обитания или попадают в организм с пищей, вызывают окислительный стресс в результате реакций, обусловленных перемещением свободных электронов с последующим образованием свободных радикалов, то токсичные элементы могут ковалентно связываться с SH-группами антиоксидантных ферментов и других белков и тем самым ингибировать их функцию, что влечет снижение активности антиоксидантной системы и ее неспособность противостоять окислительному стрессу.

Широко применяемые в настоящее время в сельском и коммунальном хозяйстве, а также на аквафермах при выращивании гидробионтов при высокой плотности *пестициды*, которые со сточными водами попадают в морские экосистемы, также способны вызывать окислительный стресс у водных обитателей за счет нескольких возможных механизмов: путем включения в редокс-цикл, проявляя свойства доноров или акцепторов электронов, в результате взаимодействия с биомолекулами, в том числе участвующими в осуществлении антиоксидантных реакций (глутатион), путем инактивации антиоксидантных ферментов и в результате перевода энергетических ресурсов от ключевых метаболических процессов на детоксикацию системой цитохрома P450 [5].

Избыточное содержание в воде *биогенных элементов* (азота и фосфора) также неблагоприятно влияет на гидробионтов. В результате физико-химических и микробиологических процессов и развития явлений эвтрофирования происходит резкое снижение содержания кислорода в воде и появление аноксических и гипоксических зон, а также образование нитрозаминов – токсичных соединений, обладающих канцерогенной, тератогенной и мутагенной активностью. Эти факторы инициируют развитие окислительного стресса и нарушение баланса прооксидантных и антиоксидантных процессов у гидробионтов. Сходные реакции у водных обитателей наблюдаются при наличии в среде избыточных концентраций *детергентов* и препаратов, используемых в составе *средств личной гигиены*.

Если реакции морской биоты на загрязнение среды обитания традиционными поллютантами достаточно хорошо изучены, и накоплен обширный материал, позволяющий сделать выводы об основных закономерностях развития окислительного стресса и откликах антиоксидантной системы, то появление так называемых «*новых загрязнителей*», к которым относится пластиковый мусор, средства персональной гигиены и фармпрепараты, поступающие в морскую среду как со сточными водами коммунальных очистных сооружений, так и непосредственно со стоками рек и с берегов. Эти загрязнители присутствуют в водной среде, но их жизненный цикл и влияние на биоту и на водные экосистемы пока мало изучены. Они представляют реальную угрозу для здоровья не только гидробионтов, но людей, употребляющих их в пищу.

Насыщение водной среды пластиковым мусором является глобальной экологической проблемой. Пластиковые частицы вызывают механические повреждения у водных организмов, нарушают обмен веществ, пищеварение, гормональный статус, рост, развитие и репродукцию. В то же время пластиковые частицы способны адсорбировать токсиканты и способствовать их распространению в экосистемах. Разнообразие физико-химических свойств влияет как на поведение микропластика в окружающей среде, так и на его токсикологические свойства. При этом некоторые компоненты, входящие в состав пластика, являются антиоксидантами (нонилфенол, бисфенол А, Irganox®) и в случае попадания в организм гидробионтов непосредственно или по пищевым цепям способны сдвигать прооксидантно-антиоксидантный баланс. Наиболее часто (более 60%) в синтезе пластических масс используется полиолефин209 для предотвращения старения и окисления пластика [6]. Попадание в организм избыточного количества синтетических антиоксидантов стимулирует реорганизацию антиоксидантной системы, что было показано на мидиях *Mytilus galloprovincialis*, подвергнутых действию фталатов. У них происходило увеличение активности каталазы и ацилКоА оксидазы, но ингибирование Mn-супероксиддисмутазы.

Другими соединениями, представляющими опасность для морских экосистем и их обитателей являются *фармпрепараты* и, в частности, *антибиотики* – соединения, обладающие способностью препятствовать развитию и вызывать гибель различных микроорганизмов (бактерий, архей, вирусов, простейших, микроводорослей и грибов). Наиболее высокие концентрации фармпрепаратов обнаружены в сточных водах больниц, которые через системы очистки попадают в моря и океаны. В настоящее время в связи с ухудшением эпидемиологической ситуации и пандемией, вызванной новой короновирусной инфекцией, следует ожидать увеличения потока фармпрепаратов, включая антибиотики и противовирусные лекарства в окружающую среду. Предполагают, что антибиотики стали экологическим фактором, влияющим и модифицирующим природные популяции организмов. В частности, это было показано на водных бактериальных сообществах, которые в среде с антибиотиками претерпевали генетические модификации и в конечном итоге утрачивали свои функции в экосистеме [7].

Фармпрепараты обладают способностью аккумулироваться в различных гидробионтах и передаваться по пищевым цепям. На аквакультурных фермах, где происходит выращивание гидробионтов при высокой плотности посадки, для предотвращения паразитарных инвазий и инфекций фармпрепараты находят самое широкое применение. Эти соединения были обнаружены в плазме, желчи, печени и мышцах рыб, и распределение их в тканях зависело от исследуемых видов и конкретных веществ. Сульфаниламиды вызывали развитие окислительного стресса у рыб, содержащихся в среде с данными препаратами, который проявлялся в возрастании активности глутатионтрансферазы и содержания ТБК-реактивных продуктов в тканях. Это дало основание считать данные биомаркеры наиболее чувствительными к антибиотикам. Наши исследования влияния тетрацикли-

на на артемию, икру и личинок рыб также показали неоднозначные эффекты, зависящие от концентрации антибиотика, времени воздействия и тестируемых организмов. Малые концентрации препарата вызвали выраженный стимулирующий эффект на развитие и вылупление, выживаемость гидробионтов, тогда как более высокие проявляли негативное действие.

Водные организмы приспособлены к самым различным условиям существования, что обеспечивается разнообразием их адаптаций к среде обитания. Однако, попадающие в воду загрязнители способны изменять ее физико-химические свойства, что приводит к нарушению гомеостаза и вызывает окислительный стресс у гидробионтов. Так например, при повышении *температуры* интенсифицируется метаболизм и поглощение кислорода гидробионтами, что сопровождается усилением свободнорадикальных реакций и накоплением их продуктов в тканях. Этим процессам в настоящее время уделяется особое внимание в связи с глобальным потеплением и прогнозированием влияния этого фактора на состояние морских обитателей. Следует учитывать и сезонные колебания антиоксидантной активности в тканях водных организмов, метаболизм которых строго зависит от годовых циклов. В наших исследованиях было показано усиление активности антиоксидантных ферментов в тканях рыб в весенне-летний период и снижение в зимний.

Существенное влияние на прооксидантно-антиоксидантный баланс оказывает содержание в среде *кислорода*. При этом исследователями отмечен необычный феномен повышения активности антиоксидантных ферментов в тканях гидробионтов, находящихся в условиях аноксии-гипоксии, которые в природной среде сопряжены с развитием эвтрофирования вод. Данный феномен связывают с «подготовкой» гидробионтов к переходу к нормальным условиям, когда содержание кислорода в среде восстанавливается до обычных величин, что может привести к развитию окислительного стресса [5].

Особый интерес представляет состояние АО-системы у *глубоководных* видов, которые обитают в условиях повышенного давления, низких температур, слабой освещенности или полной темноте. У них отмечено уменьшение активности ферментов в связи с низким уровнем обменных процессов. В наших исследованиях также было показано, что бентосные рыбы и пелагические имеют различную активность антиоксидантных ферментов, что связано как с условиями существования, так и с двигательной активностью, поскольку донные рыбы, как правило, малоподвижные формы, тогда как пелагические – активные пловцы. В последнее время исследователи отмечают также влияние *pH* среды на состояние антиоксидантной системы, сдвиги которого также инициируют окислительный стресс.

Водные организмы способны жить при довольно широком диапазоне *солености*. Многие рыбы совершают миграции из пресной воды в соленую и наоборот. Колебания солености способны вызывать окислительный стресс и изменять прооксидантно-антиоксидантный баланс в связи с повышенной генерацией свободных радикалов.

Токсичность загрязнителей морской среды изучается на разных онтогенетических стадиях гидробионтов, которые характеризуются разной чувствительностью. Удобной моделью для исследования токсических эффектов поллютантов является икра и ранние онтогенетические стадии рыб и беспозвоночных, на которых разрабатываются различные методы биотестирования. Так например, оценка токсичности сульфаметазина, проведенная на двух ранних жизненных стадиях рыб, показала ингибирование вылупления эмбрионов после оплодотворения. Помимо этого, у личинок развивалась эдема и спинальные изгибы, учащенное сердцебиение, снижение скорости роста эмбриона. Одновременно активность супероксиддисмутазы и содержание ТБК-реактивных продуктов значительно возрастали у эмбрионов и у взрослых особей в период экспозиции и после нее. Затем уровень ТБК-реактивных продуктов восстанавливался, а активность СОД оставалась повышенной в течение двух дней после экспозиции, после чего активность СОД и содержание МДА были выше в период восстановления, чем в период экспозиции.

Таким образом, приведенные данные свидетельствуют об универсальности ответных реакций антиоксидантной системы гидробионтов на изменение условий существования, причиной которых являются как природные флуктуации, так и антропогенное воздействие. Развитие окислительного стресса и ответные реакции защитной антиоксидантной системы являются эволюционно сформированными, и дальнейшее изучение характеристик прооксидантно-антиоксидантного баланса может дать существенную информацию о состоянии гидробионтов, их адаптационных возможностях при нарастании антропогенного воздействия и изменении природных факторов.

Работа выполнена в соответствии с темой государственного задания ФИЦ Институт биологии южных морей им. А.О. Ковалевского РАН «Функциональные, метаболические и токсикологические аспекты существования гидробионтов и их популяций в биотопах с различным физико-химическим режимом» № гос. регистрации АААА-А18-118021490093-4, а также при поддержке гранта РФФИ №18-44-920007 «Роль глобальных и локальных факторов в формировании ихтиопланктонных сообществ Черного моря».

Список литературы

1. Van der Oost R., Beyer J., Vermeulen N.B.E. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review // *Environmental Toxicology and Pharmacology*. 2003. V. 13, N 3. P. 57–149.
2. Kuppusamy S., Maddela N.R., Megharaj M., Venkateswarlu K. Fate of Total Petroleum Hydrocarbons in the Environment // In: *Total Petroleum Hydrocarbons*. Springer, Cham. 2020.
3. Mu X., Liu J., Yang K et al. Diesel water-accommodated fraction induced lipid homeostasis alteration in zebrafish embryos // *Environmental Pollution*. 2018. V. 242. Part 4. P. 952–961.
4. Rudneva I.I. Biomarkers for stress in fish embryos and larvae. CRC Press. Taylor & Francis Group, 2014. 206 pp.
5. Lushchak V. Environmentally induced oxidative stress in aquatic animals // *Aquatic Toxicology*. 2011. V. 101. P. 13–30.

6. Hermabessiere L., Dehaut A., Paul-Pont I. et al. Occurrence and effects of plastic additives on marine environments and organisms: A review // *Chemosphere*. 2017. V. 182. P. 781–793.
7. Терехова В. А., Руднева И. И., Поромов А. А. и др. Распространение и биологические эффекты антибиотиков в водных экосистемах (обзор) // *Вода: химия и экология*. 2019. № 3–6. С. 92–112.

ВОЗМОЖНОСТИ МЕТОДА ОКСИТЕРМОГРАФИИ ДЛЯ КОНТРОЛЯ ОКИСЛЯЕМОСТИ ВОДЫ И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ

А.Е. Сараева, А.В. Михайлова, Б.К. Зуев, В.Г. Линник

*ФГБУН Институт геохимии и аналитической химии им. В.И. Вернадского Российской академии наук,
119991 Москва, ул. Косыгина, 19, saraeva.88@inbox.ru*

В работе представлен инструментальный метод окситермографии, позволяющий быстро и, практически, без реагентов определять окисляемость воды. Метод позволяет проводить анализ вне лаборатории. Проведено сравнение вариантов известного химического метода определения химического потребления кислорода.

Проблемы массового мониторинга объектов окружающей среды ставят задачу создания простых, портативных, экспрессных, высокочувствительных и точных методов определения содержания органических соединений в водных средах. В настоящее время для характеристики состояния акваэкосистем на суммарное содержание органической фазы используют, в основном, классические химические методы и используют обобщенный показатель химического потребления кислорода (ХПК), что часто не дает возможности полностью и достоверно охарактеризовать состав органической фазы вод и осадков, а также судить о чистоте объекта. Одним из распространенных и широко используемых способов определения общего содержания органических веществ (ОВ) является бихроматный метод [1]. Данный косвенный метод основан на окислении ОВ раствором двухромовокислого калия в серной кислоте и последующем определении трехвалентного хрома, эквивалентного содержанию ОВ, спектрофотометрическим методом, сейчас реже – титриметрическим. Метод широко распространен, много лет активно используется в области охраны окружающей среды, в экологии, при проведении обследования водных угодий, в лабораториях сельскохозяйственного и агрохимического назначения, в процессе производственно-хозяйственной деятельности предприятий. Показатель ХПК считается одним из наиболее информативных показателей антропогенного загрязнения вод. Однако на современном этапе, возможно с увеличением антропогенной нагрузки, усложнением состава исследуемых объектов и другим причинам, ощутимо проявляются имеющиеся у метода недостатки. Некоторые из них: не все органические соединения, которые могут присутствовать в воде, в одинаковой мере подвергаются реакции химического окисления; при взаимодействии с ОВ ион $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$ реагирует не только с углеродом, но и с водородом, входящим в состав органических соединений, а также с некоторыми минеральными компонентами воды; результаты зависят также от чистоты окислителя, его концентрации, точности дозирования, температуры, pH, продолжительности окисления и др. Отмечается также, что при анализе проб, содержащих неорганические вещества быстро поглощающие CO_2 из атмосферы, трудно добиться сходимости параллельных результатов. Недостатком метода является также необходимость применения токсичных солей серебра и ртути(II). Было отмечено [2], что до сих пор практически отсутствует возможность проверки правильности методики, поскольку в качестве стандартных веществ берутся легкоокисляемые соединения, а также, что применяется множество вариантов, отклоняющихся от арбитражной методики без исследования и формулировки их ограничений. Поэтому результаты разных лабораторий плохо согласуются друг с другом. В целом к недостаткам химического «мокрого» метода следует отнести длительность выполнения анализа, наличие вредных химических агентов и неполное окисление ОВ.

Нами предложен и отработывался метод окситермографии [3]. Сравнение методов приведено в табл. 1, где методика: **1** – Методика измерений бихроматной окисляемости (ХПК) в пробах природных, питьевых и сточных вод фотометрическим методом с применением анализатора жидкости «Флюорат-02» ПНДФ 14.1:2:4.190-03, фотометрический метод, ЛЮМЕКС; **2** – Количественный химический анализ вод. Методика измерений химического потребления кислорода (ХПК) в пробах питьевых, природных и сточных вод фотометрическим методом ПНДФ 14.1:2:4.210-05, ЗАО «РОСА»; **3** – Наборы реагентов «LEI-51×0» для определения ХПК в воде, фотометрический метод, ISO 15705:2002 «Качество воды. Определение ХПК. Метод герметичных пробирок» ООО «ЭКОИНСТРУМЕНТ»; **4** – Определение ХПК в экологическом анализе вод, дихроматный фотокалалитический метод [4]; **5** – Метод окситермографии [3].

Предложенный метод основан на высокотемпературном окислении ОВ в потоке бинарного газа (кислород – инертный газ (аргон)) и количественном определении молекулярного кислорода, затраченного на это окисление. Сжигание пробы происходит в реакторе (рис. 1) в потоке бинарной смеси кислород-аргон с известным и контролируемым содержанием кислорода. Для дозирования кислорода используется твердотельная электролитическая ячейка (ТЭЯ), работающая в режиме кислородного насоса. Поток бинарной смеси попадает в реактор, где используется для окисления компонентов пробы. Поток чистого аргона создает газодинамический затвор, препятствующий попаданию кислорода из воздуха через отверстие для ввода пробы. Остаточный кислород после окисления пробы определяется регистрирующей ячейкой, работающей в кулонометрическом режиме. Перед вводом пробы с помощью дозирующей ячейки в потоке бинарной смеси устанавливается концентрация кислорода, достаточная для окисления органического вещества в пробе. Согласно закону Фарадея, в токе газа с расходом v при ионном токе I образуется газовая смесь с постоянным содержанием кислорода:

$$C_{O_2} = \frac{I}{\left(\frac{n}{A}\right)Fv}, (1)$$

где I – ток, А; F – постоянная Фарадея Кл/моль; A/n – электрохимический эквивалент кислорода; v – расход газа через ячейку, см³/сек.

Концентрацию кислорода C_{O_2} в бинарной смеси, которая необходима для полного окисления органического вещества в пробе, можно вычислить по формуле:

$$C_{O_2} = \frac{V_{пр} \cdot ХПК_{теор}}{v \cdot t_{окисл}}, (2)$$

где $V_{пр}$ – объем пробы, л; $ХПК_{теор}$ – количество кислорода, требуемое для полного окисления органики в единице объема пробы, рассчитанное в соответствии с определением химического потребления кислорода, мг О/л; $t_{окисл}$ – время окисления.

Таблица 1. Сравнение некоторых методик определения ХПК в воде

Параметр, характеристика	Метод				
	1	2	3	4	5
Реагенты, условия	Дихромат калия в серной кислоте, 150 °С - терморектор ТЕРМИОН, катализатор Ag ₂ SO ₄ , HgSO ₄ , 340-380 нм, около 5 мин	Дихромат калия в серной кислоте, (150±5)°С - минерализатор фирмы НАСН (США), катализатор Ag ₂ SO ₄ , HgSO ₄ , 450 нм, 2 часа	Полностью готовые реагенты для ХПК, в реакционных кюветах Ø 16мм, 430 нм	Дихромат калия в серной кислоте, УФ-облучение (253.7 нм), катализатор нанодисперсный оксид титана фирмы Degussa марки P-25, 80 °С, 20 мин	Воздух, 3-5 мин
Прибор	Анализатор жидкости ФЛЮОРАТ®-02 (РФ)	Спектрофотометр фирмы НАСН (США)	Фотометры: Эко-тест-2020-ХПК, Флюорат-02М, Экохим ПЭ, НАСН, UNICO, Spectroquant (MEREK), WTW, LEKI, Shimadzu, Hanna Instruments	Фотометр, флуориметр	Окситермограф
Диапазон определяемых концентраций, мг О/л	5-800	10-30000 (по методу 1 – 10-100; 2 – 100-30000)	10-100 включ. (100-500)	10-20	7-300
Мешающее влияние	Хлорид-ионы, загрязнения серной кислоты	Хлорид-ионы	–	Сульфиды, неорганич. восстановители	Только сера
Предел повторяемости (P=0.95), %	25 (от 5 до 50 мг О/л включ.)	9 (от 10 до 100 мг О/л включ.)	–	–	0.2
Показатель точности (P=0.95), %	±30 (от 5 до 50 мг О/л включ.)	±25 (от 10 до 100 мг О/л включ.)	±20 (от 10 до 100 мг О/л включ.)	±6.7 (10 мг О/л)	±5-23

Калибровка прибора. Для калибровки прибора и отработки его параметров использовали стандартный образец бихроматной окисляемости воды ХПК ГСО 7425-97. Массовая концентрация химически потребляемого кислорода 10 мг/см³ (относительная погрешность аттестованного значения – 1% при доверительной вероятности P=0.95).

Подготовку прибора к работе, его включение и выведение на рабочий режим осуществляли в соответствии с составленной инструкцией. Рабочий раствор ГСО 7425 приготавливали следующим образом (ампулу вскрывали согласно инструкции разработчика): 5 см³ раствора ГСО с концентрацией химически потребляемого кислорода 10 мг/см³ помещали в мерную колбу объемом 200 см³ и разбавляли дистиллированной водой, перемешивали. Перед анализом в сухие мерные колбы объемом 50 см³ помещали аликвоты (мл): 0-контрольный опыт, 2, 10, 20, 30, 40, заранее приготовленного рабочего раствора ГСО (исходная концентрация – 250 мг О/дм³). Полученные растворы микропипеткой (один и тот же объем – 10 мкл) вводили в кварцевую лодочку в порядке возрастания их массовой концентрации. Каждый раствор сжигали не менее 10 раз. При сжигании в высокотемпературной зоне (700-704 °С) проба окисляется, что фиксируется компьютером в виде кинетической кривой с одним пиком (рис. 2).

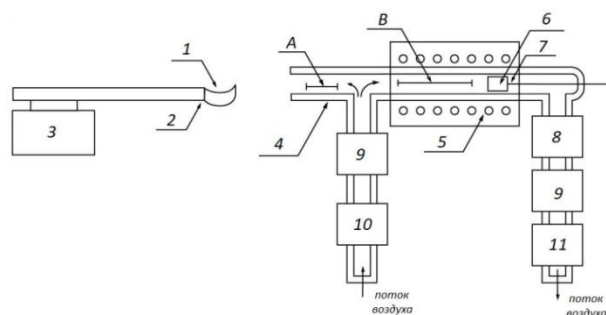


Рис. 1. Схема установки. **А** – зона отгонки (газодинамический шлюз – создание потока чистого воздуха, не позволяющего атмосферному воздуху поступать в реактор), **В** – высокотемпературная зона, в которой происходит окисление ОВ. 1 – проботборник в виде кварцевой лодочки; 2 – термopapa; 3 – механизм перемещения проботборника в реактор по программе «Профиль движения проботборника»; 4 – высокотемпературный реактор; 5 – печь для нагрева реактора; 6 – катализатор; 7 – термopapa; 8 – датчик кислорода; 9 – ротаметр; 10 – газовый компрессор; 11 – побудитель газового потока.

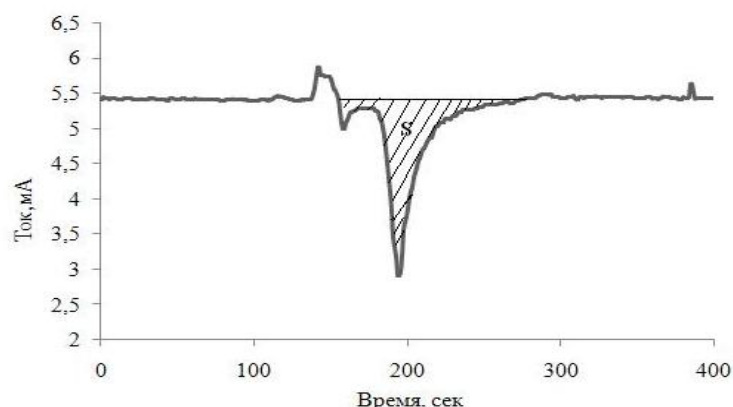


Рис.2. Окситермограмма раствора ГСО: 250 мг/дм³.

По полученным результатам сжигания растворов сравнения строили калибровочный график, откладывая по оси абсцисс ХПК растворов стандарта, а по оси ординат – соответствующие показания прибора. Калибровочный график строили методом наименьших квадратов, используя стандартные средства программы Excel. График линеен и имеет уравнение $y=0.1648x+0.0512$ ($R^2=0.988$).

Таблица 2. Результаты анализа некоторых проб воды Брянской области (n=10, P=0.95)

Место отбора пробы	Результат в мКл (средн. знач.)	Результат в мг О/л (ХПК _{ср})	Δ, %
д. Глаженка, озеро	2.58	16.23	11
д. Глодневка, река	3.2	19.97	7
г. Дятьково, запруженная р. Олешня	11.72	70.62	5
с. Деменка, скважина	2.35	14.88	11
р. Деменка	2.99	18.68	6
пгт Ивот, колодец	1.05	7.18	13
с. Кожаны, скважина	3.11	19.42	2
г. Клинцы, озеро	8.92	53.94	3
г. Клинцы, колодец	0.62	4.6	23
г. Клинцы, р. Московка	4.13	25.5	3
р. Огневка	3.68	22.81	5
д. Сельцо, скважина	1.13	7.66	4
д. Сельцо, р. Десна	9.67	58.44	7
д. Титовка, р. Титовка, запруда	22.60	135.3	4
д. Титовка, р. Титовка, исток (болото)	13.44	80.85	3

В качестве контрольного опыта использовали дистиллированную воду, не содержащую образец. Пробы сжигали по 10 раз. Значение результата контрольного опыта вычитали из результата пробы. За результат анализа принимали среднее арифметическое значение 10 измерений для каждой концентрации. Проведение любого эксперимента предполагает установление оптимальных параметров, при которых проводится измерение результатов. В данном случае был установлен профиль, имеющий две ступени с температурами 110 и 700°С, по которому проводился впоследствии анализ.

Анализ природных объектов. Предложенным методом исследованы источники централизованного и децентрализованного водоснабжения, используемые местным населением для питьевых и хозяйственных нужд, расположенные в 71 населенном пункте различных районов Брянской области, а также поверхностные водоемы и водотоки, сформированные в геохимически контрастных условиях [4]. Всего были проанализированы 204 водных источника (2013-2016 гг.), среди которых колодцы (55), скважины общего пользования (56), частные колонки (41), водопровод (27), реки (10) и озера (15). Результаты приведены в табл. 2.

Таблица 3. Характеристика природной воды, пробы отобраны в марте 2016 г. (сухой остаток считали из $n=3$, термическую окисляемость – $n=5$, $P=0.95$)

Природная вода	Сухой остаток, мг/л	Зольность, %	Термическая окисляемость, мг О/л
оз. Белое	5	≤ 0.03	<25
р. Вожа	88	16.9	87
Мелиоративная канава	99	22.0	115.8

Метод апробирован также на природной воде р. Вожа и оз. Белое Рязанской области [6]. Р. Вожа входит в состав Окского бассейнового округа и протекает через осушенное болото, а ныне торфяник с системой мелиоративных каналов. Ранее торфяник использовали под сельское хозяйство, вода которого из одного из каналов попадает в р. Вожа. В настоящее время торфяное поле заброшено. Результаты приведены в табл. 3.

Таким образом, нами было исследовано >46 проб вод. Средняя погрешность измерений составила 7%.

Преимущества метода окситермографии: определению не мешает неорганический углерод, требуется малая аликвота 10-20 мкл, метод может использоваться в поле, экологичный, анализировать можно как жидкие, так и твердые образцы [7].

Список литературы

- ГОСТ 31859-2012. Метод определения химического потребления кислорода. М.: Стандартинформ, 2019. 11 с.
- Елизарова О.В. Дихроматная окисляемость как метод характеристики качества вод. Дисс... к.н. М.: МПУ. 2000. 116 с.
- Роговая И.В., Зуев Б.К., Титова Т.В., Моржухина С.В., Сараева А.Е., Филоненко В.Г. Оптимизация условий определения органического вещества в воде «безреагентным» методом окситермографии и его применение для анализа природной воды // Журн. аналит. химии. 2016. Т. 71. № 10. С. 1069–1074.
- Kelina S.Yu., Tsybal D.O., Dedkov Yu.M. New methods for determination of chemical oxygen demand // Methods and Objects of Chemical Analysis. 2017. Т. 12. № 1. С. 17–23.
- Колмыкова Л.И. Особенности водной миграции иода и селена в геохимически контрастных ландшафтах Брянской области. Дисс. ... к.н. М.: ГЕОХИ РАН. 2017. 179 с.
- Пыленок П.И. Эколого-мелиоративный стационар "Вожа" Рязанской области / Мелиоративно-болотные стационары России. М.: РАСХН. 1997. С. 42–46.
- Зуев Б.К., Моржухина С.В. Устройство для определения содержания органических веществ в грунтах и донных отложениях. Патент № 59836 Приоритет от 12.09. 2006.

ПРОСТРАНСТВЕННАЯ И ВРЕМЕННАЯ ДИНАМИКА ГХЦГ В ВОДАХ НИЖНЕЙ ВОЛГИ (1985-2018 ГГ.)

Д.Р. Светашева, В.О. Татарников, Д.Х. Азмухамбетова, Д.С. Даирова, И.Г. Радованова, Е.В. Гаврилова

*ФГБУ «Каспийский морской научно-исследовательский центр»
414045, Россия, г. Астрахань, ул. Ширяева, 14, svetashedr@yandex.ru*

В работе приведены результаты многолетних наблюдений за уровнем загрязнения инсектицидами устьевой области р. Волги. Определены среднесезонные показатели и диапазон колебаний значений альфа- и гамма-ГХЦГ в исследуемой зоне за весь период измерений, характер распределения концентраций в водотоках дельты, а также особенности сезонной изменчивости содержания ГХЦГ в воде.

Гексахлорциклогексан (ГХЦГ), нерастворимый в воде инсектицид, способный накапливаться в объектах внешней среды в больших количествах [1]. Гамма-ГХЦГ (линдан) производился в мире до 2009 года, после чего был запрещен с разрешением использовать запасы. На территории России этот инсектицид был запрещен в 1990 г. [2]. Использование на территории России гамма-ГХЦГ регламентировано в настоящее время положениями Стокгольмской конвенции о стойких органических загрязнителях и соответствующими постановлениями Правительства РФ. В соответствии с этими документами, до 2020 г. на производство гамма-ГХЦГ должен быть установлен запрет или приняты иные меры, необходимые для ликвидации производства и безопасного использования накопленных запасов этого вещества. В окружающую среду ГХЦГ попадает в результате применения в сельском хозяйстве [1].

При повышении содержания кислорода в воде токсический эффект от гамма-ГХЦГ снижается [3]. Гамма-ГХЦГ под воздействием солнечного света изомеризуется и переходит в альфа-ГХЦГ [4].

В устьевой области р. Волги, включающей участок реки от вершины дельты (гидрологический пост Верхнелебяжье) до морского края дельты, различают зоны верхней, средней и нижней дельты. Режимные

наблюдения за загрязнением вод дельты ГХЦГ проводятся на 8 постах, расположенных в верхней и средней зонах дельты р. Волги. Оценка загрязнения дельты р. Волги проводилась по гидрологическим постам: Верхне-лебяжье (вершина дельты), г. Астрахань (верхняя зона, западная часть), Кривая Болда (верхняя зона, западная часть), Подчалык (верхняя зона, восточная часть), Камызяк, Ильинка (средняя зона, западная часть), Красный Яр (средняя зона, восточная часть).

Анализ средних многолетних и максимальных концентраций альфа-ГХЦГ в водах дельты Волги показал, что средние многолетние значения колебались от 0.0008 мкг/дм³ в верхней зоне восточной части дельты до 0.0014 мкг/дм³ в средней зоне западной части (таблица 1). Наибольшее его содержание наблюдалось в створе рукава Бузан, где в 1990 г. регистрировалось разовое превышение ПДК в 6.2 раза. К характерным чертам межгодовой изменчивости концентрации альфа-ГХЦГ в водах дельты Волги относят: средняя годовая концентрация альфа-ГХЦГ в воде не превышает ПДК за весь период наблюдений, наибольшие средние годовые концентрации альфа-ГХЦГ в воде наблюдались с начала наблюдений до 1995 г., с 2005 г. и до настоящего времени отмечается повышение содержания альфа-ГХЦГ в воде. Особенностью сезонной изменчивости концентрации альфа-ГХЦГ в водах дельты Волги являлось повышение его содержания в воде во время летней межени (3 квартал) и осенней межени (4 квартал) и относительное постоянство в остальные периоды наблюдений. Пространственное распределение загрязнителя по водотокам дельты Волги во все сезоны характеризовалось относительной равномерностью, на фоне которой отмечалось резкое повышение содержания альфа-ГХЦГ в воде верхней зоны западной части дельты в 3-м квартале и в средней зоне восточной части в 4-м квартале [5].

Таблица 1. Среднее многолетнее содержание альфа-ГХЦГ в воде водотоков дельты Волги за период 1985-2018 гг.

Район	Водоток (пункт наблюдений)	Концентрация альфа-ГХЦГ, мкг/ дм ³			
		среднее	стандартное отклонение	max	min
Дельта, вершина	р. Волга, (с. Верхне-лебяжье)	0.0012	0.0020	0.012	0
Верхняя зона, западная часть	р. Волга, (г. Астрахань)	0.0013	0.0330	0.008	0
	рук. Кривая Болда, (с. Яманцуг)	0.0011	0.0020	0.011	0
Верхняя зона, восточная часть	пр. Кигач, (с. Подчалык)	0.0008	0.0023	0.012	0
Средняя зона, западная часть	р. Волга, (пос. Ильинка)	0.0014	0.0019	0.016	0
	рук. Камызяк, (г. Камызяк)	0.0009	0.0020	0.012	0
Средняя зона, восточная часть	рук. Бузан, (с. Красный Яр)	0.0012	0.0031	0.062	0

Оценка средних многолетних и максимальных значений концентраций гамма-ГХЦГ в водах дельты Волги показала, что средние многолетние значения колебались от 0.0011 мкг/дм³ в вершине дельты до 0.0022 мкг/дм³ в средней зоне западной части (таблица 2). Экстремальное значение гамма-ГХЦГ в воде рукава Бузан (11.4 ПДК) было отмечено в октябре 1987 г. В воде р. Волги (пос. Ильинка) экстремально высокая концентрация гамма-ГХЦГ (10 ПДК) зафиксирована в апреле 1991 г. Максимальное содержание гамма-ГХЦГ в верхней зоне западной части дельты Волги, зафиксированное в апреле 1991 г., составило 7.6 ПДК (р. Волга).

Анализ межгодовой изменчивости концентрации гамма-ГХЦГ позволяет выявить следующие характерные черты загрязнения дельты Волги гамма-ГХЦГ: с 1985 г. средняя концентрация гамма-ГХЦГ в воде только единожды превысила ПДК (в 1991 г. рук. Бузан), во всем периоде наблюдений наибольшие средние годовые концентрации гамма-ГХЦГ в воде наблюдались, начиная с 1978 г. и до 1995 г., с 2005 г. и до настоящего времени происходит повышение содержания гамма-ГХЦГ в воде [5].

Таблица 2. Среднее многолетнее содержание гамма-ГХЦГ в воде водотоков дельты Волги за период 1985-2017 гг.

Район	Водоток (пункт наблюдений)	Концентрация гамма-ГХЦГ, мкг/ дм ³			
		среднее	ст. откл.	max	min
Дельта, вершина	р. Волга, (с. Верхне-лебяжье)	0.0016	0.0021	0.018	0
Верхняя зона, западная часть	р. Волга, (г. Астрахань)	0.0023	0.0328	0.076	0
	рук. Кривая Болда, (с. Яманцуг)	0.0013	0.0038	0.044	0
Верхняя зона, восточная часть	пр. Кигач, (с. Подчалык)	0.0011	0.0026	0.013	0
Средняя зона, западная часть	р. Волга, (пос. Ильинка)	0.0022	0.0049	0.101	0
	рук. Камызяк, (г. Камызяк)	0.0014	0.0024	0.014	0
Средняя зона, восточная часть	рук. Бузан, (с. Красный Яр)	0.0021	0.0098	0.114	0

Характерной чертой сезонной изменчивости концентрации гамма-ГХЦГ в водах дельты Волги являлось повышение его содержания в воде во время весеннего половодья (2 квартал), а также высокие значения на отдельных участках в летнюю и осеннюю межень (3 и 4 квартал). Пространственное распределение загрязнителя

по водотокам дельты Волги во все сезоны характеризовалось неравномерностью, отмечалось резкое повышение содержания гамма-ГХЦГ в водах восточной части дельты во 2-м и 4-м кварталах.

Список литературы

1. Метелев В.В., Канаев А.И., Дзасохова Н.Г. Водная токсикология. М.: Колос, 1971. – 248 с.
2. Методы определения микроколичеств пестицидов в продуктах питания, кормах и внешней среде: справочник / М.А. Клисенко, А.А. Калинина, К.Ф. Новикова, Г.А. Хохолькова; М: Агропромиздат, 1992. – 413 с.
3. Симонов В.М. Толерантность белого толстолобика к неблагоприятным факторам среды как селекционный признак: Автореф. дис... канд. биолгич. наук. М., 1989. – 24 с.
4. Исидоров В.А. Введение в химическую экотоксикологию: учебное пособие. СПб.: Химиздат, 1999. – 144 с.
5. Обзор тенденции и динамики загрязнения устьевой области Волги за период 1978-2018 гг. / Е.В. Островская, Е.В. Гаврилова, В.Г. Петреченкова и др. Астрахань: Издатель Сорокин Роман Васильевич, 2020. – 121 с.

ПРОСТРАНСТВЕННАЯ И ВРЕМЕННАЯ ДИНАМИКА СОДЕРЖАНИЯ НЕСТОЙКИХ ОРГАНИЧЕСКИХ СОЕДИНЕНИЙ В ВОДАХ НИЖНЕЙ ВОЛГИ (1978-2018 ГГ.)

Д.Р. Светашева, В.О. Татарников, Д.Х. Азмухамбетова, Д.С. Даирова, И.Г. Радованова, Е.В. Гаврилова

*ФГБУ «Каспийский морской научно-исследовательский центр»
414045, Россия, г. Астрахань, ул. Ширяева, 14, svetashadr@yandex.ru*

В работе проведен анализ многолетних наблюдений за уровнем загрязнения вод устьевой области р. Волги нестойкими органическими соединениями. Определены среднемноголетние показатели и диапазон колебаний значений фенолов и СПАВ в исследуемой зоне за весь период измерений, характер распределения концентраций в водотоках дельты, а также особенности сезонной изменчивости содержания загрязняющих веществ в воде.

В устьевой области р. Волги, включающей участок реки от вершины дельты (гидрологический пост Верхнелебяжье) до морского края дельты, различают зоны верхней, средней и нижней дельты. Режимные наблюдения за загрязнением вод проводятся на 8 постах, расположенных в верхней и средней зонах дельты р. Волги. Оценка загрязнения дельты р. Волги нестойкими органическими соединениями проводилась по гидрологическим постам: Верхнелебяжье (вершина дельты), г. Астрахань (верхняя зона, западная часть), Кривая Болда (верхняя зона, западная часть), Подчалык (верхняя зона, восточная часть), Камызяк, Ильинка (средняя зона, западная часть), Красный Яр (средняя зона, восточная часть).

Фенолы представляют собой органические ароматические соединения, в молекулах которых гидроксильные группы ОН – связаны с атомами углерода бензольного кольца. На клеточном уровне растительные фенольные системы выполняют функцию антиоксидантов и связывания металлов [1, 2]. При повышении рН более 7 ед., токсические свойства фенолов снижаются [3]. Некоторые бентосные организмы, преимущественно двусторчатые моллюски, способны инактивировать поступающие в их организм фенолы [4]. Биохимическая трансформация фенола вызывает снижение содержания кислорода, увеличение цветности, БПК и окисляемости вод [3].

Анализ средних многолетних и максимальных значений фенолов в водах дельты р. Волги в период с 1978 по 2018 годы, показал, что средняя концентрация составляла 0.003 мг/дм^3 (таблица 1), что указывает на постоянное присутствие этого загрязнителя в водах водотоков различных районов волжской дельты [5]. Наибольшие значения фенолов наблюдались в средней зоне западной части дельты. Учитывая особенности распределения водного стока между западной и восточной частями дельты, можно предполагать, что основной сток фенолов в Каспийское море происходил через западные рукава дельты. Экстремальная концентрация фенолов (350 ПДК) была отмечена в пункте наблюдения г. Астрахань (р. Волга) в середине февраля 1980 г. Большой пространственно-временной изменчивостью отличались воды р. Волги как в верхней, так и в средней зоне дельты, а также воды рукава Камызяк. К характерным чертам временной изменчивости содержания данного загрязняющего вещества в период 1978-2002 гг. относятся: резкая изменчивость концентрации фенолов от высоких значений к низким (является признаком наличия локальных источников загрязнения), стабильное превышение ПДК средней концентрацией фенолов в воде. С 2002 г. и до настоящего времени средняя концентрация фенолов в воде стабильно низкая и близка к ПДК. Особенностью сезонной изменчивости являлось повышение концентрации фенолов в воде в весеннюю и летнюю межени (2 и 3 кварталы).

Синтетические поверхностно-активные вещества (СПАВ) являются относительно устойчивыми соединениями в окружающей среде и организме животных [6]. При концентрации 0.05-0.1 мг/л в речной воде способны активизировать токсические вещества, адсорбированные донными осадками, в воде равнинных рек концентрация в 1 мг/л уменьшает интенсивность аэрации на 60%, при концентрации 1-2 мг/л появляется способность к пенообразованию, концентрация 1-3 мг/л ухудшает органолептические свойства воды [7]. За счет эффекта перераспределения увеличивает токсические свойства многих веществ.

Анализ средних многолетних и максимальных значений СПАВ в водах дельты р. Волги за период 1978-2018 гг., показал, что средние многолетние концентрации колебались от 0.04 мг/дм^3 в вершине и в западной части дельты до 0.03 мг/дм^3 в восточной части (табл. 2). Их наибольшее содержание наблюдалось в западной части дельты, где было отмечено максимальное содержание СПАВ в воде (30 ПДК) в феврале 1990 г. Учитывая особен-

ности распределения водного стока между западной и восточной частями дельты, можно предполагать, что основной сток СПАВ в Каспийское море сосредоточен в западном секторе. Характер межгодовой изменчивости концентрации СПАВ в водах дельты р. Волги показывает, что: средняя концентрация СПАВ в воде не превышала ПДК, с 1999 г. и до настоящего времени наблюдается восходящий тренд содержания СПАВ в воде [5].

Таблица 1. Среднее многолетнее содержание фенолов в воде водотоков дельты Волги за период 1978-2018 гг.

Район	Водоток (пункт наблюдений)	Концентрация фенолов, мг/ дм ³			
		среднее	стандартное отклонение	max	min
Дельта, вершина	р. Волга, (с. Верхнелебяжье)	0.003	0.003	0.024	0
Верхняя зона, западная часть	р. Волга, (г. Астрахань)	0.003	0.032	0.350	0
	рук. Кривая Болда, (с. Яманцуг)	0.003	0.004	0.033	0
Верхняя зона, восточная часть	пр. Кигач, (с. Подчалык)	0.003	0.004	0.029	0
Средняя зона, западная часть	р. Волга, (пос. Ильинка)	0.003	0.011	0.041	0
	рук. Камызяк, (г. Камызяк)	0.003	0.017	0.047	0
Средняя зона, восточная часть	рук. Бузан, (с. Красный Яр)	0.003	0.004	0.029	0

Основной особенностью сезонной изменчивости концентрации СПАВ являлось ее снижение в зимнюю межень (1 квартал), наблюдаемое в направлении от вершины к средней зоне дельты Волги, а также характерное для весенней межени (2 квартал) повышение концентрации СПАВ в средней зоне дельты. В летний сезон содержание СПАВ в водах водотоков дельты примерно одинаковое. Пространственная изменчивость концентрации СПАВ в водах дельтовых водотоков в целом была выражена слабо.

Таблица 2. Среднее многолетнее содержание СПАВ в воде водотоков дельты Волги за период 1978-2018 гг.

Район	Водоток (пункт наблюдений)	Концентрация СПАВ, мг/ дм ³			
		среднее	стандартное отклонение	max	min
Дельта, вершина	р. Волга, (с. Верхнелебяжье)	0.04	0.11	1.22	0
Верхняя зона, западная часть	р. Волга, (г. Астрахань)	0.04	0.11	3.00	0
	рук. Кривая Болда, (с. Яманцуг)	0.04	0.07	1.20	0
Верхняя зона, восточная часть	пр. Кигач, (с. Подчалык)	0.03	0.03	0.13	0
Средняя зона, западная часть	р. Волга, (пос. Ильинка)	0.04	0.08	1.20	0
	рук. Камызяк, (г. Камызяк)	0.04	0.10	1.20	0
Средняя зона, восточная часть	рук. Бузан, (с. Красный Яр)	0.03	0.03	0.33	0

Список литературы

1. Сиренко Л.А., Козицкая В.Н. Биологически активные вещества водорослей и качество воды. Киев: Наук. Думка, 1988. – 256 с.
2. Растительные фенолы и аутофагия / Н.К. Зенков, А.В. Чечушков, П.М. Кожин и др. // Биохимия. 2016. Т. 81. № 4. С. 429–447.
3. Элиас В.В. Исследование физиологических реакций харовых и хлорококковых водорослей на фенолы сточных вод: Автореф. дис... канд. биологич. наук. М., 2005. – 125 с.
4. Воздействие антропогенного загрязнения на состояние макробентоса в бухте Раковая (Авачинская губа, Юго-восточная Камчатка) / Н.Г. Клочкова, А.В. Климова, С.О. Очеретяна и др. // Вестник Камчатского государственного технического университета. 2016. № 35. С. 53–64.
5. Обзор тенденции и динамики загрязнения устьевой области Волги за период 1978-2018 гг. / Е.В. Островская, Е.В. Гаврилова, В.Г. Петреченкова и др. Астрахань: Издатель Сорокин Роман Васильевич, 2020. – 121 с.
6. Филенко О.Ф., Михеева И.В. Основы водной токсикологии. М.: Колос, 2007. – 144 с.
7. Основы общей и экологической токсикологии: учебное пособие / А.Н. Ботян, Г.Т. Фрумин, В.Н. Базылев. – СПб.; СпецЛит, 2009. – 352 с.

ВОЗДЕЙСТВИЕ ТОЧЕЧНЫХ И ДИФFUЗНЫХ ИСТОЧНИКОВ ЗАГРЯЗНЕНИЯ НА ФОРМИРОВАНИЕ КАЧЕСТВА ВОДЫ РЕКИ ВОЛГА

В.А. Селезнев

Самарский федеральный исследовательский центр РАН,
Институт экологии Волжского бассейна РАН,
445003 Тольятти, Самарская обл., Россия, aleks.selezneva@mail.ru

В период роста биогенной нагрузки и массового развития цианобактерий ухудшается качество воды в поверхностных источниках водоснабжения водохранилищ Волги по запаху привкусу, содержанию органических и токсических веществ. В этих условиях традиционная водоподготовка питьевой воды малоэффективна и нуждается в совершенствовании.

Проблема ухудшения качества воды в условиях роста биогенной нагрузки от точечных и диффузных источников загрязнения становится все более актуальной для крупных водохранилищ Волги, которые являются поверхностными источниками питьевого водоснабжения [1-3]. Чрезмерное поступление азота и фосфора в водохранилища на фоне глобального потепления климата активизирует массовое развитие цианобактерий или синезеленых водорослей [4], что приводит к появлению в воде токсичных метаболитов – цианотоксинов. Возникает риск попадания токсических веществ в организм человека вместе с питьевой водой. Всемирная организация здравоохранения (ВОЗ) установила, что наибольшую опасность среди цианотоксинов для здоровья и жизни людей представляет микроцистин-LR, для которого установлена ориентировочно допустимая концентрация в питьевой воде не более 1 мкг/дм³ [5, 6].

В условиях массового развития цианобактерий традиционные технологические линии очистки воды, включающие осветление, обесцвечивание и обеззараживание, используемые для приготовления питьевой воды для централизованного водоснабжения волжских городов, малоэффективны при удалении токсинов, а также привкуса и запаха воды. Поэтому необходимо оценить реальную опасность токсического загрязнения волжских водохранилищ, как поверхностных источников водоснабжения. В качестве объекта исследования выбрано самое крупное в Волжско-Камском каскаде - Куйбышевское водохранилище.

По данным многолетних наблюдений установлено, что процесс массового развития цианобактерий на Куйбышевском водохранилище наблюдается ежегодно в период летней межени. Масштабы, интенсивность и продолжительность процесса зависят от гидрометеорологических условий, биогенной нагрузки, режима регулирования водного стока. По акватории водохранилища процесс характеризуется пространственной неоднородностью. Более интенсивно процесс протекает на мелководье, в заливах, устьях притоков, где стоковое течение практически отсутствует. Здесь биомасса цианобактерий может достигать 100-150 мг/дм³. При ветровых нагонах формируются обширные «пятна цветения» воды, где биомасса цианобактерий в поверхностном слое может достигать в русловой части – 400 мг/дм³, а в пойменной – 2000 мг/дм³. В нижней части водохранилища, где расположен водозабор г. Тольятти, биомасса цианобактерий изменяется от 3 до 43 мг/дм³, а численность – от 23 до 80 млн. кл./дм³.

С ростом биомассы цианобактерий у воды появляется неприятный запах, увеличивается цветность, вода приобретает щелочную реакцию. В поверхностном слое водохранилища резко увеличивается содержание кислорода, а в придонном слое наблюдается его дефицит. Увеличивается содержание в воде органических веществ. Наибольшая концентрация органических веществ по перманганатной окисляемости (ПО) наблюдается в пик «цветения» воды. За счет массового развития цианобактерий ПО увеличивается на 10–15%. При этом уменьшается содержание в воде биогенных веществ, прежде всего нитратов и фосфатов. При снижении концентрации фосфатов до нуля развитие цианобактерий практически прекращается.

Цианобактерии родов: *Microcystis*, *Anabaena* и *Aphanizomenon* способны к продуцированию таких токсинов, как микроцистины. В настоящее время известно более 80 структурных вариантов микроцистинов, наиболее токсичным является микроцистин-LR, который состоит из 7 аминокислот. Линейная длина одного аминокислотного остатка в полипептидной цепи составляет 0.35 нм [6].

Исследования, проведенные Казанским государственным университетом в 2014-2016 гг. показали, что содержание микроцистинов превышает допустимую концентрацию ВОЗ в русловой части водохранилища (г. Зеленодольск) и составляет 6-9 мкг/дм³, а в районе г. Казани - 5-12 мкг/дм³. Более значительные концентрации микроцистина были обнаружены в пойменных частях водохранилища и составили 200-470 мкг/дм³. Установлено, что концентрация микроцистинов растет с увеличением численности и биомассы цианобактерий. При численности бактерий свыше 21 млн.кл./дм³, концентрация микроцистинов может превысить допустимую норму, а именно 1 мкг/дм³ [5].

Для очистки природной воды до нормативов качества питьевого водоснабжения, как правило, в волжских городах применяются технологические линии, предназначенные для II класса поверхностных источников водоснабжения, и включают: обеззараживание хлорированием или ультрафиолетовым излучением (УФИ), осветление, обесцвечивание и хлорирование воды для подачи воды в водопроводную сеть. Наиболее спорным является использование УФИ на начальной стадии водоподготовки, так как излучение убивает бактерии и внутриклеточные токсины попадают в воду.

Использование хлорирования в условиях массового развития цианобактерий вызывает определенное беспокойство в отношении разрыва клеток и высвобождения токсинов. Обработка воды хлором на входе процесса водоподготовки создает риск разрушения бактериальных клеток. Кроме того, хлорирование при высоком

содержании органических веществ может приводить к образованию в процессе очистки питьевой воды побочных продуктов, включая хлорорганические вещества.

Одни исследователи считают, что перечисленные традиционные стадии водоподготовки в той или иной степени приводят к частичному удалению цианотоксинов, содержащихся в исходной воде. Другие, наоборот считают, что, вещества, придающие воде вкус и запах, так же как и токсины водорослей, никогда не удаляются в процессах коагуляции-флокации. Поэтому необходимы дополнительные ступени очистки природной воды с использованием сорбционных методов и мембранных технологий.

Выбор методов очистки и разработка технологических линий удаления цианотоксинов должна осуществляться с учетом нахождения токсинов на двух уровнях: внеклеточном или внутриклеточном. Внутриклеточные токсины содержатся в бактериальной клетке и высвобождаются из неё путем выделения, растворения или разрушения клеток, и тогда токсины попадают в воду и становятся внеклеточными. Очистка от внутриклеточного токсина будет эффективна при удалении самих бактериальных клеток, так как основная часть токсинов (95%) содержится внутри клетки. Стратегия очистки воды от внеклеточного цианотоксина совершенно иная и схожа с очисткой воды от природных органических веществ.

Удаление внутриклеточных цианотоксинов необходимо осуществлять без повреждения бактериальных оболочек одноклеточных, нитчатых и колониальных микроорганизмов. Диаметр одноклеточных бактерий превышает 500 нм. Их удаление возможно с использованием мембранных технологий, которые позволяют фильтровать клетки без их механического повреждения. Подходят два типа мембранной фильтрации: микрофильтрация и ультрафильтрация. Пористые мембраны микрофильтрации имеют размер пор от 50 до 5000 нм. Мембраны ультрафильтрации имеют меньший размер пор от 1 до 50 нм. Они пропускают практически все растворенные формы веществ, но задерживают твердые частицы, простейшие живые организмы, бактерии, большинство вирусов и макромолекулы.

Учитывая минимальные размеры цианобактерий, можно предположить, что микрофильтрация и ультрафильтрация будут эффективны при удалении неповрежденных цианобактериальных клеток при условии предварительной обработки воды для снижения загрязнения мембран. Когда наблюдается массовое развитие цианобактерий в источнике водоснабжения, то следует чаще проводить обратную промывку, чтобы снизить риск попадания токсинов в воду.

Удаление внеклеточных токсинов достигается применением мембранной нанофильтрации или адсорбцией на активированном угле. При выборе способа очистки природной воды рекомендуется проводить экспериментальные исследования, поскольку эффективность удаления зависит от распределения размера пор мембраны и активированного угля и качества воды.

Мембранные установки включают следующие основные элементы: механические фильтры, насосы, мембранные установки и приборы автоматики. В начале технологической линии размещают механические фильтры предварительной очистки. Для этого могут быть использованы сетчатые или крупнозернистые фильтры для защиты мембранных элементов от повреждения и засорения крупнодисперсными примесями. Затем следует насос, основная задача которого заключается в поддержании необходимого для данного процесса давления в системе. При давлении чрезмерно низком или высоком возникает риск повреждения мембраны. Далее располагаются блок мембранных аппаратов в цилиндрическом корпусе и приборы автоматики.

За блоком мембранных аппаратов необходим постоянный уход и регулярное обслуживание. Мембрана нанофильтрации представляет собой тонкую двухслойную пленку из неорганических материалов. Внешний слой мембраны является тонким слоем сплошного материала, который участвует в активированной диффузии. Внутренний слой мембраны, в виде подложки, является грубым пористым материалом и предназначен для укрепления внешнего слоя мембраны. На мембраны нанофильтрации негативное воздействие оказывает различные окислители, например хлор, который разъедает её тонкий слой.

Установки нанофильтрации по режиму работы делятся на непрерывные и периодические модули, а по числу ступеней – на одноступенчатые и многоступенчатые. **Ступень** – это набор модулей или каскадов. Каскады модулей параллельно установлены в пределах одной ступени и объединены общими коллекторами по исходной воде, пермеату и концентрату. Обязательное условие в таком случае – использование одинаковых мембранных модулей. Из **каскадов** формируются ступени, которые состоят из одного или нескольких каскадов, при этом концентрат, образовавшийся на предыдущем каскаде, служит питающей водой для последующего. Многокаскадные схемы применяются для увеличения гидравлического коэффициента полезного действия (КПД) установки.

Мембранный модуль может содержать от одного до нескольких элементов, через которые последовательно проходит очищаемая вода. Так как рекомендуемый съём с каждого элемента не должен превышать 15% от значения расхода питающей воды, то последовательное размещение нескольких элементов позволяет существенно увеличить гидравлический КПД установки водоподготовки в целом. Необходимо выбирать такую схему, которая позволит добиться необходимого выхода фильтрата требуемой степени очистки воды.

Удаление из воды внеклеточного токсина возможно адсорбцией на активированном угле с высокой емкостью пор, которые меньше чем 1 нм. Активированный уголь с подобными характеристиками получают в процессе температурной обработки углеродсодержащего материала – обычно дерева, угля, кокосовой скорлупы или торфа. В результате такой активации образуется пористый материал с большой площадью поверхности в пределах 500–1500 м²/г и высокой эффективностью в отношении удаления органических соединений. Полученный активированный уголь используют в порошковой или гранулированной форме для удаления органических веществ, придающих привкус и запах воде. Есть основания полагать, что активированный уголь эффективен при абсорбции микроцистина. Однако, эффективность удаления зависит от концентрации токсина, от различных структурных вариантов микроцистина, а также от дозы и происхождения активированного угля. Эффек-

тивность удаления микроцистинов повышается, если угольные фильтры своевременно заменяются или регенерируются при высоком проскоке общего органического углерода. Для полного удаления микроцистинов может потребоваться повторная обработка.

Совершенно очевидно, что в целях исключения попадания цианотоксинов в питьевую воду необходимо совершенствование водоподготовки. В период массового развития цианобактерий волжская вода должна обрабатываться на специальной технологической линии, включающей: предварительную микрофильтрацию и ультрафильтрацию; УФО; коагуляцию; отстаивание; фильтрацию на активированном угле или нанофильтрацию. Практически полное удаление микроцистина может быть достигнуто только при использовании мембранных технологий.

Оценка экологического состояния Куйбышевского водохранилища показывает, что в период массового развития цианобактерий ухудшается качество воды в поверхностном источнике водоснабжения по запаху, привкусу, содержанию органических веществ, возникает реальная угроза загрязнения волжской воды цианотоксинами, в концентрациях превышающих допустимую норму ВОЗ. В перспективе проблема загрязнения поверхностных источников водоснабжения цианотоксинами будет обостряться на фоне глобального потепления климата. Поэтому необходимо проведение исследований закономерностей формирования качества воды в условиях массового развития цианобактерий, необходима организация мониторинга цианотоксинов, а также разработка для них отечественных ПДК для водных объектов хозяйственно-питьевого назначения.

В настоящее время традиционные технологические линии очистки воды из поверхностных источников водоснабжения, применяемые на станциях водоподготовки в волжских городах, не ориентированы на удаление цианотоксинов, поэтому существуют риски попадания токсических веществ в питьевую воду. Необходимо совершенствовать существующие и проектировать новые технологические линии водоподготовки с учетом внедрения микрофильтрации и ультрафильтрации для удаления бактериальных клеток и нанофильтрации для удаления внеклеточного цианотоксина.

Список литературы

1. Никитин О.В., Латыпова В.З., Степанова Н.Ю. Мониторинг цианобактериальных токсинов в водных объектах Республики Татарстан (2011-2016 гг.) // Материалы международной научно-практической конференции «Глобальное распространение процессов антропогенного эвтрофирования водных объектов: проблемы и пути решения», Казань: типография «ОТ Принт». 2017. С. 51–62.
2. Журкович И.К., Ковров Н.Г., Луговкина Н.В., Мильман Б.Л. Осторожно, микроцистины! // Information on www.j-analytics.ru. Т. 8, № 5 (42) 2018. С. 458–463.
3. Селезнева А.В., Беспалова К.В., Селезнев В.А. Питьевое водоснабжение в условиях антропогенного эвтрофирования водохранилищ средней и нижней Волги // Волга и ее жизнь: сборник тезисов докладов Всероссийской конференции / Ин-т биологии внутр. вод им. И.Д. Папанина РАН, Борок, 22–26 октября 2018 г. Изд-во: ООО «Филигрань». 2018. С. 117.
4. Селезнев В.А., Селезнева А.В., Беспалова К.В. Антропогенное эвтрофирование крупных водохранилищ Нижней и Средней Волги в условиях глобального потепления климата (проблема и пути решения) // Материалы международной научно-практической конференции «Глобальное распространение процессов антропогенного эвтрофирования водоемов». Казань, 18-19 мая 2017. Изд-во: ООО РПК Волга. 2017. С. 151–156.
5. Беспалова К.В. Оценка состояния источников водоснабжения в условиях антропогенного эвтрофирования водохранилищ // Водоснабжение и санитарная техника. 2016. № 11. С. 7–15.
6. Беспалова К.В., Селезнева А.В., Селезнев В.А. Устойчивое водоснабжение городского населения в условиях «цветения воды» на водохранилищах Волги (на примере г.о. Тольятти) // Водоочистка. 2016. № 6. С. 16–21.
7. Westrick J.A., Szlag D.C., Southwell B.J., Sinclair J. A review of cyanobacteria and cyanotoxins removal/inactivation in drinking water treatment // Analytical and Bioanalytical Chemistry. 2010. V. 397. N. 5. P. 1705–1714.

ОЦЕНКА ТЕХНОГЕННОЙ НАГРУЗКИ НА ВОДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ

А.В. Селезнева

*Самарский федеральный исследовательский центр РАН,
Институт экологии Волжского бассейна РАН,
445003 Тольятти, Самарская обл., Россия, kvbepalova@yandex.ru*

Разработана методика оценки техногенной нагрузки на реки и проведена её апробация на 12 реках, расположенных в различных природно-климатических зонах и отличающихся величиной водного стока. Установлено, что р. Волга испытывает наибольшую техногенную нагрузку среди больших рек России.

Одной из главных причин неудовлетворительного качества воды рек является антропогенная нагрузка от точечных источников (далее техногенная нагрузка), осуществляющих сброс загрязняющих веществ в составе промышленных, коммунальных и сельскохозяйственных сточных вод. Во всем мире техногенная нагрузка на реки постоянно увеличивается, что обусловлено развитием процессов урбанизации, ведь основой хозяйства служат «мокрые» технологии, использующие природную воду, которая в результате оказывается грязной [1, 2].

В России процессы урбанизации протекают более интенсивно, чем в среднем на планете. Начиная с 50-х годов прошлого века, процент городского населения планеты увеличился с 29% до 42%, а в России – с 48% до

75%. При этом, городские территории занимают около 1% территории страны. Но именно здесь расположены основные точечные источники загрязнения и на этой территории возникают основные проблемы водного хозяйства. В бассейне р. Волга городское население составляет 78%, что превышает среднюю норму по России. Здесь городское население сосредоточено более чем в 600 городах (50% всех городов России). Среди них 8 городов с населением свыше 1 млн. человек, 9 городов – от 0,5 до 1,0, 14 городов – от 0.25 до 0.50 и 43 города – от 0.1 до 0.25 млн. человек.

В сложившихся условиях, оценка техногенной нагрузки на реки России является необходимым элементом при организации системы мониторинга и регулирования техногенного воздействия на качество поверхностных вод. Без детального изучения нагрузки невозможно выявление связей между количеством сбрасываемых загрязняющих веществ в составе сточных вод и концентрациями химических веществ в воде водотоков. Кроме того, количественная оценка техногенной нагрузки необходима при нормировании допустимого антропогенного воздействия на реки.

Для каждого конкретного года величина техногенной нагрузки не остается постоянной и зависит не только от количества загрязняющих веществ в составе сточных вод, но и от водности года. В маловодные годы техногенная нагрузка будет увеличиваться, а в многоводные годы – снижаться при прочих равных условиях. Внутри года нагрузка также меняется в зависимости от сезонного распределения водного стока: в межень нагрузка увеличивается, а в половодье – уменьшается.

В настоящее время, существуют различные подходы к оценке техногенной нагрузки на реки. Чаще всего под «нагрузкой» понимается масса загрязняющих веществ, поступающих непосредственно в водоток со сточными водами от береговых или русловых выпусков. При этом не учитываются ни размеры реки, ни их расположение в различных геохимических провинциях. В этом случае невозможно провести сравнительный анализ техногенных нагрузок на реки, отличающиеся величиной водного стока и условиями формирования природного качества речных вод.

В данной работе при определении техногенной нагрузки на реки, наряду с объемом сточных вод и массой загрязняющих веществ, предлагается учитывать величину водного стока реки и фоновые показатели качества природных вод. В этом случае техногенная нагрузка не остается постоянной при прочих равных условиях, а существенно зависит не только от массы загрязняющих веществ, поступающих в водохранилище, но и от временной (межгодовой, сезонной) изменчивости водного стока и фоновых концентраций веществ в воде реки.

Техногенную нагрузку предлагается оценивать по нескольким составляющим [3–6], с одной стороны, как нагрузку объемом сбрасываемых сточных вод, а с другой – как дифференцированную и интегральную нагрузку загрязняющими веществами с учетом нормирования на фоновые показатели качества воды в реке.

Техногенная нагрузка сточными водами (TH_1) – это величина, характеризующая отношение объема сточных вод, сбрасываемых в водосборный бассейн, к водному стоку реки. Нагрузку сточными водами представим в следующем виде:

$$TH_1 = 100 \cdot \sum_{j=1}^n q_j / Q \quad (1)$$

где TH_1 – нагрузка сточными водами (%); q_j – объем сточных вод, сбрасываемых в водосборный бассейн j -м точечным источником ($км^3$), где $j = 1, 2 \dots n$ – порядковые номера точечных источников загрязнения в бассейне реки; Q – водный сток реки ($км^3$).

Нагрузка сточными водами (TH_1) достаточно легко определяется, и для её расчета, как правило, всегда имеется необходимая информация. Однако, TH_1 является необходимой, но недостаточной характеристикой техногенной нагрузки и её целесообразно использовать на первом этапе анализа.

Имея сведения о массе веществ, содержащихся в сточных водах, представляется возможным рассчитать составляющие техногенной нагрузки по отдельным загрязняющим веществам. В данном случае нагрузка определяется как отношение массы загрязняющих веществ в составе сточных вод к водному стоку реки. Нагрузку по конкретным загрязняющим веществам (дифференцированную) представим в следующем виде:

$$TH_{2i} = \sum_{j=1}^n m_{ji} / Q \quad (2)$$

где TH_{2i} – нагрузка i -м загрязняющим веществом ($т/км^3$), где $i = 1, 2 \dots p$ – определенные загрязняющие вещества в сточных водах; m_{ji} – масса i -го загрязняющего вещества в составе сточных вод j -го источника ($т$).

Применяя TH_{2i} , становится возможным разложить нагрузку по отдельным составляющим (азотная, фосфорная, сульфатная, хлоридная и т.п.) и оценивать приоритетность той или иной нагрузки для конкретной реки.

Для оценки техногенной нагрузки по всему спектру сбрасываемых веществ целесообразно использовать суммарную (интегральную) техногенную нагрузку (TH_3) загрязняющими веществами:

$$TH_3 = \sum_{i=1}^p \sum_{j=1}^n m_{ji} / Q \quad (3)$$

Для количественной оценки и сравнения между собой техногенной нагрузки на реки, расположенные в различных природных зонах и климатических поясах, предлагается использовать нормированную нагрузку отдельными загрязняющими веществами:

$$TH_{4i} = TH_{2i} / C_{\Phi i} \quad (4)$$

где TH_{4i} - нормированная нагрузка i -ым загрязняющим веществом (безразмерная величина); $C_{\Phi i}$ – фоновая концентрация i -го вещества, которая определяется по данным систематических наблюдений в реке вне зоны загрязнения [7].

Суммарную нормированную нагрузку (TH_5) загрязняющими веществами представим в следующем виде:

$$TH_5 = \sum_{i=1}^P TH_{4i} \quad (6)$$

Предлагаемый методологический подход позволяет по формулам (1)–(6) количественно оценивать и далее сравнивать между собой техногенные нагрузки на большие, средние и малые реки, расположенные в различных природно-климатических условиях. Для расчета необходимы данные о водном стоке реки и фоновом качестве природной воды, об объемах сточных вод и загрязняющих веществах в составе сточных вод, поступающих в водоток от точных источников.

В качестве объектов для расчета и анализа техногенной нагрузки были выбраны 12 основных рек на территории России. Реки разбиты на три группы. В первую группу входят большие ($Q > 200 \text{ км}^3/\text{год}$) реки: Волга, Енисей, Лена и Обь; во вторую – средние ($75 < Q < 200 \text{ км}^3/\text{год}$) реки: Нева, Северная Двина, Печора и Колыма и в третью – малые ($10 < Q < 75 \text{ км}^3/\text{год}$) реки: Урал, Кубань, Дон и Терек (табл. 1).

Объем сброса сточных вод по бассейнам рек распределяется крайне неравномерно. Наибольшее количество сточных вод сбрасывается в бассейн р. Волга, а наименьшее – в бассейн р. Колыма. Объем сточных вод, сбрасываемых в бассейн Волги, составляет 30% от объема сточных вод, сбрасываемых со всей территории России. В водные объекты бассейна Оби сбрасывается только 11.2%, Дона – 7.4%, Енисея – 5.3%, Кубани – 5.2%, Урала – 3.2%, Терека – 3.1%. Для расчета техногенной нагрузки использованы наибольшие за последние 25 лет данные об объемах и качестве сточных вод, поступающих в реки.

Таблица 1. Составляющие техногенной нагрузки на реки

Реки	Q, км ³ /год	q км ³ /год	ТН ₁ %	ТН _{2i} (NH ₄ ⁺) км ³ /год	ТН ₃ км ³ /год	ТН _{4i} ×10 ³ (NH ₄ ⁺)	ТН ₅ ×10 ³
<i>Большие реки, Q > 200 км³/год</i>							
Волга	254.0	18.15	7.1	536.6	12520	1073	4887
Обь	404.0	6.72	1.7	86.1	1418	172	476
Енисей	630.0	3.15	0.5	8.73	738	17.5	92.6
Лена	532.0	0.12	0.02	0.26	7.1	0.52	3.48
<i>Средние реки, 75 < Q < 200 км³/год</i>							
Сев. Двина	109.0	0.926	0.80	30.5	1070	60.1	330
Нева	78.5	0.679	0.90	43.54	862	87.1	670
Печора	130.0	0.467	0.40	2.73	235	5.46	27.96
Колыма	128.0	0.091	0.07	1.09	13.8	2.18	10.32
<i>Малые реки, 10 < Q < 75 км³/год</i>							
Дон	28.1	4.40	15.7	120.21	27826	240	1649
Кубань	13.5	3.09	22.9	58.17	6447	116	940
Урал	10.1	1.90	18.8	91.05	7195	182	1349
Терек	11.0	1.87	17.0	297.14	105072	594	2137

Результаты расчета нагрузки сточными водами по формуле (1) показывают, что наибольшую нагрузку испытывают малые реки (табл. 1), для которых $ТН_1$ изменяется в пределах от 15.7% (р. Дон) до 22.9% (р. Кубань). Река Кубань имеет маленький водный сток ($13.5 \text{ км}^3/\text{год}$), а объем принимаемых сточных вод очень велик и составляет $3.09 \text{ км}^3/\text{год}$, что примерно соответствует объему сточных вод, сбрасываемых в бассейн р. Енисей.

Для больших и средних рек $ТН_1$ незначительна и не превышает 1.7%. Исключение составляет нагрузка на р. Волга, у которой $ТН_1$ достигает 7.1 %. По величине нагрузки р. Волга занимает пятое место после рек Кубань, Урал, Терек и Дон. Среди больших рек Волга испытывает на себе наибольшую нагрузку сточными водами, которая больше в 4.2 раза, чем на Обь, в 14.2 раза, чем на Енисей, в 355 раз, чем на Лену. Годовой сток р. Волги составляет всего лишь 6% общероссийского речного стока, тогда как годовой объем сточных вод, поступающих в бассейн Волги, достигает более 30%.

Результаты расчета нагрузки отдельными загрязняющими веществами ($ТН_{2i}$) по формуле (2) показывают, что р. Волга нагружена загрязняющими веществами (ЗВ) больше других больших рек (Обь, Енисей, Лена). При этом, нагрузка неодинакова по различным ЗВ. Например, нагрузка на р. Волгу больше, чем на реки Обь и Енисей: по азоту аммонийному – в 6 и 62 (табл. 1); по нефтепродуктам – в 5 и 24 раз; по фенолам – в 4 и 8; по сульфатам – в 8 и 23; по хлоридам – в 11 и 14; по железу – в 28 и 107, по меди – в 23 и 196, по цинку – в 8 и 37, по БПК – в 4 и 11, соответственно. И это понятно, так как наибольшая масса ЗВ поступает в бассейн р. Волга, это 20-80 % от всего сброса по России в зависимости от конкретного ЗВ.

Особую тревогу вызывает загрязнение р. Волга нефтепродуктами и биогенными веществами. Нагрузка нефтепродуктами составляет 21.9 т/км^3 , что в 5 раз больше, чем на Обь, в 24 раза, чем на Енисей и в 219 раз, чем на Лену. Нагрузка азотом аммонийным составляет 537 т/км^3 , что в 6 раз больше, чем на Обь, в 61 раз, чем на Енисей и в 2065 раз, чем на Лену.

Среди средних рек (Северная Двина, Нева, Печора и Колыма) наибольшую нагрузку ЗВ испытывает р. Северная Двина, а наименьшую – р. Колыма. Нагрузка на р. Сев. Двина больше, чем на р. Нева и р. Печера: по БПК в 1.2 и 26.9 раза; по сульфатам в 1.6 и 2.2; по хлоридам в 1.2 и 4.4; по фенолам в 2,5 и 101, соответственно.

Среди малых рек (Дон, Кубань, Урал и Терек) наибольшую нагрузку по большинству ЗВ испытывает р. Терек. Нагрузка на р. Терек больше, чем на р. Урал: по БПК в 2.4 раза; по сульфатам в 9.1; по хлоридам в 25.5; по азоту аммонийному в 3.3; по железу в 3.8 раз.

Результаты расчета суммарной нагрузки ЗВ (ТН_3) по формуле (3) показывают, что среди больших рек Волга испытывает наибольшую нагрузку, которая составляет 12520 т/км^3 . Для сравнения ТН_3 для р. Обь составляет 1418 т/км^3 , на р. Енисей – 738 т/км^3 , на р. Лену - всего 7.1 т/км^3 . Среди средних рек наибольшую ТН_3 испытывает р. Северная Двина (1070 т/км^3), а наименьшую – р. Колыма (13.8 т/км^3). Среди малых рек наибольшую ТН_3 испытывает р. Терек (105072 т/км^3), а наименьшую – р. Кубань (6447 т/км^3).

Для р. Волга ТН_3 составляет 12520 и р. Волга занимает уже третье место после рек Терек и Дон, для которых данный параметр составляет 105072 и 27826 т/км^3 , соответственно. Перемещение р. Волги с пятого на третье место свидетельствует, что концентрация загрязняющих веществ в сточных водах, сбрасываемых в бассейн р. Волга, значительно больше, чем в сточных водах, поступающих в реки Урал и Кубань. Суммарная нагрузка загрязняющими веществами на Волгу в 9 раз больше, чем на Обь, в 17 раз, чем на Енисей и в 1789 раз, чем на Лену.

Результаты расчета нормированной нагрузки по отдельным ЗВ (ТН_{4i}) по формуле (4) показывают, что р. Волга занимает уже второе место по нагрузке нефтепродуктами и первое место по нагрузке аммонийным азотом (табл. 1). Величина ТН_{4i} существенно зависит от фоновых концентраций веществ в воде рек.

Результаты расчета суммарной нормированной нагрузки ЗВ (ТН_5) показывают, что среди 12 рек наибольшую нагрузку (4887) испытывает р. Волга. Составляющая ТН_5 для р. Волга больше: в 10 раз, чем на р. Обь, в 53 раза, чем на р. Енисей и в 1405 раз, чем на р. Лена.

Совершенно очевидно, что в первую очередь для бассейна р. Волга необходимо разрабатывать программы поэтапного снижения техногенной нагрузки на реки и вводить реальные экономические и административно-правовые механизмы её реализации. Федеральная и региональные программы должны опираться на данные мониторинга рек на локальном, территориальном и бассейновом уровнях. Особое внимание следует обратить на достоверность сведений об объеме и качестве сточных вод, сбрасываемых в бассейн р. Волга.

Список литературы

1. Селезнев В.А. Антропогенное воздействие на качество вод водохранилищ Волги // В сборнике: Институт Экологии Волжского Бассейна РАН. Тольятти, 1997. С. 33–36.
2. Селезнев В.А. Методика оценки техногенной нагрузки на реки // В сборнике: Природноресурсный потенциал, экология и устойчивое развитие регионов России. Сборник статей IX международной научно-практической конференции. Пензенская государственная сельскохозяйственная академия. 2011. С. 110–113.
3. Селезнева А.В. Пространственная неоднородность антропогенной нагрузки на реки // Экология и промышленность России. 2007. № 12. С. 24–27.
4. Селезнева А.В., Селезнев В.А., Беспалова К.В., Афанасьев С.В. Технология регулирования сброса загрязняющих веществ в реки // В сборнике: Инновации и "зеленые" технологии. Региональная научно-практическая конференция: сборник материалов и докладов. Составители Т.С. Кобзарь, С.В. Сердюкова. 2018. С. 39–45.
5. Субботина А.Д., Селезнев В.А. Техногенная нагрузка на р. Самару и Сакмару // В сб.: Экологические проблемы промышленных городов. Сборник научных трудов 5-й Всероссийской научно-практической конференции с международным участием Под редакцией Е.И. Тихомировой. 2011. С. 298–300.
6. Беспалова К.В. Критерии нормирования антропогенной нагрузки с учетом природных особенностей водных объектов / В сборнике: Водные ресурсы: изучение и управление (лимнологическая школа-практика). Материалы V Международной конференции молодых ученых. 2016. С. 209–216.

БИОТЕСТИРОВАНИЕ ВОДЫ КУРШСКОГО ЗАЛИВА С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ПЛАНКТОННЫХ РАКООБРАЗНЫХ В 2017-2019 ГГ.

А.С. Семенова, Е.А. Поддубева, О.А. Дмитриева

Атлантический филиал «ВНИРО» (АтлантНИРО),
236022, г. Калининград, ул. Дм. Донского, д. 5. e-mail: a.s.semenowa@gmail.com

В 2017-2019 гг. в прибрежной зоне Куршского залива был установлен токсический эффект цветения воды синезелеными водорослями и в особенности рода *Microcystis* spp. для планктонных тест-организмов и зоопланктона в целом. Наиболее сильное отрицательное воздействие вода из Куршского залива оказывала с июня по сентябрь-октябрь 2017-2018 гг.

Куршский залив – мелководная лагуна, расположенная в юго-восточной части Балтийского моря. Высокое содержание биогенных элементов, поступающих в залив из различных источников, способствуют эвтрофи-

рованию этого водоема. Известно, что по мере увеличения биогенной нагрузки на водоемы в процессе их эвтрофирования наряду с общим увеличением численности и биомассы водорослей фитопланктона и изменениями в их составе, в сообществах происходит увеличение роли летнего пика синезеленых водорослей, увеличение в составе сообществ доли видов, устойчивых к высокому содержанию органических веществ [1]. По литературным данным известно, что количественное соотношение групп водорослей в растительном планктоне Куршского залива с годами претерпело заметные изменения. Еще в 70-е годы в среднем за вегетационный сезон среди других отделов водорослей в фитопланктоне доминировали представители диатомовых (*Bacillariophyta*), и, в меньшей степени, синезеленых (*Cyanophyta*). С 90-х годов в фитопланктоне произошло изменение доминирующих групп доминируют представители синезеленых, а роль диатомовых значительно уменьшилась [2]. Ежегодно в заливе отмечаются «цветения» воды синезелеными водорослями, что провоцирует формирование «заморных» явлений в мелководной прибрежной зоне. Установлено, что в фитопланктоне водоема развиваются штаммы разных видов рода *Microcystis*, способные продуцировать микроцистины, токсины синезеленых водорослей [3], содержание микроцистинов, в воде может достигать значительных величин [4]. Поэтому актуальным является изучение видового состава, особенностей сезонной динамики сообществ фитопланктона не только в период открытой воды, но и в течение всех месяцев года, включая зимний период. Кроме того, особую важность имеет применение методов биоиндикации и биотестирования для оценки качества среды обитания основных промысловых видов рыб в местах нагула их молоди в прибрежном биотопе залива.

Целью работы был анализ сезонной динамики видового состава численности и биомассы фитопланктонных сообществ и изучение влияния «цветения» воды в момент массового развития синезеленых водорослей на планктонные тест-организмы и зоопланктон в целом.

Изучение фитопланктона и зоопланктона прибрежной зоны российской части Куршского залива проводилось в 2017–2019 гг. с января по декабрь ежемесячно. Пробы планктона отбирали на 2 стандартных станциях, расположенных в районе НЭБ «АтлантНИРО». Одна станция находилась в прибрежной мелководной зоне (глубина 0.5 м), вторая на удалении 500 м от берега (глубина 3 метра).

Для получения 0.5 литровой пробы фитопланктона воду, сливали в пластиковую емкость соответствующего объема. Консервировали фиксатором, составной частью которого является раствор Люголя. Сгущение проб выполняли седиментационным методом И.П. Усачева до 5–40 мл в зависимости от количества фитопланктона. Количественная обработка 67 проб осадочного фитопланктона залива проводилась по общепринятой методике в камере "Учинская", объемом 0.01 мл, с помощью светового микроскопа "Биолам". К доминирующим были отнесены виды, биомасса которых превышала 10% суммарной биомассы фитопланктона.

Пробы зоопланктона отбирали батометром объемом 5–6 л с трех горизонтов. Для концентрации зоопланктона использовали планктонную сеть из мельничного газа № 70. Пробы фиксировали 4% формалином с сахарозой. С целью дифференциации живых и мертвых особей зоопланктон окрашивали 7.5 % раствором анилинового голубого красителя [5, 6]. Окрашивание зоопланктона производили сразу же после его отбора проб, что исключало дополнительную гибель зоопланктеров в результате транспортировки проб.

Кроме проб фито- и зоопланктона на второй удаленной от берега на 500 м станции раз в месяц отбирали пробу воды для проведения биотестирования на тест организмах *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg, 1901 и *Daphnia magna* Straus, 1820. На обоих видах проводились как острые, так и хронические эксперименты согласно аттестованным методикам определения токсичности воды ФР.1.39.2007.03221, ФР.1.39.2011.09714, ФР.1.39.2007.03222 и ФР.1.39.2015.19999.

Всего за исследуемый период 2017–2019 гг. было выявлено 214 видов фитопланктона из 10 систематических отделов; зеленых – 81, диатомовых – 61 вид, синезеленых – 27 видов, криптофитовых – 10, динофитовых – 11, эвгленовых – 14, золотистых – 3, охрофитовых – 3, харофитовых – 3, гаптофитовых – 1 вид. Для сезонной динамики биомассы фитопланктона в исследуемый период 2017–2019 гг. было характерно два максимума: весенний и обширный летний. На протяжении всего вегетационного сезона синезеленые и диатомовые водоросли составляли наибольший процент суммарной биомассы фитопланктона.

В зимние месяцы (декабрь, январь, февраль) в составе сообществ на исследуемых станциях отличались высокой частотой встречаемости и доминированием диатомеи *Actinocyclus normanii* (W.Gregory ex Greville) Hustedt (12–53% суммарной биомассы) и *Stephanodiscus astraеа* (Kützing) Grunow (10–75% суммарной биомассы), *Aulacoseira islandica* (O.Müller) Simonsen (10–11%), кроме этих видов доминировали на одной из станций была отмечена цианобактерия *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralf (41%). Суммарная биомасса на прибрежных станциях варьировала от 0.7 до 25.5 г/м³ и в среднем не превышала 10 г/м³.

В весенние месяцы (март, апрель, май) в состав доминирующего комплекса, по сравнению с зимой, не претерпел существенных изменений, в составе сообществ также было отмечено интенсивное развитие диатомовых водорослей *Actinocyclus normanii* (13–32%) *Stephanodiscus astraеа* (30–73%), *Aulacoseira islandica* (13–45%), и цианобактерии *Aphanizomenon flos-aquae* (12–16%). Суммарная биомасса фитопланктона при этом увеличивалась по сравнению с зимой и значительно варьировала от 0.14 до 144 г/м³, и в среднем изменялась на прибрежном и удаленном от берега участке в пределах 26–45 г/м³.

В летнем фитопланктоне исследуемых лет доминирующий комплекс видов, отмеченный ранее зимой и весной, продолжал составлять высокой процент суммарной биомассы, однако произошло перераспределение доли этих видов в суммарной биомассе и частоте встречаемости в составе сообществ. Кроме того в фитопланктоне стали доминировать потенциально-токсичные цианобактерии *Microcystis viridis* (A.Braun) Lemmermann (10–18%), *Microcystis wesenbergii* (Komárek) Komárek ex Komárek in Joosen (10%). Диатомея *Actinocyclus normanii* (10–92%) стала основным доминантом, широко распространенным на всех станциях во все месяцы, *Stephanodiscus astraеа* (23%) доминировала лишь однажды, а *Aulacoseira islandica* (14–37%), отмечался редко, в то время как цианобактерия *Aphanizomenon flos-aquae* (11–24%) отмечалась повсеместно. Суммарная биомасса

фитопланктона при этом оставалась на достаточно высоком уровне и варьировала от 5 до 168 г/м³ и в среднем была выше по сравнению с весной и изменялась на прибрежном и удаленном от берега участке в пределах 37–75 г/м³.

С наступлением осени уровень развития фитопланктона снижался только к ноябрю, синезеленые водоросли по-прежнему, доминировали в сообществе фитопланктона, так *Planktothrix agardhii* (Gom.) Anagn. et Kom (18%) отмечался редко, а часто и повсеместно вегетировал *Aphanizomenon flos-aquae* (13–79%), диатомея *Actinocyclus normanii* (11–79%) также была в числе основных осенних доминантов. Средняя для осенних месяцев биомасса водорослей не снижалась по сравнению с летом и варьировала 45–117 г/м³, главным образом из-за продолжающейся вегетации *Aphanizomenon flos-aquae*.

Острое токсическое воздействие воды из Куршского залива, при котором погибало более 50% особей, для *Daphnia magna* было отмечено в июне, июле, сентябре и октябре 2017 г. и с июня по август 2018 г. (табл. 1), для *Ceriodaphnia affinis* - в июне, июле и сентябре 2017 г. и с июня по август 2018 г. (табл. 2). Хроническое токсическое воздействие, при котором было отмечено подавление рождаемости в опыте по сравнению с контролем, для *Daphnia magna* – в августе 2017 г., мае 2018 г. и ноябре 2019 г., для *Ceriodaphnia affinis* – в августе и октябре 2017 г., мае 2018 г. и августе-сентябре 2019 г. Хроническое токсическое воздействие, при котором было отмечено стимулирование рождаемости в опыте по сравнению с контролем, для *Daphnia magna* – в январе-марте и декабре 2017 г., феврале, апреле и сентябре 2018 г., мае, октябре и декабре 2019 г., для *Ceriodaphnia affinis* – в январе-мае и ноябре 2017 г., январе, феврале, апреле и сентябре 2018 г., мае-июле 2019 г. Не было отмечено воздействия воды из Куршского залива на *Daphnia magna* – в апреле, мае и ноябре 2017 г., январе, марте и октябре 2018 г., апреле, июне-сентябре 2019 г., на *Ceriodaphnia affinis* – в декабре 2017 г., марте и октябре 2018 г., апреле, октябре-декабре 2019 г. С ноября 2018 г. по март 2019 г. проводили только острые эксперименты, которые показали отсутствие острой токсичности в этот период как для *Daphnia magna*, так и для *Ceriodaphnia affinis*. Таким образом, наиболее сильное отрицательное воздействие на планктонные тест-организмы вода из Куршского залива оказывала с июня по сентябрь-октябрь 2017-2018 гг., а также в августе-сентябре и ноябре 2019 г., в остальные периоды воздействие было стимулирующим или не было отмечено.

Таблица 1. Результаты биотестирования воды Куршского залива на *Daphnia magna*.

Месяц	2017 г.	2018 г.	2019 г.
январь	Хроническое токсическое воздействие стимулирование	Нет воздействия (слабое стимулирование)	Острого токсичного воздействия нет. Хронические опыты не проводились.
февраль	Хроническое токсическое воздействие стимулирование	Хроническое токсическое воздействие стимулирование	Острого токсичного воздействия нет. Хронические опыты не проводились.
март	Хроническое токсическое воздействие стимулирование	Нет воздействия (слабое подавление)	Острого токсичного воздействия нет. Хронические опыты не проводились.
апрель	Нет воздействия (слабое подавление)	Хроническое токсическое воздействие стимулирование	Нет воздействия (слабое подавление)
май	Нет воздействия (слабое подавление)	Хроническое токсическое воздействие подавление	Хроническое токсическое воздействие стимулирование
июнь	Острое токсическое воздействие	Острое токсическое воздействие	Нет воздействия (слабое стимулирование)
июль	Острое токсическое воздействие	Острое токсическое воздействие в ряду поколений	Нет воздействия (слабое стимулирование)
август	Хроническое токсическое воздействие подавление	Острое токсическое воздействие в ряду поколений	Нет воздействия (слабое стимулирование)
сентябрь	Острое токсическое воздействие	Хроническое токсическое воздействие стимулирование	Нет воздействия (слабое подавление)
октябрь	Острое токсическое воздействие	Нет воздействия (слабое стимулирование)	Хроническое токсическое воздействие стимулирование
ноябрь	Нет воздействия (слабое стимулирование)	Острого токсичного воздействия нет. Хронические опыты не проводились.	Хроническое токсическое воздействие подавление
декабрь	Хроническое токсическое воздействие стимулирование	Острого токсичного воздействия нет. Хронические опыты не проводились.	Хроническое токсическое воздействие стимулирование

В периоды, когда вода из Куршского залива оказывала наибольший токсический эффект на тест организмы в фитопланктоне было отмечено массовое развитие синезеленых водорослей и в особенности *Microcystis* spp., так в июне-октябре 2017-2018 гг. биомасса синезеленых водорослей составляла до 34,5-51,2 г/м³, биомасса *Microcystis* spp. – до 7,6-8,6 г/м³. Как известно именно *Microcystis* spp. является токсичным в Куршском заливе и оказывает наиболее негативный эффект на планктонных Cladocera [3,4,7]. Развитие *Microcystis* spp. в 2019 г. было на более низком уровне, повышенная его биомасса была отмечена только в августе 2019 г.

В зоопланктоне в период массового развития синезеленых также возрастала доля мертвых особей, так с июня по октябрь 2017 г. она изменялась от 11.3 до 14.7%, с июня по октябрь 2018 г. 10.7 до 19.2%, а в июне-октябре 2019 г. только от 2.5 до 8.0%, что свидетельствует о меньшей токсичности воды Куршского залива в летне-осенний 2019 г. В другие месяцы (с ноября по май) доля мертвых особей колебалась от 1.0 до 9.2 %, но как правило не превышала 5%. Была отмечена положительная связь средней степени доли мертвых особей в зоопланктоне с биомассой синезеленых водорослей и *Microcystis* spp.

“Цветение” воды синезелеными водорослями в Куршском заливе отмечается ежегодно на протяжении многих лет. Основным возбудителем “цветения” воды является *Aphanizomenon flos-aquae*. Этот вид постоянный компонент фитопланктона, но по сравнению с 1930-ми годами его биомасса значительно возросла с 34 г/м³ до 242 г/м³ в 1995 году, на мелководных прибрежных участках его биомасса достигает 2000 г/м³ [2]. Число субдоминантов, развивающихся вместе с *Aphanizomenon flos-aquae* в гипертрофных экосистемах очень мало и часто ограничивается одним таксоном, часто это *Microcystis aeruginosa*. Виды рода *Microcystis* также способны формировать “цветения” воды в сочетании с образованием поверхностных скоплений. Как известно именно *Microcystis* spp. является токсичным в Куршском заливе и оказывает наиболее негативный эффект на планктонных Cladocera [7]. В июне-октябре 2017–2018 гг. биомасса синезеленых составляла до 34.5–51.2 г/м³, биомасса вида *Microcystis* spp. – до 7.6–8.6 г/м³. Важно подчеркнуть, что в этот период вода из Куршского залива оказывала наиболее отрицательное воздействие на планктонные тест-организмы и сообщество зоопланктона в целом. Отрицательное воздействие воды из Куршского залива также наблюдалось в августе-сентябре и ноябре 2019 г., в остальные периоды воздействие было стимулирующим или не было отмечено. Таким образом, массовое развитие синезеленых водорослей, и в особенности токсичного *Microcystis* spp., по-видимому, послужило одной из основных причин гибели планктонных организмов как в лабораторных условиях, так и в природе.

Таблица 2. Результаты биотестирования воды Куршского залива на *Ceriodaphnia affinis*

Месяц	2017 г.	2018 г.	2019 г.
январь	Хроническое токсическое воздействие стимулировать	Хроническое токсическое воздействие стимулировать	Острого токсичного воздействия нет. Хронические опыты не проводились.
февраль	Хроническое токсическое воздействие стимулировать	Хроническое токсическое воздействие стимулировать	Острого токсичного воздействия нет. Хронические опыты не проводились.
март	Хроническое токсическое воздействие стимулировать	Нет воздействия (слабое стимулирование)	Острого токсичного воздействия нет. Хронические опыты не проводились.
апрель	Хроническое токсическое воздействие стимулировать	Хроническое токсическое воздействие стимулировать	Нет воздействия (слабое подавление)
май	Хроническое токсическое воздействие стимулировать	Хроническое токсическое воздействие подавление	Хроническое токсическое воздействие стимулировать
июнь	Острое токсическое воздействие	Острое токсическое воздействие	Хроническое токсическое воздействие стимулировать
июль	Острое токсическое воздействие	Острое токсическое воздействие в ряду поколений	Хроническое токсическое воздействие стимулировать
август	Хроническое токсическое воздействие подавление	Острое токсическое воздействие в ряду поколений	Хроническое токсическое воздействие подавление
сентябрь	Острое токсическое воздействие	Хроническое токсическое воздействие стимулировать	Хроническое токсическое воздействие подавление
октябрь	Хроническое токсическое воздействие подавление	Нет воздействия (слабое стимулирование)	Нет воздействия (слабое подавление)
ноябрь	Хроническое токсическое воздействие стимулировать	Острого токсичного воздействия нет. Хронические опыты не проводились.	Нет воздействия (слабое подавление)
декабрь	Нет воздействия (слабое стимулирование)	Острого токсичного воздействия нет. Хронические опыты не проводились.	Нет воздействия (слабое стимулирование)

Список литературы

1. Трифонова И.С. Экология и сукцессия озерного фитопланктона. Л.: Наука, 1990. – 184 с.
2. Olenina I. Long-term changes in the Kursu Maros lagoon: Eutrophication and phytoplankton response // Ecologija. - 1998. №1. P. 56–65.
3. Belykh O.I., Gladkikh A.S., Sorokovikova E.G., Dmitrieva O.A. Identification of toxigenic Cyanobacteria of the Genus *Microcystis* in the Curonian Lagoon (Baltic Sea) // Oceanology. 2013. Т. 53. № 1. P. 71–79.
4. Paldavichene A. Cyanotoxins and their accumulation in the Curonian Lagoon. Doctoral dissertation. – Klaipėda, 2015. – 154 p.

5. Дубовская О.П. Оценка количества мертвых особей рачкового зоопланктона в водоеме с помощью окрашивания проб анилиновым голубым: методические аспекты применения // Журнал Сибирского Федерального университета. Сер. Биология. 2008. №2. С. 145–161.
6. Seepersad B., Crippen R.W. Use of aniline blue for distinguishing between live and dead freshwater zooplankton // J. Fish. Res. Board Canada. 1978. V. 35. № 10. P. 1363–1366.
7. Semenova A.S., Sidelev S.I., Dmitrieva O.A. Experimental investigation of natural populations of *Daphnia galeata* G.O. Sars from the Curonian Lagoon feeding on potentially toxigenic Cyanobacteria// Biology Bulletin. 2017. 44. P. 538–546.

ОБОСНОВАНИЕ АППАРАТНО-РЕАГЕНТНЫХ КОМПЛЕКСОВ ИНГИБИРОВАНИЯ БИОХИМИЧЕСКОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ СТОЧНЫХ ВОД В ПРОЦЕССЕ ИХ ТРАНСПОРТИРОВАНИЯ В ВОДНЫЕ ОБЪЕКТЫ

Н.С. Серпокрылов¹, П.В. Журавлев, Ю.А. Рахманин, Е.В. Вильсон,
О.А. Грибова, А.В. Пригодин, В.П. Андреев

*НИИ экологии человека и гигиены окружающей среды им. А.Н.Сысина, Россия
ФГБУ «Центр стратегического планирования и управления медико-биологическими рисками»
Минздрава России, Москва, Россия*

Сточные воды населенных мест, промышленных предприятий, сельхозугодий и др. от точки их образования до очистных сооружений направляются по системе закрытых и открытых самотечных и напорных трубопроводов и/или каналов, образуя взаимосвязанную транспортную систему.

Время пребывания сточных вод во время движения на очистные сооружения зависит от ряда объективных и субъективных факторов: состава сточных вод, длины трубопроводов, географических, геологических, гидрогеологических и климатических условий и т.д., и составляет от единиц до сотен часов. При этом в силу гидродинамических и эксплуатационных особенностей (преимущественная самотечность сточных вод, вентилиция, прочистка и промывка) сети водоотведения имеют неполное (0.2–0.8 диаметра) наполнение [1]. Можно с большой долей вероятности принять, что половина объема сети является резервной емкостью, которая выполняет функции неуправляемого движущегося реактора трансформации качества сточных вод, в которых происходят совокупные химические, физико-химические и биологические превращения.

Характерным признаком превращений в результате взаимодействий компонентов сточных вод с сульфатами является образование и выделение в воздух сероводорода как одного из конечных продуктов химических и биохимических реакций [2].

В то же время открытие в 1964 г. в Институте химической физики АН СССР Вольпиным М.Е. и Шуром В.Б. химической фиксации молекулярного азота в мягких условиях (при комнатной температуре и нормальном давлении) соединениями переходных металлов [3] по существу осталось незамеченным специалистами в области систем водоотведения. Тогда получает понимание увеличение концентрации аммонийного азота в сточных водах в процессе транспортирования на 50–80% по сравнению с расчетными по нормативам от населения или промышленных процессов. В этом случае при азотфиксации роль переходных металлов выполняют сульфиды, образующиеся в анаэробных условиях вследствие сульфатредукции [4].

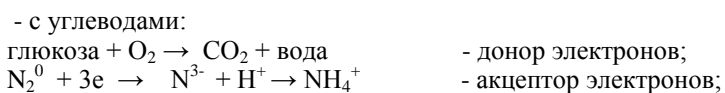
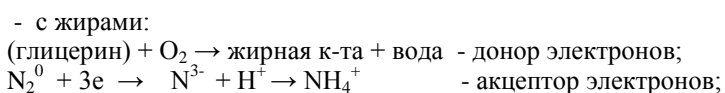
Таким образом, неуправляемый «биореактор», движущихся сточных вод с сероводородом и аммонийным азотом можно сделать управляемым путем регулирования окислительно-восстановительного потенциала, что может быть достигнуто ингибированием процесса сульфатредукции в трубопроводах транспортирования.

Варианты технологического управления процессом газовых превращений проверены в лабораторных и промышленных условиях [5–7].

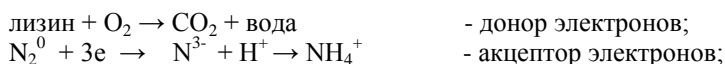
На основании результатов работ Вольпина М.Е. и Щура В.Б. можно предположить, что наличие в системе доноров электронов при отсутствии сильных конкурентных окислителей даст возможность осуществляться реакции $N_2 + 6e^- + 6H^+ = 2NH_3$ без участия микроорганизмов.

В соответствии с принципом Ле Шателье, при изменении концентрации растворенного азота в результате перехода его в аммиак (аммоний) для соблюдения условий равновесия системы, усиливаются процессы, направленные на компенсацию внешнего воздействия, то есть усиливается растворение азота из газовой среды. С учетом того, что аммиак очень хорошо растворим в воде (один объем воды при комнатной температуре растворяет около семисот объемов аммиака), процесс азотфиксации в указанных условиях практически не лимитирован.

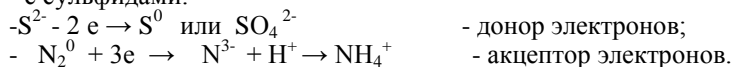
Дальнейшие исследования были направлены на изучение специфических особенностей фиксации азота сточными водами, в которых имеется достаточное содержание восстановителей и возможно протекание следующих окислительно-восстановительных реакций [3, 4]:



- с аминокислотами:



- с сульфидами:



В таблице 1 приводятся результаты исследований в лабораторных условиях по химической азотфиксации модельных растворов, приготовленных на водопроводной воде с введением органических веществ или восстановленных соединений серы [4].

Таблица 1. Показатели химической азотфиксации в модельных растворах на отстоянной водопроводной воде при реэрации воздухом

№ п/п	Условия опыта	pH	Eh, мВ	T, °C	t, мин.	C _{NH₄⁺} , мг/л	гН ₂
1	Исходная вода (ИВ)	6.95	380	12.0	5	0.96	27.34
2	ИВ + серная кислота	5.07	290	11.9	5	0.98	20.40
3	ИВ + раствор органических веществ	4.10	- 35	11.9	3	19.66	6.96
4	ИВ + раствор органических веществ	4.15	- 50	11.8	5	18.68	6.53
5	ИВ + раствор Na ₂ S	9.80	- 64	12.3	3	24.16	17.34
6	ИВ + раствор Na ₂ S	10.20	- 55	12.5	5	23.20	18.46

Можно видеть, что диапазон значений обобщенного показателя окислительно-восстановительных свойств жидкости, при котором наблюдается азотфиксация, весьма широк и охватывает реальные значения гН₂ сточных вод в системах водоотведения. Кроме этого в указанном диапазоне гН₂ в сточных водах присутствуют бактерии, способные осуществлять сульфатредукцию, то есть условия для образования сероводорода в трубопроводах канализационной сети объективно всегда будут присутствовать, что в свою очередь, указывает на потенциально возможное вторичное загрязнение их азотом аммонийным, так как восстановленные соединения серы являются донорами электронов в окислительно-восстановительном процессе химической азотфиксации.

Установлено также, что в процессе транспортировки сточных вод изменяется их окислительно-восстановительная способность. Для расчета величины обобщенного показателя окислительно-восстановительных свойств и концентрации сульфидов в сточных водах при их самотечном транспортировании возможно использование адекватно описывающих этот процесс следующих зависимостей - в летний период: гН₂ = -1.42 Lc + 21,44; - в осенний период: гН₂ = -1.22 Lc + 19,75 [5].

Анализ процессов, протекающих в коллекторах при транспортировке сточных вод на очистные сооружения канализации (ОСК), свидетельствует о том, что в сточной воде дополнительно (к первоначальным концентрациям) продуцируются аммоний и восстановленные соединения серы, что влечет за собой и необходимость изменения режимов обработки сточных вод на ОСК. Так, например, увеличение концентрации азота аммонийного в сточных водах, поступающих на биологическую очистку, потребует дополнительного расхода кислорода воздуха для реализации процессов нитрификации, соответственно потребуются и дополнительные объемы сооружений в которых осуществляются процессы нитри- и денитрификации.

Результаты предварительных исследований показывают целесообразность введения специфических реагентов, чтобы вести «предохранку» в трубопроводах, транспортирующих сточные воды на очистные сооружения.

1. *Введение пероксида водорода в коллектор* позволяет изменять окислительно-восстановительную способность или сохранить ее первоначальное значение по движению сточных вод в коллекторе.

Возможны два варианта воздействия:

- малые дозы – в этом случае действия направлены на подавление таких процессов как азотфиксация и сульфатредукция. При этом химическое (ХПК) и биохимическое (БПК) потребление кислорода практически не изменяются.

- более высокие дозы способствуют не только подавлению азотфиксации и сульфатредукции, но и окислению органических веществ, что может изменить соотношение БПК/ХПК и целесообразно, скорее всего, для производственных сточных вод.

При этом концентрация взвешенных веществ не увеличивается, дополнительных технологических приемов по обработке сточных вод при их поступлении на ОСК не требуется.

Целесообразно применять при относительно невысоких значениях БПК, во всяком случае, надо определять соотношения азота и БПК для биологической денитрификации, фосфора и БПК - для биологической дефосфотизации.

В ходе лабораторных исследований целесообразно определить:

- минимально работающую дозу пероксида водорода,
- действующую продолжительность контакта (экспозицию)

2. При введении избыточного активного ила в коллектор возможно рассмотреть два направления.

Введение активного ила в систему позволит реализовать процесс адсорбции растворенных загрязняющих веществ на поверхности, в этом случае, по-видимому, должны снизиться значения ХПК и БПК. Снизится способность к загниванию сточных вод, следовательно, возможно уменьшение сульфатредукции. На данном этапе исследований следует выяснить, будет ли предотвращена или снижена активность азотфиксации.

Если за основу принимать адсорбционный механизм, то продолжительность процесса не должна превышать 30 минут. Активный ил следует вводить после процесса регенерации. В зависимости от дозы ила снижение ХПК возможно на 30–60%.

Изменение концентрации органических веществ вызовет корректировку технологии очистки, например, целесообразно, сразу же осуществлять процесс нитрификации (для денитрификации предусмотреть введение не содержащей азот органики), фосфор удалять реагентным способом.

Дополнительно в технологическую схему очистки сточных вод целесообразно включить микросита или другие аппараты для отделения введенного ила с адсорбированными загрязнениями.

После выхода на контрольные значения по дозе вводимого активного ила необходимо выполнить дополнительные анализы – в частности, на ХПК, фосфаты (общий фосфор или полифосфаты) и азот аммонийный.

Предполагается, что эффективность воздействия иловой системы на сточные воды в коллекторе может быть повышена в результате освобождения ферментов активного ила путем частичного разрушения клеток, а также повышения сорбционной удельной поверхности.

3. Введение пробиотиков.

Введение пробиотиков позволит реализовать предочистку, фактически создать новую иловую систему в коллекторе.

Снижение дозы пробиотиков можно добиться в результате создания новой системы:

1. Избыточный активный ил + раствор пробиотиков,

2. Избыточный активный ил, подвергнутый центрифугированию, + раствор пробиотиков.

Доза пробиотиков определена в результате исследований [6] и анализа литературных данных.

За рубежом применяют различные способы предотвращения образования сероводорода в канализационных сетях: инъекция кислорода или воздуха в трубопровод, реагентные методы (введение нитратов, солей железа, едкого натра, гидроксида магния). При этом выбор того или иного способа ведется, как правило, экспериментально, с учетом местных условий [8, 9].

В течение года вели наблюдения (таблица 2) за превращением некоторых загрязнений в напорном трубопроводе сточных вод с введением реагентов в приемный резервуар главной канализационной насосной станции.

Методика проведения: в здании главной канализационной насосной станции (г. Аксая Ростовской обл.) смонтировали узел дозирования реагентов. В него входили емкости по 200 л, снабженные дозатором постоянного расхода (дозатор Хованского): 1 – для дозирования реагента, 2 – для дозирования препарата "БИНГСТИ". Дозаторы были оттарированы на дозу 12 мг/л по перекиси водорода и на 20 мг/л по нитрату натрия. Доза препарата "БИНГСТИ" составляла 0.001 мг/л.

Результаты исследований показали на достаточно высокую эффективность предварительной очистки на стадии транспортирования, что, соответственно, снижает нагрузку на КОС [7].

По методике определения электропроводности с дозированным введением раствора хлорида натрия определено время пребывания сточных вод в напорном трубопроводе длиной 6852 м, которое с учетом неравномерности работы насосов составило 7 часов 30 минут. Для исключения влияния остаточных многолетних отложений в трубопроводе на показатели в течение 12 суток дозировали перекись водорода, после чего определяли эффективность обработки: отбирали среднечасовую пробу из приемного резервуара ГКНС, которая являлась исходной, а через 7.5 часа отбирали пробы на выходе СВ из напорного коллектора. При проверке эффективности применения нитрата натрия дозирование без отбора проб проводили в течение 7 суток (табл. 2).

Таблица 2. Показатели очистки сточных вод в напорном трубопроводе при обработке их перекисью водорода и нитратом натрия в опытно-промышленных условиях

Наименование показателей, мг/л	Дозирование перекиси водорода		Дозирование нитрата натрия	
	Исходная сточная вода из приемного резервуара ГКНС, мг/л	Обработанная сточная вода на выходе из коллектора, мг/л	Исходная сточная вода из приемного резервуара ГКНС, мг/л	Обработанная сточная вода на выходе из коллектора, мг/л
рН	7.0	7.4	8.1	7.7
ХПК	1150	600	4600	3500
Сероводород	7.6	0.16	0.04	0.002
Фосфаты	10.0	9.0	13.9	13.0
Электропроводность	-	-	2382	2205
Взвешенные вещества	539	157	742	335
Аммонийный азот	87.2	71.1	96.4	84
Нитрит	0.02	0.02	0.11	0.02
Нитрат	0.85	1.2	0.68	1.1
БПК	424	346	2360	1680

Анализ данных таблицы 2 показывает, что процесс сульфатредукции подавляется практически полностью, а также на 10–60% обеспечивается снижение других компонентов состава сточных вод (ХПК, БПК, взвешенные вещества, нитриты, органолептические показатели и т.п.), что уменьшает нагрузку на очистные сооружения, а это, в свою очередь, ведет к снижению расхода электроэнергии на технологию, а также выбросов в окружающую среду.

Контроль показателей инвазии сточных вод проведен до и после внесения препарата «Бингсти». До обработки в сточных водах обнаружены: 2 жизнеспособные яйца аскариды (*Ascaris* spp.) и одно нежизнеспособное яйцо энтеробиоза (*Enterobius* spp.), что обуславливает необходимость проведения дезинвазии в процессе технологического осуществления технологии предочистки на данном объекте.

Введение препарата производилось в приёмную камеру ГКНС перманентно с предварительным разведением препарата водой в соотношении 1:10. Доза препарата "БИНГСТИ" в обрабатываемом субстрате составляла 0.001 мг/л.

Согласно протоколам лабораторных исследований в пробах (с 3-х кратной повторностью отбора) яиц и личинок гельминтов, цист патогенных кишечных не обнаружено. В одной из проб обнаружены 2 нежизнеспособных яйца аскариды (*Ascaris* spp.), в другой – 1 нежизнеспособное яйцо токсокары (*Toxocara* spp.), 1 нежизнеспособное яйцо аскариды (*Ascaris* spp.), что свидетельствует об эффективности применения овицидного препарата "БИНГСТИ" для обеспечения степени очистки СВ по паразитологическим показателям.

Выводы:

Проведенный комплекс лабораторных и опытно-промышленных исследований по реагентному ингибированию загрязнения сточных вод в процессе их транспортирования в напорном трубопроводе позволил установить:

1. 100%-е обеззараживание сточной воды от возбудителей паразитарных инфекций;
2. Улучшение органолептических показателей на 80%;
3. Ингибирование метаболизма сульфатредукции и предотвращение образования серной кислоты, разрушающей материалы труб и оборудования;
4. Удаление в процессе транспортирования сточных вод на 15–30% органических и азотных загрязнений;
5. Замедление износа канализационной трубопроводной системы;
6. Ожидаемое повышение эффективности работы ОСК в 1.2–1.5 раза и уменьшение их габаритов на 25–30%.

С апреля 2017 г. в г. Аксае (Ростовская обл.) данная технология реализована в промышленных условиях, подтверждая, в основном, установленные показатели предочистки сточных вод в напорном трубопроводе.

Список литературы

1. СП 32.13330.2012 Канализация. Наружные сети и сооружения. М.: ООО «РОСЭКОСТРОЙ», ОАО «НИЦ «Строительство», 2012. – 106 с.
2. Яковлев С.В., Воронов Ю.И. Водоотведение и очистка сточных вод. М.: АСВ, 2002. – 704 с.
3. Вольпин М.Е., Шур В.Б. Проблемы химической фиксации молекулярного азота // Вестник АН СССР. 1965. № 1. С. 51–58.
4. Серпокрьлов Н.С., Новосельцева И.В., Максименко И.В. К вопросу о химической азотфиксации водными средами / Проблемы строительства и инженерной экологии. Новочеркасск: ЮГРТУ, 1999. Т. 2. – С. 64–65.
5. Максименко И.В. Подготовка сточных вод к очистке на стадии их транспортирования // Изв. Вузов. Северо-Кавказский регион. Технические науки. 2002. №1. – 6 с.
6. Серпокрьлов Н.С., Вильсон Е.В., Серпокрьлов Е.Н. Влияние фазовых переходов загрязняющих веществ сточных вод на эксплуатацию систем водоотведения // «Яковлевские чтения». IX научно-техническая конференция Сб. докладов (Москва. 18-19 марта 2014). М.: МГСУ, 2014. С. 196–203.
7. Серпокрьлов Н.С., Вильсон Е.В., Серпокрьлов Е.Н. Влияние фазовых переходов серы и химической азотфиксации сточных вод на эксплуатацию систем водоотведения // ВК. 2014. № 7–8. С.22–30.
8. Серпокрьлов Н.С., Серпокрьлов Н.С., Вильсон Е.В., Махов А.В. Исследования и опыт эксплуатации технологии предочистки в трубопроводе транспортирования городских сточных вод на очистные сооружения // Технологии очистки воды «ТЕХНОВОД-2018». Мат-лы XI Международной научно-практической конф. Красная Поляна, г. Сочи, 11–14 декабря 2018 г. / Юж.-Рос. гос. политехн. ун-т. (НПИ) имени М.И. Платова. Новочеркасск: Лик, 2018. – С.186–193.
9. Gutierrez O., Mohanakrishnan J., Sharma K. R., et al. Evaluation of oxygen injection as a means of controlling sulfide production in a sewer system // Water Research. 2008. № 42 (17).
10. Ganigue R., Gutierrez O., Rootsey R., Yuan Z. Chemical dosing for sulfide control in Australia: An industry survey // Water Research, 2011. - № 45.

ПРОБЛЕМА ЗАГРЯЗНЕНИЯ ОЗ. БАЙКАЛ ЛИГНИНОМ, СКЛАДИРОВАННЫМ В ЗОЛОШЛАМ-НАКОПИТЕЛЯХ ОАО БАЙКАЛЬСКОГО ЦБК

Е.В.Симонова¹, Т.П.Денисова²

¹*Иркутский государственный медицинский университет,
Иркутск, 664003 Иркутск, Россия, evsimonova@yandex.ru*

²*Иркутский государственный университет, 664003 г. Иркутск, Россия, denis_tp@inbox.ru*

В работе исследуется токсическая активность лигнина, накопленного в золошламнакопителях ОАО «БЦБК» по комплексу количественных показателей. Показано, что лигнин оказывает токсическое действие, снижая жизнеспособность микробных популяций за счет летального эффекта, а также обладает цитостатичностью. Установлена зависимость токсичности от его композиционной структуры, что связано с технологией его утилизации, а также от структурной организации микроорганизмов подвергавшихся его воздействию.

Техногенное загрязнение природной среды формирует новую ранее неизвестную среду обитания для всего живого. В качестве примера можно привести ОАО «Байкальский целлюлозно-бумажный комбинат» (ОАО «БЦБК»), который был одним из первых гигантов целлюлозной индустрии на территории Иркутской области введенный в эксплуатацию с 1966 г. При строительстве комбината осуществлялось изъятие лесных земель для производственных целей. В результате были нарушены природные ландшафты, вследствие того, что около половины всей площади Южного Байкала, на участке протяженностью 12 км были выведены из разряда природных объектов. Располагаясь вблизи береговой зоны уникального озера мира Байкал, предприятие ежегодно поставляло в природную среду свыше 60 тонн твердых отходов в виде шлам-лигнина [1], который в течение многих лет, после очистных сооружений ОАО «БЦБК» поступал в карты-накопители в виде жидкой массы. Проходя через фильтрующие системы карт-осадконакопителей, жидкая часть промышленных отходов с растворенным в них лигнином поступала в общий слив предприятия и сбрасывалась в озеро Байкал. Твердые отходы складировались на длительное время в них. По решению Российского правительства его деятельность полностью прекращена. Несмотря на это, находящиеся в картах накопителей колоссальное количество твердых отходов на долгие годы обеспечило постоянное загрязнение природной среды, что представляет собой трудно-разрешимую экологическую и экономическую проблему, связанную с технологией его утилизации, которая до настоящего времени не разработана [3]. Кроме прямого воздействия на природу, накопление большого количества отходов шлам-лигнина ведет к возможности возникновения техногенных аварий и природных катастроф, вызванных землетрясениями (зона высокой сейсмической активности 10–11 баллов), а также со спровоцированными экзогенными геологическими процессами – селями, крупными обвалами, которые могут приводить к разрушению карт-золошламонакопителей. Твердые промышленные отходы, хранящиеся в золошламонакопителях лигнина, оказывают негативное влияние на качество подземных вод Солзанского полигона, поскольку подземные воды залегают на глубине 2–4 метра и химические вещества, входящие в состав шлама, имеют возможность проникать в них. Кроме того, в картах-золошламонакопителях постоянно идут процессы деструкции лигнина, в результате чего образуются химические вещества, обладающие большей биологической активностью, чем исходные [2]. Вследствие этого они попадают в сточные воды и приводят к вторичному загрязнению природной среды. Поэтому неоднократно ставился вопрос о выборе оптимального пути утилизации твердых отходов производства ОАО «БЦБК» и рекультивацией земель, занятых под золошламонакопители. Предлагаемые варианты рекуперации осадка включая и простое захоронение к настоящему времени не нашли практического применения [2]. Отсутствие реальных решений по рекуперации осадка объясняется сложным физико-химическим и дисперсным составом, высокой степенью гидрофильности, преимущественно представленной химически связанной водой [3].

Разработка и внедрение технологий по утилизации техногенных загрязнителей должна сопровождаться исследованиями биологической активности, лигнина, химический состав которого зависит от условий его утилизации. В связи с этим, целью наших исследований, результаты которых, представленных в данной статье явилось изучение токсичности золошламлигнина по комплексу количественных показателей в картах-накопителях с разной технологией экологического и экономического восстановления земель и водных ресурсов, измененных в результате техногенного воздействия.

Лигнин в золошламнакопителях при относительно низкой влажности представляет собой пластичную глинообразную массу и является органическим соединением сложного химического состава, где кроме веществ лигнина в нем присутствует активный ил, волокно, а также продукты горения (карта № 1 и 6). В картах золошламнакопителей находится дополнительный слой, состоящий из золы, которую сбрасывают для уплотнения лигнина (карта № 4 и 5). Карты-накопители находятся под открытым небом, а их химический состав отличается.

При изучении токсических свойств лигнина использовали методический прием [11], в основу которого положен «Способ оценки токсичности сточных вод», защищенный авторским свидетельством и позволяющий количественно характеризовать токсические свойства химических веществ по комплексу показателей: цитостатическому и летальному эффектам действия. Сравнительный анализ токсического действия лигнина в опыте и контроле позволил оценить его биологическую активность, которая может указывать на опасный или допустимо безопасный уровень его воздействия на живые организмы. В качестве тест объекта использовали референтные штаммы эукариотических и прокариотических микроорганизмов, используемых в санитарной микробиологии [4, 7].

Для анализа состояния шлам-лигнина и продуктов его анаэробной трансформации отбирались пробы из золошламонакопителей ОАО «БЦБК». Микроорганизмы культивировали в присутствии лигнина на твердой питательной среде в течение 120 часов. Результаты исследований в обобщенном виде представлены в таблице 1.

Обращает на себя внимание то, что пробы лигнина из накопителей № 1, 4 и 5 обладают цитостатическим действием. Это значит, что они задерживают рост и развитие микробных колоний в оптимальном варианте до 12 часов в пробах шламлигнина и до 24 часов в пробах золошламлигнина. В дальнейшем сформировавшиеся колонии на твердой питательной среде в опыте не отставали в росте и развитии от контроля. Исключение составляет только пробы шламлигнина, отобранные из отстойника № 6, которые проявили цитостатический эффект в отношении бациллярных форм микробов, тогда как другие формы микробов к нему были не чувствительны по данному показателю. Кроме того, следует отметить специфичность действия исследуемых проб лигнина по отношению к эукариотическим микробам, у которых цитостатического эффекта не регистрировалось во всех вариантах опыта, а максимально выраженный эффект действия наблюдали под влияние лигнина, отобранного из карты № 4 в отношении грамположительных и грамотрицательных бактерий.

Вместе с тем, во всех опытных вариантах, обнаружен летальный эффект. Уровень гибели микробных популяций выращенных в присутствии лигнина носит переменный характер. С одной стороны он зависел от качества исследуемого лигнина. Большую токсическую активность обнаружил лигнин из карт накопителей золошламлигнина. С другой стороны, обнаружена специфичность его действия в зависимости от структурной организации микробов. Так, бактериальные формы, как грамположительные, так и грамотрицательные были более чувствительны по отношению ко всем исследуемым образцам лигнина, в отличие от бациллярных форм бактерий и эукариотических микроорганизмов. Высокую токсичность по отношению к эукариотам и бациллярным формам оказали пробы золошламлигнина, отобранные из карты № 4. В других случаях их токсичность следует рассматривать как слабоактивную и их летальный эффект достоверно не отличался от контроля. В отношении прокариот их активность изменялась от слабой токсичности до высокотоксичной.

На основании выше изложенного следует, что научно-хозяйственная деятельность человека преобразует среду обитания, при этом ее последствия не всегда носят положительный эффект, что определяется огромным количеством поступающих в природную среду загрязнителей техногенного происхождения. Понятно, что остановить развитие технического прогресса невозможно и бессмысленно, поэтому человеку необходимо изменить отношение к природной среде, учитывая ограниченность её способности к самоочищению. Ее решение видится в интенсификации имеющихся и разработке новых путей борьбы с техногенными загрязнителями. В связи с этим основной задачей данной публикации явилось описание возможных токсических источников загрязнения природной среды и рассмотрение некоторых подходов к ограничению их распространения.

Выполненные нами экспериментальные исследования позволили получить информацию о биологических особенностях действия лигнина карт накопителей ОАО «БЦБК» и определить степень их биологической опасности.

Анализ фактического материала показал, что лигнин, хранившийся много лет в картах накопителях и подвергавшийся процессу рекультивации, обладает токсичностью. При этом можно проследить специфичность его действия, которая зависит:

- как от структурной организации микробных организмов тест-объекта;
- так и технологических особенностей складирования лигнина.

Известно, что процесс трансформации лигнина в природе может идти при участии микробных сообществ, формирование которых зависит не только от фактора времени, но и от того, какая форма взаимоотношений складывается в микробном сообществе, чтобы поддерживать его в работоспособном состоянии [10]. Микроорганизмы как живые существа чутко реагируют на внешние воздействия изменчивостью метаболической активности, которая влияет на их рост и развитие и может вести к нарушению структуры микробиоценоза [6]. Кроме того, от их физиолого-биохимической активности зависит образование и накопление вторичных загрязнителей природной среды [5,8], особенно в условиях экстенсивной системы очистки, когда микробы являются главным трансформирующим фактором. А, учитывая тот, факт, что их чувствительность к одному и тому же поллютанту различается, то встает вопрос, а насколько долго эта система может существовать и выполнять эффективно свои функции. При этом экологический эффект кометаболизма трудно переоценить. Следовательно, с учетом экологических проблем, нельзя обойтись без знаний их чувствительности к образующимся продуктам разложения загрязнителей природной среды. Для этого необходимо кинетическое изучение популяционных и экологических аспектов с применением открытых систем и получением количественных данных, указывающих на изменения санитарно-микробиологического состояния объектов внешней среды, которое негативно может отражаться на гигиенических показателях жизни и здоровья человека [9].

Кроме того, сопоставляя полученные данные, а также результаты исследований других авторов, опубликованных в открытой печати, пришли к заключению о том, что наблюдаемые различия в величине токсического эффекта обусловлены только переменным составом химических компонентов, присутствующих в лигнине. А поэтому эффективность предлагаемых систем рекультивации должны проходить биологическую экспертизу, а не исходить только из экономической целесообразности.

В заключении следует сказать, что проблема предотвращения загрязнения природной среды промышленными выбросами не только ОАО «БЦБК», но всеми другими предприятиями ЦБП, приобретает все более важное значение и требует скорейшего решения ряда ее практических задач. Это позволит поддерживать оптимальное качество природной среды, обеспечивая биологическую стабилизацию природных биоценозов, подверженных их воздействию.

Таблица 1. Токсическая активность шлам-лигнина ОАО «БЦБК»

Исследуемый тест-объект	Пробы лигнина, формирующиеся:							
	из очищенных сточных вод – осадок, относящийся к IV классу опасности (отстойник №1)		из очищенных сточных вод – осадок, относящийся к IV классу опасности (отстойник №6)		из очищенных сточных вод – осадок, отходы, образующиеся при сжигании других видов отходов и угля ТЭЦ – зола от сжигания шлам-лигнина, углей, зола корьевых котлов, относящиеся к V классу опасности (отстойник №4)		из очищенных сточных вод – осадок, отходы, образующиеся при сжигании других видов отходов и угля ТЭЦ – зола от сжигания шлам-лигнина, углей, зола корьевых котлов, относящиеся к V классу опасности (отстойник №5)	
	Показатели токсичности:							
	Цитостатический эффект, ч	Летальный эффект, %	Цитостатический эффект, ч	Летальный эффект, %	Цитостатический эффект, ч	Летальный эффект, %	Цитостатический эффект, ч	Летальный эффект, %
грамотрицательные микроорганизмы	12.0 ± 2.0	25.5 ± 3.0	0.0 ± 0.0	29.3 ± 3.2	24.0 ± 4.0	84.8 ± 6.9	12.0 ± 4.0	54.0 ± 2.1
грамположительные микроорганизмы	10.0 ± 2.0	31.8 ± 4.5	0.0 ± 0.0	22.6 ± 2.2	24.0 ± 4.0	91.5 ± 5.3	12.0 ± 4.0	61.8 ± 2.1
бациллярные микроорганизмы	0.0 ± 0.0	10.7 ± 3.5	0.0 ± 0.0	12.7 ± 4.5	0.0 ± 0.0	60.0 ± 3.1	0.0 ± 0.0	6.9 ± 5.1
эукариотические микроорганизмы	0.0 ± 0.0	8.9 ± 4.3	0.0 ± 0.0	7.5 ± 3.3	0.0 ± 0.0	57.8 ± 3.8	0.0 ± 0.0	7.7 ± 1.0

Список литературы

1. Байкальский целлюлозно-бумажный комбинат: производство и экология. 21.01.2010, Ситуация вокруг Байкальского ЦБК, http://ria.ru/trend/Baikal_17102008
2. Государственный доклад «О состоянии озера Байкал и мерах по его охране в 2007 году». – Иркутск: Сибирский филиал ФГУНПП «Росгеолфонд», 2008. – 443 с.
3. К заседанию Межведомственной комиссии по вопросам охраны озера Байкал 27.05.2009: О проблеме ликвидации накопленных отходов в результате деятельности Байкальского ЦБК. Информационно-аналитические материалы: geol.irk.ru/baikal/baikal/baikal_law_fulfilment
4. Максимова Е.Н., Симонова Е.В. Микроорганизмы в оценке токсичности промышленного лигнина // Экологическая, промышленная и энергетическая безопасность. Сборник статей по материалам научно-практической конференции с международным участием. 2017. – С. 831–834.
5. Максимова Е.Н., Симонова Е.В. Микробиологический мониторинг антропогенного преобразования почв // Самарский научный вестник 2016. №1 (14). С. 62–66.
6. Максимова Е.Н., Симонова Е.В. Роль микроорганизмов в утилизации техногенных загрязнителей природной среды // Факторы устойчивости растений и микроорганизмов в экстремальных природных условиях и техногенной среде: Материалы Всероссийской научной конференции с международным участием и школы молодых ученых, 12-15 сентября 2016. Иркутск: изд-во Института географии им. В.Б. Сочавы СОРАН, 2016. С. 220–222.
7. Максимова Е.Н., Симонова Е.В. Лабораторные штаммы микроорганизмов в оценке токсичности шлам-лигнина // Тенденции развития науки и образования: Сборник научных трудов по материалам Международной научно-практической конференции 31 июля 2015 г: в 3 частях. Часть I. М.: Изд-во АР-Колсалт, 2015. С. 29–31.
8. Максимова Е.Н., Симонова Е.В. Санитарно-микробиологическая оценка почв в условиях техногенного загрязнения (на примере Байкальского ЦБК, Иркутская область) // Научно-практический журнал Вестник ИрГСХА. 2015. №67. С. 65–71.
9. Максимова Е.Н., Симонова Е.В. Оценка состояния шлам-лигнина БЦБК по санитарно-микробиологическим показателям // Актуальные проблемы гуманитарных и естественных наук. 2014. № 5 (64). ч.1. С. 35–38.
10. Максимова Е.Н. Симонова Е.В. Возможности использования микроорганизмов для деструкции бытового лигнина Перспективы развития науки и образования. М. 2013. С. 11–12.
11. Симонова Е.В., Денисова Т.П. Способ оценки токсико-генетических свойств химических веществ // Здоровье населения и среда обитания. 2013. № 5. С. 21–23 с. ISSN 2219-5238 9772219 523779 (www.fcgsen.ru zniso@fcgsen.ru)

ИССЛЕДОВАНИЕ ВОЗДЕЙСТВИЯ БИОЛОГИЧЕСКИ ОЧИЩЕННЫХ СТОЧНЫХ ВОД, СБРАСЫВАЕМЫХ В НЕВСКУЮ ГУБУ, НА ФУНКЦИОНАЛЬНОЕ СОСТОЯНИЕ РАКООБРАЗНЫХ

С.В. Сладкова^{1,2}, В.А.Любимцев¹, С.В. Холодкевич^{1,2}

¹Научно-исследовательский Центр экологической безопасности РАН, Санкт-Петербург.
197110, г. Санкт-Петербург, ул. Корпусная, д.18, Россия, sladkova_sv1@mail.ru

²Санкт-Петербургский государственный университет,
199034, Санкт-Петербург, Университетская наб., 7/9, Россия.

Проведено сравнительное исследование хронического воздействия биологически очищенных сточных вод (БОСВ) С.-Петербурга на функциональное состояние узкопалых раков, используемых в качестве биоиндикаторов в биоэлектронных системах БиоАргус непрерывного мониторинга БОСВ, и на выживаемость и плодовитость дафний.

Очистные сооружения крупных мегаполисов являются основными постоянно действующими источниками загрязнения водной среды, поскольку существующие технологии биологической очистки городских сточных вод не в состоянии полностью удалять некоторые токсичные загрязнения, например тяжелые металлы и многие фармпрепараты. Непрерывный мониторинг качества (токсичности) биологически очищенных сточных вод (БОСВ), сбрасываемых в акватории Балтийского моря, является весьма актуальным и важным звеном в системе мер поддержания экологического статуса этих акваторий на приемлемом уровне. Для этого разработанная биоэлектронная система БиоАргус непрерывного мониторинга качества воды по характеристикам кардиоактивности высших раков в реальном времени была введена в производственную эксплуатацию на Юго-Западных очистных сооружениях (ЮЗОС) ГУП «Водоканал Санкт-Петербурга» сбрасывающих ежедневно около 330 тыс. м³ БОСВ в Невскую губу [1]. Система БиоАргус позволяет оценивать качество БОСВ не только с целью обнаружения недоочищенных БОСВ и аварийных сбросов, но и на предмет контроля возможного хронического токсического воздействия их на биоту водоемов-приемников. Лежащий в ее основе неинвазивный волоконно-оптический метод отведения кардиоактивности бентосных беспозвоночных с жестким наружным покровом позволяет непрерывно, в реальном времени проводить дистанционный контроль функционального состояния тест-организмов по показателям кардиоактивности. [2, 3]. Для сравнения получаемых с помощью данной системы результатов со стандартизованным методом биотестирования оценки острой и хронической токсичности сточных вод по смертности и изменению плодовитости низших ракообразных - дафний было проведено настоящее исследование.

Узкопалых раков вида *Astacus leptodactylus* (Esch., 1823), отловленных в Волге, адаптировали к лабораторным условиям в течение 2-х недель, после чего помещали в отдельные экспериментальные аквариумы с циркулирующей отстоянной водопроводной водой лабораторных установок замкнутого цикла, по существу аналогичных системе БиоАргус, установленной на ЮЗОС. В течение недели проводили исследования кардиоактивности по отработанной методике: у раков непрерывно регистрировали кардиоактивность и записывали в виде фотоплетизмограмм. В результате математической обработки фотоплетизмограмм в реальном времени с помощью специальной программы VarPulse определяли ЧСС (уд/мин) с усреднением по 100 кардиоинтервалам. При дальнейшей обработке определяли наличие суточного ритма кардиоактивности и его амплитудные характеристики, а именно ЧСС в покое и при спонтанной активности. Оригинальная программа математической обработки VarPulse позволяет, кроме выведения и архивации числовых данных, строить графики зависимости ЧСС от времени суток. В конце недели проводили тест (handling) и определяли ЧСС при вынужденной активности [4]. Полученные данные обрабатывали статистическими методами с применением парного t-критерия Стьюдента для зависимых выборок при оценке влияния исследуемых факторов на кардиоактивность каждого рака и двухвыборочного t-критерия для независимых величин при сравнении независимых групп. Значимыми считали различия сравниваемых величин при $p < 0.05$. По выработанным ранее критериям [4] сформировали референтную группу из 6 половозрелых раков-самцов без признаков заболеваний общей длиной 10.5 ± 0.4 см и длиной карапакса 5.3 ± 0.2 находящихся в удовлетворительном функциональном состоянии. После адаптации раков к условиям лабораторного эксперимента (первые двое суток), они демонстрировали присущий ракам *Astacus leptodactylus* суточный ритм кардиоактивности с низкими значениями ЧСС покоя в дневное время и со значениями ЧСС в 1.5–2 раза большими во время ночной активности. Аналогичное повышение ЧСС раки демонстрировали и при тестировании. Характеристики кардиоактивности раков представлены в табл. 1.

Значения ЧСС стресса (максимальные значения ЧСС, регистрируемые в течение первых 10 минут после взятия в руки) были определены для отобранной группы раков при тестировании непосредственно перед транспортировкой на ЮЗОС.

Таблица 1. Показатели кардиоактивности раков *Astacus leptodactylus* в лаборатории (Т=18°C, освещенность 12С/12Т, средние данные за 5 суток)

№ рака	ЧСС покоя(день) (уд/мин)	ЧСС активности (ночь) (уд/мин)	ЧСС стресса (handling) (уд/мин)
1	40±3	85±9	115
2	38±2	80±8	90
3	39±4	80±7	98
4	40±2	95±10	110
5	36±3	75±8	100
6	39±2	80±7	96
*Показатели	35–45	≥ 2ЧСС покоя	> 2ЧСС покоя

Примечание: *- Показатели удовлетворительного функционального состояния раков, предложенные нами в качестве критерия отбора референтных групп биоиндикаторов [4].

Затем эту группу животных поместили в такие же аквариумы, установленные на ЮЗОС в конце технологического процесса биологической очистки после ультрафиолетового обеззараживания воды. Кардиоактивность раков регистрировали непрерывно в течение месяца и определяли те же характеристики кардиоактивности, что и в лаборатории. При построении суточных графиков кардиоактивности и при вычислении средних значений ЧСС в дневное время не учитывались значения ЧСС во время кормления раков и чистки аквариумов. Функциональное состояние раков оценивали по показателям суточной кардиоактивности в дневное и ночное время и определяли наличие суточного ритма, а также по ЧСС во время еженедельного тестирования - кратковременный handling (взятие в руки), не травмирующий раков. Хронический эффект нахождения животных-биоиндикаторов в БОСВ оценивали по динамике характеристик кардиоактивности, первоначально измеренных перед началом экспозиции. Режим кормления (раз в 3 дня) и освещенности (12С/12Т) сохранялся неизменным в течение всего исследования. Процедура неинвазивной регистрации кардиоактивности раков в условиях водозаборных сооружений водопроводных станций и ЮЗОС подробно описаны нами ранее [5, 6].

В течение месяца при содержании раков в БОСВ не наблюдалось гибели раков. Температура воды колебалась в районе 18°C (снижение от 19 °C в начале месяца до 17 °C в конце). После 3-х дневной адаптации к условиям на ЮЗОС у раков стал проявляться суточный ритм кардиоактивности, характеристики которого были аналогичны полученным в лаборатории у всех особей, которые были отобраны для эксперимента (таблица 1), и такой суточный ритм сохранялся в течение всего периода наблюдения за раками в БОСВ. При тестировании (handling) на ЮЗОС раки демонстрировали значения ЧСС, аналогичные значениям при тестировании в лаборатории. Показатели кардиоактивности раков в БОСВ на ЮЗОС представлены в таблице 2.

Таким образом, функциональное состояние раков до и в конце экспозиции в БОСВ существенно не изменилось, поскольку не обнаружено достоверных различий ЧСС раков в покое, при спонтанной активности в ночное время и при стрессе измеренных до и в конце месячной экспозиции раков в БОСВ на ЮЗОС.

Следовательно, биологически очищенные сточные воды не оказали существенного токсического воздействия на функциональное состояние взрослых особей раков вида *Astacus leptodactylus* и по показателям кардиоактивности и по поведенческим реакциям, которые визуальным образом оценивали во время чистки аквариумов и кормления (двигательная активность, питание).

Таблица 2. Показатели кардиоактивности *Astacus leptodactylus* в БОСВ на ЮЗОС (Т=18±1 °С, освещенность 12С/12Т, средние данные за 31 сутки)

№ рака	ЧСС покоя (день) (уд/мин)	ЧСС активности (ночь) (уд/мин)	ЧСС стресса (handling) (уд/мин)
1	41±2	85±8	115±5
2	39±2	80±9	90±3
3	38±4	82±7	98±4
4	40±3	98±10	110±5
5	37±4	75±6	100±4
6	40±2	83±7	96±5

В течение того же месяца в лабораторных условиях проводилось биотестирование БОСВ, сбрасываемых ЮЗОС в Невскую губу Финского залива, на хроническую токсичность с использованием дафний. Биотестирование проводилось по стандартизированной методике, допущенной для целей государственного экологического контроля [7]. Исследования проводились на лабораторной культуре *Daphnia magna* Strauss, которая культивируется в лаборатории в контролируемых условиях (температура 20-22°С, освещенность 400-600 лк). В качестве контроля использовалась отстоянная водопроводная вода. Для определения хронической токсичности воды определяли следующие показатели: процент погибших дафний в тестируемой воде по сравнению с контрольной, и среднее количество родившейся молоди в пересчете на одну самку в течение месяца. Результаты длительного эксперимента по установлению хронического воздействия БОСВ на дафний представлены в таблице 3.

Таблица 3. Результаты определения хронического токсического действия БОСВ на дафний

Вариант	Количество выживших дафний (шт)		Смертность дафний в опыте по отношению к контролю (%)	Плодовитость на одну самку (шт)	
	Контроль	БОСВ		Контроль	БОСВ
Сосуд №1	9	8	10	21.3	20.8
Сосуд №2	10	8	20	19.3	18.6
Сосуд №3	10	10	0	19.6	19.3
Среднее	9.7	8.7	10	20.1	19.4
СКО	0.6	0.9	10	1.1	1.4

Из данных представленных в таблице видно, что не получено достоверных отличий выживаемости и плодовитости рачков в БОСВ по сравнению с контролем, поэтому можно сделать заключение об отсутствии хронического токсического воздействия исследуемых вод на дафний.

Таким образом, одновременная экспериментальная оценка качества БОСВ на ЮЗОС ГУП «Водоканал Санкт-Петербурга» с помощью биоэлектронной системы БиоАргус непрерывного мониторинга качества воды с использованием узкопалых раков *Astacus leptodactylus* в качестве биоиндикаторов и стандартизованным методом биотестирования на дафниях *Daphnia magna* Straus не выявила существенного хронического токсического воздействия БОСВ на этих высших и низших ракообразных, соответственно. Полученные результаты указывают на адекватность использования разработанной технологии биомониторинга на основе использования биоэлектронной системы БиоАргус для оценок биологических эффектов хронического воздействия БОСВ.

Список литературы

1. Мельник Е.А., Рублевская О.Н., Панкова Г.А., Холодкевич С.В., Иванов А.В., Корниенко Е.Л., Сладкова С.В., Любимцев В.А., Куракин А.С. 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.
2. Kholodkevich S.V., Ivanov A.V., Kurakin A.S., Kornienko E.L. Fedotov V.P. Real time biomonitoring of surface water toxicity level at water supply stations // Journal of Environmental Bioindicators 2008. V. 3 (1). P. 23-34.
3. Любимцев В.А., Холодкевич С.В., Дружинин И.И., Куракин А.С. Биоэлектронная система с метрологическим самоконтролем для диагностики острой токсичности воды // Приборы, 2017, № 10 (208), с.34-39.
4. Кузнецова Т. В., Сладкова С. В., Холодкевич С. В. Оценка функционального состояния раков в нормальной и токсической среде по их кардиоактивности и биохимическим показателям гемолимфы // Журн. эволюц. биохим. и физиол. 2010. Т. 46, № 3. С. 203–210.
5. Сладкова С.В., Холодкевич С.В., Сафронова Д.В. Изучение влияния изменений режимов освещенности, температуры и процесса кормления на хронотропные характеристики кардиоактивности раков *Astacus leptodactylus*, используемых в качестве тест-организмов в биоэлектронных системах мониторинга качества воды // Вестник СПбГУ. 2016. Сер. 3. Вып. 1. С.137-149.
6. Сладкова С.В., С.В. Холодкевич, М.Д. Пробирский, В.А. Гвоздев, Д.В.Сафронова. О возможности мониторинга биологических эффектов хронического воздействия тяжелых металлов очищенных сточных вод, сбрасываемых в Невскую губу. Региональная экология, № 1 (55), с 133-143. 2019.
7. Методика определения токсичности воды по смертности и изменению плодовитости дафний. Федеральный реестр. ФР.1.39.2007.03222. М. Акварос, 2007.

ВЛИЯНИЕ СТОЧНЫХ ВОД НА ВОДНЫЕ БИОРЕСУРСЫ САРАТОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА И МЕТОДИЧЕСКИЕ ПОДХОДЫ К ОПРЕДЕЛЕНИЮ ВЕЛИЧИНЫ УЩЕРБА

Е.Э. Сони́на, Е.А. Джаяни, Л.В. Гузеева, Е.А. Зотова, Ю.А. Малинина,
С.Н. Макаров, А.С. Пудовкина, Е.И. Филинова

*Саратовский филиал ФГБНУ «ВНИРО» («СаратовНИРО»),
410002 Россия, г.Саратов, ул.Чернышевского, 152, eesonina@rambler.ru*

Исследование влияния стоков вод на ВБР показало, что биомассы компонентов кормовой базы рыб не восстанавливаются в 500 м створе до фоновых величин. Рекомендовано применение расчетов для определения расстояния их восстановления и вычленения доли конкретного водопользователя в общей величине ущерба.

Водоохранилища Волжского каскада, в том числе и Саратовское водохранилище, являются водными объектами комплексного назначения, они используются для нужд промышленности, гидроэнергетики, сельского хозяйства, водоснабжения населенных пунктов, судоходства, рекреации, рыбохозяйственных целей и т.д. Учитывая многообразие антропогенных факторов, влияющих на качество водных ресурсов р.Волги, проблема сохранения уровня чистоты воды, требуемого для обитания и воспроизводства водных биоресурсов (ВБР), неизменно остается острой и актуальной.

Методические подходы к исчислению величины потерь ВБР от сброса недостаточно очищенных сточных вод в водные объекты различного типа до сих пор не являются общепринятыми и не закреплены в нормативной природоохранной документации. Ранее нами рассматривались отдельные недостатки нормативной базы для определения вреда ВБР от сточных вод [1], предлагались альтернативные способы определения фоновых створов на малых и пересыхающих водотоках [2]. Сброс стоков в крупные водные объекты со значительным количеством водопользователей и разнообразным антропогенным воздействием ставит перед исследователями методические задачи определения влияния именно сточных вод на ВБР и среду их обитания, вычленения доли конкретного водопользователя в общем объеме ущерба.

В 2013 г. и 2016 г. Саратовским филиалом ФГБНУ «ВНИРО» («СаратовНИРО») были проведены исследования влияния сточных вод некоторых районов г.о. Тольятти и ряда промышленных предприятий на водные биоресурсы Саратовского водохранилища и предложены конкретные способы решения поставленных задач.

Исследованные сточные воды представляли собой хозяйственно-бытовые стоки от населения, производственные стоки предприятий и поверхностные ливневые стоки. Предварительно, перед выпуском в водный объект, сточные воды проходят очистку на биологических очистных сооружениях (БОС). В состав БОС входят сооружения механической очистки: решетки, песколовки, первичные радиальные отстойники, сооружения биологической очистки: аэротенки, вторичные отстойники, фильтры, сооружения обеззараживания. Разрешенный объем сброса сточных вод на данном участке составляет около 147.452 млн. м³/год.

Согласно результатам гидрохимических исследований, в воде Саратовского водохранилища на фоновом участке (500 м выше выпуска сточных вод) в отдельные периоды были превышены предельно допустимые концентрации по азоту нитритному, нитрит аниону, аммоний-иону, меди, цинку, ХПК, БПК₅, БПК_{полн}, сульфатам, формальдегиду, фенолам, цинку, алюминию.

На контрольном участке (500 м ниже выпуска сточных вод) в некоторые месяцы наблюдалось увеличение кратности превышения ПДК вышеуказанных поллютантов, а также наблюдалось превышение по некоторым показателям, не отмеченным на фоновом участке: кадмию, железу общему, что свидетельствует о негативном влиянии сточных вод на гидроекосистему Саратовского водохранилища на рассматриваемом участке.

Участок Саратовского водохранилища, на который осуществляется сброс сточных вод, расположен в нижнем бьефе Жигулевской ГЭС, на расстоянии 10 км ниже плотины, по левому берегу. Берег в районе сброса низкий, песчаный, покрыт кустарником и невысокими деревьями. Сброс производится по трем русловым расцеивающим выпускам, расположенным в районе полуострова Копылово, на несудоходном участке. Выпуски принадлежат разным хозяйствующим субъектам, поэтому необходимо было определить дифференцированную величину ущерба, наносимого ВБР и среде их обитания каждым из водопользователей.

Гидробиологические пробы были отобраны на 6 станциях:

- станция №1 - 500 м выше выпуска сточных вод (фоновый участок);
- станция №2 - выпуск сточных вод;
- станция №3 – «русловой» участок у выпуска сточных вод (у окончания песчаной косы);
- станция №4 - 500 м ниже по течению от участка выпуска сточных вод (контрольный участок);
- станция №5 – 1000 м ниже по течению от участка выпуска сточных вод;
- станция №6 - 2000 м ниже по течению от участка выпуска сточных вод.

Сбор и обработка гидробиологического материала осуществлялись по общепринятым в гидробиологии методикам. Камеральная обработка проб включала определение таксономического состава гидробионтов, количественных показателей их развития.

В составе фитопланктона исследованного участка водохранилища зарегистрировано более 60 таксонов рангом ниже рода, наибольшим богатством отличались диатомовые, на долю которых приходилось более 50%.

Весной в поверхностном горизонте на участке выпуска сточных вод наблюдалась стимуляция биомассы фитопланктона за счет диатомовых и криптофитовых водорослей – мел-коклеточных центральных, *Chroomonas acuta* Uterm. и представителей рода *Cryptomonas*. Летом в разные годы исследований в зоне влия-

ния стоков регистрировали как стимуляцию биомассы фитопланктона, так и отсутствие выраженного воздействия. В большей степени очевидно влияние вод приплотинного участка Куйбышевского водохранилища, богатых цианобактериями *Microcystis aeruginosa* (Kütz.) Kütz., *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs, *Anabaena flos-aquae* Born. et Flah. Осенью сточные воды способствовали увеличению абсо-лютных и относительных количественных показателей криптофитовых и диатомовых водо-рослей. В придонном слое в месте сброса и в 500 м ниже количественные характеристики фитопланктона летом сокращались, а осенью возрастали.

В целом результаты исследований показали, что влияние недостаточно очищенных сточных вод на фитопланктон носит локальный характер, выражается в увеличении количественных характеристик диатомовых, криптофитовых водорослей, цианобактерий, и определяется режимом сброса вод из Куйбышевского водохранилища. Восстановление количественных и качественных характеристик фитопланктона до фоновых показателей на участке 500 м ниже выпуска и на максимально удаленном обследованном участке (2000 м) не происходило.

Для зоопланктона была характерна бедность видового состава, невысокие количественные показатели в весенний и осенний периоды на всех участках. Качественно зоопланктон исследуемого участка Саратовского водохранилища был представлен ветвистоусыми рачками (9 видов), веслоногими ракообразными (7 видов), коловратками (11 видов). В группе «прочие» зарегистрированы велигеры *Dreissena*, хирономиды, олигохеты, нематоды, кишечнополостные. Все виды – характерны для данной зоны Саратовского водохранилища.

Отмечено снижение биомассы зоопланктона на участке непосредственного влияния недоочищенных сточных вод и стимуляция развития зоопланктона в экотонной зоне смешивания транзитных вод Саратовского водохранилища и стоков. Восстановление количественных показателей развития зоопланктона на исследованном участке Саратовского водохранилища, подверженном влиянию сточных вод, в разные годы наблюдалось на расстоянии от 500 м до 2000 м от места выпуска.

Донные грунты на исследованном участке Саратовского водохранилища были представлены промытым песком разной крупности, преимущественно состоящим из частиц средней фракции. Зообентос обследованного участка представлен группами донной фауны, типичными для подплотинных участков крупных водохранилищ Нижней Волги [3, 4].

Всего за период исследований зарегистрировано 18 видов и групп видов донных беспозвоночных: высшие ракообразные – гаммариды и мизиды (3 вида), личинки хирономид (5 видов), кольчатые черви – олигохеты, полихеты, пиявки (7 видов), двусторчатые моллюски (3 вида).

Обычными видами в 2013 г. были гаммариды – *Stenogammarus dzjubani* Mordukhay Boltovskoy et Ljakhov, 1972, олигохеты – *Propappus volki* Michaelsen, 1915, личинки хирономид *Polypedilum gr. nubeculosum* (Meigen, 1818) и виды рода *Cricotopus*, в 2016 г. - гаммариды – *Pontogammarus sarsi* (Sowinsky, 1898). Максимально приближенными к показателям структуры численности и биомассы мягкого макрозообентоса фоновой станции оказались показатели на станции, наиболее удаленной от выхода коллектора стоков (2000 м).

В 2013 г. моллюски на участке исследований в дночерпательных пробах отсутствовали, в 2016 г. были встречены двусторчатые моллюски *Dreissena bugensis* (Andrusov, 1847).

В течение всех лет наблюдений в зоне влияния сточных вод для зообентоса было характерным значительное снижение показателей общей численности и общей биомассы макрозообентоса, кроме того, на участке выхода стоков были встречены только пустые створки дрейссенид. Восстановление количественных показателей развития донных сообществ происходило на участке 2000м от выпуска стоков.

Поскольку прямая гибель ВБР в период наблюдений не была зарегистрирована, величина ущерба рассчитывалась от снижения биомасс кормовых организмов в зонах влияния сточных вод, с дальнейшим пересчетом в потери рыбной продукции с использованием соответствующих кормовых коэффициентов, согласно «Методике исчисления размера вреда, причиненного водным биологическим ресурсам» [5].

Для определения размеров зон негативного воздействия сточных вод (площадей дна для зообентоса и объема воды для планктона) использовались следующие параметры: максимальная длина выпускных труб (108-110 м), средняя глубина воды на участках наблюдений и расстояние от места выпуска стоков до станций наблюдения.

Проведенные гидробиологические исследования показали, что восстановление количественных показателей уровня развития кормовой базы ВБР до фоновое состояние не происходило в рекомендованной природоохранной документацией для гидрохимических наблюдений контрольном створе (500 м ниже выпуска сточных вод). С учетом того, что на всем протяжении исследуемого нами створа (2000 м) наблюдались сходные гидрологические условия, отсутствовали прочие водопользователи, оказывающие негативное воздействие на ВБР, расстояние, на котором произойдет восстановление биомасс кормовых организмов до фоновых значений, было определено решением полиномиального уравнения, построенного по средневзвешенным величинам среднесезонных биомасс, определенных натурными наблюдениями.

Рассчитанные ориентировочные потери ВБР в натуральном выражении от снижения количественных показателей развития кормовых организмов на участке сброса недостаточно очищенных сточных вод по трем водовыпускам в Саратовское водохранилище составляли ежегодно более 800 кг. Для вычленения доли ущерба, наносимого конкретным водопользователем, был применен пропорциональный расчет в зависимости от объема выпускаемых каждым хозяйствующим субъектом сточных вод.

Список литературы

1. Сорокина Ю.В., Сониная Е.Э. О некоторых недостатках нормативной базы по вопросу исчисления размера вреда, причиненного водным биологическим ресурсам // Вестник Коми республиканской академии гос. службы и управления. Серия «Государство и право» 2015. №19. С.76–80.

2. Сони́на Е.Э., Джаяни Е.А., Малинина Ю.А., Филинова Е.И. Методические подходы к оценке состояния кормовой базы антропогенно изменённых водотоков // Антропогенное влияние на водные организмы и экосистемы: материалы V Всероссийской конференции по водной экотоксикологии, посв. памяти Б.А.Флёрова; Современные методы исследования состояния поверхностных вод в условиях антропогенной нагрузки: материалы школы-семинара для молодых ученых, аспирантов и студентов. (г.Борок, 28 октября – 1 ноября 2014 г.) Том.1. Ярославль: Филигрань, 2014. С. 166–170.
3. Филинова Е.И. Структурно – фаунистическая характеристика и динамика зообентоса Волгоградского водохранилища. Дисс. на соиск. уч. степени канд. биол. наук. 2003. 192 с.
4. Филинова Е.И. Пространственное распределение и структура зообентоса Саратовского водохранилища // Всероссийская научная конференция с международным участием, посвященная 80-летию Татарского отделения ФГБНУ «ГосНИОРХ» «Экологические проблемы пресноводных рыбохозяйственных водоемов России», посвященная 80-летию Татарского отделения ФГНУ «ГосНИОРХ». г. Казань. СПб, 2011. С.361–365.
5. Методика исчисления размера вреда, причиненного водным биологическим ресурсам, утвержденная Приказом Федерального агентства по рыболовству от 25 ноября 2011 г. №1166.

СТРУКТУРНЫЕ И ФУНКЦИОНАЛЬНЫЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ БАКТЕРИОПЛАНКТОНА И БАКТЕРИБЕНТОСА ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ

Е.В. Старосила

*Институт гидробиологии НАН Украины,
пр. Героев Сталинграда, 12, г. Киев, 04210, Украина, jenua_star@ukr.net*

Приведены результаты микробиологического мониторинга водных объектов г. Киева (Украина). Полученные на основании анализа и обобщения материалов исследований результаты могут быть использованы для установления механизмов формирования и функционирования в антропогенно загрязненных водных объектах, расположенных на урбанизированных территориях, стойких к загрязнениям микробных сообществ, а также их роли в процессах самоочищения.

Растущее антропогенное воздействие городов приводит к загрязнению водоемов ксенобиотиками. Это обуславливает изменение в состоянии водных экосистем, вызывает нарушение процессов формирования и функционирования биоценозов различных трофических уровней, ухудшение качества воды. Вследствие техногенного процесса различные компоненты окружающей среды на урбанизированных территориях подвергаются значительной степени антропогенного воздействия. Водные объекты мегаполисов используются как водоемы комплексного назначения, что приводит к загрязнению их бассейнов и нарушению естественного баланса поверхностных вод, а также способствует изменению их трофического статуса. Ликвидация отдельных звеньев трофической цепи в таких экосистемах приводит к изменениям структурно-функциональных параметров компонентов биоценоза и нарушениям взаимосвязей между гидробионтами различных трофических уровней. Под антропогенным воздействием микрофлора воды и донных отложений изменяется в первую очередь, поскольку наиболее быстро реагируют на загрязнение, отражая состояние экосистем. Цель исследований – микробиологическая характеристика водных объектов, расположенных на урбанизированной территории и находящихся в условиях антропогенной нагрузки, а также оценка роли микробиоценоза в формировании качества водной среды с санитарных и экологических позиций.

Микробиологический мониторинг 2016-2019 гг. проводили на водных объектах, расположенных на территории г. Киева: участки верхней части Каневского водохранилища — выше черты города (50°32'06.3"N 30°32'00.6"E), ниже черты города (50°23'06.6"N 30°34'52.2"E) и в озерах Тельбин (50°25'26.5"N 30°36'29.2"E), Вербное (50°29'24"N 30°31'04"E) и Опечень Нижнее (50°29'36"N 30°30'03"E). Перечисленные водные объекты находятся в городской черте, характеризуются различными режимами проточности, морфометрическими характеристиками, характером береговой линии, отсутствием санитарно-защитной зоны, присутствием несанкционированных коллекторов, декоративно-рекреационной нагрузкой, локализацией промышленной и жилищно-строительной зон, то есть подвергаются разнофакторному антропогенному воздействию. Донные отложения в верхней части Каневского водохранилища были представлены песками и заиленными песками (глубина отбора 1 м), а в озерах — дисперсными песками средней крупности и детритными илами, содержащими остатки гидробионтов и водных растений (глубина отбора 1 и 10 м). Пробы илов были вязкими по консистенции и часто имели запах сероводорода.

Численность бактериопланктона и бактериобентоса определяли методом прямого счета, окрашивая препараты на черных поликарбонатных мембранных фильтрах Millipore ($d_{пор} = 0,22$ мкм) флуорохромом 4,6-диамино-2-фенилиндол и рассчитывали по [1, 2]. Изучение состояния цитоплазматической мембраны проводили в соответствии с [1]. Исследование проводили с использованием эпифлуоресцентного микроскопа AxioImager A1 (Zeise). Для определения в бактериопланктоне и бактериобентосе микроорганизмов с различными трофическими предпочтениями пробы высевали на РПА (для подсчета евтрофных бактерий) и на голодный агар, содержащий 25 мг/л питательного агара Дифко (для подсчета олиготрофных бактерий) [2]. Среди евтрофных бактерий определяли количество микроорганизмов с активной электронно-транспортной системой [3]. Для изучения численности определенных групп потенциально патогенных бактерий проводили анализ воды, используя наборы DryFilter (фирмы Himedia): декстрозный агар Сабуро, желчно-эскулиновый агар с азидом

натрия, висмут сульфит агар, агар с цитримидом, среду Чапмена-Стоуна, среду ECD и агар Эндо. Опытные пробы фильтровали через стерильные белые мембранные фильтры Millipore ($d_{пор} = 0,45$ мкм). Инкубировали в условиях, указанных в технической документации к наборам. Деструкцию органического вещества в воде определяли методом склянок по потреблению кислорода [2, 4]. Распад перекиси водорода в донных отложениях устанавливали, учитывая ферментативное и неферментативное разложение H_2O_2 [5].

Бактериопланктон.

За период мониторинга численность бактериопланктона варьировала в пределах от 1.5 до 16.8 млн.кл/мл (табл. 1). Минимальные величины численности бактерий в воде отмечали на открытых участках верхней части Каневского водохранилища, максимальные — в бессточном оз. Вербном, образованном в результате намыва жилого массива.

Для сезонной динамики была отмечена тенденция снижения численности к завершению вегетационного сезона. Пространственная динамика зависела от станции отбора проб: в прибрежной литорали с разной интенсивностью развития макрофитов наблюдали более высокие показатели численности бактериопланктона, чем в центральной части. Отклонения от пула численности бактериопланктона и флуктуация показателей свидетельствуют о незначительном выводе бактериального сообщества из равновесного состояния в результате действия внешних факторов. Такие величины обусловлены гидрологическими, трофическими, индустриальными и антропогенными условиями этих экосистем.

Таблица 1. Экологическое состояние водных объектов г. Киева на основании сезонной и пространственной динамики показателей бактериопланктона (средние показатели за период исследования).

Водные объекты и станции отбора проб	Сезон	ЧБП, млн.кл/мл	ЕБ, тыс.кл/мл	ТТХ ⁺ , %	ОБ, тыс.кл/мл	МЕМ ⁻ , %	Оценка качества вод*	Д _{аэр} ОВ в воде, мгС/л·сут	Д _{бак} ОВ в воде, %
Верхняя часть Каневского водохранилища									
выше черты города	Лето	1.6	28.0	99.9	10.5	—	IV класс, 6 категория, «грязное», б"-мезосапробное, политрофное	—	—
ниже черты города	Лето	1.5	128.1	97.8	32.4	—	V класс, 7 категория, «очень грязное», полисапробное, гипертрофное	—	—
Озеро Опечень Нижнее									
верхний участок	Весна	6.8	207.0	48.9	105.5	—		2.7	7.6
	Лето	3.6	164.6	55.3	69.0	52.8		—	—
	Осень	3.2	109.9	30.1	25.4	53.1	V класс, 7 категория, «очень грязное», полисапробное, гипертрофное	0.7	64.7
середина	Весна	4.1	11.3	88.5	45.5	—		—	—
	Лето	3.5	104.4	99.0	44.0	—		—	—
нижний участок	Весна	2.5	133.3	99.8	57.8	—		—	—
	Лето	3.1	111.7	31.2	95.8	—		—	—
	Весна	5.0	247.6	45.2	68.5	64.0		—	—
	Осень	3.3	118.9	41.7	42.5	42.2		1.3	32.0
Озеро Вербное									
западный участок	Весна	16.8	117.6	44.5	49.9	—		1.6	13.5
	Лето	12.1	166.2	52.1	214.1	22.4		—	—
	Осень	3.4	88.5	52.0	89.6	46.5	V класс, 7 категория, «очень грязное», полисапробное, гипертрофное	1.0	39.8
середина	Весна	7.6	26.2	3.1	6.3	—		—	—
	Лето	2.6	152.4	5.2	31.4	—		—	—
	Осень	2.7	154.4	99.9	77.2	—		—	—
	Весна	7.1	150.5	35.1	62.7	—		1.1	13.2
восточный участок	Лето	10.1	333.2	52.7	91.9	9.7		0.85	44.6
	Осень	3.6	58.0	20.1	22.5	20.8		1.0	49.0
Озеро Тельбин	Лето	3.5	147.6	99.6	5.2	—	V класс, 7 категория, «очень грязное», полисапробное, гипертрофное	2.0	29.3

Примечание. Здесь и в табл. 2: ЧБП — численность бактериопланктона, ЧББ — численность бактериобентоса, ЕБ — евтрофные бактерии, ТТХ⁺ — бактерии с активной электронно-транспортной системой, ОБ — олиготрофные бактерии, МЕМ⁻ — бактерии с поврежденной цитоплазматической мембраной, Д_{аэр} ОВ — суммарная аэробная деструкция органического вещества в воде, Д_{бак} ОВ — бактериальная деструкция органического вещества в воде, «—» — не определяли, * — оценивали по численности евтрофных бактерий, Σ — суммарное разложение H_2O_2 , Ф — ферментативное разложение H_2O_2 , НФ — неферментативное разложение H_2O_2 .

Количество евтрофных бактерий за период исследований находилось в пределах от 11.3 до 333.2 тыс.кл/мл. Среди евтрофных бактерий 3.1–99.9% характеризовались активной электронно-транспортной системой. Численность олиготрофных бактерий составляла 5.2–214.1 тыс.кл/мл (см. табл. 1). На участке верхней части Каневского водохранилища выше черты города регистрировали меньшие величины этих показателей, чем ниже по течению, что позволяет предположить о негативном влиянии мегаполиса на водоток. В озерах для сезонной динамики было характерным увеличение численности евтрофных и олиготрофных бактерий в весенне-летний период. Пространственная динамика показателей была ниже на открытой акватории, чем в прибрежной литорали. Для процента клеток, характеризующих интенсивность процессов жизнедеятельности (дыхание) бактерий, отмечали незначительные сезонные колебания. Их пространственная динамика зависела от водного объекта: гидрологического режима и антропогенной нагрузки. В целом наблюдали более интенсивное развитие евтрофных, чем олиготрофных бактерий. Соотношение между этими группами микроорганизмов свидетельствует о качестве и доступности органического вещества.

Клетки с поврежденной цитоплазматической мембраной (т.е. мертвые клетки), в бактериопланктоне составляли от 9.7 до 64.0% (см. табл. 1). Минимальные величины показателя наблюдали в оз. Вербном, что свидетельствует о более жизнеспособном бактериоценозе. В оз. Опечень Нижнее (крайнем в системе озер Опечень) процент мертвых бактерий был в среднем $53.0 \pm 8.9\%$, что может быть обусловлено реакцией микрофлоры на техногенное вмешательство, неблагоприятные гидрохимические и токсикологические условиями для функционирования бактерий.

В соответствии с системой комплексной оценки качества поверхностных вод [6] по средним показателям количества евтрофных бактерий наблюдали ухудшение состояния водных объектов на протяжении мониторинга (см. табл. 1). Экологическое состояние оказалось неблагоприятным и соответствовало IV-V классу качества воды. Очевидно, урбанизация отрицательно влияет на водоемы и водотоки, в которых нарушаются механизмы саморегуляции и экосбалансированного развития, происходят структурно-функциональные нарушения внутри-водоемных процессов.

Один из микробиологических тестов экологического состояния и подтверждением антропогенного загрязнения водного объекта есть присутствие в воде потенциально патогенных бактерий. Количество условно-патогенных бактерий в воде оз. Опечень Нижнее колебалось в пределах от 4 до 405, в оз. Вербном — от 1 до 340 КОЕ/мл. Пространственная их динамика зависела от станции отбора проб и рода потенциально патогенных бактерий. В пробах воды озер фиксировали значительное количество и превышение установленных законодательно норм по *Candida albicans*, *Sacharomyces cerevisiae*, *E. coli* и колиформы, бактерий родов *Enterococci*, *Staphylococci*, *Salmonella* и *Pseudomonas*. Проведенное летом исследование показывает, что в условиях активной антропогенной/рекреационной нагрузки на открытые водоемы, наблюдали значительное содержание потенциально патогенных бактерий в воде, что свидетельствует о низком качестве воды и высокой степени ее бактериального загрязнения.

В воде исследованных водоемов определяли аэробную деструкцию органического вещества (ОВ), обусловленную жизнедеятельностью всего планктонного сообщества. Величины деструкции ОВ в воде варьировала в пределах 0.85–2.7 мг С/л·сут (см. табл. 1). Максимальные показатели отмечали весной. Исходя из величин удельного дыхания одной бактерии и численности бактериопланктона в озерах, рассчитывали бактериальную деструкцию ОВ в воде, которая составляла от 7.6 до 64.7 % (см. табл. 1) суммарной аэробной деструкции. Уровень этих величин определялся степенью развития бактерий, условиями окружающей среды и свидетельствует о том, что в озерах наравне с автотрофным звеном в трофической цепи значительную роль в процессе деструкции ОВ выполняет также и бактериопланктон.

Бактериобентос.

Численность бактериобентоса в изученных водных объектах была в пределах от 0.4 до 49.2 млрд.кл/г.; варибельность этих показателей зависела от станции отбора проб (табл. 2). Минимальные значения численности бактериобентоса регистрировали в песках верхней части Каневского водохранилища, максимальные — в детритных илах озер. Для сезонной динамики наблюдали незначительное увеличение величин в течение вегетационного сезона. Пространственная динамика зависела от станции отбора проб: в центральной части наблюдали более высокие показатели численности бактериопланктона, чем прибрежной литорали. Мозаичность физико-химических условий в донных отложениях, характер их самих, состав и место залегания, рекреационная нагрузка, количество и качество аллохтонного и автохтонного органического вещества обуславливали колебания показателя численности бактерий в донных отложениях.

Количество евтрофных бактерий за период исследований находилось в пределах от 63.2 до 1549.5 тыс.кл/г. Среди евтрофных бактерий 45.1–99.9 % характеризовались активной электронно-транспортной системой с незначительными сезонными колебаниями. Численность олиготрофных бактерий составляла от 1.6 до 395.2 тыс.кл/г (см. табл. 2). Минимальные значения величин этих показателей регистрировали в песках верхней части Каневского водохранилища. Для сезонной динамики евтрофных и олиготрофных бактерий было характерным в оз. Опечень Нижнее увеличение их численности летом, по сравнению с весной и осенью, а в оз. Вербном — осенний максимум. Соотношение между евтрофными и олиготрофными бактериями свидетельствует о доминировании в бактериобентосе евтрофных бактерий, которым для жизнедеятельности необходимо легкоокисляемое органическое вещество.

Экологическое состояние водных объектов оценивали по шкале экологических модификаций [7] по индексу ЕБ/ЧББ (процентному отношению численности евтрофных бактерий к численности бактериобентоса). В соответствии с полученными данными экологическое состояние водоемов и водотоков характеризовалось как «состояние риска» (см. табл. 2).

Таблица 2. Экологическое состояние водных объектов г. Киева на основании сезонной и пространственной динамики показателей бактериобентоса (средние показатели за период исследования).

Водные объекты и станции отбора проб	Сезон	ЧББ, млрд.кл/г	ЕБ, тыс.кл/г	ТТХ ⁺ , %	ОБ, тыс.кл/г	ЕБ/ЧББ, %	Экологическое состояние	Разложение перекиси водорода, мг H ₂ O ₂ /г·час		
								Σ	Ф	НФ
Верхняя часть Каневского водохранилища										
выше черты города	Лето	0.5	63.2	99.9	1.6	0.012	состояние риска	0.014	0.007	0.007
ниже черты города	Лето	0.4	—	—	32.0	—	—	0.074	0.052	0.022
Озеро Опечень Нижнее										
верхний участок	Весна	4.7	99.3	73.7	41.4	0.021	состояние риска	0.112	0.06	0.052
	Лето	7.4	460.5	69.0	130.1	0.006	состояние риска	—	—	—
	Осень	13.2	215.9	62.5	45	0.002	состояние риска	0.186	0.05	0.136
середина	Весна	10.4	86.6	98.5	100.8	0.001	норма	—	—	—
	Лето	38.8	906.0	54.5	394.0	0.002	состояние риска	—	—	—
нижний участок	Осень	10.0	1177.7	45.1	265.6	0.012	состояние риска	—	—	—
	Весна	4.6	86.0	93.6	42.9	0.002	состояние риска	—	—	—
	Лето	4.6	254.1	90.0	79.1	0.006	состояние риска	—	—	—
Озеро Вербное	Осень	5.7	168.5	65.7	54.1	0.003	состояние риска	—	—	—
	Весна	4.6	95.6	96.0	62.5	0.002	состояние риска	0.029	0	0.029
	Лето	5.5	637.4	66.4	177.7	0.012	состояние риска	0.822	0.185	0.637
западный участок	Осень	13.5	1549.5	95.2	395.2	0.012	состояние риска	—	—	—
	Весна	20.0	913.3	82.8	93.3	0.046	предкри-зисное	—	—	—
	Лето	49.2	646.5	99.4	60.5	0.001	норма	—	—	—
середина	Осень	40.5	753.7	99.7	237.3	0.002	состояние риска	—	—	—
	Весна	5.7	190.1	76.1	86.4	0.003	состояние риска	—	—	—
восточный участок	Лето	5.6	290.4	53.3	42.7	0.005	состояние риска	—	—	—
	Осень	10.3	331.6	79.1	104.2	0.003	состояние риска	0.606	0.242	0.364
Озеро Тельбин	Лето	5.9	353.3	99.8	246.4	0.006	состояние риска	0.412	0	0.412

Суммарный распад перекиси водорода в донных отложениях исследованных водных объектах варьировал в пределах от 0.014 до 0.822 мг H₂O₂/г·час (см. табл. 2). При участии каталазы разлагалось 0–70 %, а неферментативным путем — 30–100 % перекиси водорода. Величины суммарного распада H₂O₂ в донных отложениях водных объектов, а также доли ферментативного и неферментативного разложения варьировали в зависимости от типа водного объекта, сезона, степени антропогенного загрязнения, а также характера донных отложений. Установлено ингибирование ферментативной активности в донных отложениях на участках наибольшего загрязнения. Высокая доля неферментативного распада H₂O₂ в донных отложениях может быть использована в качестве биомаркера урбанизации и антропогенной нагрузки. Между показателями суммарной активности каталазы и численностью бактериобентоса в оз. Опечень Нижнее установлена прямая корреляционная связь ($r = 0.95$, $p < 0.1$).

Резюмируя вышеизложенное, следует подчеркнуть, что водные объекты, расположенные на урбанизированной территории, оказывают существенное влияние на структуру и функционирование бактериопланктона и бактериобентоса, а также на характер их сукцессии, что свидетельствует о наличии в гидроэкосистемах зон экологического риска. Наибольшие риски для здоровья людей, отдыхающих на этих водоемах, связаны с глотанием загрязненной воды и кожными инфекциями.

Список литературы

1. Methods in microbiology / Ed. by J.H. Paul. USA: Academic Press, 2001. V. 30. 657 p.
2. Кузнецов С.И., Дубинина Г.А. Методы изучения водных микроорганизмов. М.: Наука, 1989. 288 с.
3. Олейник Г.Н., Кабакова Т.Н. Бактериопланктон Сасыкского водохранилища // Гидробиол. журн. 1995. Т. 31, № 3. С. 47–58.
4. МВИ 081/12-0008-01.
5. Петерсон Н.В., Курьяк Е.К., Франчук Е.К. Определение активности каталазы почв // Микробиол. журн. 1984. Т. 46, № 2. С. 85–87.
6. Романенко В.Д., Жукинський В.М., Оксіюк О.П. Методика встановлення і використання екологічних нормативів якості поверхневих вод суші та естуаріїв України. К.: Мінекоресурсів України, 2001. 48 с.
7. Дзюбан А.Н., Косолапов Д.Б., Кузнецова И.А. Микробиологические процессы в донных отложениях Рыбинского водохранилища и озера Плещеево как факторы формирования качества водной среды // Гидробиол. журн. Т. 41, № 4. 2005. С. 82–88.

СОСТАВ ВЗВЕСИ И КОНЦЕНТРАЦИЯ РТУТИ В ВОДНОЙ ТОЛЩЕ БУХТЫ ЛАСПИ

А. П. Стецюк, В. Н. Поповичев, Н. Ю. Родионова

*Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского РАН,
299011 Севастополь, Проспект Нахимова, д. 2, Крым, Россия, alex-ra-777@mail.ru*

Представлены результаты исследования состава взвешенного вещества, а также концентрации ртути во взвеси и воде бухты Ласпи. Рассчитаны коэффициенты накопления ртути взвешенным веществом. Определено, что распределение ртути связано с концентрирующей способностью взвесей, влияющих на седиментационное самоочищение акватории.

Взвешенное вещество является важным компонентом водных экосистем, количество которого в основном определяется величиной первичной продукции, твёрдым речным стоком, абразией берегов и атмосферным переносом. Максимум поступления биогенного материала в состав взвеси исследуемого района связывают обычно с пиком цветения кремнистых (диатомовых) и карбонатных (кокколитофорид) микроводорослей [5].

Рассчитано, что морские взвеси могут концентрировать ртуть с коэффициентом накопления достигающим значений $K_{нвзв} = 10^6 - 10^7$ [6]. Ранее было обнаружено, что поступление ртути в акваторию Чёрного моря сопутствует большинству площадок пузырьковой метановой разгрузки дна [3]. Обнаруженные в последние годы площадки струйных метановых газовыделений в акватории бухты Ласпи [1] пока недостаточно изучены в отношении влияния на живые микроорганизмы.

Поскольку морская взвесь характеризует способность биогеохимических механизмов в отношении аккумуляции ртути из воды, целью настоящей работы было определение концентраций ртути в воде и взвешенном веществе, а также изучение состава (наличие биогенного материала) и концентрации взвеси водной толщи бухты Ласпи.

Пробы морской воды были отобраны в поверхностном и придонном слоях бухты Ласпи. Каждую пробу объёмом 1 литр фильтровали под вакуумом через предварительно взвешенные ядерные фильтры с размером пор 0.45 мкм. В фильтрате исследовалась растворённая форма ртути, а на фильтрах – взвешенная. Содержание ртути определяли методом атомной абсорбции на анализаторе «Хиранума-1». В сентябре 2019 г. параллельно определяли концентрацию биогенных элементов [4], а также исследовали состав взвешенного вещества в придонной воде с помощью сканирующего электронного микроскопа (SEM).

Концентрация растворённой формы ртути в воде определялась в пересчёте на литр, а во взвешенном веществе – на литр и на грамм сухой массы.

Для характеристики концентрирующей способности взвешенного вещества, рассчитывался коэффициент накопления ртути ($K_{нвзв}$) [6]:

$$K_{нвзв} = \frac{1000 \cdot C_{взв}}{C_w}, \quad (1)$$

где $C_{взв}$ – удельная концентрация ртути во взвешенном веществе, $нг \cdot г^{-1}$;
 C_w – концентрация растворённой формы ртути в воде $нг \cdot л^{-1}$.

Степень лимитирования первичной продукции минеральным фосфором и соединениями азота была рассчитана по соотношению Редфилда [2]:

$$R_{atom} = 1.53(1.35 NO_2^- + NO_3^{2-} + 3.44 NH_4^+)/PO_4^{3-}, (2)$$

где: NO_2^- – концентрация нитритов; NO_3^- – нитратов; NH_4^+ – аммония и PO_4^- – фосфатов в морской воде ($мкг \cdot л^{-1}$).

Концентрация взвешенного вещества ($m_{взв}$) варьировала от 0.3 до 8.0 $г \cdot м^{-3}$ в поверхностном слое воды и от 0.1 до 1.5 $г \cdot м^{-3}$ в придонном горизонте (табл. 1, графа 7). При этом зависимости $m_{взв}$ (графа 7) от глубины станции (графа 5) не наблюдалось, хотя в поверхностном слое средние значения концентрации взвеси были выше. Повышенные концентрации взвешенного вещества могут объясняться влиянием различных факторов, в том числе и расположением места отбора проб. В прибрежной части, водная толща более пополняется взвесью за счёт взмучивания донных осадков и абразии берега. На более удалённых от берега станциях, взвешенное вещество поступает в морскую воду не только за счёт взмучивания донных отложений, но и ветрового наноса различного материала. В случае штормовой погоды, во взвесь привносится менее адсорбирующая ртуть литогенная составляющая.

Коэффициенты накопления ($K_{нвзв}$) варьировали в пределах $6.2 \cdot 10^4 - 9.4 \cdot 10^5$ – в поверхностной воде и $2.2 \cdot 10^4 - 5.3 \cdot 10^6$ – в придонной. На графике (рис. 1-Б) видно, что в акватории бухты Ласпи значения $K_{нвзв}$ изменяются с наиболее достоверными трендами при степенной функции со статистической достоверностью $R^2 = 0.78$ для придонной воды и $R^2 = 0.31$ – для поверхностной. При этом можно сказать, что с повышением концентрации растворённой формы ртути в воде (C_w), концентрирующая способность взвешенных веществ снижается.

Важным фактором, влияющим на содержание взвеси в водной среде, является уровень биологической продуктивности вод в результате накопления биогенных элементов под действием антропогенных и природных факторов. Наиболее важными биогенными элементами, влияющими на процесс эвтрофирования для морских акваторий, являются фосфор и азот. Соединения фосфора содержатся во всех организмах, влияя на процессы

жизнедеятельности. В нашем исследовании содержание минерального фосфора не превышало $1.9 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$, что соответствует невысокому уровню содержания фосфатов (табл. 2). Соединения азота (NO_2^- , NO_3^{2-} , NH_4^+) могут попадать в акватории со сточными водами, с дождевой водой, вследствие выщелачивания из почвы прибрежной зоны. Из величин соотношения Редфилда следует, что при $R_{\text{atom}} > 16$ первичная продукция фитопланктона лимитирована по PO_4^{3-} , а при $R_{\text{atom}} < 16$ по соединениям азота. По нашим расчетам, в акватории бухты Ласпи осенью 2019 г., первичная продукция была лимитирована по минеральному фосфору. Важное значение для существования морских организмов, имеет кремний, который диатомовые водоросли используют для построения своего скелета. В бухте Ласпи концентрация кремния варьировала в пределах $26.4\text{--}77.9 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ (табл. 2).

Таблица 1. Координаты станций и соответствующих глубин, концентрация взвешенного вещества в водной толще бухты Ласпи

№ п/п	Дата	Координаты		Глубина станции, (м)	Слой воды	Концентрация взвеси в воде ($m_{\text{взв}}$), г (сухого веса) $\cdot\text{м}^{-3}$
		с.ш.	в.д.			
1	2	3	4	5	6	7
1	28.10.2016	44°25.142'	33°42.303'	71.0	поверхностный	5.5
2	30.03.2017	44°24.200'	33°40.800'	67.0	поверхностный	8.0
3	30.03.2017	44°25.142'	33°42.303'	6.0	поверхностный	2.6
4	30.03.2017	44°25.044'	33°41.971'	18.0	поверхностный	5.8
5	30.03.2017	44°24.889'	33°41.361'	24.0	поверхностный	1.1
6	30.03.2017	44°24.708'	33°41.899'	14.3	поверхностный	1.8
7	04.09.2018	44°23.383'	33°42.458'	69.0	поверхностный	0.3
8	06.02.2019	44°25.264'	33°42.356'	2.5	придонный	1.5
9	06.02.2019	44°25.128'	33°42.269'	8.5	придонный	1.3
10	06.02.2019	44°25.009'	33°42.153'	14.5	придонный	0.8
11	06.02.2019	44°25.042'	33°42.177'	12.7	придонный	1.0
12	06.02.2019	44°24.898'	33°42.145'	19.6	придонный	0.5
13	04.09.2019	44°25.249'	33°42.336'	2.0	придонный	0.3
14	04.09.2019	44°25.157'	33°42.294'	6.6	придонный	0.2
15	04.09.2019	44°25.005'	33°42.265'	7.0	придонный	0.1
16	04.09.2019	44°25.018'	33°42.516'	5.8	придонный	0.7
17	04.09.2019	44°24.049'	33°42.178'	22.8	придонный	0.2
18	08.10.2019	44°24.443'	33°41.641'	30.0	поверхностный	1.8
19	06.06.2020	44°24.524'	33°41.979'	51.0	поверхностный	0.7

Как в придонных, так и в поверхностных слоях воды бухты Ласпи концентрации растворённой формы ртути превалировали над взвешенной, за исключением трёх станций. Весной концентрация общей формы ртути в акватории б. Ласпи относительно выше по сравнению с осенью и зимой. По суммарному содержанию ртути ПДК ($100 \text{ нг}\cdot\text{л}^{-1}$) для морской воды было превышено лишь на одной станции (рис. 1-А).

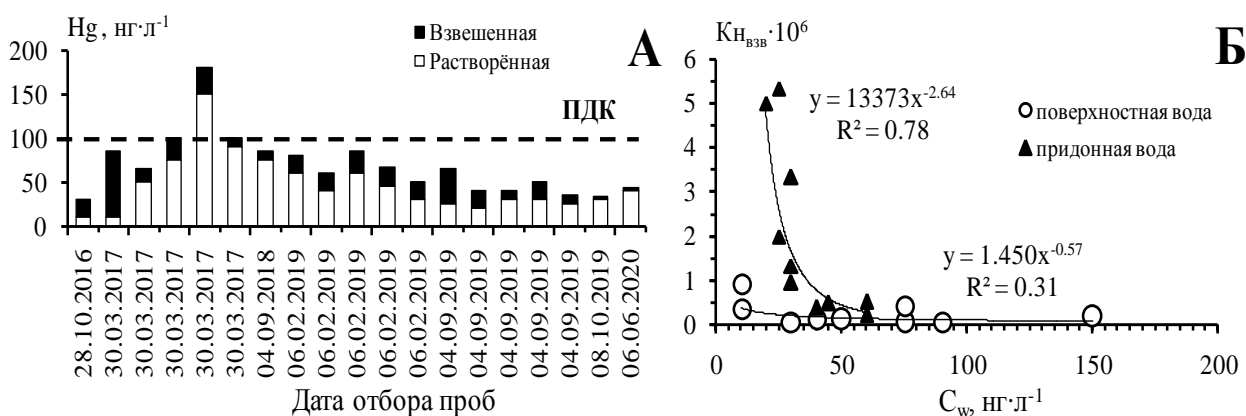


Рис. 1. А – Концентрации растворённой (C_w) и взвешенной ($C_{\text{взв}}$) форм ртути в акватории бухты Ласпи; Б – Зависимость коэффициента накопления ($K_{\text{нвзв}}$) ртути взвешенным веществом от концентрации растворённой формы ртути в воде (C_w , $\text{нг}\cdot\text{л}^{-1}$) в акватории бухты Ласпи

Просмотр взвешенного осадочного вещества под сканирующим электронным микроскопом показал большое количество в составе биогенного материала разнообразных микроводорослей, часть из которых представлена на рисунке 2.

Всего было выполнено около 1250 снимков взвешенного вещества. SEM-микроскопия позволила также получить элементный состав приповерхностного слоя объектов исследования. Микроскопические исследования взвесей показали наиболее высокие спектры интенсивности для таких элементов как: O, C, Ca, Si, Cl, Na, Al, необходимых для жизнедеятельности морских организмов.

Таблица 2. Содержание и соотношение биогенных элементов в воде б. Ласпи 04.09.2019 г.

№ п/п	NO ₂ ⁻ , мкг·л ⁻¹	NO ₃ ²⁻ , мкг·л ⁻¹	NH ₄ ⁺ , мкг·л ⁻¹	PO ₄ ³⁻ , мкг·л ⁻¹	Si, мкг·л ⁻¹	Соотношение ∑N: PO ₄ ³⁻ по массе
13	0.0	537.0	85.6	1.1	38.9	1311.1
14	0.0	220.0	100.9	1.9	77.9	375.5
15	0.07	165.9	11.8	0.4	26.4	1123.5
16	0.07	264.9	29.5	1.1	33.6	620.2
17	0.07	304.0	19.5	0.0	55.8	–

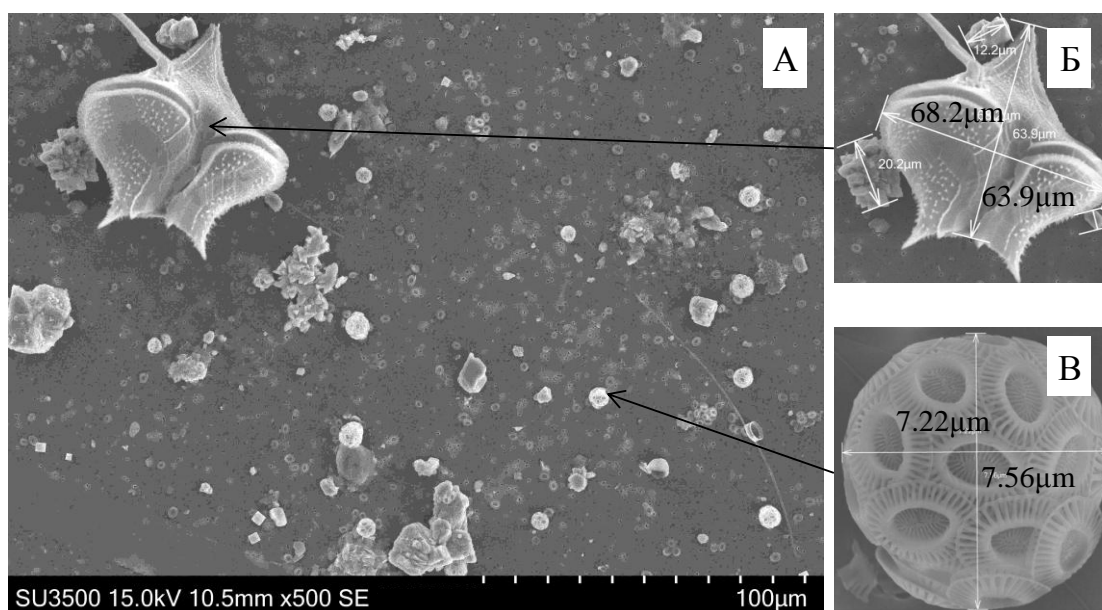


Рис. 2. А – Состав взвешенного вещества в придонном слое воды бухты Ласпи; Б – *Protoperidinium* – с указанием размера; В – кокколитофориды *Gephyrocapsa oceanica* с указанием размера

Выводы. В акватории бухты Ласпи за период исследования 2016 – 2020 гг. в основном превалировала растворенная форма ртути. Коэффициент накопления ртути взвешенным веществом изменялся в пределах $n \cdot 10^4$ – $n \cdot 10^5$ – для поверхностной воды и $n \cdot 10^4$ – $n \cdot 10^6$ – для придонной. Основным биогеном, лимитировавшим первичное продуцирование осенью 2019 года в бухте Ласпи, являлся фосфор. При этом исследованная акватория не подвержена эвтрофированию. Микроскопический анализ подтвердил, что взвешенное вещество содержит биогенные элементы, необходимые для жизнедеятельности морских микроводорослей, а также наличие самих микроводорослей, что может свидетельствовать о благоприятной среде для их развития. Таким образом, биогенные элементы обуславливают развитие биотической компоненты взвешенного вещества накапливающего ртуть. При низких концентрациях ртути в воде, аккумулирующая способность взвешенного вещества является значимым фактором седиментационного самоочищения вод за счёт относительно высоких значений K_n _{взв}, но при повышении загрязнения вод ртутью её влияние снижается.

Работа выполнена по теме государственного задания «Молисмологические и биогеохимические основы гомеостаза морских экосистем» (№ гос. регистрации АААА-А18-118020890090-2), а также при финансовой поддержке гранта РФФИ № 18-45-920057 р а «Изучение локализации холодных сипов, их потоков, химического состава и генезиса струйных газовойделений в прибрежной зоне Крыма: в бухте Ласпи и в заповедной акватории мыса Мартыан».

Пробы воды были отобраны в рейсах НИС «Профессор Водяницкий» № 90, 93, 103, 110, 113, а также в ходе экспедиционных работ в рамках гранта РФФИ № 18-45-920057.

Список литературы

1. Артёмов Ю.Г., Евтушенко Д.Б., Мосейченко И.Н. Локализация струйных газовых выходов из дна бухты Ласпи // Системы контроля окружающей среды. 2018. Вып. 11 (31). С. 69–73.

2. Егоров В. Н., Плугатарь Ю. В., Малахова Л. В., Мирзоева Н. Ю., Гулин С. Б., Поповичев В. Н., Садогурский С. Е., Малахова Т. В., Щуров С. В., Проскурнин В. Ю., Бобко Н. И., Марченко Ю. Г., Стецюк А. П. Экологическое состояние акватории особо охраняемой природной территории «Мыс Мартьян» и проблема реализации ее устойчивого развития по факторам эвтрофикации, радиоактивного и химического загрязнения вод // Сохранение биологического разнообразия и заповедное дело в Крыму : материалы науч.-практ. конф. с междунар. участием, 23-26 октября 2018 г. Ялта, 2018. № 9. С. 36–40.
3. Костова С.К., Поповичев В.Н., Егоров В.Н., Плотыцина О.В., Артёмов Ю.Г. Распределение ртути в воде и донных отложениях в местах локализации струйных метановых газовыделений со дна Чёрного моря // Морск. экол. журнал. 2006. Т.5, № 2. С. 47–56.
4. Руководство по методам химического анализа морских вод / Под. ред. С. Г. Орадовского. Л.: Гидрометеиздат, 1977. – С. 208.
5. Русанов И.И., Леин А.Ю., Маккавеев П.Н., Клювиткин А.А., Кравчишина М.Д., Иванов М.В., Флинт М.В. Сезонная динамика биогеохимических процессов в водной толще северо-восточного района Черного моря // Океанология. 2018. Т. 58, № 1. С. 67–79.
6. Стецюк А.П., Егоров В.Н. Способность морских взвесей концентрировать ртуть в зависимости от её содержания в акваториях шельфа // Системы контроля окружающей среды. 2018. Вып. 13 (33). С. 123–132.

ВЛИЯНИЕ ФЕНОЛА И РАУНДАПА НА АКТИВНОСТЬ ПЕПТИДАЗ КИШЕЧНИКА У РЫБ РАЗНЫХ ВИДОВ

А.Ф. Тарлева, В.В. Кузьмина

ФГБУН Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН,
152742. п. Борок Ярославской обл. Россия, e-mail: vkuzmina@ibiw.yaroslavl.ru

Сопоставлено влияние фенола (5.9–47.1 мг/л) и гербицида Раундап (0.1–100 мкг/л в расчете на глифосат) на активность пептидаз слизистой оболочки кишечника густеры *Blicca bjoerkna* (L.), окуня *Perca fluviatilis* (L.) и щуки *Esox lucius* L. в условиях *in vitro*. Показано, что Раундап и, особенно фенол, как правило, оказывают ингибирующий эффект на активность пептидаз слизистой оболочки кишечника у рыб разных видов. Действие того и другого видоспецифично. Устойчивость пептидаз к фенолу и Раундапу у рыб, различающихся по таксономии и типу питания различна: в первом случае наименее устойчивы ферменты типичного ихтиофага щуки, во втором – типичного бентофага густеры.

В настоящее время большое внимание уделяется изучению последствий воздействия глифосат-содержащих гербицидов на физиолого-биохимические процессы у рыб и других гидробионтов, в том числе и на активность пищеварительных гидролаз [1, 2, 8]. Глифосат-содержащие гербициды активно применяются для уничтожения сорняков в сельском хозяйстве, а также для борьбы с зарастанием водохранилищ, прудов и каналов [7]. Попадая в воду, а затем в организм гидробионтов, они, включаясь в метаболизм, могут вызывать нарушения процессов жизнедеятельности [1, 7]. Так, после внесения в воду одного из озер Польши глифосата в концентрации 0.09 мг/дм³ значительно уменьшилась численность хирономид, олигохет, моллюсков, пиявок и других беспозвоночных. При этом концентрация глифосата в их организме колебалась в диапазоне 7.3–10.2 мкг/кг [7]. Сведения о влиянии глифосата на активность пищеварительных гидролаз касаются в основном гликозидаз [1, 2].

Не меньшую опасность для гидросферы представляют фенолы, используемые в химической промышленности в качестве компонентов или предшественников синтетических смол, пластификаторов, поверхностно-активных и дубильных веществ, ядохимикатов, стабилизаторов, антисептиков и других соединений. В наибольших концентрациях фенолы поступают в воду со стоками предприятий нефте- и сланцеперерабатывающей, коксо- и лесохимической, а также анилиноокрасочной промышленности [4, 6]. Токсичность фенолов в значительной мере обусловлена образованием свободных радикалов. Фенол и его производные вызывают гистопатологические изменения, мутагенность, иммунотоксический, канцерогенный и другие эффекты [3, 6]. Сведения о влиянии фенола на активность пептидаз слизистой оболочки кишечника рыб до начала наших работ отсутствовали [3].

Цель работы – выявление видоспецифичности влияния фенола и коммерческого препарата глифосата Раундап на активность пептидаз слизистой оболочки кишечника на примере рыб, различающихся по таксономии и типу питания, в условиях *in vitro*.

Объекты исследования: бентофаг густера *Blicca bjoerkna* (L.) массой 375±54 г, ихтиофаг-факультативный бентофаг окунь *Perca fluviatilis* (L.) массой 60±8 г и типичный ихтиофаг щука *Esox lucius* L. массой 400–535 г, выловленные в Волжском плесе Рыбинского водохранилища. Рыб после поимки в течение 1 ч доставляли в лабораторию. Сразу проводили биоанализ и изымали пищеварительный тракт. Для получения ферментативно активных препаратов кишечник рыб помещали на ледяную баню, очищали от жира, разрезали вдоль, изымали содержимое и специальным скребком снимали слизистую оболочку среднего отдела кишечника, которую тщательно перемешивали. Затем отбирали требуемое количество материала для приготовления исходного гомогената с использованием раствора Рингера для холоднокровных животных (103 ммоль/л NaCl, 1.9 ммоль/л KCl, 0.45 ммоль/л CaCl₂, 1.4 ммоль/л MgSO₄) при температуре 0–4°C, pH 7.4. Конечное разведение гомогенатов – 1:99. Для приготовления растворов токсикантов использовали химически чистый кристаллический фенол и препарат глифосата – Раундап, произведенный и расфасованный ЗАО фирмой «Август» (Россия) по лицензии фирмы Monsanto Europe S.A. (Бельгия). Средство представляет собой 36%-ный водный раствор глифосата.

Возможные инертные ингредиенты, усиливающие действие активного элемента или облегчающие использование гербицида, в аннотации не указаны. Концентрация фенола соответствовала 0.06–0.5 ммоль/л или 5.9–47.1 мг/л, Раундапа – 0.1–100 мкг/л. В первом случае выбор концентраций обусловлен тем, что в водоемах Европы встречается фенол в максимальной из указанных концентраций. Во втором случае решающим было наличие данных по влиянию Раундапа на активность гликозидаз [1]. Для оценки влияния фенола и Раундапа на активность пептидаз слизистой оболочки кишечника рыб предварительно 0.25 мл гомотената и 0.25 мл одного из токсикантов инкубировали в течение 1 ч при температуре 20°C, pH 7.4 и постоянном перемешивании. Затем добавляли 0.5 мл субстрата и инкубировали смесь в тех же условиях в течение 30 мин. Активность пептидаз оценивали по увеличению концентрации тирозина с использованием реактива Фолина-Чиокалтеу. В качестве субстрата использовали 1% раствор казеина (pH 7.4). Статистическую обработку данных проводили при помощи стандартного пакета прикладных программ Statistica 10 (ANOVA, LSD-тест), MS Excel 2010. Результаты представлены в виде средних значений и их ошибок ($M \pm m$).

Опыты показали, что фенол наибольшее влияние оказывает на активность пептидаз слизистой оболочки кишечника щуки (табл. 1).

Как показывает таблица 1, негативное влияние фенола на ферменты густеры выражено ярче, чем на ферменты окуня. Так, при минимальной концентрации (5.9 мг/л) эффект фенола на пептидазы слизистой оболочки кишечника щуки превышает таковой густеры в 2, окуня – 4.6 раза. При максимальной концентрации (47.1 мг/л) эффект фенола на пептидазы слизистой оболочки кишечника щуки превышает таковой у первого вида в 3.2 раза, у второго – 6.4 раза.

Таблица 1. Влияние фенола на активность пептидаз слизистой оболочки кишечника у рыб разных видов

Концентрация	Активность пептидаз, мкмоль/(г·мин)		
	Густера	Щука	Окунь
0	<u>6.5±0.1</u>	<u>3.8±0.2</u>	<u>6.5±0.1</u>
	100	100	100
5.9 мг/л	<u>5.8±0.1^б</u>	<u>3.0±0.1^б</u>	<u>6.2±0.1</u>
	-10.8	-21.1	-4.6
11.8 мг/л	<u>4.7±0.1^в</u>	<u>2.3±0.3^б</u>	<u>6.0±0.1^а</u>
	-27.7	-39.5	-7.7
23.5 мг/л	<u>4.8±0.1^в</u>	<u>2.3±0.1^в</u>	<u>5.8±0.1^б</u>
	-26.2	-39.5	-10.8
47.1 мг/л	<u>4.9±0.1^в</u>	<u>0.8±0.1^в</u>	<u>5.7±0.2^б</u>
	-24.7	-78.4	-12.3

Примечание: Здесь и в табл. 2, над чертой: активность пептидаз, «а» – различия между опытом и контролем достоверны при $p < 0.05$, «б» – при $p < 0.01$, «в» – при $p < 0.001$.

Под чертой – изменение активности пептидаз, % торможения (-) или стимуляции (+).

Таблица 2. Влияние Раундапа на активность пептидаз слизистой оболочки кишечника у рыб разных видов

Концентрация	Активность пептидаз, мкмоль/(г·мин)		
	Густера	Щука	Окунь
0 мкг/л	<u>8.27±0.11</u>	<u>2.99±0.21</u>	<u>3.82±0.20</u>
	100	100	100
0.1 мкг/л	<u>7.59±0.23^а</u>	<u>3.72±0.09^а</u>	<u>5.64±0.23^б</u>
	-8.2	+24.4	+47.6
1 мкг/л	<u>6.92±0.11^в</u>	<u>3.43±0.11</u>	<u>3.97±0.25</u>
	-16.3	+14.7	+3.9
10 мкг/л	<u>5.67±0.06^в</u>	<u>3.23±0.08</u>	<u>3.68±0.25</u>
	-31.4	+8.3	-3.7
25 мкг/л	<u>5.56±0.11^в</u>	<u>2.99±0.17</u>	<u>3.04±0.15^в</u>
	-32.8	0	-20.4
50 мкг/л	<u>5.3±0.16^в</u>	<u>2.50±0.30</u>	<u>2.60±0.11^б</u>
	-35.9	-16.4	-31.9

Данные, касающиеся влияния Раундапа на активность пептидаз слизистой оболочки кишечника у тех же видов рыб, приведены в табл. 2.

Нетрудно заметить, что Раундап значительно реже оказывает ингибирующий эффект на активность пептидаз слизистой оболочки кишечника у исследованных видов рыб по сравнению с фенолом, что, по всей вероятности, связано с использованием значительно меньшей концентрации токсиканта. Вместе с тем это не оказывает влияния на соотношение эффектов Раундапа на пептидазы у рыб разных видов. Наиболее сильное ингибирующее влияние Раундапа оказывает на активность пептидаз слизистой оболочки кишечника густеры. Значимый эффект (более 15%) наблюдается при концентрации токсиканта 1 мкг/л, а менее значимый при концентрации 0.1 мкг/л. Важно, что при обеих концентрациях Раундапа у щуки и окуня наблюдается эффект стимуляции, который вначале у окуня, а затем у щуки сменяется эффектом ингибирования. При максимальной концентрации

(50 мкг/л) эффект Раундапа на пептидазы слизистой оболочки кишечника густеры превышает таковой у щуки в 2.2 раза, у окуня – лишь в 1.1 раза.

Прежде всего, следует отметить, что при исследовании влияния фенола и Раундапа на активности пептидаз слизистой оболочки кишечника у рыб, различающихся по таксономии и типу питания, выявлена видоспецифичность. В первом случае наименее устойчивыми оказались ферменты типичного ихтиофага щуки, во втором – типичного бентофага густеры. Анализ имеющихся данных позволяет предположить, что важную роль в межвидовых различиях играют особенности структуры белковых глобул ферментов, характерные для представителей разных семейств. Действительно, пептидазы исследованных видов рыб и других представителей сем. окуневых Percidae достаточно устойчивы, сем. карповых Cyprinidae – менее устойчивы, ферменты щуки (сем. Esocidae) – наименее устойчивы к действию фенола [3]. По всей вероятности, разная степень влияния фенола на пептидазы рыб разных видов обусловлена его воздействием на разные регуляторные сайты фермента, которые могут различаться по аминокислотному составу. При этом фенол, влияя на регуляторные центры пептидаз, может изменять конформацию их активных центров, в результате чего снижается эффективность взаимодействия ферментов и субстратов.

В равной мере это предположение относится и к механизму действия Раундапа. Особо следует отметить, что этот препарат может снижать уровень общей амилолитической активности в слизистой оболочке кишечника рыб в диапазоне концентраций от $1 \cdot 10^{-13}$ мкг/л до 1 г/л. При этом и сверхмалые ($\leq 1 \cdot 10^{-3}$ мкг/л) концентрации, и концентрации, большие на 17 порядков, могут вызывать близкий эффект [1]. При этом Раундап оказывает стимулирующее влияние на активность сахаразы слизистой оболочки молоди плотвы *Rutilus rutilus* и окуня: у первого вида активность достоверно повышалась на 43–62% в диапазоне концентраций 10–50 мг/л, у второго – на 37–92% в диапазоне концентраций 1–50 мг/л [2]. Авторами высказано предположение, что разнонаправленные эффекты Раундапа на активность ферментов, гидролизующих полисахарид крахмал и дисахарид сахарозу, обусловлены большим влиянием гербицида на активность панкреатической α -амилазы по сравнению с мембранным ферментом. Однако при воздействии глифосата в концентрациях 1.0 и 5.0 мг/л в течение 90 сут. на молодь лепомиса *Leporinus obtusidens* выявлено увеличение активности всех исследованных панкреатических ферментов – α -амилазы, трипсина и химотрипсина [8]. Эти результаты кажутся парадоксальными, так как в наших опытах Раундап в значительно меньшей концентрации (50 мкг/л) вызывал снижение активности пептидаз у всех исследованных видов рыб. Частично это может быть связано с тем, что Раундап содержит поверхностно-активные вещества, которые токсичнее глифосата, на основе которого он создан, в 20–70 раз [5]. Вместе с тем результаты этой работы подтверждают зависимость эффектов Раундапа от вида рыб и, по-видимому, от структуры регуляторных сайтов пищеварительных гидролаз.

Таким образом, опыты, проведенные в условиях *in vitro*, позволили установить прямое действие фенола и Раундапа на молекулы пептидаз. Показано, что Раундап и, особенно фенол, как правило, оказывают ингибирующий эффект на активность пептидаз слизистой оболочки кишечника у рыб разных видов. Действие того и другого видоспецифично. Устойчивость пептидаз к фенолу и Раундапу у рыб, различающихся по таксономии и типу питания, различна: в первом случае наименее устойчивы ферменты типичного ихтиофага щуки, во втором – типичного бентофага густеры. Сопоставление представленных данных свидетельствует о меньшей зависимости эффектов Раундапа от систематического положения вида и типа питания рыб по сравнению с таковой фенола. В условиях *in vivo* помимо прямого действия возможно опосредованное действие фенола и Раундапа на активность пептидаз.

Работа выполнена в рамках государственного задания (тема № АААА-А18-118012690102-9).

Список литературы

1. Аминов А.И. Влияние гербицида раундап на гликозидазы рыб и объектов их питания: Автореф...дис. кан. биол. наук. Нижний Новгород: ННГУ. 2018. 24 с.
2. Голованова И.Л., Филиппов А.А., Аминов А.И. Влияние гербицида Раундап *in vitro* на активность карбогидраз молоди рыб // Токсикол. вестник. 2011. № 5. С. 31–35.
3. Кузьмина В.В., Тарлева А.Ф., Грачева Е.Л. Влияние различных концентраций фенола и его производных на активность пептидаз кишечника рыб // Биол. внутр. вод. 2017. №2. С. 104–111.
4. Тарлева А. Ф., Шептицкий В.А., Кузьмина В.В. Реакция различных систем организма рыб на фенол и его производные (обзор) // Пробл. биол. продукт. жив. 2018. № 4. С. 27–44.
5. Cox C. Glyphosate // J. pesticide reform. 2004. V. 24. No. 4. P. 10–15.
6. Michałowicz J., Duda W. Phenols – Sources and Toxicity // Polish J. Environ. Stud. 2007. V. 16. No. 3. P. 347–362.
7. Rzymiski P., Klimaszuk P., Kubacki T., Poniedziałek B. The effect of glyphosate-based herbicide on aquatic organisms – a case study // Limnol. Rev. 2013. V. 13. No. 4. P. 215–220.
8. Salbego J., Preto A., da Silva V.M.M., Loro V.L., Lazzari R., Giorda C.R., Baldisserotto B. Glyphosate on digestive enzymes activity in piava (*Leporinus obtusidens*) // Ciência Rural. 2014. V. 44. No. 9. P. 1603–1607.

ГЛОБАЛЬНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ ХЛОРООРГАНИЧЕСКИМИ ПЕСТИЦИДАМИ И ИХ ДИНАМИКА В ВОДЕ ДЕЛЬТЫ ВОЛГИ

В.О. Татарников, Д.Р. Светашева

ФГБУ «Каспийский морской научно-исследовательский центр»
414045, Россия, г. Астрахань, ул. Ширяева, 14, vtatar@inbox.ru

Отличаясь высокой устойчивостью к деградации, хлорорганические пестициды могут долго находиться в природных системах. В работе проанализированы уровни содержания пестицидов в почве, речной воде и речных донных отложениях, атмосферных осадках. Выявлено повышенное содержание пестицидов в бассейне р. Волги относительно остальной площади России. Показана связь их содержания в воде, донных отложениях и атмосферных осадках с содержанием в почве. Высказано предположение, что увеличение концентрации пестицидов в почвах связано с активизацией сельского хозяйства.

В силу своей химической природы хлорорганические пестициды (ХОП) долгое время могут существовать в окружающей среде, мигрировать на большие расстояния от мест производства, применения, захоронения, и регистрироваться в различных ее компонентах. Под глобальным масштабом мы подразумеваем территорию России. Использование и применение ХОП на территории нашей страны регулируются положениями Стокгольмской конвенции от 2002 года, которая не охватывает использование ГХЦГ. С другой стороны, до 2014 г. Китай находился в реестре стран производящих ДДТ, а Индия до сих пор производит его.

Материалами для нашего исследования послужили результаты наблюдений Астраханского ЦГМС за содержанием ДДТ и ГХЦГ в воде Волги на посту Верхнелебязье, содержанием ХОП в почвах (ежегодники «Мониторинг пестицидов в объектах природной среды Российской Федерации» за 2009-2018 гг.), речных донных отложениях и водах рек (ежегодные издания «Ежегодник качества поверхностных вод РФ» за 2011-2018 гг.) и в атмосферных осадках РФ (ежегодники «Обзор состояния и загрязнения окружающей среды Российской Федерации» за 2012-2019 гг.). Ряды наблюдений в волжской реке у поста Верхнелебязье начинаются с 1985 г., содержание ХОП в почвах – с 2009 г., в донных отложениях рек – с 2010 г., в водах рек РФ – с 2010 г., в атмосферных осадках РФ – с 2012 г.

В последние несколько лет концентрация ХОП в воде дельты Волги значительно повысилась, и в некоторых случаях достигла значений советского периода (рис. 1а).

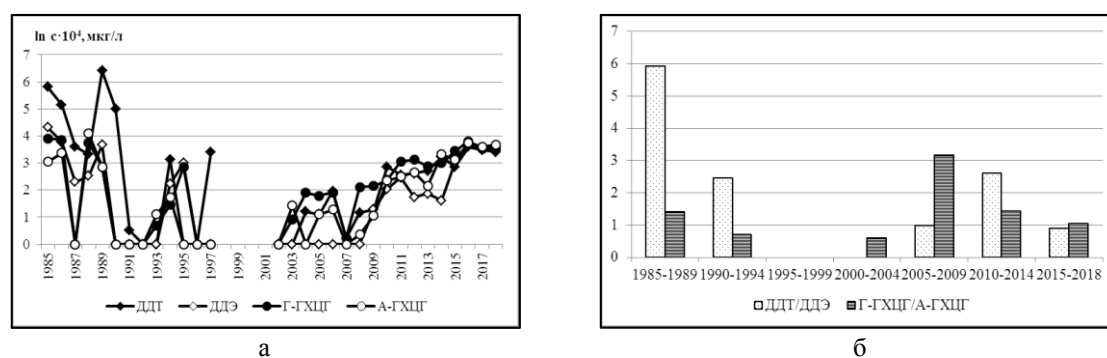


Рис. 1. Многолетняя динамика концентрации хлорорганических пестицидов в воде р. Волги по данным пункта Верхнелебязье (а) и соотношение концентрации исходного пестицида к концентрации его изомера (б).

С середины 90-х по начало 2000-х содержание пестицидов воде Волги было минимальным, и часто характеризовалось отсутствием. Начиная с 2008 г. содержание пестицидов в воде постепенно возрастает, и особенно заметно с 2014 г. Так как хлорорганические пестициды не возникают в природной среде, их динамика определяется человеческой деятельностью, в данном случае – развитием агрохозяйственного комплекса. И 2008, и 2014 гг. являются знаковыми в нашей экономике, что позволяет предположить наличие связи между изменениями в сельскохозяйственном секторе отечественной экономики и уровнем содержания пестицидов в окружающей среде. Соотношение концентрации исходного пестицида к его изомеру, показывает степень деградации пестицида, а значит, его возраст. В последнее время данное соотношение указывает на превалирование концентрации изомеров над концентрацией исходного пестицида (рис. 1б). Можно предположить что, по крайней мере, относительно ДДТ, были использованы запасы этого пестицида, произведенные значительно ранее времени его использования.

Если в воде Нижней Волги концентрация ДДТ постепенно увеличивается с 2008 г., то в целом по рекам России концентрация суммы ДДТ увеличивается только в 2016 г., причем, до этого года средняя концентрация по рекам была равна нулю (рис. 2а). В целом по Волге концентрация суммы ДДТ выше по сравнению с реками России. Относительно концентрации суммы ГХЦГ в реках России можно сказать, что на протяжении последнего десятилетия она колебалась в пределах 0.0005-0.0010 мкг/л (рис. 2б). Концентрация суммы ГХЦГ в воде р. Волги в большинстве случаев была выше, чем в целом по России, но тоже колебалась в диапазоне, однако бо-

лее широком, чем в реках России. В среднем за 2010-2018 гг. концентрация суммы ДДТ в воде Волги была выше концентрации суммы ДДТ в воде рек России в 4.1 раза, суммы ГХЦГ – в 2.7 раза.

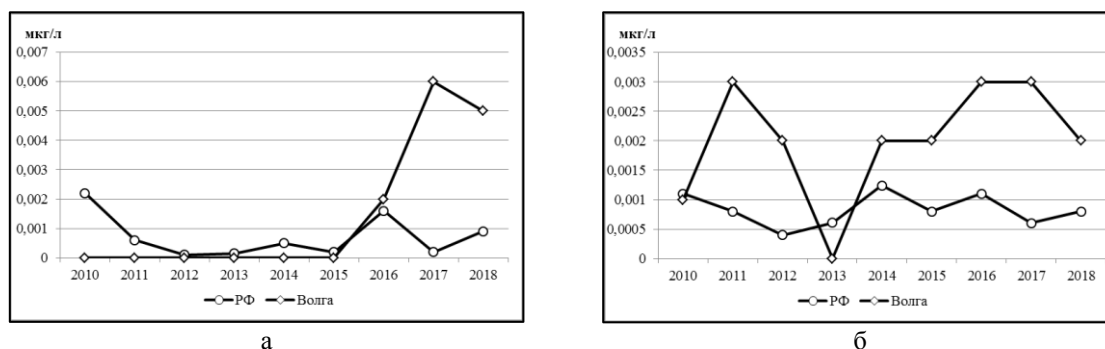


Рис. 2. Средняя концентрация ДДТ (а) и ГХЦГ (б) в воде рек России и р. Волги (мкг/л).

Динамика загрязненности речных донных отложений хлорорганическими пестицидами оказалась более выраженной (рис. 3). Наибольшие средние значения концентрации в донных отложениях рек России были отмечены в 2015 г. На этот же год приходится максимальные значения содержания пестицидов в донных отложениях Волги. В среднем за период 2010-2018 гг. содержание ДДТ в донных отложениях Волги было выше в 12.2 раза в сравнении с содержанием ДДТ в донных отложениях рек России, содержание ГХЦГ – в 5.4 раза.

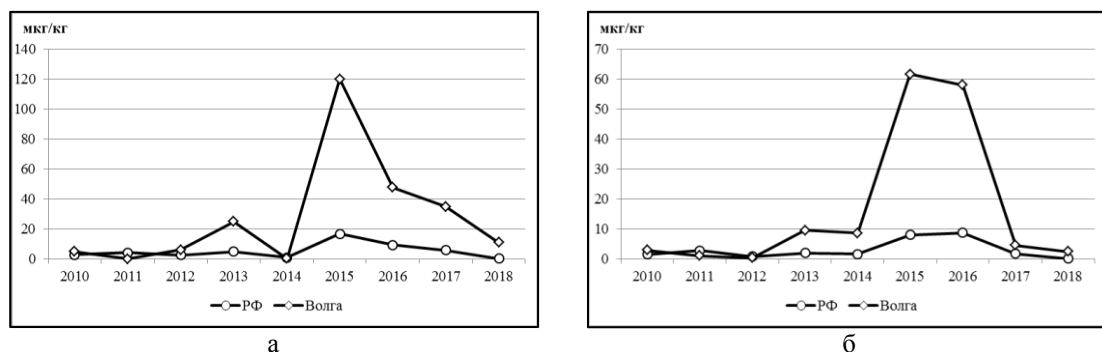


Рис. 3. Средняя концентрация ДДТ (а) и ГХЦГ (б) в речных донных отложениях рек России и р. Волги (мкг/кг сухого остатка).

Синхронное повышение концентрации пестицидов, особенно ДДТ, в воде и донных отложениях рек России может указывать на их использование в сельском хозяйстве и в качестве инсектицидов. А так как значительная часть пестицидов, распыленных над сельхозугодиями переходит в атмосферу, следует ожидать повышение их концентраций в атмосферных осадках. За концентрацию пестицидов в атмосферных осадках на площади ЕТР (европейской территории России) была принята средняя концентрация по пунктам Кавказский заповедник, Приокско-Тerrasный заповедник, Астраханский заповедник и Воронежский заповедник. За фоновую концентрацию брались значения по заповеднику Яйло (Республика Алтай). И действительно, с 2012 по 2016-2017 гг. содержание пестицидов в атмосферных осадках возрастает, достигая наибольших значений в 2015-2016 гг. А так как уровни концентрации ДДТ и ГХЦГ на площади ЕТР и в горных районах Алтая практически идентичны (рис. 4), то можно говорить об относительно однородном распределении пестицидов в атмосфере России.

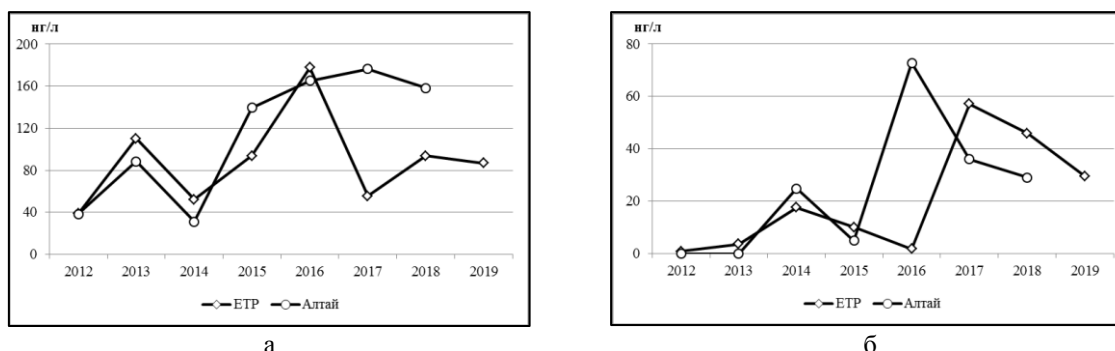


Рис. 4. Средняя концентрация ДДТ (а) и ГХЦГ (б) в атмосферных осадках ЕТР и в заповедной зоне Яйло Республики Алтай (нг/л).

В окружающую среду хлорорганические пестициды поступают в результате применения в сельском хозяйстве. Так как ДДТ и ГХЦГ используются для обработки полей, их содержание в почвах должно быть исходной точкой наблюдаемых изменений концентрации в остальных средах (рис. 5).

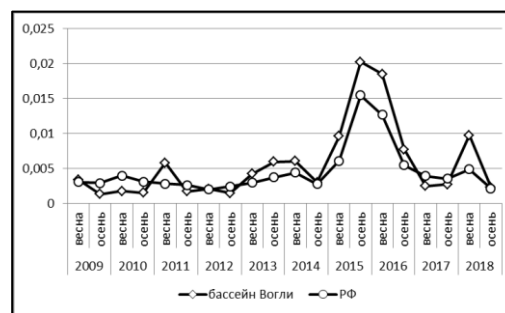
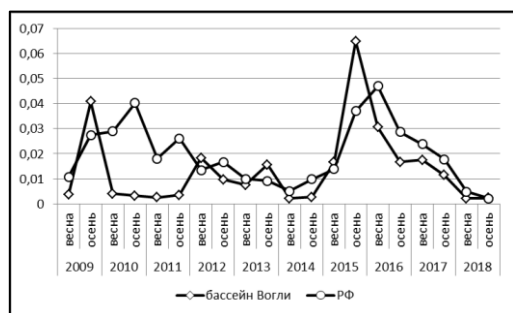


Рис. 5. Содержание ДДТ (а) и ГХЦГ (б) в почве (мг/кг)

Динамика содержания ДДТ и ГХЦГ в почве сельхозугодий показывает пик концентраций осенью 2015 – весной 2016 гг. На это же время приходятся повышенные значения средних концентраций в речных донных отложениях и атмосферных осадках. Корреляционный анализ показал, что существует положительная связь между содержанием пестицидов в почве и речных донных отложениях (табл. 1), а также связь между содержанием ДДТ в почвах России и содержанием ДДТ в атмосферных осадках южных регионов России. Если связь содержания ДДТ в почвах с концентрацией в речных донных отложениях, речной воде и атмосферных осадках имеет место, то связь содержания ГХЦГ в почвах прослеживается только с речными донными отложениями.

Таблица 1. Коэффициенты корреляции концентраций пестицидов в почве с концентрациями пестицидов в остальных природных средах

Показатель			Содержание пестицидов в почве			
			ДДТ		ГХЦГ	
			РФ	Волга	РФ	Волга
речные донные отложения	ДДТ	РФ	0.52	<u>0.95</u>	<u>0.90</u>	<u>0.82</u>
		Волга	0.34	<u>0.95</u>	<u>0.90</u>	<u>0.83</u>
	ГХЦГ	РФ	<u>0.65</u>	<u>0.82</u>	<u>0.94</u>	<u>0.90</u>
		Волга	0.52	<u>0.87</u>	<u>0.99</u>	<u>0.96</u>
речная вода	ДДТ	РФ	<u>0.61</u>	-0.24	0.11	0.02
		Волга	-0.16	-0.09	-0.06	-0.05
	ГХЦГ	РФ	0.31	-0.17	0.29	0.26
		Волга	0.28	0.14	0.22	0.20
атмосферные осадки	ДДТ	Юг РФ	<u>0.76</u>	0.22	0.46	0.46
		ЕТР	0.59	0.34	0.62	<u>0.71</u>
		Респ. Алтай	0.47	0.35	0.48	0.45
	ГХЦГ	Юг РФ	-0.27	-0.32	-0.26	-0.31
		ЕТР	-0.30	-0.36	-0.29	-0.34
		Респ. Алтай	0.56	-0.02	0.33	0.32

Примечание: подчеркнутый шрифт – $\alpha=0.90$, жирный и подчеркнутый шрифт – $\alpha=0.95$

Различный характер распределения обусловлен степенью устойчивости пестицидов в окружающей среде. В данном ряду устойчивость к деградации ДДТ значительно выше в сравнении с ГХЦГ.

Так как основная сфера применения пестицидов – сельское хозяйство, мы решили разбить имеющийся период на две части: до 2014 г. и после, ориентируясь на более благоприятные условия для интенсификации сельского хозяйства РФ. Естественно предположить, что усиленное развитие сельского хозяйства повлечет за собой применение больших объемов пестицидов, что отразится на их содержании в окружающей среде.

Если средние значения концентрации ХОП в среде за период 2009-2014 гг. принять за 100%, то средние концентрации ХОП за период 2015-2018 гг. для большинства компонентов окружающей среды покажут значительный рост (табл. 2).

Из таблицы 2 видно, что повышение концентрации ХОП на территории РФ происходило в диапазоне 0-1602%, а в случае речной воды наблюдалось снижение. Повышение концентрации ХОП в Волге характеризовалось меньшим диапазоном значений, но было выше, чем по РФ за исключением содержания ДДТ в атмосферном воздухе. Так как на европейской территории РФ сосредоточена большая часть экономического потенциала, его увеличение способствует более выраженному возрастанию концентрации ХОП в бассейне Волги. Из таблицы 2 можно заметить, что повышение концентрации хлорорганических пестицидов в почве бассейна р. Волги примерно на 200% соотносилось с повышением концентрации в речной воде на 150%, а в речных донных отложениях примерно на 800%. Содержание пестицидов в почве было в 1.5-7.5 раза выше, чем в речных донных отложениях, а относительно речной воды – в 2000-5000 раз. Это наглядно свидетельствует о том, что реки являются «коллекторами», через которые пестициды мигрируют из почвы, при этом подавляющая доля

пестицидов ассоциирована с донными отложениями. Таким образом, ХОП поступают в реки в составе взвешенного материала или адсорбируются взвешенным веществом рек.

Таблица 2. Изменение значений концентрации пестицидов (%) в период 2015–2018 гг. относительно периода 2009–2014 гг.

Объект	речная вода	речные донные отложения	атмосферные осадки	почва
		ДДТ		
РФ	-6	255	1602	71
Волга	165	840	-3	197
		ГХЦГ		
РФ	0	258	63	169
Волга	163	823	100	226

Выводы

1. Последнее десятилетие характеризуется увеличением концентрации пестицидов в воде Нижней Волги.
2. Уровни концентрации хлорорганических пестицидов в различных средах бассейна Волги выше, чем в среднем по России.
3. Особенности миграции хлорорганических пестицидов зависят от устойчивости к деградации в окружающей среде.
4. Значительная часть поступивших в окружающую среду пестицидов транспортируется речным потоком в составе взвешенного материала.

СОДЕРЖАНИЕ РТУТИ В МЫШЦАХ РЕЧНОГО ОКУНЯ *PERCA FLUVIATILIS L.*, 1758 (*PERCIFORMES, PERCIDAЕ*) КУЙБЫШЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Т.А. Тележникова^{1,2}, В.А. Гремячих³, В.Т. Комов³, Ю.А. Северов¹, Р.Р. Сайфуллин²

¹Татарский филиал ФГБНУ «ВНИРО» («ТатарстанНИРО»), 420111, Россия, г. Казань
²Казанский (Приволжский) федеральный университет (К(П)ФУ) 420008, Россия, г. Казань
³ИБВВ им. И.Д. Папанина РАН, 152742, Россия, Ярославская область, пос. Борок

В статье приведены результаты исследования по содержанию ртути в мышцах речного окуня Куйбышевского водохранилища, а также сравнение с литературными данными. Среднее содержание ртути в мышцах окуня Куйбышевского водохранилища составило 0.20 ± 0.02 мг/кг. Максимальные концентрации зарегистрированы в мышцах окуня из Камского плеса (0.43 мг/кг), а минимальные из Волжско-Камского и Приплотинного (0.08; 0.13 мг/кг).

Ртуть относится к группе наиболее токсичных химических элементов, представляющих опасность для здоровья животных и человека. При поступлении в водные экосистемы содержание ртути увеличивается при переходе от одного трофического уровня к более высокому. Поэтому максимальные уровни накопления регистрируются в конечных звеньях трофической цепи – рыбе [1], которая может входить в рацион питания птиц, млекопитающих, включая человека.

Куйбышевское водохранилище является крупнейшим в бассейне реки Волга, имеет протяженность более 500 км и расположено на территории пяти субъектов Российской Федерации [2]. Социально-экономическое значение Куйбышевского водохранилища исключительно велико, поэтому с каждым годом становится всё более актуально проведение экологических исследований. Однако работы по определению содержания ртути в абиотических и биотических компонентах такого сложного искусственного водоема носят фрагментарный характер.

В связи с этим, целью настоящего исследования послужило определение содержания ртути в мышцах речного окуня на станциях шести плёсов Куйбышевского водохранилища – Волжского (станции № 4, 5), Камского (№ 7, 8), Волжско-Камского (№6), Тетюшинского (№ 3), Ундорского (№2) и Приплотинного (№1), различающихся по своим гидрологическим, химическим и биологическим показателям, в 2019 г. были отловлены 80 экз. окуня (по 10 экз. с каждой станции).

Содержание ртути определяли атомно-абсорбционным методом холодного пара на ртутном анализаторе РА-915+ с приставкой ПИРО (Льюмэкс) на базе лаборатории физиологии и токсикологии водных животных Института биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина (ИБВВ РАН, пос. Борок). Точность аналитических методов измерения контролировалось с использованием сертифицированного биологического материала DORM-2 и DOLM-2 (Институт химии окружающей среды, Оттава, Канада).

Проанализированная рыба имела неодинаковые размерно-массовые характеристики. Окунь с 1, 2, 3 и 8 станций в среднем был крупнее, чем с 4, 5, 6 и 7. Концентрации Hg в мышцах окуня Куйбышевского водохранилища варьировали в пределах 0.05–0.60 мг/кг сырой массы (табл.). Выборки рыб с разных станций различались по длине, массе и по содержанию ртути в мышцах, которое положительно коррелировало с массой ($r_s = 0.42$, $p < 0.05$) и возрастом окуня ($r_s = 0.29$, $p < 0.05$). Самые высокие концентрации Hg отмечены на станциях камских плёсов, ниже – волжских и расположенных в озёрной части водохранилища.

Таблица. Длина, масса рыб и содержание ртути (мг/кг) в мышцах

Станция	Участок сбора материала	N, экз.	Hg, мг/кг	Длина тела, см	Масса, г
1	Приплотинный плёс (г.Тольятти)	10	0.050–0.226	17.0–22.2	122.0–237.0
			0.127±0.014	19.0±0.45	152.5±11.26
2	Ундорский плёс (н.п.Ундоры)	10	0.085–0.201	17.5–20.0	122.0–183.0
			0.138±0.013	18.5±0.28	153.0±6.55
3	Тегюшский плёс (г.Болгары)	10	0.153–0.317	17.5–20.0	133.0–169.0
			0.202±0.016	18.5±0.27	151.3±4.03
4	Волжский плёс (г.Новочебоксарск)	10	0.084–0.308	13.5–16.0	64.0–138.0
			0.200±0.025	14.95±0.25	95.1±6.81
5	Волжский плёс (г.Зеленодольск)	10	0.052–0.273	10.0–19.5	30.0–197.0
			0.183±0.022	15.8±0.91	107.5±15.79
6	Волжско-Камский плёс (н.п.Рождествено)	10	0.064–0.116	13.0–16.5	70.0–104.0
			0.081±0.005	15.6±0.36	85.2±3.87
7	Камский плёс (г.Чистополь)	10	0.121–0.377	12.0–19.5	40.0–162.0
			0.232±0.026	14.75±0.83	76.1±13.74
8	Камский плёс (г.Мамадыш)	10	0.244–0.595	19.5–24.5	180.0–363.0
			0.426±0.042	21.45±0.52	254.3±22.06

Примечание: над чертой – минимальное и максимальное значения, под чертой – среднее значение

Среднее содержание ртути в мышцах окуня снижалось от речных участков водохранилища к озерным: от станции №3 до станции №1 (0.2 мг/кг > 0.14 мг/кг > 0.13 мг/кг); от станции №4 до станции №6 (0.2 мг/кг > 0.18 мг/кг > 0.08 мг/кг); от станции №8 до станции №6 (0.43 мг/кг > 0.23 мг/кг > 0.08 мг/кг). Тенденция совпадает с изменением скорости течения воды в межень ($r_s = 0.85$, $p < 0.05$) (рис). Корреляционные связи между содержанием ртути и численностью/биомассой гидробионтов на участках сбора материала не установлены.

Содержание ртути в мышцах окуня Куйбышевского водохранилища сопоставимо с таковым для окуня Рыбинского водохранилища – 0.03 до 0.46 мг/кг [3], водоемов Вологодской области – от 0.17 до 0.51 мг/кг [4], бассейна реки Печора – от 0.072 до 0.129 мг/кг [5].

Высокие концентрации ртути в мышцах окуня из Камского плеса могут быть следствием работы каких-либо предприятий в бассейне Камы, использующих ртуть в технологических процессах. Однако, накопление ртути в мышцах рыб зависит не только от количества металла, поступающего в водоем с атмосферными выпадениями, поверхностным стоком с водосборного бассейна и из локальных источников, но и от структуры сообществ гидробионтов, характеризующих трофический статус гидрэкосистем [6]. Так, эффект биоразбавления ртути в водных экосистемах наблюдается при увеличении биомассы водорослей результате эвтрофирования, что приводит к менее интенсивному накоплению ртути в рыбе. И, наоборот, при низких уровнях первичной продукции фитопланктона, накопление ртути в рыбе усиливается.

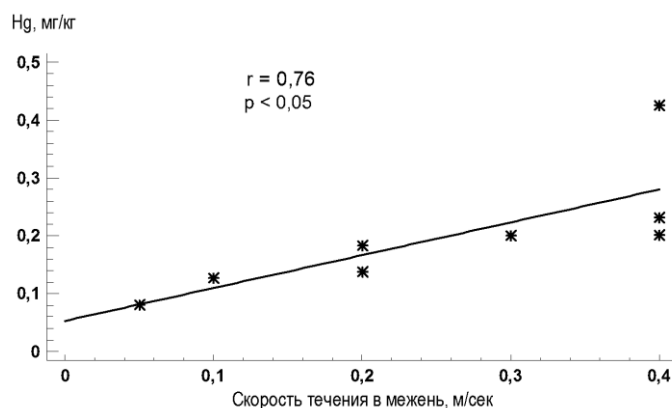


Рисунок. Зависимость содержания ртути в мышцах окуня от скорости течения

Обобщая вышеизложенные данные, можно сказать, что, содержание ртути в мышцах окуня Куйбышевского водохранилища находится в пределах от 0.081 до 0.426 мг/кг, составляя в среднем 0.20±0.02 мг/кг по водохранилищу, что соизмеримо с результатами работ на других водоемах Европейской территории России. Окунь, обитающий на речных участках водохранилища, накапливает большие количества ртути, чем окунь, обитающий в озерной части. Причины неодинакового содержания металла в мышцах рыб из разных участков водохранилища на данном этапе работ не ясны.

Авторы выражают благодарность сотрудникам Татарского филиала ФГБНУ «ВНИРО» («ТатарстанНИРО») за представленное гидрологическое и гидробиологическое описание станций.

Список литературы

1. Deribe E., Masresha A.E., Gade P.A., Berger S., Rosseland B.O., Borgstrom R., Dadebo E., Gebremariam Z., Eklo O.M., Skipperud L., Salbu B. Bioaccumulation of Mercury in Fish Species from the Ethiopian Rift Valley Lakes // International Journal of Environmental Protection. 2014. Vol. 4, Iss. 1. P. 15–22.
2. Розенберг Г.С., Выхристюк Л.А. Куйбышевское водохранилище (научно-информационный справочник). Тольятти: ИЭВБ РАН, 2008. – 123 с.
3. 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. Борок. Ин-т биол. внутр. вод РАН, 2004. С. 99–123.
4. Тропин Н.Ю., Борисов М.Я., Угрюмова Е.В., Комарова А.С., Иванова Е.С. Содержание ртути в мышечной ткани речного окуня (*Perca fluviatilis* (L.)) крупных водоемов Вологодской области // Токсикологический вестник. 2019. №2 (155). С.53–58.
5. Melnikov S.A., Vlasov S.V., Gorshkov A.N. Final report on the Raipon/AMAP/GEF project Persistent Toxic Substances, Food Security and Indigenous Peoples of the Russian North. Activity 4. Study of biomagnification in Arctic food-chains. Results tabulated in AMAP Assessment 2002 // Heavy Metals in the Arctic. 2005. P. 146–147.
6. Kidd K., Clayden M., Jardine T. Bioaccumulation and biomagnification of mercury through food webs. In: Environmental chemistry and toxicology of mercury. Ed. Liu G., Cai Y., O'Driscoll N, John Wiley & Sons, Hoboken, New JerseyInc, 2012. 455–500.

ИЗМЕНЕНИЕ ТРОФИЧЕСКОЙ СТРУКТУРЫ ЗООБЕНТОСА МИДИЙНО-УСТРИЧНОГО ХОЗЯЙСТВА В ВЕРХОВЬЯХ ОЗ. ДОНУЗЛАВ

А.С. Терентьев, В.В. Михайлов

Отдел "Керченский" Азово-Черноморского филиала ФГБНУ "ВНИРО" ("АзНИИРХ"), Керчь, Россия (Kerch Department of the Azov-Black Sea Branch of the FSBSI "VNIRO" ("AzNIIRKH"), Kerch, Russia), iskander65@bk.ru

Устричные и мидийные плантации в верховьях оз. Донузлав расположены на илистых грунтах на глубине 8-20 м. Фоновый полигон, также расположенный в верховьях оз. Донузлав на тех же грунтах и глубинах, был подвергнут слабому сероводородному заражению, но не более, чем на 19 % акватории. Около 81-99 % акватории устричных плантаций подверглось слабому сероводородному заражению и практически вся акватория мидийных плантаций – сильному сероводородному заражению. На акватории хозяйств практически отсутствовал фитобентос.

В трофической структуре зообентоса были обнажены 5 трофических групп: сестонофаги, детритофаги, представленные видами, собирающими детрит с поверхности грунта [1, 2], фитофаги, хищники и полифаги (табл.).

Таблица. Трофическая структура зообентоса мидийно-устричного хозяйства в верховьях оз. Донузлав в мае 2019 г. (А – плотность видов, вид/0.025 м²; Б – численность, экз./м²; В – биомасса, г/м²; Г – встречаемость – %)

Трофическая группа	Фон				Плантации							
					Мидийные				Устричные			
	А	Б	В	Г	А	Б	В	Г	А	Б	В	Г
Сестонофаги	1.7±0.5	104±37	6.8±2.8	67-93	0.4±0.3	20.0±16.0	5.20±4.80	7-32	0.4±0.2	16.0±9.3	3.50±2.30	16-44
Детритофаги	1.6±0.4	108±28	2.40±1.00	67-93	0.8±0.1	136.0±48.0	0.66±0.22	67-93	0.2±0.1	32.0±21.0	0.28±0.14	16-44
Фитофаги	0.3±0.2	32±18	0.92±0.63	16-44	0.0	0.0	0.00	0	0.2±0.1	16.0±12.0	0.22±0.19	7-32
Хищники	0.9±0.4	44±22	3.70±2.30	34-66	0.4±0.2	16.0±9.3	2.60±1.60	16-44	0.5±0.2	20.0±9.4	4.60±2.10	25-55
Полифаги	0.2±0.1	8.0±2.8	0.02±0.01	1-19	0.2±0.1	4.0±1.4	0.03±0.01	1-19	0.0	0.0	0.00	0

На фоновом участке было обнаружено 9 видов сестонофагов, 8 – детритофагов, 1 – фитофагов, 8 – хищников и 1 – полифагов. Всего 27 видов. При этом, на отдельных участках плотность видов сестонофагов могла достигать 5 вид/0.025м², детритофагов – 3 вид/0.025м², хищников – 4 вид/0.025м². Наиболее часто встречались сестонофаги и детритофаги, нередко были хищники. Полифаги встречались редко. Наиболее высокой численностью отличались сестонофаги и детритофаги. Среди сестонофагов по численности доминировал морской желудь *Amphibalanus improvisus* (Darwin, 1854). На его долю приходилось 11-25 % всей численности сестонофагов. Среди детритофагов – брюхоногий моллюск *Hydrobia acuta* (Draparnaud, 1805) – 14-42 % их общей численности. По биомассе доминировали сестонофаги, а среди них двустворчатые моллюски. На их долю приходилось 87-98 % всей биомассы сестонофагов.

На акватории мидийного хозяйства сестонофаги были представлены 4 видами, хищники – 3, детритофаги – 2, полифаги 1 видом. Фитофаги обнаружены не были. Наиболее обычными были детритофаги. Их встречаемость осталась на уровне фоновой. Сестонофаги встречались намного реже. По сравнению с фоном, видовое богатство сестонофагов уменьшилось в 3 раза, детритофагов в 4 раза, хищников в 2.7 раза. Численность сестонофагов снизилась в 3-8 раза, хищников в 2-4 раза. Численность детритофагов осталась на уровне фоновой, и они стали доминирующей группой. Среди детритофагов по численности доминировала

H. acuta (94-99 % их общей численности). Биомасса сестонофагов практически не изменилась, они по-прежнему оставались доминирующей группой. Однако, изменился их видовой состав и доминантным видом стал, устойчивый к гипоксии [3], двустворчатый моллюск *Anadara kagoshimensis* (Tokunaga, 1906). При этом, эта трофическая группа встречалась нечасто и доминантной могла считаться достаточно условно. Биомасса детритофагов увеличилась в 2-6 раза. Среди детритофагов доминировала *H. acuta* (80-99 %). Биомасса хищников не изменилась.

На акватории устричного хозяйства сестонофаги были представлены 4 видами, детритофаги – 3, хищники – 2 и фитофаги – 1 видом. Не были обнаружены полифаги. Наиболее часто встречающейся трофической группой были хищники, включающие падальщиков. Заметно уменьшилась встречаемость сестонофагов и детритофагов. По сравнению с фоном видовое богатство сестонофагов уменьшилось в 2,3 раза, детритофагов - в 2,7 раза, хищников - в 4 раза. Численность сестонофагов снизилась в 4-9 раза, детритофагов - в 2-5 раз. Статистически достоверного уменьшения численности хищников не наблюдалось. В трофической структуре зообентоса по численности доминировали детритофаги. На втором месте стояли хищники. Среди детритофагов доминировали брюхоногие моллюски *Pusillina lineolata* (Michaud, 1830) и *H. acuta*. На их долю приходилось 84-91 % общей численности детритофагов. По биомассе доминировали хищники и сестонофаги. Однако, выделить среди них доминантных видов не представляется возможным. Кроме того, каждый вид сестонофагов отличается крайне низкой численностью и встречаемостью. Таким образом, можно говорить лишь о их локальном доминировании. Среди хищников также невозможно выделить доминантный вид. По сравнению с фоновой, статистически достоверных изменений биомассы сестонофагов и хищников не произошло. При этом, изменился видовой состав сестонофагов. В этой трофической группе увеличилась доля видов устойчивых к гипоксии.

В результате на плантациях сильно изменилась роль разных трофических групп (табл. 2)

Таблица 2. Доля различных трофических групп (в %) в трофической структуре зообентоса мидийно-устричного хозяйства в верховьях оз. Донузлав в мае 2019 г. (А – видовое богатство; Б – плотность видов; В – численность; Г – биомасса)

Трофическая группа	Фон				Плантации							
					Мидийные				Устричные			
	А	Б	В	Г	А	Б	В	Г	А	Б	В	Г
Сестонофаги	33	23-51	25-45	36-62	40	3-17	6-16	50-73	40	10-52	12-26	27-54
Детритофаги	30	24-46	27-46	11-24	20	56-84	63-91	5-9	30	3-28	26-50	1-2
Фитофаги	3	3-10	5-17	2-11	0	0	0	0	10	3-28	10-27	1-4
Хищники	30	9-30	8-22	17-37	30	7-30	3-15	17-45	20	16-61	15-32	37-69
Полифаги	4	1-3	1-5	менее 1	10	1-3	2-3	менее 1	0	0	0	0

Это, по-видимому, связано с увеличением осаждения органического вещества на дно. В результате чего повысилась кормовая база детритофагов. При этом увеличилось потребление кислорода и выделение сероводорода, что привело с одной стороны к частичной гибели донной фауны и созданию условий благоприятных для хищников, в частности падальщиков. Сильно сократилась роль фитофагов, что связано с сильным сокращением их кормовой базы.

Список литературы

1. Кузнецов А. П. Закономерности распределения пищевых группировок донных беспозвоночных в Баренцевом море. // Экология и распределение морской донной фауны и флоры // Труды института океанологии АН СССР. 1970. Т. 88. 1970. С. 5-80.
2. Турпаева Е. П. Питание и пищевые группировки морских донных беспозвоночных // Труды Института океанологии АН СССР. 1953. Т. 7. 1953. С. 259-299.
3. Чихачев А. С., Фроленко Л. Н., Реков Ю. И. Новый вселенец в Азовское море // Рыбное хозяйство. 1994. Т. 3. С. 40-45.

ДИНАМИКА РАЗНООБРАЗИЯ РЫБНОГО НАСЕЛЕНИЯ ОЗЕР ПРИ ПОСТОЯННО НАРАСТАЮЩЕМ ЭВТРОФИРОВАНИИ, ТОКСИЧЕСКОМ И ТЕПЛОВИМ ЗАГРЯЗНЕНИИ

В. Г. Терещенко¹, Ю. С. Решетников²

¹Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН, Борок, 152742 Борок, Ярославская обл., Некоузский р-н, Россия, tervlad@ibiw.ru

²Институт проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова РАН, Москва, Ленинский проспект, 33, Россия, ysreshetnikov@gmail.com

Обобщены результаты анализа влияния нарастающей антропогенной нагрузки на видовую структуру рыбного населения озер. Показано, что в этом случае при тепловом и токсическом загрязнении, а также при эвтрофировании после наступления критической точки функционирования рыбная часть сообщества переходит в состояние с меньшим уровнем разнообразия.

Биологические системы на каждом уровне организации имеют присущие именно этому уровню механизмы регуляции. Отметим, что на протяжении многомиллионной эволюции рыбы неоднократно встречались с изменениями в химическом составе воды и в гидрологическом режиме водоемов (извержения вулканов, падения метеоритов, землетрясения, ледниковые периоды и т.п.). Просто в последнее время эти темпы резко ускорились под влиянием хозяйственной деятельности человека, которую мы называем антропогенной нагрузкой. Рыбное население водоема в целом, как надорганизменная система, также имеет свою стратегию адаптации. Для выявления этой стратегии нужно знать поведение рыбной части сообщества при стандартных возмущающих воздействиях; в частности, при постоянном росте антропогенной нагрузки. Эта информация важна также для прогнозирования возможных изменений в ней.

Вместе с тем, в литературе мало сведений о многолетних непрерывных наблюдениях за рыбным населением в условиях нарастающего антропогенного воздействия. В связи с этим интересны озера Сямозеро, Имандра и Лихенское, на которых на протяжении длительного времени нарастало токсическое и тепловое загрязнение, соответственно менялся и трофический статус водоема.

Цель данной работы – обобщение результатов анализа влияния нарастающей антропогенной нагрузки на рыбное население озер.

Известно, что в структурных перестройках сообществ заключен интегральный ответ на весь комплекс воздействий среды, и детальный их анализ может дать полную информацию о последствиях нарушающего воздействия. Отметим также, что в стрессовых ситуациях сообщество, прежде всего, изменяет свою структуру, обеспечивая сохранение внешних функций [1]. Метод динамического фазового портрета видовой структуры сообщества, примененный для анализа реакции рыбного населения, подробно описан ранее [2, 3].

Сямозеро – эвтрофируемый водоем, на водосборе которого в 1945–1985 гг. плотность населения и площади, занятые под сельским хозяйством, увеличились на порядок, что привело к росту потока биогенов и изменению во всех звеньях его экосистемы [4]. Известно, что при эвтрофировании в рыбном населении происходит замена длиннопериодных крупных форм на мелкие короткоцикловые, увеличивается численность планктофагов, лососевые виды заменяются сиговыми, затем корюшковыми, окуневыми и карповыми.

В 1945–1960 гг. рыбное население находилось в равновесном состоянии с разнообразием уловов рыб 2.6 бит (рис. 1) [5]. С начала 1960-х годов увеличилась амплитуда колебаний разнообразия. Однако при этой дестабилизации рыбного населения его равновесное состояние осталось прежним. К 1970-м годам изменилось гидрохимическое состояние водоема, возросли уловы окуневых, карповых видов рыб и случайно занесенной в конце 1960-х годов корюшки, которая в 1970-е годы вытеснила ряпушку, доминировавшую в уловах в 1950–1960-х гг. В результате в 1975 г. на фазовом портрете раскручивающаяся спираль перешла в вогнутую дугу, т.е. в функционировании рыбного населения была критическая точка начала перехода системы из одного равновесного состояния в другое, с разнообразием уловов 2.0 бит.

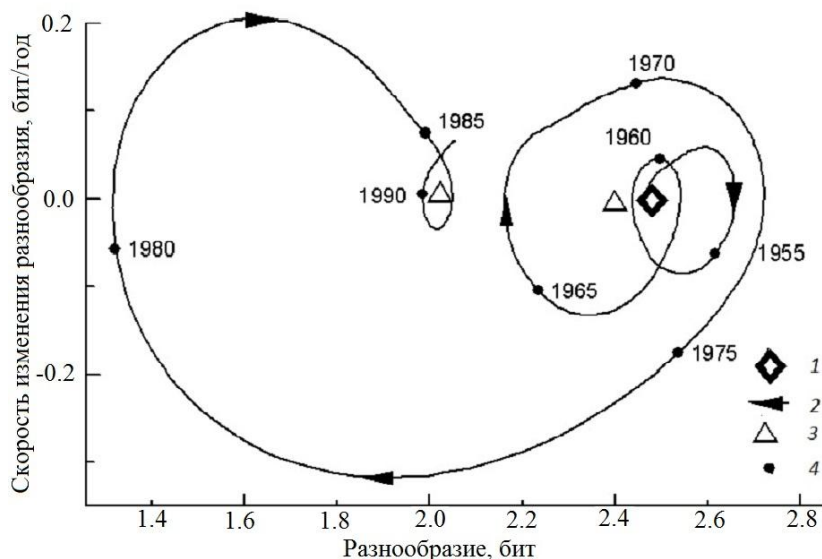


Рис. 1. Динамический фазовый портрет рыбного населения оз. Сямозеро (по [5]). 1 – исходное состояние; 2 – направление перемещения; 3 – устойчивое состояние; 4 – состояние системы в год, отмеченный у кривой цифрой.

Оз. Имандра – крупный заполярный водоем, подверженный загрязнению тяжелыми металлами (Ni, Cu, Pb, Hg, Mo) и эвтрофированию. В период 1950–1989 гг. загрязнение водоема постоянно росло. Обычно при токсическом загрязнении формируются обедненные сообщества из эврибионтных видов. В северных водоемах для зоны высокой токсичности из рыб типичен сиг, а кумжа и голец выпадают из состава ихтиофауны; в субтоксичных зонах в уловах встречаются окунь, щука и налим [6].

В 1945–1956 гг. рыбное население функционировало в равновесном состоянии с разнообразием уловов 2.1 бит (рис. 2) [3]. Траектория системы на динамическом фазовом портрете была раскручивающейся спиралью,

что свидетельствует об усилении воздействия на водоем. В 1964 г. в функционировании рыбного населения отмечена критическая точка. К концу 1960-х годов более чем в два раза увеличилась скорость структурной перестройки, и к середине 1970-х годов рыбная часть сообщества пришла в состояние, соответствующее разнообразию уловов 1.3 бит, в котором находилось до 1999 г. Необходимо подчеркнуть, что, несмотря на существенное уменьшение токсической нагрузки на водоем в 1990-х годах, рыбное население в исходное равновесное состояние не вернулось.

Сходная реакция рыбного населения на возрастающее нарушающее воздействие наблюдалась и при тепловом загрязнении оз. Лихенское (Конинская система озер, Польша). Температура воды в озере стала непрерывно изменяться после строительства тепловой станции, сброс теплых вод с которой в 1966–1969 гг. составлял 29 м³/сек; в 1970–1975-х достигал 60 м³/сек. и продолжал нарастать вплоть до 1981 г. При тепловой нагрузке на водоем из уловов молоди практически выпали щука, язь, карась и ерш, но повысилась относительная численность голавля. Анализ изменения соотношения в уловах рыб различных экологических групп по типу нереста показал, что при тепловом загрязнении водоема уменьшалось относительное обилие рыб одновременно нерестующих и увеличивалось – с порционным типом нереста. Это позволило предположить, что несовпадение в сроках развития молоди и зоопланктона – основной фактор, лежащий в основе перестроек в рыбном населении при тепловой нагрузке. В результате, после середины 1970-х гг. рыбное население озера перешло в состояние с меньшей величиной разнообразия [7].

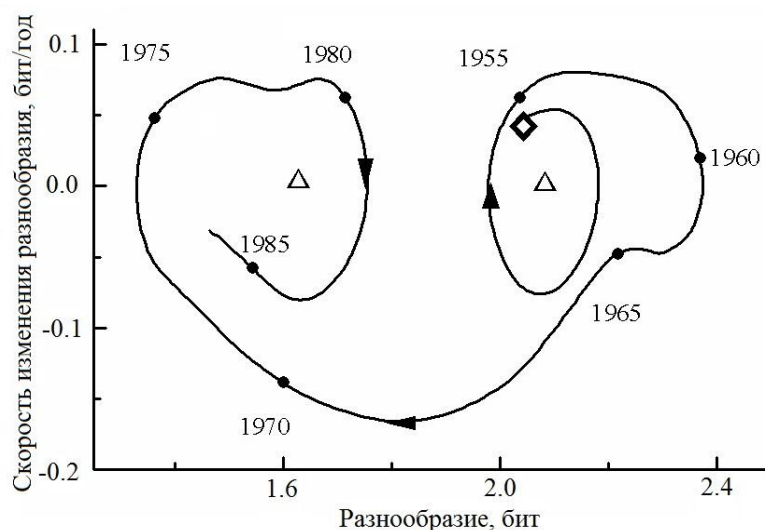


Рис. 2. Динамический фазовый портрет рыбного населения оз. Имандра (по [3]). Условные обозначения, как на рис. 1.

Таким образом, при эвтрофировании, тепловом и токсическом загрязнении озер неспецифическая стратегия адаптации их рыбного населения состоит в переходе в состояние с меньшим уровнем разнообразия. При этом, ответ рыбного населения на возрастание нарушающего воздействия состоит из двух фаз. При слабых нагрузках увеличивается амплитуда колебаний разнообразия уловов рыб, а при их усилении выше некоторого предела отмечена критическая точка в функционировании и переход в состояние с иными структурными и функциональными характеристиками.

Список литературы

1. Odum E. P. Trends expected in stressed ecosystems // *Bio – Science*. 1985. Vol.35, No 7. P. 419–422.
2. Verbitsky V.B., Tereshchenko V.G. Structural phase diagrams of animal communities in assessment freshwater ecosystem conditions // *Hydrobiologia*. 1996. Vol. 322. P. 277–282.
3. Решетников Ю.С., Терещенко В.Г. Анализ равновесного состояния рыбного населения озер на основе его фазового портрета // *Успехи современной биологии*. 2018. Том 138, № 6. С. 538–548.
4. Сотрудничество / Ю.С.Решетников, О.А.Попова, О.П.Стерлигова и др. Изменение структуры рыбного населения эвтрофируемого водоема. – М.: Наука, 1982. – 248с.
5. Многолетняя динамика структурных и системных характеристик рыбного населения эвтрофируемого Сямозера / Терещенко В.Г., Стерлигова О.П., Павлов В.Т., Ильмаст Н.В. // *Биология внутренних вод*. 2004. № 3. С. 93–102.
6. Сотрудничество / Т.И.Моисеенко, В.А.Даувальтер, А.А.Лукин и др. Антропогенные модификации экосистемы озера Имандра.- М.; Наука, 2002.- 403с.
7. Long-term changes in 0+ fish assemblages in the littoral zone of heated lakes. 1. Using phase diagrams to evaluated changing ichthyofauna / Tereshchenko V.G., Kapusta A., Wilkonska H., Strelnikova A.P.//*Archives of Polish Fisheries*.-2007.-Vol.15; No 4.- P.415-430.

ИДЕНТИФИКАЦИЯ ХИМИЧЕСКОГО СОСТАВА ВОДЫ ОТКРЫТЫХ ВОДОЁМОВ ДЛЯ ХОЗЯЙСТВЕННО-ПИТЬЕВЫХ НУЖД

Т.С. Уланова, Т.В. Нурисламова, О.А. Мальцева

*Федеральное бюджетное учреждение науки «Федеральный научный центр
медико-профилактических технологий управления рисками здоровью населения»
614045, г. Пермь, Монастырская ул., д. 82 Тел. (342)-233-10-37, e-mail: malceva@fcrisk.ru*

В статье представлены результаты идентификации гептила, обнаруженного в воде открытых водоемов, используемых для питьевых нужд и количественного определения продукта его окислительной трансформации N-НДМА. Анализ выполнен хромато-масс-спектрометрическим методом на газовом хроматографе Agilent 7890A (USA) с квадрупольным масс-спектрометрическим детектором (MCD) 5975C и капиллярной колонкой серии HP- FFAP 50m•0.320 mm•0,50 μ m. Режим ионизации электронным ударом при 70 эВ. Методом хромато-масс-спектрометрии в пробах питьевой воды идентифицирован несимметричный диметилгидразин и количественно определен N-нитрозодиметиламин в диапазоне концентраций от 0.00039 до 0.001 мг/дм³.

Одной из проблем ракетно-космической деятельности (РКД) на территории Российской Федерации является загрязнение окружающей среды токсическими компонентами ракетного топлива (гептила и его производные) [1].

При падении отделяющихся частей ракет носителей остатки топлива (гептила) рассеиваются в воздухе, образуя спектр соединений (большинство из которых не контролируется ни в воздухе, ни в воде, ни в почве), постепенно осаждающихся на землю по траектории движения первых и вторых ступеней ракет.

Таким образом, идет постепенное загрязнение всеми компонентами ракетного топлива и продуктами их трансформаций окружающей среды вдоль траекторий полета ракет [2].

Известно, что несимметричный диметилгидразин (НДМГ) относится к 1 классу опасности и накапливается в организме, легко окисляется, образуя при этом более опасные соединения, одним из которых является N-нитро-зодиметиламин (N-НДМА). Это соединение в 10 раз токсичнее гептила, опасен для человека при любом поступлении в организм, т.к. нарушает деятельность многих органов и систем [3].

Адекватность оценки воздействия РКД на окружающую среду и население, обеспечение ее безопасности при выполнении мониторинга требует использования не только инструментальных методов анализа, обеспечивающих высокую степень достоверности и объективности, но и метод идентификации с использованием хромато-масс-спектрометрии для получения полной информации о химическом составе анализируемых объектов [4].

Целью работы является идентификация химического состава воды открытых водоемов, используемой для хозяйственно-питьевых нужд населения, постоянно проживающего вблизи районов падения отделяющихся частей ракет-носителей для обнаружения признаков присутствия несимметричного диметилгидразина и продукта его окислительной трансформации N-НДМА, подтверждение их структур по библиотечным масс-спектрам.

Проведена идентификация НДМГ в питьевой воде (n=20) и выполнено количественное определение продукта его трансформации N-НДМА.

Анализ образцов воды выполняли методом хромато-масс-спектрометрии: газовый хроматограф Agilent 7890A (USA) с масс-селективным детектором 5975C и квадрупольным масс-анализатором. Режим ионизации электронным ударом при 70 эВ. Для исследований использовали капиллярную колонку серии HP-VOC 60m•0.2mm•1.12 μ m длиной 60 метров, внутренним диаметром 0.2 мм и толщиной пленки неподвижной фазы 1.8 μ m.

На этапе подготовки пробы питьевой воды к химическому анализу использовали гидроксид калия в герметичном сосуде методом анализа равновесной паровой фазы [5].

Масс-спектрометрическое детектирование выполнялось в режиме полного сканирования (SCAN), при этом регистрировались масс-спектры, по которым проводилась идентификация компонентов исследуемых проб воды по совпадению библиотечного и полученного при анализе масс-спектров.

Для расшифровки результатов масс-спектрометрического анализа использованы библиотеки масс-спектральных данных NIST 08.L (около 300 000 масс-спектров), WILEY275.L (около 450 000 масс-спектров) и PMW_TOX2.L. Для дополнительного поиска использовали библиотеку американского агентства по охране окружающей среды EPA.

Идентификация химических соединений позволила установить химический состав образцов воды, основные и подтверждающие ионы обнаруженных химических соединений, время удерживания и молекулярную структуру обнаруженных химических соединений.

Количественное определение N-нитрозоаминов в образцах воды выполнено методом капиллярной газовой хроматографии с масс-селективным детектированием (ГХ/МС) в соответствии с МУК 4.1. 3479–17 [5]. Диапазон измеряемых концентраций от 0.002 до 0.1 мг/дм³ (нижний предел определения 0.00095 мг/дм³) при погрешности методики ≤ 27 %.

Результаты идентификации химических соединений, обнаруженных в образце питьевой воды представлены на хроматограмме по полному ионному току (рис. 1).

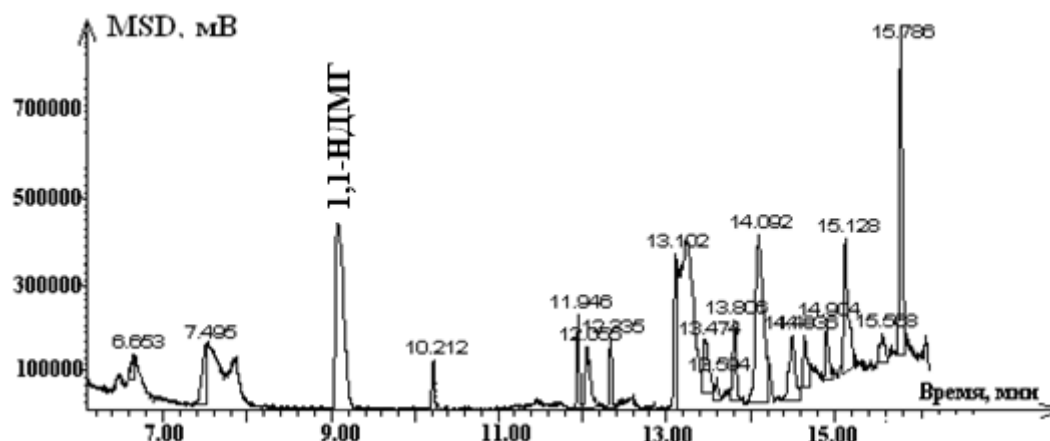


Рис. 1. Хроматограмма органических соединений, обнаруженных в образце воды из крана, отобранных в районе падения, время удерживания НДМГ - 9 минут.

Сканирование химических соединений исследуемой пробы воды из крана по всему диапазону масс позволило идентифицировать 15 масс-спектров органических соединений со значением коэффициента совпадения с библиотечными данными 38-94% (табл. 1).

Таблица 1. Химический состав пробы воды из крана (библиотеки NIST 08.L и WILEY275.L)

Соединение	Вероятность совпадения, %
1. 4,5-диметилнонан	42
2. 5-метилундекан	46
3. 4,4-диметил-1-пентен	72
4. 2,5-гександион	64
5. 1-метилэтилциклопропан	50
6. 5-метилоктадекан	38
7. пиридин, 4-метил-, 1-окси	50
8. 2-бутил-1-октанол	72
9. 5,8-диэтил-6-додеканол	70
10. Эйкозан	64
11.N- Эйкозан	81
12.2-циклопентен-1-он, 2-метил-	81
13. 3-метил-2-гептанол	50
14. 2,3,4-тригидроксибензальдегид	76
15.Фенол, 2,4-бис(1,1-диметилэтил)	94

В процессе дополнительного поиска в анализируемом образце воды из крана обнаружено 5 масс-спектров химических соединений, в том числе 1,1-НДМГ с вероятностью совпадения с библиотечным масс-спектром US EPA 32% (табл.а 2).

Таблица 2. Химический состав пробы воды из крана (библиотека US EPA)

Ингредиент	Вероятность совпадения, %
1. Уксусная кислота	29
2. Этиловыйэфир тиоциаовой кислоты	65
3. Дибутилфталат	74
4. 1,2-диметилгидразин	32
5. 2-этилгексанол	72

Для подтверждения достоверности присутствия 1,1-НДМГ в образце питьевой воды выполнена идентификация масс-спектра путем сравнения с библиотечным масс-спектром. Результаты идентификации 1,1-НДМГ представлены на рисунке 2.

Наличие на масс-хроматограмме (рис. 2) пиков с точно заданной массой ($m/z=60$) и временем удерживания (9,1 мин) для 1,1-НДМГ являются доказательством его присутствия в исследуемом образце.

В разовых пробах воды, отобранных из водопроводной сети, методом количественного хромато-масс-спектрометрического анализа в режиме селективного ионного мониторинга (SIM) обнаружен N-нитрозодиметиламин в диапазоне концентраций от 0.00039 до 0.001 мг/дм³, не превышающих гигиенического норматива (ПДК_{НДМА} – 0.01 мг/дм³).

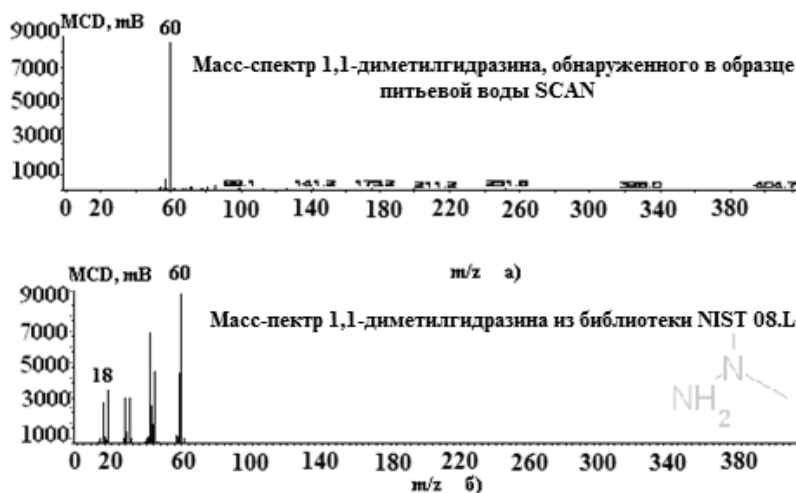


Рис. 2. Масс-спектр 1,1-диметилгидразина, обнаруженного в образце питьевой воды, и масс-спектр 1,1-диметилгидразина из библиотеки NIST

Выполненные хромато-масс-спектрометрические исследования образцов воды открытых водоемов, используемой для хозяйственно-питьевых нужд населением, проживающего вблизи района падения отделяющихся частей ракет-носителей позволили установить признаки присутствия остаточного содержания несимметричного диметилгидразина и продукта его трансформации N-НДМА. Полученные результаты позволяют ставить вопрос об экологическом сопровождении пусков ракет-носителей перед природоохранными органами с целью контроля качества воды открытых водоемов по содержанию несимметричного диметилгидразина (гептил).

Список литературы

1. Ефременков А.А., Малыгин А.А., Горбачев И.В. Экологический мониторинг космической деятельности в районах падения отделяющихся частей ракет-носителей (нормативные аспекты) // Мир науки, культуры, образования. - 2012. - № 4 (35). - С. 311-314.
2. Касимов Н.С., Ворожейкин А.П., Королева Т.В., Кречетов П.П., Проскуряков Ю.В. «Ракетно-космическая деятельность как источник воздействия на окружающую среду». География, общество, окружающая среда. Т. 4, Москва, 2004 г. С. 467-474.
3. Голуб С.Л. Хромато-масс-спектрометрия продуктов трансформации несимметричного диметилгидразина на поверхности шунгитового материала: автореф. дис. на соискание ученой степени канд. хим. наук: 05.11.11/ С.Л. Голуб. М., 2007. - 26 с.
4. Братков А.А., Серегин Е.П., Горенков А.Ф. Химмотология ракетных и реактивных топлив. - М.: Химия, 1987. - 304 с.
5. МУК 4.1.1871-04 Газохроматографическое определение N-нитрозодиметиламина (НДМА) в питьевой воде и воде водоемов. Минздрав России, 2004 г.

ВЛИЯНИЕ ЭЛЕКТРОМАГНИТНОГО ПОЛЯ И МЕДИ НА АКТИВНОСТЬ ГЛИКОЗИДАЗ В КИШЕЧНИКЕ СЕГОЛЕТКОВ ПЛОТВЫ

А.А. Филиппов, И.Л. Голованова, Ю.В. Чеботарева, В.В. Крылов

*Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН, Борок,
152742 Борок, Ярославская обл., Некоузский р-н, Россия, andron183@ibiw.ru*

Изучены последствия раздельного и совместного действия меди и электромагнитного поля (50 Гц, 10мкТл) в период эмбриогенеза на активность гликозидаз сеголетков плотвы *Rutilus rutilus* (L.). При действии этих факторов амилолитическая активность была ниже, активность сахаразы и мальтазы выше, чем в контроле.

Загрязнение окружающей среды тяжелыми металлами является важнейшей экологической проблемой. В отличие от органических загрязнителей они не подвергаются биодegradации и могут накапливаться в тканях рыб в значительном количестве даже при низком содержании в воде и грунтах. Использование сернокислой меди в сельском хозяйстве и в прудовом рыбоводстве наряду с промышленным загрязнением увеличивают количество этого металла в водных экосистемах. Концентрации меди, обнаруженные в большинстве водоемов мира, подверженных антропогенной нагрузке, значительно превышают допустимые концентрации (< 0.001 мг/л) для воды рыбохозяйственных водоемов России. Медь является микроэлементом, необходимым для жизни. Она принимает участие в обмене веществ, регулирует активность ряда ферментов и многие реакции клеточного дыхания. Однако в высоких дозах – это тяжелый металл с выраженным токсическим эффектом. Избыток меди во время раннего развития снижает выживаемость эмбрионов, замедляет скорость развития и рост, вызывает структурно-функциональные нарушения в различных органах и тканях рыб.

В естественных условиях, как правило, на рыб действует несколько отличающихся по своей природе агентов, которые могут приводить к изменению эффектов токсических веществ. Одним из факторов, сопутствующих загрязнению вод тяжелыми металлами, являются электромагнитные поля (ЭМП). Они встречаются в естественных водоемах при электролове рыбы, работе электрорыбозаградителей, под высоковольтными линиями электропередач, при работе источников или преобразователей электрической энергии. Вблизи крупных населённых пунктов значительную часть электромагнитного загрязнения составляют различные по интенсивности ЭМП промышленной частоты (50 Гц). Эти поля присутствуют также в рыбоводческих хозяйствах, сопровождая работу оборудования, подключенного к электросети. В последние годы накоплено много данных о действии низкочастотных ЭМП на темпы раннего развития, а также морфологические и биохимические показатели рыб [1].

Развитие и жизнеспособность рыб в значительной мере зависят от эффективности питания, которая определяется не только количеством и качеством корма, но и способностью переваривать основные компоненты пищи. Углеводы играют важную роль в энергетическом и пластическом обмене. Об эффективности их переваривания можно судить по активности гликозидаз – ферментов, гидролизующих ди- и полисахариды. Пищеварительные ферменты рыб хорошо адаптированы к условиям существования и их свойства могут меняться при действии ряда природных и антропогенных факторов, включая тяжелые металлы [2, 3]. Ранее было установлено, что чувствительность пищеварительных гликозидаз плотвы к меди изменяется после воздействия на эмбрионы низкочастотного ЭМП (72.5 Гц, 150 мкТл) [4], имитации магнитной бури [5], при смещении суточной геомагнитной вариации [6]. Комплексное влияние меди в концентрациях, встречающихся в водной среде, и ЭМП промышленной частоты на пищеварительную функцию рыб ранее практически не исследовалось [4]. Отдаленные последствия действия различных факторов в эмбриональный период представляют особый интерес, поскольку рыбы на ранних стадиях развития особенно чувствительны к действию химических и физических агентов [7]. При этом следует подчеркнуть, что эмбрионы и ранние личинки рыб полностью лишены возможности покинуть экологически неблагоприятные районы.

Цель работы – изучить отдаленные последствия действия ионов меди в концентрациях 0.001, 0.01 и 0.1 мг/л, и ЭМП промышленной частоты в период эмбриогенеза на активность гликозидаз в кишечнике сеголетков плотвы *Rutilus rutilus* (L.).

Осеменённую сухим способом икру (около 3 тыс. шт. в каждом варианте опыта), полученную от производителей, выращенных и содержащихся на прудовой базе «Сунога» ИБВВ РАН, помещали в кристаллизаторы с речной водой. После приклеивания икринок ко дну воду сливали и заполняли кристаллизаторы равными объемами растворов $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ или речной водой (варианты «контроль» и «ЭМП»). Опыты проводили в восьми вариантах экспериментальных условий: контроль (естественное геомагнитное поле (ГМП)), растворы $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ с концентрацией ионов меди 0.001, 0.01 и 0.1 мг/л; действие ЭМП; действие ЭМП в присутствии ионов меди. Четыре кристаллизатора с развивающимися эмбрионами плотвы размещали в ЭМП с частотой 50 Гц и величиной индукции 10 мкТл. Поле создавали в системах колец Гельмгольца диаметром 0.5 м, центральная ось которых располагалась перпендикулярно плоскости Земли (по два кристаллизатора с развивающимися эмбрионами были размещены в центре двух систем колец Гельмгольца). Сигнал на обмотку колец поступал от двух генераторов ГЗ-102 (Москва, СССР). Частоту и индукцию генерируемого ЭМП в кольцах Гельмгольца контролировали при помощи магнитометра НВ0599Б (НПО «ЭНТ», Санкт-Петербург, Россия). Экспозицию эмбрионов во всех вариантах опыта проводили в период от оплодотворения до 6-го личиночного этапа, который характеризуется началом движения эмбрионов, что при температуре инкубации 16–19 °С составило 72 ч. После рассасывания желточного мешка и перехода на внешнее питание по 400 экз. личинок из каждого варианта опыта выпустили в однотипные возрастные пруды с естественной кормовой базой. Смертность плотвы в прудах была минимальна и не зависела от применённого воздействия.

Оценку отдаленных последствий проводили на основе анализа активности пищеварительных гликозидаз у 4-месячной молоди (средняя длина 8.0 см, средняя масса – 9.1 г). Для определения активности гликозидаз готовили индивидуальные гомогенаты из медиального отдела кишечника от 20 экз. рыб каждой экспериментальной группы (n = 20), используя раствор Рингера для холоднокровных животных (110 мМ NaCl, 1.9 мМ KCl, 1.3 мМ CaCl_2 , pH 7.4). Растворы субстратов (растворимый картофельный крахмал в концентрации 18 г/л, сахароза и мальтоза в концентрации 50 ммоль/л) готовили на таком же растворе Рингера. Гомогенат и субстрат инкубировали в течение 20–30 мин при температуре 20 °С, pH 7.4 при непрерывном перемешивании.

Амилолитическую активность, отражающую суммарную активность ферментов, гидролизующих крахмал – (α -амилазы КФ 3.2.1.1, глюкоамилазы КФ 3.2.1.3 и мальтазы КФ 3.2.1.20) и активность сахаразы КФ 3.2.1.48 оценивали модифицированным методом Нельсона, активность мальтазы – глюкозооксидазным методом с помощью набора для клинической биохимии «Фотоглюкоза» (ООО «Импакт», Россия). Активность ферментов определяли в трех биохимических повторностях и выражали в микромолях продуктов реакции, образующихся за 1 мин инкубации в расчёте на 1 г влажной массы ткани (мкмоль/(г · мин)) с учётом фона (количества глюкозы в исходном гомогенате).

Результаты представлены в виде средних значений и их ошибок ($M \pm m$). Распределение изученных показателей не отличалось от нормального (тест Шапиро–Уилка). Значимость различий оценивали с помощью однофакторного дисперсионного анализа (ANOVA, Tukey HSD тест) при $p \leq 0.05$. Для определения влияния ЭМП и разных концентраций ионов меди на изученные характеристики использовали двухфакторный дисперсионный анализ.

Воздействие ионов меди во время эмбриогенеза увеличивало длину и массу тела сеголетков соответственно на 6 и 14% лишь при концентрации ионов 0.01 мг/л. Экспозиция в ЭМП вызывала увеличение массы тела на 32%, длины тела на 11% в сравнении с контролем. Совместное действие ЭМП и ионов меди во всех исследованных концентрациях приводило к увеличению длины и массы тела сеголетков. Амилолитическая ак-

тивность у подопытных рыб была ниже контроля на 18–19% при более низких концентрациях ионов меди и на 55% при концентрации 0.1 мг/л (табл.). Активность мальтазы снижалась на 23% лишь при самой низкой концентрации металла.

При более высоких концентрациях ионов меди она превышала контроль на 53–71%, в то время как активность сахаразы была на 223–305% выше контроля. Действие ЭМП приводило к снижению амилолитической активности и активности мальтазы на 63% и 20% соответственно, и повышению активности сахаразы на 79% от контроля. Совместное действие ЭМП и ионов меди, как правило, повышало активность гликозидаз. Лишь амилолитическая активность после экспозиции эмбрионов в ЭМП при концентрации ионов меди 0.1 мг/л была на 50% ниже, чем у рыб контрольной группы.

Таблица. Активность гликозидаз в слизистой оболочке кишечника молоди плотвы контрольной и экспериментальных групп

Магнитные условия	Концентрация ионов меди, мг/л	Ферментативная активность, мкмоль/г·мин		
		Амилолитическая активность	Сахараза	Мальтаза
ГМП	0	63.75±4.21 ^a	0.31±0.03 ^a	3.79±0.07 ^a
	0.001	51.33±2.22 ^b	0.40±0.01 ^a	2.91±0.07 ^b
	0.01	52.25±2.18 ^b	0.99±0.02 ^b	5.80±0.13 ^{b,г}
	0.1	28.83±1.98 ^b	1.25±0.02 ^г	6.50±0.08 ^г
ЭМП (50 Гц, 10 мкТл)	0	23.33±1.24 ^b	0.55±0.04 ^b	3.02±0.12 ^b
	0.001	56.08±2.09 ^{a,б}	1.08±0.02 ^b	3.78±0.17 ^a
	0.01	77.50±3.43 ^г	1.37±0.04 ^г	6.47±0.22 ^г
	0.1	31.68±0.87 ^b	0.55±0.03 ^b	5.22±0.32 ^b

Примечание. ГМП – геомагнитное поле; ЭМП – электромагнитное поле; разные индексы отражают статистически значимые различия показателей относительно контроля (ГМП и медь в концентрации 0 мг/л); ANOVA, Tukey HSD тест ($p \leq 0.05$).

Дисперсионный анализ показал статистически значимое влияние экспозиции эмбрионов в растворах меди на амилолитическую активность, активность мальтазы и сахаразы у сеголетков ($p < 0.001$). Эти эффекты явились следствием различий в активности гликозидаз у рыб, экспонированных в разных концентрациях ионов меди во время раннего развития. Кроме этого, было обнаружено значимое влияние комбинированного воздействия ЭМП и ионов меди на активность всех изученных ферментов ($p < 0.001$). Данные эффекты были обусловлены тем, что в естественном ГМП проявляется тенденция к дозовой зависимости эффектов ионов меди, тогда как в комбинации с ЭМП она отсутствует.

Ранее было показано, что воздействие ЭМП (72.5 Гц, 150 мкТл) или его сочетания с медью в концентрации 0.001 и 0.01 мг/л в течение двух суток после оплодотворения приводило к снижению активности сахаразы в кишечнике молоди плотвы [4]. В нашей работе отдаленные последствия совместного воздействия ЭМП (50 Гц, 10 мкТл) и меди в течение трех суток после оплодотворения проявились в снижении амилолитической активности, а также активности мальтазы при концентрации ионов 0.001 мг/л. В то же время активность сахаразы при всех вариантах воздействия ЭМП и меди, и мальтазы при более высоких концентрациях металла была выше, чем у рыб контрольной группы. Эти данные свидетельствуют о том, что сила и направленность эффекта зависят от продолжительности воздействия, характеристик ЭМП, концентрации ионов меди и сочетания этих факторов, а также от типа фермента. Снижение амилолитической активности при действии ЭМП и меди в эмбриональный период может быть связано с наибольшим тормозящим влиянием этих факторов на активность панкреатической α -амилазы. Интересно отметить, что тормозящий эффект меди на амилолитическую активность в условиях ГМП сменяется на стимулирующий при действии ЭМП. В первом случае торможение составило 18–55% от контроля (ГМП при концентрации ионов меди 0 мг/л), во втором случае стимулирующий эффект составил 36–232% (за 100% принята активность при действии ЭМП и концентрации меди 0 мг/л). Тот же феномен отмечен и для мальтазы при наименьшей концентрации меди: снижение активности на 23% в первом случае и повышение на 25% от контроля во втором. В естественном ГМП проявляется тенденция к дозовой зависимости эффектов (к снижению или увеличению активности ферментов с ростом концентрации ионов меди), тогда как при действии ЭМП эта зависимость пропадает за счёт показателей, зарегистрированных при концентрации ионов меди 0.1 мг/л.

Таким образом, раздельное и совместное действие ионов меди (0.001, 0.01 и 0.1 мг/л) и низкочастотного ЭМП (50 Гц, 10 мкТл) в период раннего эмбриогенеза может изменять активность пищеварительных гликозидаз в кишечнике молоди плотвы. У рыб, подвергавшихся разным вариантам воздействия указанных факторов, активность мальтазы и сахаразы, как правило, повышалась, амилолитическая активность снижалась. Сила и направленность эффекта зависят от концентрации ионов меди, наличия ЭМП, сочетания этих факторов, а также типа фермента. Полученные результаты важны для прогнозирования риска совместного и раздельного воздействия физических и химических агентов во время эмбриогенеза на гидролитическую функцию пищеварительной системы рыб.

Список литературы:

1. Krylov V.V., Chebotareva Y.V., Izyumov Y.G. Delayed consequences of extremely low-frequency magnetic fields and the influence of adverse environmental conditions on roach *Rutilus rutilus* embryos // J. Fish Biol. 2016. V. 88. Is. 4. P. 1283–1300.
2. Голованова И.Л. Анализ моно-, би- и полифакторного воздействия температуры, pH и кадмия на пищеварительные карбогидразы рыб // Биология внутр. вод. 1997. № 2. С. 58–64.
3. Филиппов А.А., Голованова И.Л. Раздельное и совместное влияние меди и цинка *in vitro* на активность карбогидраз кишечника пресноводных костистых рыб // Биология внутр. вод. 2010. № 1. С. 104–109.
4. Голованова И.Л., Филиппов А.А., Крылов В.В. и др. Действие магнитного поля и меди на активность гидролитических ферментов у сеголеток плотвы *Rutilus rutilus* // Вопр. ихтиологии. 2013. Т. 53. № 2. С. 227–232.
5. Filippov A.A., Aminov A.I., Golovanova I.L. et al. Effect of magnetic storm on the sensitivity of juvenile roach intestinal glycosidase to heavy metals (Cu, Zn) and the herbicide Roundup // Inland Water Biology. 2015. V. 8. № 4. P. 417–420.
6. Голованова И.Л., Филиппов А.А., Чеботарева Ю.В. и др. Влияние смещения суточной геомагнитной вариации на активность и чувствительность пищеварительных гликозидаз молоди плотвы к тяжелым металлам // Геофизические процессы и биосфера. 2019. Т. 18. № 4. С. 49–55.
7. Witeska M., Sarnowski P., Ługowska K., Kowal E. The effects of cadmium and copper on embryonic and larval development of ide *Leuciscus idus* L. // Fish Physiol. Biochem. 2014. V. 40. № 1. P. 151–163.

АККУМУЛЯЦИЯ МИКРОПЛАСТИКА В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ И ПУТИ ЕГО ИЗВЛЕЧЕНИЯ

Ю.А. Франк^{1,2}, Е.Д. Воробьев¹, А.А. Зубарев¹, К.С. Кулиничева¹, А.А. Трифионов¹ и Д.С. Воробьев^{1,2}

¹Томский государственный университет, 634050 Россия, г. Томск, пр. Ленина, 36, yulia.a.frank@gmail.com

²АО «Томский научно-исследовательский и проектный институт нефти и газа» (АО «ТомскНИПИнефть»), 634027 Россия, г. Томск, пр. Мира, 72, daniilvorobiev@yandex.ru

Исследование посвящено поиску технологических решений для очистки донных отложений водных объектов от микропластика. Для очистки донных отложений от полипропилена впервые использована эрлифтная технология. Эффективность извлечения фрагментов микропластика из донных отложений достигала 93.9 %.

Пластиковый мусор может фрагментироваться в водных экосистемах, а затем образовывать микроскопические частицы пластика, называемые «микропластиком». Эти частицы образуются при последовательном разложении более крупных пластиковых частиц или могут поступать в водные экосистемы в виде мелких гранул, которые используются во многих промышленных процессах. Попав в водную среду, частицы микропластика могут всплывать на поверхность воды или опускаться на дно, в зависимости от плотности [1]. Микропластик (в том числе синтетические волокна) размером < 5 мм вызывает исследовательский интерес в связи с вероятностью попадания их в организм гидробионтов и потенциальной токсичностью для живых организмов. При производстве пластика используются токсичные добавки, такие как бисфенол А и фталаты. Кроме того, поскольку частицы микропластика имеют большую удельную поверхность, они являются сайтами для адсорбции связанных с ними загрязняющих веществ.

Первые сообщения об обнаружении микропластика в донных отложениях водных объектов начали появляться в научной литературе в начале 2000-х годов, и стали гораздо чаще встречаться в последние 10 лет. Изученные типы отложений включают глубоководный (керновый) песок, пляжный песок, речной песок, литоральный мангровый ил. При этом максимальная глубина нахождения фрагментов пластика составляла около 2 см. Погружение микропластиков в донные отложения может быть результатом биообрастания, которое может увеличивать их плотность, размер и форму, скорость оседания также зависит от плотности воды [1].

Целью настоящего исследования была систематизация существующих методов извлечения микропластика из донных отложений водных объектов и поиск возможных технологических решений для применения в реальных условиях.

Наиболее широко в литературе освещены флотационные методы извлечения мезо- и микропластика с использованием либо хлорида натрия (NaCl, чаще всего в концентрации 140 г/л), либо йодида натрия (NaI) [2]. Предложено также использовать раствор ZnCl₂ (1.37 г/мл), который обеспечивает всплывание всех распространенных видов пластика: полиамида (PA), полистирола (PS), поливинилхлорида (PVC), полиэтилентерефталата (PET), полиэтилена (PE) и полипропилена (PP) [3]. Masura с соавторами [4] предложили использовать раствор метавольфрамата лития в качестве альтернативы из-за его большей плотности (1.62 г/см³) по сравнению с NaCl, что позволяет эффективнее извлекать более плотные частицы (PVC, PET). Разработано несколько устройств для отделения пластика от грунтов. Например, было предложено портативное устройство для отделения микропластика от осадков различных типов с использованием принципа флотации [5]. Устройство для выделения микропластика из отложений представляет собой аппарат специальной конструкции, который извлекал фрагменты микропластиков со средней эффективностью 95.8% (минимум 70%, максимум 100%) с использованием раствора хлорида цинка в качестве флотационной среды. Научная группа из Университета Гента (Бельгия), проводя эксперимент с искусственным загрязнением донных отложений волокнами полиэтилена и их подъемом путем взмучивания донных отложений в растворе NaI с использованием специального аппарата, добивались

эффективности извлечения частиц 98,0% [6]. Авторы в лабораторных экспериментах использовали взмучивание, в результате которого частицы с более низкой плотностью поднимались на поверхность. Однако в данном исследовании не предложено технологической схемы и режимов очистки донных отложений реальных водных объектов с использованием такого подхода.

Все описанные выше методы разработаны с целью отделения частиц микропластика для их идентификации и количественного учета и в существующем виде не рассматриваются как методы очистки донных отложений от загрязнения фрагментами пластика в реальных условиях водных объектов. Современный уровень развития техники пока не позволяет применять подобные методы для *in situ* очистки.

В настоящей работе была проведена серия экспериментов для исследования возможности извлечения фрагментов пластика из донных отложений водных объектов с использованием технологии «Аэрошуп», основанной на принципе флотации (эрлифтинга) и применяемой в настоящее время для подъема нефти и нефтепродуктов из донных отложений водных объектов [7]. Моделировали захоронивание частиц полипропилена (PP) диаметром менее 5 мм в донных отложениях минерализованного водоема (35‰). Для оценки полноты извлечения фрагментов микропластика из донных отложений использовали количественную оценку, основанную на весовом методе. Тесты проводили на минеральных донных отложениях в двух вариантах захоронивания фрагментов PP. В первой модели использовали три слоя влажного песка мощностью по 1 см, между которыми были размещены фрагменты пластика, как показано на Рисунке 1. Во второй модели между двумя слоями влажного песка (нижний мощностью 2 см и верхний мощностью 1 см) были размещены фрагменты пластика в один слой (рис. 1). Обрабатываемая площадь дна в обоих случаях составляла 400 см². Варьировали режимы работы модели эрлифтной установки «Аэрошуп», меняя производительность компрессора, формирующего водо-воздушную смесь. Для извлечения и подъема фрагментов PP донные отложения обрабатывали водо-воздушной смесью по 2–3 с в каждой обрабатываемой точке, постепенно перемещая водо-воздушный канал. Общее время обработки составляло 5 мин для каждого варианта эксперимента.

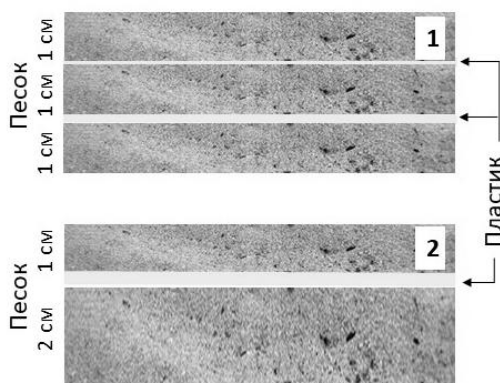


Рис. 1. Используемые модели захоронивания фрагментов пластика в донных отложениях, использованные в исследовании.

Первоначально тестировали подачу водо-воздушной смеси на первой модели захоронивания частиц микропластика в режиме работы устройства с производительностью 1.5 л/мин. В данном эксперименте удалось извлечь и поднять на поверхность только 1.8 % всего захороненного PP. В варианте эксперимента с использованием эрлифтной установки в режиме высокой производительности (30 л/мин) эффективность извлечения фрагментов пластика была заметно выше. В этом случае за 5 мин обработки дна удалось извлечь из донных отложений и поднять на поверхность 33.2 % всех пластиковых частиц (рис. 2). Для оценки полноты извлечения фрагментов пластика, захороненного на глубине 1 см, с помощью эрлифтной установки были проведены дополнительные эксперименты. Эффективность извлечения фрагментов пластика, захороненного на меньшей глубине (1 см) во второй модели оказалась более высокой. С помощью эрлифтного потока в режиме работы устройства производительностью 1.5 л/мин в этом случае удалось поднять на поверхность 12.1 % захороненных фрагментов PP. При более высокой производительности эрлифтной установки (30 л/мин) эффективность извлечения фрагментов пластика была значительно выше. В этом случае в результате обработки донных отложений удалось извлечь 93.9 % всех пластиковых частиц, которые были захоронены (рис. 2).

Таким образом, экспериментально доказана возможность применения технологии, основанной на принципе флотации или эрлифтинга, для извлечения фрагментов микропластика из донных отложений. Технология протестирована на лабораторных моделях морских донных отложений с использованием модели эрлифтной установки «Аэрошуп». Предложенный подход был наиболее эффективен для извлечения фрагментов пластика (полипропилена), захороненного на глубине 1 см, при последовательной обработке дна водо-воздушной смесью (30 л/мин) в течение 5 мин. С помощью эрлифтного потока в таком режиме удалось извлечь из донных отложений и поднять на поверхность 93.9 % частиц полипропилена. Полученные результаты могут быть использованы для разработки технологической схемы очистки донных отложений водных объектов от микропластика в реальных условиях.

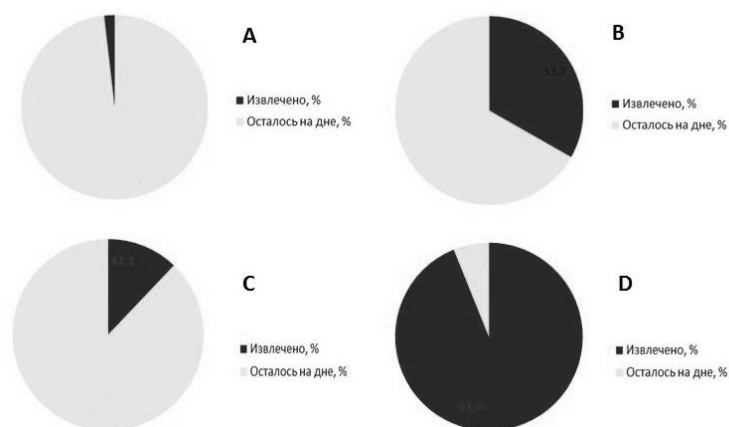


Рис. 2. Эффективность извлечения пластика из донных отложений в вариантах эксперимента: модель 1, производительность установки 1.5 л/мин (А), модель 1, 30 л/мин (В), модель 2, 1.5 л/мин (С), модель 2, 30 л/мин (D).

Список литературы

1. Kowalski N. Sinking rates of microplastics and potential implications of their alteration by physical, biological, and chemical factor/ N. Kowalski, A.M. Reichardt, J.J. Waniek // *Marine Pollution Bulletin*. 2016. V. 109. P. 310–319.
2. Miller M.E. Recovering microplastics from marine samples: A review of current practices/ M.E. Miller, F.J. Kroon, C.A. Motti // *Marine Pollution Bulletin*. 2017. V. 123. P. 6–18.
3. Maes T. A rapid-screening approach to detect and quantify microplastics based on fluorescent tagging with Nile red/ T. Maes, R. Jessop, N. Wellner, K. Haupt, A.G. Mayes // *Scientific Reports*. 2017. V. 7. P. 44501.
4. Masura J., Methods for the analysis of microplastics in the marine environment: Recommendations for quantifying the synthetic particles in water and sediments / J. Masura, J. Baker, G. Foster, C. Arthur; NOAA Marine Debris Division. Silver Spring, USA, 2015. – 39 p.
5. Coppock R.L. A small-scale, portable method for extracting microplastics from marine sediments/ R.L. Coppock, M. Cole, P.K. Lindeque, A.M. Queirós, T.S. Galloway // *Environmental Pollution*. 2017. V. 230. No.829e837.
6. Claessens M. New techniques for the detection of microplastics in sediments and field collected organisms/ M Claessens, L. Van Cauwenberghe, M.B. Vandegehuchte, C.R. Janssen // *Marine Pollution Bulletin*. 2013. V. 70. P. 227–233.
7. Vorobiev D.S. Aeroschup – the unique technology for cleanup bottom sediments from oil and petroleum products/ D.S. Vorobiev, Y.A. Frank, A.A. Trifonov, O.E. Merzlyakov, A.O. Borisov, O.V. Chibrikov, S.V. Gronskiy, E.O. Kopylov, E.A. Kalinovskaya, Y.A. Noskov, V.V. Perminova, Y.V. Branevskiy, S.P. Kulizhskiy // 3rd International Conference on Geology of the Caspian Sea and Adjacent Areas, Baku, 16-18 October 2019. No.160677.

ВЛИЯНИЕ ТЕХНОЛОГИЧЕСКОЙ СХЕМЫ ФИТО-ОЧИСТНЫХ СООРУЖЕНИЙ НА ЭФФЕКТИВНОСТЬ УДАЛЕНИЯ ЗАГРЯЗНЯЮЩИХ ВЕЩЕСТВ В ТРОПИЧЕСКОЙ И СУБТРОПИЧЕСКОЙ КЛИМАТИЧЕСКИХ ЗОНАХ

С.Л. Харитонов², Н.М. Щеголькова^{1,2}, К.Ю. Рыбка², I. Basyal³

¹ *Институт водных проблем РАН, 117971, Россия, Москва, ул. Губкина, д. 3*

² *МГУ им. М.В. Ломоносова, фак-т Почвоведения, 119991, Россия, Москва, Ленинские горы, д. 1, стр. 12*

³ *Asian Institute of Technology, Klongluang Pathumthani 12120, Thailand*

Очистка коммунально-бытовых и сельскохозяйственных сточных вод одна из первостепенных задач, в связи с неуклонно растущим населением и интенсификацией агрикультуры. Наиболее эффективный подход к решению этой проблемы – постройка очистных сооружений, включающих этап биологической очистки, при помощи сложного сообщества микроорганизмов, формирующегося в очистном сооружении (активный ил или фито-очистные сооружения). Наибольшую эффективность в удалении сложных органических токсикантов (ксенобиотиков) показывают именно фито-очистные сооружения (ФОС) за счет увеличения времени пребывания сточных вод в них (3-7 дней). Целью нашей работы был анализ зависимости эффективности очистки сточных вод от технологической схемы, применяемой для очистки стоков в разных ФОС. В нашу работу вошли сооружения, очищающие 2 типа стоков: коммунально-бытовые и сельскохозяйственные. Сооружения разделены на группы в соответствии с технологической схемой. В результате наибольшую эффективность с точки зрения удаления азота и органического вещества показали сооружения с вертикальным подповерхностным потоком для обоих типов сточных вод. Нами был предложен метод оценки потенциала микробного сообщества к разложению ксенобиотиков при помощи показателей стандартного производственного мониторинга очистного сооружения.

В связи с растущим населением земли и, как следствие, все более интенсивным развитием агрокультуры, неуклонно увеличивается объем как коммунально-бытовых, так и сельскохозяйственных сточных вод, их очистка – первостепенная задача. Одним из наиболее эффективных подходов к этой проблеме является биологическая очистка при помощи сложного сообщества микроорганизмов. При этом существует 2 принципиально различающихся группы очистных сооружений: с активным илом и фито-очистные сооружения. Активный ил обычно используется в крупных очистных сооружениях, где в аэротенк подается сточная вода и суспензия, содержащая сложное сообщество микроорганизмов, которые используют загрязняющие вещества в качестве питательного субстрата и затем удаляются из обработанной воды путем отстаивания. Из сточной воды в аэротенках (за время пребывания около 12 часов) эффективно удаляется как органическое вещество, так и биогенные элементы.

В свою очередь фито-очистные сооружения, являются по сути проточным биореактором, со временем пребывания сточных вод 3-7 суток. Микроорганизмы здесь культивируются в среде, схожей с природной: в донных отложениях, вокруг частиц грунта, вокруг корней макрофитов. Проточный реактор – это открытая система, в которой осуществляется, с одной стороны, приток питательной среды, а с другой – отток биомассы и продуктов, ферментация происходит непрерывно, в условиях установившегося режима. При этом условия для создания максимально разнообразного сообщества микроорганизмов имеются именно в этих очистных системах. Поэтому именно здесь сообщество микроорганизмов способно к разложению сложных органических токсикантов – ксенобиотиков. К ним относятся как пестициды и антибиотики, активно используемые в сельском хозяйстве, так и косметические средства, детергенты и множество других органических веществ, произведенных химической промышленностью – составляющие неотъемлемую часть коммунально-бытовых сточных вод.

Большинство процессов деградации ксенобиотиков имеет биологическое происхождение, а основными деструкторами ксенобиотиков в природных средах являются бактерии и грибы. В фито-очистных системах, за счет стабильности и гетерогенности микробиологического сообщества, происходит разложение широкого спектра ксенобиотиков: пестицидов, галогенированных органических соединений, полиароматических углеводородов, фталатов, нефтепродуктов, азокрасителей, диоксинов и т.д. Некоторые ксенобиотики полностью минерализуются до диоксида углерода и воды, а также аммиака, фосфатов и сульфатов (в зависимости от состава исходных соединений) в ходе таких процессов как окисление, денитрификация, метаногенез и сульфатредукция. Эти вещества используются микроорганизмами в качестве ростовых субстратов и проходят полный метаболический цикл. Трансформация других ксенобиотиков происходит в основном в процессах кометаболизма или соокисления, образуемые при этом продукты не включаются в метаболический цикл.

Процесс денитрификации является одним из важнейших для удаления как азота, так и ксенобиотиков из сточных вод.

Существует три основных технологические схемы для ФОС [1]:

- с открытой водной поверхностью;
- с подповерхностным горизонтальным водным потоком;
- с подповерхностным вертикальным водным потоком.

Кроме того, используются гибридные схемы, объединяющие эти три типа ФОС и/или совмещающие их с биофильтрами, отстойниками и другими техническими элементами.

Каждая технологическая схема отличается от других, во-первых, особенностями движения воды (горизонтальный, вертикальный), во-вторых, типом субстрата, на котором развивается микробиологический ценоз и, в-третьих, наличием дополнительных блоков перед поступлением воды в ФОС (биофильтров, анаэробного реактора) или наличием рециркуляции воды (повторного направления очищенной воды в блоки ФОС). Все эти особенности напрямую влияют на структуру бактериального сообщества, функционирующего в сооружении.

Целью работы был анализ зависимости эффективности очистки сточных вод (коммунально-бытовых и сельскохозяйственных) от технологической схемы, применяемой для очистки стоков.

В нашей работе проанализирована работа более 50 сооружений тропической и субтропической зоны, очищающих 2 типа стоков: коммунально-бытовые и сельскохозяйственные. Сооружения разделены на группы в соответствии с технологической схемой.

Сооружения, очищающие коммунально-бытовые стоки подразделялись на 5 разновидностей технологических схем (Рис. 1):

- ФОС подповерхностного горизонтального потока
- ФОС подповерхностного горизонтального потока после анаэробного реактора
- ФОС подповерхностного вертикального потока
- ФОС подповерхностного вертикального потока с рециркуляцией потока
- ФОС гибридного типа (горизонтальный подповерхностный - вертикальный подповерхностный)

В рамках этой выборки видна зависимость уровня удаления азота от типа технологической схемы. ФОС с горизонтальным потоком демонстрируют наименьшие показатели удаления азота на уровне 59-60%. Промежуточные значения, около 67% выявлены на сооружениях с вертикальным подповерхностным потоком. Наивысшую эффективность (70%) показали сооружения с вертикальным подповерхностным потоком и рециркуляцией. Эта техническая модификация, по сути, является эквивалентом увеличения времени пребывания сточных вод в сооружении, что увеличивает степень удаления как биогенных элементов, так и органического вещества.

Выборка ФОС, очищающих стоки от сельскохозяйственных объектов включала 3 разновидности технологических схем (Рис. 2):

- ФОС подповерхностного горизонтального потока
- ФОС подповерхностного вертикального потока
- ФОС с открытым водным потоком

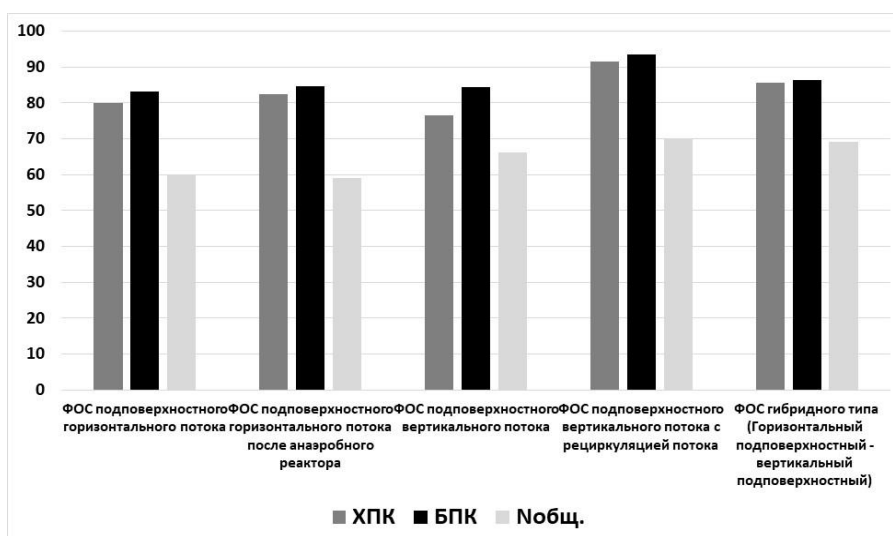


Рис. 1. Средняя эффективность удаления органических веществ и азота из коммунально-бытовых стоков в ФОС с разными технологическими схемами.

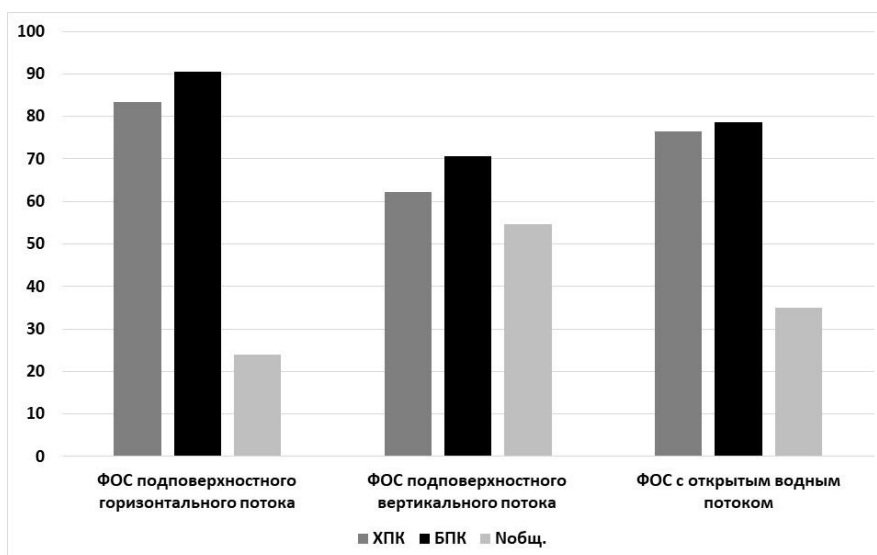


Рис. 2. Средняя эффективность удаления органических веществ и азота из сельскохозяйственных стоков в ФОС с разными технологическими схемами.

В этой группе сооружений наблюдается динамика аналогичная первому случаю, но с меньшими абсолютными значениями эффективности. Наибольшая эффективность удаления азота (54%) обнаружена в сооружениях с вертикальным подповерхностным потоком, наименьшая (23%) – с горизонтальным подповерхностным потоком, а промежуточные значения (35%) демонстрируют открытые сооружения.

При этом процессы денитрификации неразрывно связаны с удалением органического вещества. Исследователями отмечалось, что процесс денитрификации сопровождается разложением следующих веществ: гербицидов [2], бензойных кислот [3, 4], фенола, м-крезола, толуола [4, 5], н-гетероциклических соединений [6] и т.д. Высокий уровень денитрификации в сооружениях с вертикальным подповерхностным потоком свидетельствует о наличии определенных групп микроорганизмов, способных к удалению азота. Высокая эффективность удаления азота в ФОС может коррелировать с высокой же эффективностью удаления органического вещества, в том числе сложных органических токсикантов антропогенного происхождения – ксенобиотиков, поскольку денитрификация является главным процессом удаления азота в ФОС.

Таким образом эффективность работы фито-очистного сооружения, которая оценивается по стандартным параметрам производственного мониторинга (ХПК, БПК, общий азот, нитраты, нитриты, аммонийный азот) может характеризовать и эффективность удаления органических токсикантов.

Корреляционных исследований, связывающих эффективность работы сооружения по традиционным параметрам производственного мониторинга с активностью конкретных групп микроорганизмов в сооружениях на сегодняшний день недостаточно. При этом, проведение производственного мониторинга в ФОС гораздо сложнее, чем в сооружениях с активным илом. Большая часть очищаемой воды в ФОС находится в форме подповерхностного потока и не может анализироваться по всей длине биореактора. Новые возможности молекулярной биологии, которые позволяют определять структуру бактериального сообщества, могут быть основным методом производственного мониторинга ФОС в будущем.

Наша работа показала, что эффективность очистки по азоту, а значит и активность бактерий-денитрификаторов, напрямую связана с технологической схемой ФОС. А это означает, что эффективность удаления органических токсикантов может быть связана с технологической схемой аналогично эффективности удаления азота, что, несомненно, является предметом дальнейших исследований.

Выводы

1. Наиболее эффективной технологической схемой для очистки коммунально-бытовых сточных вод от азота является ФОС с вертикальным подповерхностным потоком и рециркуляцией сточных вод.
2. Для очистки сельскохозяйственных сточных вод наиболее эффективной технологией является также ФОС с вертикальным подповерхностным потоком.
3. Сооружения с подповерхностным потоком создают оптимальные условия для развития микробного сообщества и, как следствие, демонстрируют большую эффективность очистки от азота по сравнению с сооружениями с открытым водным потоком.
4. Используя показатели производственного мониторинга, можно оценить потенциал микробного сообщества фито-очистного сооружения к удалению ксенобиотиков.

Работа была выполнена при поддержке РФФИ № 18-29-25027.

Список литературы

1. Щеголькова Н.М., Диас В., Криксунов Е.А., Рыбка К.Ю. Фито-системы для очистки сточных вод: современное решение экологических проблем // Наилучшие доступные технологии водоснабжения и водоотведения. 2015. - №2. - С.50-59.
2. Tenuta M., Beauchamp E.G. Denitrification following herbicide application to a grass sward / Can. J. Soil Sci., 1996. - V. 76. - № 1. - P. 15-22.
3. Her J.J., Huang J.S. Influences of carbon source and C/N ratio on nitrate/ nitritedenitrification and carbon breakthrough / Biores. Technol., 1995. - V. 54. -№ 1. - P. 45-51.
4. Casella S., Payne W. J. Potential of denitrifiers for soil environment protection / FEMS Microbiol. Lett., 1996. - V. 140. - № 1. - P. 1-8.
5. Zhou G.M. & Fang H.N.P. Anoxic treatment of low-strength waste-water by immobilized sludge / Wat. Sci. Technol., 1997. - V. 36. - № 12. - P. 135-141.
6. Liu S.M., Jones W.J., Rogers J.E. Influence of redox potential on the anaerobic biotransformation of N-heterocyclic compounds in anoxic freshwater sediments // Abstr. Gen. Meet. Am. Soc. Microbiol., 1993. - V. 93. - P. 368.

ОСОБЕННОСТИ ТРАНСФОРМАЦИИ ТОКСИЧНЫХ ХРОМАТОВ БАКТЕРИЯМИ РОДОВ *HALOMONAS* И *DESULFOVIBRIO*

Т.В.Хижняк¹, А.Л. Брюханов^{1,2}

¹ФИЦ Биотехнологии РАН,

119071 Россия, г. Москва, Ленинский проспект, д. 33, стр. 2, tanya_khijniak@mail.ru

²Московский государственный университет имени М.В. Ломоносова,

119234 Россия, г. Москва, Ленинские горы, д. 1, стр. 12, brjuchanov@mail.ru

В работе исследуются процессы восстановления токсичных хроматов новыми штаммами сульфатредуцирующих бактерий рода *Desulfovibrio* и алкалофильных денитрифицирующих бактерий рода *Halomonas* до малорастворимых в воде солей трёхвалентного хрома.

Загрязнение окружающей среды токсичными веществами, такими как тяжёлые металлы, металлоиды и радионуклиды, в настоящее время представляет острую проблему, особенно в случае почв и водоёмов. В последние десятилетия всё больший интерес для практического применения представляют так называемые «зелёные» технологии, в основе которых лежит способность растений и микроорганизмов трансформировать токсичные соединения, в частности, восстанавливать тяжёлые металлы до существенно менее или вовсе нетоксичных форм. Эти процессы многообразны и зависят от физико-химических условий окружающей среды, природы загрязнителя, состава микробных сообществ и биоценозов и др.

О восстановлении шестивалентного хрома прокариотами известно достаточно давно [1-4]. Основной процесс – восстановление токсичного шестивалентного хрома (хорошо растворимого в воде хромата) до практически нерастворимой трёхвалентной формы хрома. Однако большинство опубликованной литературы касается вопроса бактериального восстановления хроматов в нейтральных условиях, при низких концентрациях хрома и низких значениях солёности окружающей среды. При этом остро стоит вопрос поиска новых микроорганизмов, способных эффективно восстанавливать токсичные хроматы в изначально высоких концентрациях и/или в условиях высокой солёности.

В рамках выполнения проекта РФФИ проведены исследования процессов восстановления токсичных хроматов новыми штаммами сульфатредуцирующих бактерий рода *Desulfovibrio* (3 штамма) и алкалофильных денитрифицирующих бактерий рода *Halomonas* (2 штамма). Штаммы были выделены из загрязнённых образцов донных осадков (включая черноморские) и оказались устойчивы к достаточно высоким концентрациям хромата калия.

При исследовании роста новых штаммов сульфатредуцирующих бактерий (СРБ) рода *Desulfovibrio* в питательной среде Постгейта С с добавлением K_2CrO_4 или $(NH_4)_2CrO_4$ в различных концентрациях обнаружено, что *Desulfovibrio* spp. были способны расти при концентрациях хромата вплоть до 500 мкМ. В процессе анаэробного роста СРБ шестивалентный хром восстанавливался с образованием коричневого осадка. Высокие концентрации хромата калия не оказывали влияния на скорость роста СРБ. При этом хромат аммония обладал определённым токсичным эффектом, поскольку наблюдалось снижение количества биомассы исследуемых культур. В процессе восстановления хромата у всех трёх штаммов рода *Desulfovibrio* наблюдали образование коричневого аморфного осадка – кристаллы неправильной формы. Элементный состав осадка был проанализирован с помощью рентгеновского микроанализа – показано, что в составе осадка доминируют такие элементы, как хром, кальций, фосфор и сера (табл. 1). Анализ полученных данных позволил установить, что образованное СРБ соединение содержит восстановленный хром и, возможно, соответствует химической формуле $CrCl_4 + CaPO_4$.

Таблица 1. Среднее содержание хрома для исследуемых культур

№	Культура	Цвет осадка	Содержание (в %) в анализируемом образце		
			Фон	Клетки	Осадок
1	<i>Desulfovibrio</i> sp.	Коричневый	0.06	0.17 – 0.35	2.6 – 2.73
2	<i>Halomonas</i> sp.	Фиолетовый	0.00	0.25 – 0.50	3.80

Дальнейшие эксперименты со сгущенными суспензиями СРБ показали, что концентрация шестивалентного хрома снижалась до околонулевых значений в течение 30-60 мин в зависимости от его начальной концентрации, что является отличным биоремедиационным показателем исследуемых штаммов (рис. 1). Концентрация клеток оставалась на исходном уровне. Для сравнения, покоящиеся клетки *Desulfovibrio vulgaris* Hildenborough, обладающие эффективными металл-редуктазными системами, снижают концентрацию шестивалентного хрома в бикарбонатном буферном растворе в присутствии H_2 как донора электронов с 500 мкМ практически до нуля за 100 мин [5].

Необходимо отметить, что для исследуемых штаммов *Desulfovibrio* spp. показано, что они сохраняют способность к восстановлению хроматов, добавляемых в возрастающей концентрации (до 300-1000 мкМ K_2CrO_4), в течение 80-90 мин. Но существуют большие штаммовые различия во времени удаления одних и тех же концентраций хромата (различия в 2-4 раза), способности восстанавливать максимально высокие концентрации хромата (различия до 7 раз) и устойчивости к высоким концентрациям шестивалентного хрома (различия в 5-8 раз).

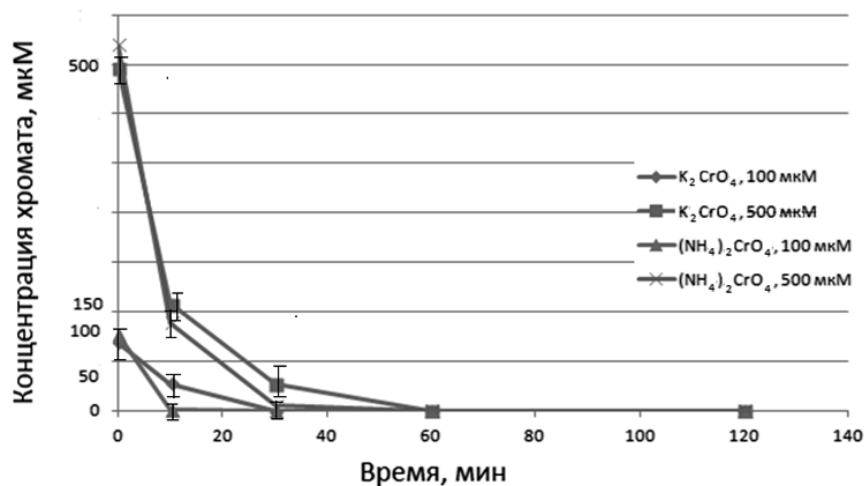


Рис. 1. Удаление Cr(VI) из 20 мМ буферного раствора MOPS/NaOH (pH 7.0) покоящимися клетками *Desulfovibrio* sp. в присутствии лактата как донора электронов.

Исследования по восстановлению шестивалентного хрома алкалофильной денитрифицирующей бактерией рода *Halomonas*, выделенной из осадков щелочного солёного озера Кулундинской степи, проводили в анаэробных условиях в щелочной среде с pH 10.0 и общей солёностью 2.5 М. В качестве донора и акцептора электронов использовали ацетат и хромат аммония, соответственно. В анаэробных условиях хромат аммония был восстановлен клетками в течение 7-11 сут. Начальная концентрация Cr(VI) составляла 100 мкМ. Жёлтоокрашенная питательная среда обесцветивалась, выпадал серо-фиолетовый осадок. Состав осадка также был исследован методом рентгеновского микроанализа – установлено, что в его составе присутствуют хром, хлор и кислород. В составе клеток исследуемых алкалофильных бактерий хром был обнаружен в количестве 0.25-0.5%, в осадке содержание хрома составило 3.8% (табл. 1). Анализ полученных данных позволил установить, что образованное галомонадами соединение содержит трёхвалентный хром и соответствует формуле $[Cr(H_2O)_6]Cl_3$.

Аналогично СРБ для *Halomonas* spp. были получены характеристики восстановления хромата в щелочных солёных условиях с дробным внесением хромата. Оказалось, что новые штаммы галононад способны к восстановлению хромата в течение 33 сут с суммарным восстановлением 2 мМ Cr.

Проведённые исследования показали, что как сульфатредуцирующие, так и галоалкалофильные денитрифицирующие бактерии оказались устойчивы к высоким концентрациям шестивалентного хрома и способны восстанавливать токсичные хроматы. Помимо фундаментальной научной значимости, полученные результаты могут быть в дальнейшем использованы для разработки новых высокоэффективных микробиологических методов очистки промышленных, сточных и природных вод, содержащих тяжёлые металлы, металлоиды и радионуклиды.

Работа выполнялась при финансовой поддержке гранта РФФИ 18-04-00622 А.

Список литературы

1. Cervantes C. Bacterial interactions with chromate // *Antonie Van Leeuwenhoek*. 1991. V. 59(4). P. 229–233.
2. Cervantes C., Campos-García J., Devars S., Gutiérrez-Corona F., Loza-Tavera H., Torres-Guzmán J.C., Moreno-Sánchez R. Interactions of chromium with microorganisms and plants // *FEMS Microbiol Rev*. 2001. V. 25(3). P. 335–347.
3. Thatoi H., Das S., Mishra J., Rath B.P., Das N. Bacterial chromate reductase, a potential enzyme for bioremediation of hexavalent chromium: a review // *J. Environ. Manage*. 2014. V. 146. P. 383–399.
4. Joutey N.T., Sayel H., Bahafid W., El Ghachtouli N. Mechanisms of hexavalent chromium resistance and removal by microorganisms // *Rev. Environ. Contam. Toxicol*. 2015. V. 233. P. 45–69.
5. Lovley D.R., Phillips E.J. Reduction of chromate by *Desulfovibrio vulgaris* and its c_3 cytochrome // *Appl. Environ. Microbiol*. 1994. V. 60(2). P. 726–728.

РАНЖИРОВАНИЕ СОСТОЯНИЯ ЭКОСИСТЕМ АКВАТОРИЙ НА ОСНОВЕ ОПЕРАТИВНОГО ТЕСТИРОВАНИЯ ФУНКЦИОНАЛЬНОГО СОСТОЯНИЯ ОБИТАЮЩИХ В НИХ ДВУСТВОРЧАТЫХ МОЛЛЮСКОВ (НА ПРИМЕРЕ РЕКРЕАЦИОННЫХ АКВАТОРИЙ КУРОРТНОГО РАЙОНА САНКТ-ПЕТЕРБУРГА)

С.В. Холодкевич^{1,2}, О.А. Рудакова², Т.В. Кузнецова¹, А.Б. Манвелова¹, О.Н. Сулопарова¹

¹Научно-исследовательский центр экологической безопасности РАН, Санкт-Петербург, 197110 Санкт-Петербург, Россия, kholodkevich@mail.ru

²Санкт-Петербургский Государственный Университет, 199034, г. Санкт-Петербург, Россия, kholodkevich@mail.ru

В работе проводится оперативная оценка состояния экосистем ряда рекреационных акваторий Курортного района Санкт-Петербурга путем тестирования здоровья обитающих в них взрослых особей моллюсков *Unio pictorum* методом функциональной нагрузки, на основе анализа их кардиоритма, измеряемого с помощью волоконно-оптической биоэлектронной системы.

В последние несколько лет в НИЦЭБ РАН (Санкт-Петербург) был разработан метод оперативной оценки функционального состояния макробентосных беспозвоночных с жестким наружным покровом: высших раков и моллюсков. На основе этого метода была предложена инновационная технология биоиндикации состояния экосистем акваторий, в которых обитают данные животные [1, 2], которая была опробована в ряде отечественных и международных проектов [3–6]. В частности, при использовании этой технологии было обнаружено, что в акватории напротив парка «Дубки» в Сестрорецке, которая хотя и расположена в относительной близости от выпусков очищенных сточных вод Северной Станции Аэрации ГУП «Водоканал Санкт-Петербурга», функциональное состояние моллюсков значительно выше, чем в курортных акваториях Репино, Комарово, Зеленогорска, расположенных значительно дальше от выпусков станций биологически очищенных сточных вод мегаполиса Санкт-Петербурга [2, 7].

Основная цель работы состояла в апробации перспективности применения этой инновационной технологии биоиндикации для использования, по крайней мере, в региональных программах экологического мониторинга оценки состояния экосистем прибрежных рекреационных акваторий восточной части Финского залива, являющихся водными объектами рыбохозяйственного назначения 1 категории.

Восточная часть Финского залива характеризуется небольшой глубиной. Средняя глубина залива составляет 38 м при площади в 29 тыс. км². Основные проблемы экологической ситуации в Финском заливе связаны с загрязнением воды в результате сброса неочищенных или недостаточно очищенных промышленных, сельскохозяйственных и бытовых сточных вод, а также с высокой степенью заселенности прибрежной территории. Это целиком характерно для Курортного района Санкт-Петербурга, расположенного на значительной протяженности северного побережья восточной части Финского залива. Акватория Финского залива является конечным приемным бассейном коммунального и производственного стока с территорий Санкт-Петербурга и Ленинградской области, приводящих к загрязнению объектов природной среды залива.

Несмотря на то, что в настоящее время «Водоканал Санкт-Петербурга» очищает уже 98,5% бытовых сточных вод, прибрежные акватории Финского залива в черте города продолжают загрязняться из-за неудовле-

творительной работы очистных сооружений и несанкционированных сбросов неочищенных и недостаточно очищенных сточных вод Ленинградской области. Так, по данным ФГБУ «Северо-Западное управление по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды» концентрации легкоокисляемых органических веществ выше установленного норматива наблюдаются в пробах воды, взятых во многих больших и малых реках Ленинградской области, впадающих в Финский залив.

Налаженная широкомасштабная и эффективная сеть контроля состояния поверхностных вод, особенно в крупных городах и вокруг экологически опасных объектов, является важным элементом обеспечения экологической безопасности людей и залогом устойчивости водных экосистем.

Контроль загрязнения вод и состояния биоты Финского залива необходим для оценки состояния экосистем его прибрежных акваторий, особенно рекреационных, в условиях антропогенных воздействий. Важную роль в получении научно-обоснованных оценок влияния природных факторов и различных видов антропогенных воздействий на водные экосистемы в целях сохранения их динамической устойчивости может обеспечивать эффективный биологический мониторинг, на основе которого можно разрабатывать планы мероприятий, направленных на улучшение состояния (здоровья) водных экосистем.

Для оценки экологического состояния акваторий с нестабильной экологической обстановкой, к которым относятся прибрежные и эстуарные экосистемы, целесообразным является применение методов биоиндикации, основанных на использовании биомаркеров, что позволяет получать интегральную оценку состояния водоема по физиологическому состоянию населяющих его водных организмов с большой продолжительностью жизни [1–4]. В качестве животных-биоиндикаторов были выбраны двустворчатые моллюски *Unio pictorum*.

Курортный административный район Санкт-Петербурга является одним из самых экологически чистых районов Северной столицы. Он протянулся вдоль побережья Финского залива полосой 4-12 км и длиной более 50 км. Центр района - город Сестрорецк, в состав входят также город Зеленогорск и 9 поселков: Белоостров, Солнечное, Песочный, Комарово, Репино, Серово, Ушково, Смолячково и Молодежное (<https://www.votpusk.ru>).

Курортный район представляет собой территорию, обладающую уникальным природным потенциалом и рекреационными ресурсами, имеющими как региональное, так и федеральное значение. В Курортном районе в настоящее время находится более 40 постоянно функционирующих санаториев, профилакториев, пансионатов, домов отдыха, горнолыжных и туристических комплексов. Наиболее известные санатории – «Белые ночи», «Северная Ривьера», «Дюны», «Балтийский берег», «Репино», «Сестрорецкий курорт»; пансионаты – «Восток-6», «Буревестник», «Балтиец»; санатории для детей – «Комарово», «Детские Дюны», «Солнечное». Таким образом, рекреационная зона на побережье Курортного района является любимым местом отдыха не только жителей близлежащих поселков, но и отдыхающих и приезжающих на выходные петербуржцев. Однако, в последние годы службами Роспотребнадзора все чаще накладывается запрет на купание в его прибрежных акваториях из-за загрязнения их вод выше допустимых норм по санитарно-гигиеническим показателям. Это обусловлено тем, что уровень антропогенной нагрузки на эти акватории, по-видимому, превышает их ассимиляционную емкость.

Для исследования были выбраны следующие территории Курортного района:

1. Акватория, прилегающая к парку «Дубки» (г. Сестрорецк).
2. Пляж «Чудный» в поселке Репино, являющийся местом отдыха большого количества людей. В непосредственной близости от залива располагаются 3 ресторана, гостиница, а также административное здание.
3. «Золотой пляж» города Зеленогорска, также приспособленный для отдыха населения. В непосредственной близости от акватории располагаются предприятия общепита.
4. Поблизости к пляжу «Детский» в поселке Ушково. Следует отметить, что пляж в Ушково является не таким многолюдным, как, например, в Зеленогорске или Репино. Кроме того, на прилегающей к нему территории нет торговых точек и предприятий общественного питания, а пансионаты и загородные жилые дома поселка Ушково расположены довольно далеко от берега - на высокой песчаной возвышенности.

Для оценки экологического состояния акваторий с нестабильной экологической обстановкой, к которым относятся прибрежные и эстуарные экосистемы, целесообразным является применение методов биоиндикации, основанных на использовании биомаркеров. В частности, в качестве таких биомаркеров могут использоваться характеристики кардиоритма местных видов моллюсков [1, 4, 7].

В качестве животных-биоиндикаторов были выбраны обитающие во всех этих исследованных акваториях двустворчатые моллюски *Unio pictorum*. Необходимое для проведения тестирования количество особей возрастом 3-6 лет собирали в вышеуказанных акваториях вручную на глубине до 0,5 м. Затем они помещались в пластиковые контейнеры и в течение 1-2-х часов доставлялись в лабораторию НИЦЭБ РАН, где выпускались в аквариум с непрерывно аэрируемой природной водой с места их отлова.

Оценка функционального состояния (здоровья) местных моллюсков проводилась путем анализа их частоты сердечных сокращений (ЧСС) в процессе тестирования по методу функциональной нагрузки, подробно описанному в [1, 2].

После закрепления миниатюрного волоконно-оптического датчика в наклеиваемом на створку раковины седле начиналось непрерывное измерение ЧСС моллюсков. Как показывает опыт, через 1-2 часа у большинства моллюсков ЧСС обычно стабилизируется на определенном (фоновом) для каждого животного уровне. Для тестирования отбирались 16 животных, у которых ЧСС оставалась на постоянном уровне в течение предшествовавших 2 часов. Процесс дальнейшего тестирования для таких животных состоял в следующем: в определенный момент времени вода из естественной среды обитания быстро, в течение 1-2 минут, заменялась на подсоленную (до 6 г/л NaCl). Практически сразу моллюски на изменение солёности воды демонстрировали защитно-оборонительную реакцию – закрытие створок. При этом изолированные от окружающей среды животные постепенно, в течение 15-20 минут переходят на анаэробный обмен, который сопровождается значительным сни-

жением ЧСС. Через 1 час животных опять помещают в исходную пресную воду. В ответ на это моллюски постепенно начинают открывать створки раковины. При этом наблюдается постепенное восстановление кардиоритма ЧСС до фонового уровня, предшествовавшего стрессовой нагрузке. Индикативным показателем функционального состояния животного принимается время $T_{\text{восст}}$, необходимое моллюску для восстановления ЧСС, которую наблюдали до теста с изменением солёности. Результат тестирования определяется адаптивной способностью (здоровьем) моллюсков: чем она выше, тем меньше времени $T_{\text{восст}}$ необходимо моллюскам для восстановления их индивидуальных фоновых ЧСС. Если их состояние ослаблено хроническим загрязнением среды обитания, то таким моллюскам требуется больше времени на восстановление фоновой ЧСС [1, 2].

Исходя из предложенного в недавних работах [2, 7] численного подхода к ранжированию морских и пресноводных экосистем по функциональному состоянию обитающих в них двустворчатых моллюсков, оцениваемому по времени восстановления ЧСС, при стандартизованном тестировании животного по методу функционально нагрузки: быстрому изменению солёности воды на непродолжительный промежуток времени, результаты ранжирования акваторий, в соответствии с установленными усредненными $T_{\text{восст}}$ выборок их моллюсков получились следующие (см. Таблицу ниже).

Таблица.

Экологический статус акватории	Показатели $T_{\text{восст}}$, мин	г. Сестрорецк $T_{\text{восст}}$, мин	пос. Репино $T_{\text{восст}}$, мин	г. Зеленогорск $T_{\text{восст}}$, мин	пос. Ушково $T_{\text{восст}}$, мин
Высокий	≤ 50	45 ± 11			
Хороший	50-70				70 ± 8
Посредственный	70-100				
Плохой	100-200		120 ± 10	180 ± 14	
Очень плохой	> 200				

Таким образом, результаты тестирования моллюсков вида *Unio pictorum* из исследованных 4 акваторий позволили установить, что экологический статус акватории вблизи парка «Дубки» (г. Сестрорецк) – Высокий, пляжа «Чудный» в поселке Репино и «Золотого пляжа» города Зеленогорска – Плохой, а пляжа «Детский» в пос. Ушково – Хороший.

Контрастное различие статусов акватории в Сестрорецке и акваторий Репино и Зеленогорска, расположенных дальше от основных выпусков сточных вод мегаполиса, непосредственно указывают на то, что сбрасываемы в Невскую Губу биологически очищенные сточные воды станций аэрации ГУП «Водоканал Санкт-Петербурга» не оказывают неблагоприятного воздействия на качество воды в акваториях Курортного района. Наиболее вероятно, высокий уровень загрязнения акваторий пляжей Репино и Зеленогорска обусловлен недостаточно очищенными локальными стоками, связанными именно с близко расположенными пансионатами и предприятиями общепита, локальные очистные сооружения сточных вод которых функционируют, по видимому, недостаточно эффективно. Это подтверждается, в частности, результатами санитарно-гигиенических исследований специалистов Роспотребнадзора по Санкт-Петербургу, согласно которым, в частности, большинство пляжей Курортного района не соответствуют санитарным правилам и нормам именно из-за сверхнормативных органических загрязнений по показателям и ХПК, и БПК₅, которые стимулируют процессы размножения патогенных микроорганизмов, в результате чего может происходить заражение людей и животных.

В заключение отметим, что использованная технология дополняет современные методы биоиндикации качества поверхностных вод, как среды обитания гидробионтов, и может способствовать обеспечению экологической безопасности рекреационных акваторий в качестве информационной основы для выработки научно-обоснованных природоохранных управленческих решений. После некоторой доработки она может быть рекомендована для использования в региональных программах экологического мониторинга водных экосистем.

Кроме того, с учетом достаточно высокой экспрессности и простоты использования метода, не требующих привлечения специалистов высокой квалификации для его практической реализации, на наш взгляд, данную технологию можно рассматривать, как разработанную в России наилучшую доступную технологию биоиндикации поверхностных вод, которая может эффективно использоваться для решения задач ранней диагностики и предупреждения угроз экологической безопасности экосистем рекреационных акваторий.

Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ, грант 18-44-920010 p_a «Оценка рекреационного потенциала акваторий Севастопольского региона методами биоиндикации», а также российско-эстонский проект ER90 HAZardous chemicalS in the eastern Gulf of Finland – concentrations and impact assessment (HAZLESS) в рамках Программы приграничного сотрудничества России и Эстонии (Estonia-Russia CBC Programme 2014-2020).

Список литературы

1. 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.
2. 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: 215–238. <https://doi.org/10.26428/1606-9919-2018-194-215-238>
3. Kholodkevich S.V., Kuznetsova T.V., Sharov A.N., Kurakin A.S., Lips U., Kolesova N., Lehtonen K.K. Applicability of a bioelectronic cardiac monitoring system for the detection of biological effects of pollution in bioindicator species in the Gulf of Finland // Journal of Marine Systems. 2017. V. 171. P. 151–158.

4. 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. С.75–85.
5. Nikolic M., Kuznetsova T., Kholodkevich S., Gvozdenovic S., Mandic M., Joksimovic D., Teodorovic, I. 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. V. 20(4). P. 680–687. doi:http://dx.doi.org/10.12681/mms.18119
6. Zarykhta V.V., Zhang Z., Kholodkevich S.V., Kuznetsova T.V., Sharov A.N., Zhang Yu, Sun Kai, Lv Miao, Feng Y. Comprehensive assessments of ecological states of Songhua River using chemical analysis and bivalves as bioindicators // *Environmental Science and Pollution Research*. 2019. 26(32): 33341–33350. doi: 10.1007/s11356-019-06349-7.
7. 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.

ЗАГРЯЗНЕНИЕ ЭКОСИСТЕМ ДАЛЬНЕВОСТОЧНЫХ МОРЕЙ РОССИИ: ХЛОРООРГАНИЧЕСКИЕ ПЕСТИЦИДЫ И ПОЛИХЛОРИРОВАННЫЕ БИФЕНИЛЫ

В.Ю. Цыганков^{1,2}, М.Д. Боярова¹, Н.К. Христофорова^{2,3}, А.Н. Гумовский¹,
М.М. Донец¹, Ю.П. Гумовская¹

¹ Школа биомедицины, Дальневосточный федеральный университет,
690091, Россия, Приморский край, г. Владивосток, ул. Суханова, 8, e-mail: tsig_90@mail.ru

² Школа естественных наук, Дальневосточный федеральный университет, 690091, Россия, Приморский край,
г. Владивосток, ул. Суханова, 8.

³ Тихоокеанский институт географии ДВО РАН, 690041, Россия, Приморский край, Владивосток, ул. Радио, 7.

Описаны краткие результаты многолетних исследований стойких органических загрязняющих веществ в экосистемах дальневосточных морей России.

Стойкие органические загрязняющие вещества (СОЗ) – это группа токсичных химических соединений, отличающаяся высокой устойчивостью и способностью накапливаться в пищевых цепях. Эти поллютанты перемещаются на большие расстояния и обладают широким диапазоном вредных воздействий на здоровье человека и окружающую среду. Одними из основных являются хлорорганические пестициды (ХОП) и полихлорированные бифенилы (ПХБ).

В соответствии со Стокгольмской конвенцией СОЗ подлежат глобальному сокращению и ликвидации. Конвенция вступила в силу 17 мая 2004 года, к 23 июля 2005 г. соглашение ратифицировали 103 страны. Российская Федерация Постановлением Правительства РФ № 320 от 18.05.2002 г. подписала Стокгольмскую конвенцию о СОЗ и спустя 9 лет, 27 июля 2011 г. ратифицировала ее. В 2017 г. вышел Приказ №529 «Об утверждении Плана выполнения Российской Федерацией обязательств, предусмотренных Стокгольмской конвенцией о СОЗ».

Хлорорганические соединения за счет своей липофильности способны к биомагнификации (переходить по пищевой цепи от низших трофических уровней к высшим в большей концентрации). Попадая в водную среду, большая часть СОЗ связываются с частицами взвеси и оседают на дно, тем самым накапливаясь в донных отложениях. В реках, как правило, содержание СОЗ выше, чем в море. Это связано с тем, что токсиканты смываются с полей в реки, и только потом в море.

Хлорорганические соединения захватываются организмами различных трофических уровней, например, моллюсками. Двустворчатые моллюски широко применяются в качестве индикаторов для мониторинга СОЗ. По Азиатско-Тихоокеанской программе наблюдения за моллюсками (APMW) в течение 1997-2000 гг. осуществлялся мониторинг загрязнения морской среды. Для определения состояния прибрежных морских вод проводился мониторинг с использованием в качестве биоиндикаторов мидий и устриц. Хлорорганические соединения были обнаружены во всех образцах мидий в странах, участвующих в программе (Камбоджа, Китай, Гонконг, Индия, Индонезия, Япония, Корея, Малайзия, Филиппины, Дальний Восток (ДВ) России, Сингапур, Вьетнам). На Дальнем Востоке подобные исследования регулярно проводились до 2010 года, и только с 2018 г осуществляются вновь [1]. В соответствии с последними неопубликованными нашими исследованиями моллюсков можно заключить о заметном уменьшении СОЗ в экосистемах ДВ морей.

Рыбы, являясь частью трофической цепи, также накапливают в своих органах и тканях СОЗ в процессе биомагнификации. Рыбы распространены повсеместно и в большинстве случаев отражают современные уровни содержания поллютантов в среде, которое зависит от многих факторов. Японские ученые провели ряд исследований мигрирующих и немигрирующих видов, и выявили более низкие концентрации СОЗ в первых. Тихоокеанские лососи – одни из самых массовых мигрирующих промысловых рыб дальневосточных морей. Содержание хлорорганических поллютантов в них распределяется таким образом, что у более жирных видов (например, чавыча и нерка) концентрации выше, чем у более «постных» (кета, горбуша) [2]. Наши исследования также указывают на заметное уменьшение концентрации СОЗ, циркулирующих в экосистеме ДВ морей [2–4]. Донные немигрирующие рыбы показывают локальное загрязнение и могут использоваться в качестве фона для сравне-

ния с мигрирующими видами. Используя камбал в качестве индикаторов, мы выявили закономерности географического «районирования» СОЗ в северо-западной части Тихого океана [5, 6]. Также, мигрирующие рыбы могут выступать как векторы, переносящие органические поллютанты в процессе биотранспорта от субтропических и южнобореальных к бореальным и субарктическим экосистемам [7–8].

Птицы могут быть как промежуточным, так и завершающим звеном трофической цепи. Питаясь живыми организмами, в процессе биомагнификации, накапливают в своих органах токсичные поллютанты. За счет типа питания (травоядные, насекомоядные, рыбающие) и характера миграций (перелетные и локальные) зависят и содержания СОЗ в органах и тканях [9–11].

Млекопитающие по сравнению с большинством других морских организмов живут дольше, следовательно, подвергаются более длительному воздействию ксенобиотиков. Морских млекопитающих можно считать важными видами для мониторинга долгосрочных проявлений СОЗ в морской среде и можно использовать как индикатор глобального загрязнения, так как многие из них мигрируют и о локальном загрязнении говорить сложно [10, 12–14].

Все проведенные исследования СОЗ в морских организмах экосистем дальневосточных морей России указывает на наличие временных тенденций к уменьшению этих соединений. Однако, продолжение регулярного мониторинга позволит не только понимать и, возможно, регулировать ситуацию с СОЗ в этом регионе, но и понять источники поступления этих поллютантов.

Работа выполнена при финансовой поддержке Российского научного фонда (соглашение РНФ № 18-14-00120).

Список литературы

1. Tsygankov V.Yu. Organochlorine pesticides in marine ecosystems of the Far Eastern Seas of Russia (2000–2017) / V.Yu. Tsygankov // *Water Research*. 2019. № 161. P. 43–53.
2. Lukyanova O.N., Tsygankov V.Yu., Boyarova M.D., Khristoforova N.K. Bioaccumulation of HCHs and DDTs in organs of Pacific salmon (genus *Oncorhynchus*) from the Sea of Okhotsk and the Bering Sea // *Chemosphere*. 2016. V. 157. P. 174–180.
3. Tsygankov V.Yu., Lukyanova O.N., Khristoforova N.K. The Sea of Okhotsk and the Bering Sea as the region of natural aquaculture: Organochlorine pesticides in Pacific salmon // *Marine Pollution Bulletin*. 2016. V. 113. P. 69–74.
4. Tsygankov V.Yu., Lukyanova O.N., Boyarova M.D., Gumovskiy A.N., Donets M.M. [et al.] Organochlorine pesticides in commercial Pacific salmon in the Russian Far Eastern seas: food safety and human health risk assessment // *Marine Pollution Bulletin*. 2019. V. 140. P. 503–508.
5. Lukyanova O.N., Tsygankov V.Yu., Boyarova M.D. Organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in the Bering flounder (*Hippoglossoides robustus*) from the Sea of Okhotsk // *Marine Pollution Bulletin*. 2018. V. 137. P. 152–156.
6. Донец М.М., Цыганков В.Ю., Боярова М.Д., Гумовский А.Н., Гумовская Ю.П., Христофорова Н.К. Хлорорганические соединения в камбалах рода *Hippoglossoides* Gottsche, 1835 из дальневосточных морей России // *Морской биологический журнал*. 2020. Т. 5. № 1. С. 29–42.
7. Лукьянова О.Н., Цыганков В.Ю., Боярова М.Д., Христофорова Н.К. Биотранспорт пестицидов тихоокеанскими лососями в северо-западной Пацифике // *Доклады Академии наук*. 2014. Т. 456. № 3. С. 363–365.
8. Лукьянова О.Н., Цыганков В.Ю., Боярова М.Д., Христофорова Н.К. Тихоокеанские лососи рода *Oncorhynchus* как вектор переноса стойких загрязняющих веществ в океане // *Вопросы ихтиологии*. 2015. Т. 55. № 3. С. 351–355.
9. Tsygankov V.Yu., Boyarova M.D., Lukyanova O.N. Bioaccumulation of organochlorine pesticides (OCPs) in the northern fulmar (*Fulmarus glacialis*) from the Sea of Okhotsk // *Marine Pollution Bulletin*. 2016. V. 110. P. 82–85.
10. Tsygankov V.Yu., Lukyanova O.N., Boyarova M.D. Organochlorine Pesticide Accumulation in Seabirds and Marine Mammals from the Northwest Pacific // *Marine Pollution Bulletin*. 2018. V. 128. P. 208–213.
11. Цыганков В.Ю., Лукьянова О.Н., Боярова М.Д. Стойкие органические загрязняющие вещества в морских птицах Охотского моря // *Известия ТИНРО*. 2018. Т. 192. С. 136–144.
12. Цыганков В.Ю. Хлорорганические пестициды и тяжелые металлы в органах серого кита из Берингова моря // *Известия ТИНРО*. 2012. Т. 170. С. 202–209.
13. Цыганков В.Ю., Боярова М.Д., Лукьянова О.Н. Стойкие токсические вещества в мышцах и печени тихоокеанского моржа *Odobenus rosmarus divergens* Illiger, 1815 из Берингова моря // *Биология моря*. 2014. Т. 40. № 2. С. 158–161.
14. Tsygankov V.Yu., Boyarova M.D., Lukyanova O.N. Bioaccumulation of Persistent Organochlorine Pesticides (OCPs) by Gray Whale and Pacific Walrus from the Western Part of the Bering Sea // *Marine Pollution Bulletin*. 2015. V. 99. P. 235–239.

БИОМОНИТОРИНГ ЭКОТОКСИКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ЗАЛИВА ПЕТРА ВЕЛИКОГО ЯПОНСКОГО МОРЯ

С.А. Черкашин¹, С.А. Даниленко¹, Т.С. Пряжевская²

¹Тихоокеанский филиал ФГБНУ ВНИРО (ТИНРО),

690091 г. Владивосток, Россия, sergey.cherkashin@tinro-center.ru

²Дальневосточный государственный технический рыбохозяйственный университет,
690095 г. Владивосток, Россия

В работе обобщены результаты биомониторинга экотоксикологического состояния прибрежных акваторий залива Петра Великого на различных уровнях биологической организации, от молекулярного до биоценологического. Выявлено улучшение качества вод исследованных участков залива по сравнению с ситуацией до 2009 г.

Прибрежные акватории занимают особое место в Мировом океане, благодаря той исключительной роли, которую они играют как в жизни моря, так и в вопросах, связанных с хозяйственной и рекреационной деятельностью. По мере роста урбанизации побережья происходит усиление антропогенного пресса на экосистемы, причем одно из ведущих мест в нем занимает загрязнение морской среды. Среди акваторий Японского моря максимальному антропогенному воздействию подвержены некоторые внутренние участки зал. Петра Великого. Трудность выявления причинно-следственных взаимоотношений между количеством загрязняющих веществ в водоемах и нарушением тех или иных биологических параметров состоит в том, что, с одной стороны, на биоту одновременно действует комплекс абиотических и биотических факторов, а с другой стороны, гидробионты реагируют на любое воздействие как целостная система. Тем не менее, опыт проведенных в этом направлении исследований свидетельствует о возможности выявить многие неблагоприятные последствия загрязнения, как по отдельным показателям метаболизма, так и по состоянию водных организмов в целом, а также по качественным и количественным показателям организации и функционирования популяций и биоценозов. Биомониторинг позволяет объективно оценить степень совокупного влияния на организмы всех факторов, причем реакция биоты зависит не столько от отдельных физико-химических компонентов, сколько от их взаимодействия. В результате токсичность среды может оказаться выше, чем за счет исходных поллютантов.

Отрицательные последствия загрязнения водоемов проявляются на разных уровнях организации живой материи - от молекулярно-биохимического до биоценологического и экосистемного. Оценка экотоксикологической ситуации предполагает изучение комплекса подобных изменений и основана на результатах биоиндикации и биотестирования. С помощью биоиндикации можно оценить экологическое состояние местообитания, последствия имевшегося прошедшего или существующего загрязнения по реакциям обитающих там организмов на всех уровнях их биологической организации. Биоиндикация одинаково пригодна для выявления негативного воздействия на биосистемы физических, химических, биологических факторов или их сочетания. Для биоиндикации состояния акваторий выбирают соответствующие компоненты сообщества, достаточно чувствительные к изменениям среды обитания – биоиндикаторы, состояние которых отражает динамику экотоксикологической обстановки.

Существенную роль в морских прибрежных экосистемах играют некоторые виды эпи-бентосных и планктонных ракообразных – мизид (Crustacea), которые являются важным компонентом пищи многих видов рыб и обладают высокими продукционными способностями. Они многочисленны в прибрежной зоне морей, удобны в качестве объектов исследований. Многолетний комплексный мониторинг прибрежных акваторий Приморья, включающий наблюдения за состоянием морской среды и изменением параметров сообществ фито- и зоопланктона, показал эффективность изучения видового состава и структуры популяций мизид для оценки последствий загрязнения [1–4].

Наиболее значимым негативным последствием воздействия загрязнения на мизид зал. Петра Великого является сокращение их численности и видового состава вплоть до полного исчезновения этих рачков на некоторых экологически неблагополучных участках. Такая обстановка обычна для акваторий вблизи крупных населенных пунктов (г. Владивосток, г. Находка, пос. Славянка и др.) и в отдельных наиболее загрязненных внутренних районах зал. Петра Великого (в бухтах Экспедиции залива Посет, Находка залива Находка). Установлено, что деградация биоценозов мизид под влиянием поллютантов протекает в пять стадий и может рассматриваться как показатель состояния вод и самих рачков. Пятая стадия – полное отсутствие мизид, свидетельствует о катастрофическом состоянии компонентов экосистемы. Однако экотоксикологическая ситуация обычно не постоянна в пространстве и времени. С уменьшением загрязнения районов, где мизиды исчезли, они появляются здесь вновь через несколько месяцев или лет [2]. Сравнение относительного обилия индикаторных видов рачков в годы с сопоставимой интенсивностью речного стока выявило ухудшение состояния Амурского залива в 80-е гг. Экотоксикологическая ситуация в большинстве районов залива, начиная с середины 2000-х гг., судя по встречаемости мизид, была сходной с периодом исследований 1982-85 гг., но лучше, чем в 1991 г., когда относительное обилие *Neomysis intermedia* в вершинной части составило 100% [1].

Наиболее показательным параметром для оценки экотоксикологического состояния акваторий с использованием мизид является структура популяций видов-индикаторов, прежде всего относительное обилие мизид *Paracanthomysis shikhotaniensis*, поскольку они отлавливаются в мелководных чистых акваториях с апреля по ноябрь и обладают пониженной устойчивостью ко многим токсикантам [5, 6]. В загрязненных районах Амур-

ского залива у г. Владивосток этот вид исчез в 1984 г. и не был обнаружен до 2004 г. [4]. Начиная с середины 2000-х гг., ситуация здесь стабилизировалась, о чем говорит сходное относительное обилие вида в 2004–2008 гг. и в 2019 г.

Еще более чувствительным показателем состояния биоты является размерно-половая структура популяций, которая изменяется при минимальных воздействиях. Наиболее очевидным проявлением влияния загрязнения на эврибионтную *N. mirabilis* оказался опережающий весенний нерест ее перезимовавших самок в кутовых районах залива, что не может объясняться лишь большей прогреваемостью вод этих участков, так как, например, вымет молоди в вершине Амурского залива наступает при 8 °С, в то время как в открытой части зал. Петра Великого у о. Рейнеке (условно-фоновый район) – при 11 °С.

Наряду с биоценотическими и популяционными исследованиями, для оценки состояния организмов в условиях загрязнения широко применяются разнообразные молекулярные биомаркеры, которые отражают изменение метаболизма животных под влиянием различных факторов. Несмотря на то, что эти реакции видоспецифичны и зависят от характера воздействия, они неоднократно доказали свою информативность для биоиндикации и биомониторинга функционального состояния организмов при антропогенном загрязнении вод. Двустворчатые моллюски семейства *Mytilidae*, благодаря повсеместному распространению, прикрепленному образу жизни и доступности для отбора признаны удобным и репрезентативным объектом для биомониторинга. Они широко используются во всем мире для оценки степени загрязнения морской среды. В качестве индикаторного вида нами была использована мидия Грея *Crenomytilus grayanus*. Моллюски были отобраны во внутренних частях Амурского и Уссурийского заливов, а также – у острова Рейнеке. В гомогенатах гепатопанкреаса, жабр и гонад были определены параметры антиоксидантной системы, биотрансформации и окислительного стресса.

Важными биомаркерами биотрансформации и детоксикации органических поллютантов являются трипептид глутатион и система глутатион-зависимых ферментов. Глутатион-S-трансфераза (GST) участвует в конъюгации восстановленного глутатиона с разнообразными электрофильными соединениями. При исследовании животных с разных станций в Амурском заливе наиболее высокая активность GST во всех органах была отмечена у мидий, отобранных у мыса Песчаный во внутренней части залива, и составляла в среднем 25 нмоль/мин/мг белка в гепатопанкреасе, 21 в гонадах, и 17 в жабрах. В органах мидий из акватории о. Рейнеке значения данного показателя были достоверно ниже. Мидии из б. Перевозная характеризовались промежуточным уровнем активности фермента. В ряде исследований было оказано, что эти участки Амурского залива значительно отличаются по уровню антропогенной нагрузки, и, как следствие, уровню загрязнения. Акватория севернее мыса Песчаный находится под максимальным влиянием второй по величине реки юга Приморского края – Раздольной, воды которой выносят в Амурский залив значительную долю сточных вод. Это приводит к высокой степени эвтрофирования вод залива и загрязнению различными токсичными веществами. Выявлена положительная корреляция между активностью GST и концентрацией нефтяных углеводородов и хлорорганических пестицидов в донных отложениях из этих же районов [4].

Среди глутатион-зависимых ферментов большую роль играет также глутатион-редуктаза (GP). У мидий из бухты Перевозная была отмечена наиболее высокая активность GP во всех органах. В гонадах она составляла в среднем 65, в гепатопанкреасе – 56, а в жабрах – 16 нмоль НАДФН/мин/мг белка. У моллюсков из района мыса Песчаный активность GP была значительно ниже, минимальная – у о. Рейнеке. Аналогичная тенденция наблюдалась и для содержания восстановленного глутатиона. В метаболических путях живых организмов глутатион-редуктаза восстанавливает глутатион (GSH) из окисленной формы (GSSG). Поэтому концентрация GSH, а также соотношение GSSG/GSH, связаны с активностью этого фермента. Для мидий из загрязненных местобитаний характерно высокое содержание GSH в жабрах и гепатопанкреасе на фоне повышенной ферментативной активности GP. Глутатион, в свою очередь, является субстратом для глутатион-S-трансферазы. Высокая активность GST постепенно приводит к истощению внутриклеточного пула глутатиона. У мидий из акватории мыса Песчаный при высокой активности GST отмечено пониженное содержание глутатиона. Это отражает активное протекание процессов биотрансформации в органах моллюсков. GP, восстанавливая глутатион, участвует в защите организма от свободных радикалов. Продукция подобных радикалов, и, в первую очередь, активных форм кислорода, увеличивается при действии различных факторов, как антропогенных, так и природных, например, гипоксии. В период исследования содержание кислорода в придонном слое воды б. Перевозной составляло менее 70% насыщения. В метаболизме мидий это выражается в повышенной активности GP.

При хроническом воздействии стрессовых факторов происходит истощение ресурсов антиоксидантной системы и снижение ее активности, что сопровождается резким повышением интенсивности перекисных процессов в липидах мембран. По уровню малонового диальдегида (МДА) - конечного продукта окислительной дегградации липидов, мидии с разных станций достоверно не различались. Концентрация МДА составляла в гепатопанкреасе 1.4-2.1 нмоль/мг белка, в гонадах 2.3-5.5 нмоль/мг белка, в жабрах 11.4-17.3 нмоль/мг белка.

Молекулярные биомаркеры про- и антиоксидантных процессов и метаболизма органических поллютантов были определены также в органах мидий, собранных в Уссурийском заливе. Показано, что у мидий из внутренних районов залива (б. Лазурная и Суходол) была повышена активность глутатион-S-трансферазы как в гепатопанкреасе (в 3 и 2 раза соответственно), так и в жабрах (на 50 и 20 % соответственно) по сравнению с мидиями из акватории о-ва Рейнеке [3]. Максимальная активность фермента обнаружена у мидий из б. Лазурная. В гепатопанкреасе она равнялась 58, а в жабрах 38 нмоль/мин/мг белка. Активность каталазы в жабрах у мидий из этого района была понижена на 20 %, а уровень глутатиона в гонадах снижен на 50 %. Все эти параметры подтверждают развитие окислительного стресса в клетках моллюсков из внутренних районов Амурского и Уссурийского заливов.

В соответствии с нормативными документами Российской Федерации, обязательным элементом системы оценки и контроля качества вод является биотестирование - экспериментальная оценка состояния среды и гид-

робионтов, основанная на регистрации тест-функции используемой биосистемы. Эффективность биотестирования и обоснованность выводов определяется, прежде всего, правильным выбором тест-объектов. Наиболее верное решение состоит в использовании нескольких тест-организмов, отвечающих определенным требованиям [7]. Вследствие низких концентраций большинства поллютантов в морских водах для мониторинга последствий загрязнения особенно необходимы высокочувствительные или наиболее уязвимые тест-организмы. Многочисленные исследования свидетельствуют о повышенной уязвимости к токсикантам некоторых видов ракообразных, особенно с малыми размерами тела и личинок рыб.

В 2003-2019 гг. оценку качества воды в экспериментах осуществляли преимущественно на двух видах мизид и предличинках анчоуса *Engraulis japonicus*, согласно методическим указаниям, утвержденным позднее Росрыболовством и зарегистрированным Минюстом РФ. Эти виды оказались более перспективными тест-объектами по сравнению с личинками краба *Dorippe granulata* и веслоногих ракообразных. Пробы воды для биотестирования отбирали из поверхностного слоя на 25-ти станциях в основном в мае-сентябре. Наиболее многочисленные рачки *N. mirabilis* составляли в июне 60–98% от общей численности мизид в мелководных районах Амурского залива. Дополнительные физиологические нагрузки, такие как нерест и линька, в процессе биотестирования в июне приводили к тому, что этот тест-объект в данный период оказывался более чувствительным, чем мизиды *Paracanthomysis shikhotaniensis*, численность которых в июле-сентябре у о. Рейнеке достигала 47–60%. В эти месяцы уязвимостью рачков *P. shikhotaniensis*, представленных в опытах молодью, была выше, чем *N. mirabilis*, и поэтому они лучше подходили как тест-объекты [8]. Для исследований состояния морских вод с мая по август в качестве тест-объекта использовали и предличинок анчоуса *E. japonicus*, вылупившихся в лаборатории. В целях снижения гибели из-за возможного травматизма объекта на различных этапах работы и улучшения воспроизводимости результатов эксперимента, использовали предличинок в возрасте 16–22 ч. Эксперимент длился 96 ч (за это время желточный мешок у предличинок почти полностью рассасывался). При сопоставлении результатов биотестирования воды из открытой части залива и из внутренней наиболее загрязненной акватории у центральной части г. Владивостока выявляли отличия качества вод.

Спад промышленного производства в Приморском крае в 1990-е гг. способствовал заметному снижению объемов сброса загрязненных вод и, как следствие, ослаблению экологической напряженности состояния зал. Петра Великого. Однако и после этого в кратковременных опытах удалось выявить негативное влияние загрязненных вод отдельных, обычно внутренних, акваторий залива на выживаемость мизид и предличинок анчоуса. Максимальная гибель тест-организмов характерна именно в пробах из внутренних акваторий. В большинстве случаев наиболее уязвимыми оказались предличинки. Однако дополнительные физиологические нагрузки, такие как преждевременный нерест под влиянием загрязнения и резкое изменение температуры воды, значительно увеличивают смертность даже эврибионтных видов, например мизид *N. mirabilis*. Многолетнее биотестирование продемонстрировало токсичность исследованных проб из локальных участков внутренней акватории Амурского залива, прилегающей к центральной части г. Владивостока и подверженной интенсивному антропогенному загрязнению. Однако лишь в августе и сентябре 2003 и июле 2007 гг. показатели выживаемости мизид в водах этого района в целом были достоверно ниже, чем во внешней части залива. В 2009–2019 гг. экотоксикологическое состояние залива стало более удовлетворительным по сравнению с 2003–2008 гг., вероятно, из-за снижения загрязнения. За последние годы различие гибели мизид в пробах из поверхностного слоя вод внутренней и внешней акваторий Амурского залива в среднем не превышало 30%.

Таким образом, биотестирование вод выявило улучшение экотоксикологического состояния большинства исследованных акваторий залива по сравнению с ситуацией до 2009 г. Лучшие экотоксикологические условия сохраняются в открытой части залива. Однако в ряде опытов установлено кратковременное снижение качества вод и в этих районах. Следовательно, последствия загрязнения залива нуждаются в регулярной экотоксикологической оценке. Поскольку по сравнению с большинством тест-организмов из дальневосточных морей России и с рачками *Artemia salina*, широко используемыми многими организациями, нами доказана повышенная уязвимость для поллютантов двух массовых в Японском море видов мизид и предличинок рыб, эти тест-объекты являются весьма перспективными для мониторинга последствий загрязнения прибрежных морских акваторий Приморья. Для объективной диагностики состояния водоема в целом биотестирование желательно проводить одновременно на нескольких тест-объектах – представителях различных трофических звеньев, отобранных из природных популяций в условно чистых (фоновых) участках исследуемого водоема. Дополнительные физиологические нагрузки, такие как преждевременный нерест под влиянием загрязнения и резкое изменение температуры воды, значительно увеличивают чувствительность тестов даже на эврибионтных видах, например на мизиде *N. mirabilis* и предличинках анчоуса *E. japonicus*.

Подводя итог биомониторингу последствий загрязнения, необходимо отметить, что биоиндикация на биоценотическом, популяционном, организменном и молекулярном уровнях организации живой материи дает сопоставимую информацию о состоянии морских экосистем. Размерно-половая структура популяций мизид, их видовой состав, биомаркеры состояния моллюсков, результаты биотестирования свидетельствовали об удовлетворительной экологической ситуации во внешних районах залива, где загрязнение минимально. Лишь в локальных участках внутренних частей Амурского и Уссурийского заливов, в которые поступает наибольшее количество поллютантов, выявлены негативные последствия на различных уровнях биологической организации. Однако эти эффекты в основном обратимы и являются основой адаптивных реакций объектов исследований к условиям среды.

Список литературы

1. Вейдеман Е.Л., Черкашин С.А., Щеглов В.В. Диагностика состояния прибрежных акваторий: некоторые проблемы и результаты // Изв. ТИНРО. 2001. Т. 128, ч. III. С. 1036–1049.

2. Черкашин С.А., Вейдеман Е.Л. Экотоксикологический анализ состояния прибрежных экосистем залива Петра Великого (Японское море) // *Вопр. рыболовства*. 2005. Т. 6. №4(24). С. 637–652.
3. Лукьянова О.Н., Черкашин С.А., Нигматулина Л.В., Черняев А.П., Вейдеман Е.Л., Ирейкина С.А., Пряжевская Т.С. Комплексная химико-экологическая оценка состояния Уссурийского залива (Японское море) // *Вод. ресурсы*. 2009. Т. 36, № 5. С. 615–622.
4. Лукьянова О.Н., Черкашин С.А., Симоконь М.В. Обзор современного экологического состояния залива Петра Великого (2000-2010 гг.) // *Вестн. ДВО РАН*. 2012. № 2. С. 55–63.
5. Пряжевская Т.С., Черкашин С.А. Влияние меди на выживаемость мизид *Neomysis mirabilis* и *Paracanthomysis sp.* (Crustacea: Mysidacea) // *Изв. ТИНРО*. 2014. Т. 177. С. 219–226.
6. Черкашин С.А. Влияние цинка на выживаемость некоторых видов мизид, десятиногих и веслоногих ракообразных из залива Петра Великого Японского моря // *Биол. моря*. 2020. Т. 46, № 3. С. 200–206.
7. Черкашин С.А., Симоконь М.В., Пряжевская Т.С. Анализ экотоксикологического состояния Амурского залива (Японское море) на основе химических и токсикологических показателей // *Вод. ресурсы*. 2019. Т. 46, № 3. С. 308–317.

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

Г.М. Чуйко^{1,2}, М.В. Гапеева¹, Р.А. Ложкина¹, В.В. Законнов¹, И.И. Томилина¹,
М.А. Алексеева², Г.А. Урванцева²

¹ *Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН,
152742 Борок, Ярославская обл., Некоузский р-н, Россия, gchuiiko@ibiw.ru*

² *Ярославский государственный университет им. П.Г. Демидова, 150003 Ярославль, Россия, Советская, 14*

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. По результатам проведенного исследования можно расположить водохранилища по степени ухудшения экотоксикологического состояния в следующем ряду: Волгоградское = Саратовское > Куйбышевское > Чебоксарское > Горьковское.

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) водоём. 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 её 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.

В рамках этого проекта проводилось исследование, цель которого – дать комплексную оценку экотоксикологического состояния Волжских водохранилищ с помощью методов биодиагностики и химического анализа.

Пробы донных отложений (ДО) отбирались в 2014–2015 гг. на Рыбинском, Горьковском, Чебоксарском, Куйбышевском, Саратовском и Волгоградском водохранилищах модифицированным дночерпателем Экмана-Берджа (ДАК-250) с площадью захвата 1/40 м² и дночерпателем ДАК-100 с площадью захвата 1/100 м² в ходе комплексной экспедиции на научно-исследовательском судне «Ак. Топчиев». Для исследования характеристик ДО, их токсичности и содержания использовали интегральную пробу верхнего слоя грунта (0–10 см), отобранную на каждой станции за 3 подъема. Рыбу леща (*Abramis brama* L.) отлавливали донным тралом. После проведения стандартного биоанализа у 10 особей обоего пола со средними значениями длины и массы тела 30.5 см и 633.5 г, соответственно, отбирали навеску печени для последующего определения биохимических маркеров состояния оксидативного стресса (СОС): содержание малонового диальдегида (MDA) как показатель интенсивности образования активных форм кислорода (АФК), а также содержание восстановленного глутатиона (GSH) и активность антиоксидантных ферментов – каталазы (КАТ) и глутатион-S-трансферазы (GST), для оценки эффективности работы системы антиоксидантной защиты (АОЗ) [1]. Токсичность ДО определяли методами биотестирования на цериодафниях, личинках хирономид (*Chironomus riparius* Meigen), а содержание общих форм тяжелых металлов (ТМ) – методом ИСП спектрометрии как описано ранее [2]. Тип ДО идентифицировали согласно методикам и классификации В.В. Законнова [3]. Полученные данные обрабатывались статистически с использованием пакета программ MS Excel 2007 и Statistica 10. Результаты представлены в виде средних и их ошибок (x±SE). Проверка нормальности эмпирического распределения изучаемого признака осуществлялась с помощью критерия Колмогорова-Смирнова. Статистическая значимость различий оценивалась по t-критерию Стьюдента при p = 0.05.

Все отобранные ДО отложения в преобладающем большинстве были представлены двумя типами илов – глинистые серые (8 проб) и песчанистые илы (5 проб), и только одна проба (ст.5) – илистым песком (табл.1).

Установлено, что по мере снижения содержания в ДО ТМ располагались в ряду $Al > Mn >> Sr \geq V \geq Zn > Cr > Ni > Cu$ (табл. 1). При этом содержание ТМ в исследованных ДО демонстрировало высокую вариабельность в зависимости от локализации. Наибольшие значения и диапазоны пространственного варьирования выявлены для алюминия: от 6.2 (ст. 1) до 10173.1 мкг/г с.м. (ст. 11), а наименьший – для Мп: от 28.7 до 1621.7 мкг/г.с.м. Известно, что сорбционная способность ДО в отношении загрязняющих веществ (ЗВ) 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 стойким органическим загрязняющим веществам СОЗ [4]. Поэтому она была выбрана фоновой при биодиагностическом анализе.

Таблица 1. Содержание ТМ и тип грунтов в ДО Волжских водохранилищ

№ станции	Координаты	Тип грунта	Содержание металла, мкг/г с.м.							
			Al	V	Cr	Mn	Ni	Sr	Cu	Zn
Рыбинское в-ще										
1	58°04.533'С 38°17.892'В	глин. ил	6.2	50.68	44.31	1283.7	22.63	32.10	13.59	60.78
Горьковское в-ще										
2	57°07.838'С 43°07.074'В	глин. ил	4616.2	23.77	28.55	918.6	21.17	22.56	11.91	56.46
3	57°28.914'С 41°58.185'В	песч. ил	7.4	63.76	86.34	1621.7	34.70	53.34	21.13	90.64
4	57°41.220'С 40°59.660'В	песч. ил	1932.7	6.96	11.28	312.6	<1.0	8.07	4.16	23.49
Чебоксарское в-ще										
5	56°04.832'С 45°04.650'В	илист. песок	503.4	2.87	2.74	263.1	<1.0	6.58	0.97	4.21
6	56°07.189'С 45°28.930'В	песч. ил	4775.1	19.71	18.09	983.1	10.65	44.99	5.93	21.51
7	56°08.382'С 46°00.494'В	глин. ил	2307.2	10.43	9.75	507.8	<1.0	23.11	5.36	11.48
8	56°08.697'С 47°26.085'В	глин. ил	791.4	107.44	115.72	1065.9	63.00	159.68	24.68	90.28
Куйбышевское в-ще										
9	55°14.776'С 49°16.355'В	глин. ил	6.5	91.03	93.55	1285.4	57.05	142.83	22.10	54.53
10	54°57.419'С 48°51.083'В	глин. ил	9271.1	43.24	57.08	794.9	44.97	81.89	17.47	38.67
Саратовское в-ще										
11	53°08.604'С 48°35.774'В	песч. ил	361.7	6.94	4.68	280.5	1.08	9.27	1.37	4.60
12	52°33.673'С 48°11.380'В	глин. ил	10173.1	48.10	43.60	1424.8	30.40	84.4	11.6	32.7
Волгоградское в-ще										
13	51°43.668'С 46°37.908'В	песч. ил	1726.9	7.11	5.99	28.7	8.46	31.81	2.35	20.26
14	50°29.268'С 45°09.427'В	глин. ил	7520.3	29.81	33.15	1426.1	17.40	95.48	14.19	38.65

Примечание: глин. ил – серый глинистый ил; песч. ил – песчанистый ил; илист. песок – илистый песок.

Биотестирование показало, что на большинстве станций, за исключением ст.1, 5, 6, 11, 12, ДО обладали хроническим токсическим действием по отношению к личинкам хирономид: их смертность была > 30% и наблюдалось статистически значимое снижение линейных размеров (табл. 2).

Анализ значений биомаркеров показал, что у рыб Горьковского водохранилища по сравнению с рыбами на ст. 1 (Рыбинское водохранилище) повышенный уровень MDA и активность всех компонентов АОЗ (содержание GSH и активность KAT, GST) (табл.2). Такой профиль биомаркеров СОС свидетельствует о повышенной интенсивности образования АФК и истощении системы АОЗ в организме рыб, т.е. хроническом оксидативном стрессе, и указывает на неблагоприятное качество среды их обитания [5, 6].

В Чебоксарском водохранилище у рыб регистрировался повышенный уровень MDA, но понижено содержание GSH и активность участвующего в его метаболизме фермента GST. Активность KAT близка к нормальному уровню. Данный профиль биомаркеров указывает на то, что, не смотря на высокую интенсивность обра-

зования АФК, система АОЗ частично функционирует в нормальном режиме и не дошла до полного истощения своих ресурсов, т.е. способна нейтрализовать оксидативные процессы в клетке и препятствовать вызванным ими морфо-функциональным повреждениям биологических молекул и клеточных структур. Исходя из этого можно предположить, что в этом водохранилище условия обитания рыб лучше, чем в Горьковском.

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 СОЗ, полициклические ароматические углеводороды, нефтепродукты и др., поскольку данный фермент участвует еще и в процессе биотрансформации таких ксенобиотиков. На основании значений биомаркеров можно предположить, что экотоксикологическая ситуация в этом водохранилище более благоприятная, чем в предыдущих двух.

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 ферментативного 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 предыдущем.

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

№ станции	MDA	GSH	GST	KAT	токсичность
Рыбинское в-ще					
1	0.053±0.014	0.042±0.01	3.17±0.29	62.6±4.8	НТ
Горьковское в-ще					
2	0.113±0.006*	0.008±0.0001*	1.00±0.08*	28.7±4.4*	ХТД
3	0.125±0.018*	0.006±0.001*	1.16±0.36*	24.8±3.4*	ХТД
4	0.151±0.017*	0.008±0.0002*	1.16±0.16*	29.6±7.3*	ХТД
Чебоксарское в-ще					
5	0.134±0.016*	0.001±0.0001*	1.73±0.30*	42.3±4.3*	НТ
6	0.119±0.023*	0.002±0.0001*	2.25±0.37	51.1±4.5	НТ
7	0.111±0.012*	0.003±0.001*	2.25±0.42	59.0±8.0	ХТД
8	0.155±0.028*	0.0015±0.0001*	2.66±0.41	41.6±7.2	ХТД
Куйбышевское в-ще					
9	0.085±0.013	0.041±0.008	6.00±0.35*	72.2±7.3	ХТД
10	0.121	0.042	8.47	58.4	ХТД
Саратовское в-ще					
11	0.048±0.003	0.053±0.009	8.81±1.08*	92.8±7.5*	НТ
12	0.054±0.010	0.047±0.014	7.01±1.12*	89.0±7.3	НТ
Волгоградское в-ще					
13	0.018±0.001*	0.079±0.004*	5.54±0.19*	142.8±10.1*	ХТД
14	0.020±0.008	0.092±0.025*	6.13±1.03*	94.3±26.3*	ХТД

Примечание: MDA – малоновый диальдегид; GSH – глутатион; KAT – каталаза; GST – глутатион-S-транс-фераза; содержание MDA и GSH выражены в пкмоль/мкг белка; активность ферментов KAT и GST – в нмоль/мкг белка/мин; НТ – проба не токсична; ХТД – хроническое токсическое действие; *статистически значимые различия для каждого показателя по сравнению со ст. 1.

В Волгоградском водохранилище интенсивность образования АФК в тканях рыб 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 её некоторой избыточной активности. Все это указывает на благополучное состояние среды обитания рыб.

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 [6]. 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.

В целом, по результатам проведенного исследования на основе комплексного анализа можно расположить водохранилища по степени ухудшения экотоксикологического состояния в следующем ряду: Волгоградское = Саратовское > Куйбышевское > Чебоксарское > Горьковское.

Работа выполнена в рамках плановой темы № г/р АААА-А18-118012690123-4 при частичной финансовой поддержке приоритетного проекта Оздоровление Волги по теме № г.р. АААА-А18-118052590015-9.

Список литературы

1. 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. P. 147–152.
2. 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 // *Разнообразие, распределение и обилие гидробионтов в водохранилищах Волжско-Камского бассейна* / [отв. ред. Ю. В. Герасимов]. - Борок: Институт биологии внутренних вод им. И. Д. Папанина РАН. Труды; вып. 82 (85). 2018. С. 107–131.
3. Законнов В.В. Гл.2. Характеристика экосистемы водохранилища. 2.3. Характеристика донных отложений, с.59-73 / В.И. Лазарева (ред) Структура и функционирование экосистемы Рыбинского водохранилища в начале XXI века. РАН, Ин-т биологии внутр. вод им. И.Д. Папанина. М.: РАН, 2018. - 456 с.
4. Чуйко Г.М., Подгорная В.М. Глава 13. Антропогенное воздействие на экосистему водохранилища. 13.1. Пространственное распределение органических загрязняющих веществ в экосистеме водохранилища (ретроспективный аналитический обзор), с 357-371 / В.И. Лазарева (ред) Структура и функционирование экосистемы Рыбинского водохранилища в начале XXI века. РАН, Ин-т биологии внутр. вод им. И.Д. Папанина. М.: РАН, 2018. - 456 с.
5. Чуйко Г.М. Биомаркеры в гидроэкотоксикологии: принципы, методы и методология, практика использования. Гл XV. // В кн. Экологический мониторинг. Часть VIII. Современные проблемы мониторинга пресноводных экосистем: Учебное пособие / Под ред. проф. Д.Б. Гелашвили, проф. Г.В. Шургановой. Нижний Новгород: Изд-во Нижегородского госуниверситета, 2014. – С. 310–326.
6. Lushchak V.I. Environmentally induced oxidative stress in aquatic animals // *Aquatic toxicology*. 2011. Vol. 101, Is. 1. P. 13–30.

ОСОБЕННОСТИ МИНЕРАЛЬНОГО СОСТАВА ВОДЫ ИРИКЛИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА И ПРИЛЕГАЮЩИХ УЧАСТКОВ Р. УРАЛ

Е.А. Шашуловская, С.А. Мосияш

Саратовский филиал ФГБНУ «Всероссийский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства и океанографии», 410002, г. Саратов, Россия, shash.elena2010@yandex.ru

Проведены многолетние исследования (2013-2019 гг.) макрокомпонентного состава воды Ириклинского водохранилища и прилегающих участков р. Урал. Показана доминирующая роль гидрологических факторов в формировании ионного состава воды в верховьях водохранилища и внутриводоемных процессов в его нижней части.

Минеральный состав воды – важнейшая экологическая характеристика, зависящая от особенностей геохимического строения территории водосборного бассейна и климатических факторов. Антропогенное воздействие может повышать общую минерализацию за счет увеличения содержания различных солей в сточных водах.

Освоение минеральных ресурсов в бассейне р. Урал в середине прошлого века значительно изменило гидрохимический режим одной из крупнейших рек Европы и привело к формированию специфического природно-техногенного комплекса. В верхнем течении Урала, являющимся наиболее обеспеченным водными ресурсами, были созданы несколько искусственных водоемов, самым крупным из которых является Ириклинское водохранилище. Зарегулирование стока позволило наиболее рационально использовать гарантированные ресурсы пресных вод, формирующиеся в условиях засушливого климата степной и лесостепной зон, а интенсивное хозяйственное освоение водосборного бассейна привело к загрязнению акватории сточными водами горнодобывающих и перерабатывающих предприятий цветной металлургии [1]. Гидрохимические исследования водохранилища немногочисленны и направлены в первую очередь на изучение загрязнения его акватории тяжелыми металлами и нефтепродуктами [2–4]. Вместе с тем изучение процессов формирования минерального состава природных вод, особенно в условиях засушливого климата и интенсивной хозяйственной деятельности, тесно связано с теорией функционирования водных экосистем, проблемами охраны и рационального использования водных ресурсов, что определяет актуальность данной работы.

Глубоководное Ириклинское водохранилище расположено в районе Уральского горного сооружения, геоморфология которого создана тектоническими процессами. Горные породы вулканогенного и метаморфического происхождения характеризуются сосредоточенными выходами подземных вод [5]. Для водоема характерен слабый водообмен (один раз в два года), неравномерность сезонного и многолетнего стока. Длина водохранилища – 75 км, максимальная глубина – 36 м, общая площадь зеркала составляет 260 км³. Водоохранилище имеет сложную конфигурацию и состоит из нескольких плесов. Самый большой по площади Таналык-Суундукский имеет ширину 8 км. Верхние плесы (Чапаевский и Софинский) наиболее мелководные с максимальными глубинами до 15 м. В нижних плесах (Таналык-Суундукский и Приплотинный) наибольшие глубины достигают 28–36 м.

Материалом для настоящей работы послужили собственные гидрохимические исследования Ириклинского водохранилища на 4-х плесах, расположенных по продольной оси водоема (Чапаевском, Софинском, Таналык-Суундукском и Приплотинном), а также на р. Урал выше (с. В. Кардаиловка) и ниже (с. Колпакское) водохранилища в мае, июле и октябре 2013–2019 гг., проводимые в рамках Государственного мониторинга водных биологических ресурсов и среды их обитания. Отбор проб осуществляли на русловых участках (поверх-

ностный и придонный горизонты) с помощью батометра Рутнера. Всего отобрано 210 проб. Обработку гидрохимического материала осуществляли по общепринятым методикам фотометрического и титриметрического анализов. Минерализацию оценивали расчетным методом как сумму показателей главных ионов.

Статистическую обработку данных проводили с использованием специализированных пакетов программ Statistica 10.0 и MS Excel.

Величина минерализации воды Ириклинского водохранилища и р. Урал изменялась в диапазоне 319–785 мг/дм³ (табл. 1). Компоненты солевого состава водохранилища формируются под влиянием питающих вод (основной сток р. Урал, боковые притоки, атмосферные осадки, талые воды, подземный сток). Изменение степени влияния и взаимоотношения этих факторов обусловило пространственную и сезонную изменчивость минерализации воды (см. табл. 1). В р.Урал и в верховьях водохранилища (Чапаевский и Софинский плесы) весной сумма солей наименьшая за счет наполнения паводковыми водами, к осени минерализация возрастает. В Таналык-Суундукском и Приплотинном плесах сумма солей в сезонном аспекте остается практически неизменной. Вероятно, в результате замедленного водообмена в нижней части водохранилища сохраняется водная масса, сформированная водами весеннего половодья. Наибольшая вариабельность величины минерализации характерна, как правило, для летнего периода, когда коэффициент вариации достигал 14.0-15.4 %.

Таблица 1. Сезонные изменения величины минерализации (в числителе – пределы концентраций, мг/дм³, в знаменателе – среднее значение) и ее коэффициента вариации (v, %) на различных участках Ириклинского водохранилища и р. Урал в вегетационный период 2013–2019 гг.

Место отбора проб	весна		лето		осень	
	$\frac{min - max}{\bar{X}}$	v, %	$\frac{min - max}{\bar{X}}$	v, %	$\frac{min - max}{\bar{X}}$	v, %
	Р. Урал, с. В. Кардаилловка	468 – 541 509	5.6	530 – 775 660	14.4	627 – 785 716
Чапаевский плес	357 – 510 422	11.5	416 – 732 497	15.4	490 – 687 569	9.4
Софинский плес	350 – 493 415	10.2	336 – 560 455	15.0	391 – 542 481	9.6
Таналык- Суундукский плес	382 – 511 444	10.4	356 – 552 449	14.0	319 – 570 459	16.3
Приплотинный плес	386 – 540 470	12.2	373 – 525 446	12.1	380 – 569 473	12.9
Р. Урал, с. Колпакское	454 – 546 513	6.8	445 – 536 492	10.5	443 – 524 488	8.5

Сумма основных ионов в пробах р. Урал (с. В. Кардаилловка) во все сезоны выше, чем в верхних плесах водохранилища (см. табл. 1). Значительная часть загрязняющих веществ вносятся в водоем с водами р. Урал, протекающим через Магнитогорское водохранилище, в которое сбрасываются промышленные стоки Магнитогорского комбината [1]. Расчеты показали, что ежегодно в чашу Ириклинского водохранилища р. Урал приносит около 400 тыс. т взвесей, к которым присоединяются внутриводоемные осадки, образующиеся за счет отмирающего планктона, эрозии подводных скал, размыва берегов при постоянных ветрах большой силы [5]. «Идеальными» зонами осадконакопления являются глубоководные нижние плесы, где практически отсутствует течение. Здесь образуются самостоятельные хемогенные отложения, в которых, вероятно, могут накапливаться минеральные соли. Следует отметить, что после прохождения уральской воды через Ириклинское водохранилище снижается не только величина минерализации (см. табл. 1), но и, как было показано проведенными нами ранее исследованиями [4], содержание органического вещества, биогенных элементов и некоторых тяжелых металлов. Таким образом, водохранилище является своего рода биологическим отстойником, существенно повышая самоочищающую способность р. Урал. Вследствие больших глубин водохранилища, этот процесс может протекать, вероятно, на протяжении сотни лет, не приводя к вторичному загрязнению водной толщи.

В макрокомпонентном составе воды Ириклинского водохранилища преобладающими анионами во все сезоны являются гидрокарбонаты, на долю которых приходится 23–26 % (табл.2). Соотношение хлоридов и сульфатов практически одинаковое. К доминирующим катионам относятся, главным образом, магний или натрий, причем их соотношение близко к единице. На участке р. Урал у с. В.Кардаилловка повышается доля сульфатов, а в осенний период эти анионы становятся доминирующими. Растворенные минеральные вещества поступают в водохранилище и с водосборной территории. Толщи терригенно-карбонатных и карбонатных пород являются источниками карбонатов и кальция. Высокомагнезиальные серпентиниты поставляют магний. Неогеновые глины отдают в воду сульфат- и хлорид-ионы [1].

Наиболее изменчиво содержание катионов по акватории водохранилища. В весенний паводковый период по продольной оси водоема наблюдалась тенденция уменьшения доли кальция ($R^2=0.77$ при $p=0.12$) за счет увеличения магния и суммы Na^+ и K^+ ($R^2=0.72-0.74$ при $p=0.14-0.15$). В осенний период, наоборот, доля кальция увеличивается ($R^2=0.55$ при $p=0.26$), а магния – уменьшается ($R^2=0.71$ при $p=0.16$).

Таблица 2. Среднесезонные значения главных ионов (в % экв.) на различных участках Ириклинского водохранилища и р. Урал в период 2013–2019 гг.

Место отбора проб	Сезон	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺ +K ⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻
Р. Урал, с. В. Кардаилловка	весна	15.2	17.5	17.3	22.8	11.3	16.0
	лето	10.7	17.9	21.4	19.2	13.7	17.2
	осень	11.4	15.4	23.2	18.2	12.4	19.4
Чапаевский плес	весна	16.5	16.7	16.8	24.8	12.1	13.1
	лето	13.6	17.3	19.2	23.8	12.4	13.8
	осень	12.7	17.7	19.6	23.3	12.2	14.6
Софинский плес	весна	16.9	16.0	17.1	25.1	12.2	12.7
	лето	14.3	16.6	19.1	23.9	12.6	13.4
	осень	16.0	16.0	17.9	25.3	12.0	12.6
Таналык- Суундукский плес	весна	15.2	17.7	17.2	25.8	12.5	11.6
	лето	15.0	17.0	18.1	25.0	12.7	12.2
	осень	16.4	14.8	18.8	24.7	13.0	12.3
Приплотинный плес	весна	12.0	18.9	19.1	24.2	12.5	13.3
	лето	12.5	18.3	19.2	24.6	12.8	12.5
	осень	15.8	15.4	18.9	24.5	12.6	12.9
Р. Урал, с. Колпакское	весна	14.0	17.7	18.3	22.7	12.5	14.9
	лето	10.1	20.2	19.7	23.7	13.1	13.2
	осень	17.5	13.9	18.6	23.5	13.6	12.9

Минеральный состав воды является важным экологическим фактором для гидробионтов как в физиологическом, так и в экоморфологическом аспектах, специфика которых определяется в большей степени катионами, чем анионами. Концентрация ионов кальция и магния определяет жесткость воды и имеет важное значение для водных организмов с экзо или эндоскелетом. Большое значение для жизнедеятельности беспозвоночных имеет соотношение кальция с другими катионами. Считают [6], что невысокое отношение кальция к магнию имеет большее значение для беспозвоночных, чем низкое, например, кальция к натрию или калию. Отношение Ca²⁺/Mg²⁺ на различных участках Ириклинского водохранилища в отдельные сезоны 2013–2019 гг. широко варьировало в диапазоне от 0.14 до 2.03, что могло повлиять, вероятно, на видовой состав некоторых гидробионтов, их численность или биоразнообразие.

Для выявления сходства между различными участками Ириклинского водохранилища и р. Урал на основе макрокомпонентного состава воды был применен иерархический кластерный анализ, в качестве меры использовано евклидово расстояние. На дендрограмме (рис.) можно выделить 3 участка: р. Урал выше водохранилища, Чапаевский плес, гидрохимический режим которого в большей степени, чем других плесов определяется водами Урала и остальная акватория. Таким образом, Ириклинское водохранилище в силу своих гидрологических и морфометрических характеристик изменяет минеральный состав уральской воды, которая после прохождения водохранилища приобретает новые свойства.

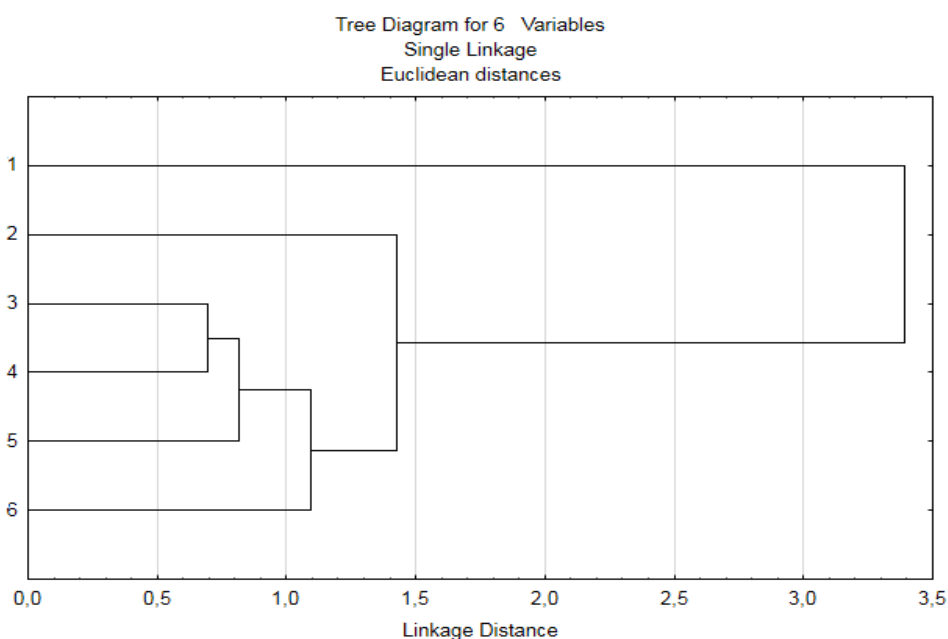


Рисунок. Результаты кластерного анализа сходства макрокомпонентного состава воды различных участков Ириклинского водохранилища и р. Урал: 1 – р. Урал, выше водохранилища, 2 – Чапаевский плес, 3 – Софинский плес, 4 – Таналык-Суундукский плес, 5 – Приплотинный плес, 6 – р. Урал, ниже водохранилища.

По сравнению с периодом 1975–1983 гг. в макрокомпонентном составе воды водохранилища произошли некоторые изменения: снизилась доля кальция и сульфатов за счет увеличения магния и гидрокарбонатов (табл. 3). Доля щелочных металлов осталась практически без изменения, как и общая сумма ионов.

Таблица 3. Средние многолетние характеристики минерального состава воды Ириклинского водохранилища в различные периоды исследования

Период исследования	Главные ионы, % экв.						Сумма ионов, мг/дм ³
	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺ +K ⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	
1975-1983 гг.	17.2	12.1	19.5	20.2	10.0	19.5	487
2013-2019 гг.	14.7	16.9	18.5	24.5	12.5	13.0	463

Примечание: * - по [7]

Таким образом, величина и пространственная вариация суммы главных ионов по продольной оси Ириклинского водохранилища и на прилегающих участках р. Урал свидетельствуют о ведущей роли гидрологических факторов в верхней части водохранилища и внутриводоемных процессов в нижней, в результате которых происходит аккумуляция некоторого количества минеральных веществ. Низкий коэффициент водообмена и сложная конфигурация водоема способствуют формированию индивидуальных сезонных особенностей в макрокомпонентном составе в каждом из плесов водохранилища. По сравнению с 70–80-ми годами прошлого столетия в воде водоема снизилась доля кальция и сульфатов за счет увеличения магния и гидрокарбонатов, однако величина минерализации осталась на прежнем уровне. Вероятными причинами произошедшей трансформации могут быть изменения климатических условий и хозяйственной деятельности на водосборе.

Список литературы

1. Чибилев А.А., Павлейчик В.М., Дамрин А.Г. Ириклинское водохранилище: геоэкология и природно-ресурсный потенциал. -Екатеринбург: УрО РАН, 2006. – 183 с.
2. Павлейчик В.М., Сивохиц Ж.Т. Формирование качества поверхностных вод бассейна верхнего течения реки Урал в условиях техногенной трансформации природной среды //Водные ресурсы, 2013. Т. 40. №5. С. 456–467.
3. Шашуловская Е.А., Мосияш С.А., Филимонова И.Г., Кузина Е.Г. Соединения тяжелых металлов в биогеоценозе Ириклинского водохранилища//Рыбохозяйственные водоемы России. Материалы междунар. научной конференции, посвященной 100-летию ГосНИОРХ. С.–Петербург, 2014. С. 1132–1139.
4. Шашуловская Е.А., Мосияш С.А., Филимонова И.Г., Гришина Л.В., Кузина Е.Г. Формирование гидрохимического режима верхнего течения р. Урал в условиях техногенного регулирования стока // Поволжский экологический журнал. 2017. №4. С. 417–425.
5. Балабанова З.М. Гидрохимическая характеристика Ириклинского водохранилища/Тр. Уральского отделения Сибирского научно-исследовательского института рыбного хозяйства. 1971. Т. 8. С. 27–46.
6. Романенко В.Д., Арсан О.М., Соломатина В.Д. Кальций и фосфор в жизнедеятельности гидробионтов. Киев: Наук. Думка, 1982. –152 с.
7. Соловых Г.Н., Раимова Е.К., Осадчая Н.Д., Фабарисова Л.Г., Никитина Л.П. Гидробиологическая характеристика Ириклинского водохранилища. Екатеринбург: УрО РАН, 2003. –178 с.

HIGH RESOLUTION IMAGING FLOW CYTOMETRY PROVIDES COMPREHENSIVE ANALYSIS OF LIVE MIXED ALGAE CULTURES AND ASSESSES HIGH VALUE COMMODITIES IN ALGAL BIOMASS

H.R. Pugsley, B.E. Alderete

Luminex, Seattle, WA, United States

Phycology, the study of algae, has gained momentum in the biotechnology sphere in recent decades due to the relative abundance and rapid growth of algae amongst global photosynthetic organisms, sparking interest in the potential for aquatic microbes, microalgae and plant-based biomass to provide biological material for commercial applications. According to the US Department of Energy, “*Renewable energy lies at the intersection of some of our nation’s most pressing issues: our energy security, our economic well-being, and the stability of our global climate. These national challenges require near-term solutions as well as investments in nascent technologies that show promise for the future*”.¹ Government agencies and national laboratories, public utilities, transportation giants, and scientists in both academia and industry worldwide are dedicated to transforming algae and other photosynthetic microorganisms into a source for sustainable biofuels, feeds, chemicals, and nutraceuticals.

While many analytical methods and systems prove useful for analysis of commodity-producing microorganisms, most can only address a single or limited endpoint in complex bioproduction processes. For example, cell counting systems provide an accurate index of concentration and size distribution, but cannot identify biomass constituents nor help to assess per cell productivity of desired commodities. Similarly, HPLC and HPLC-mass spectrometry can address identity and relative concentrations of valued commodities, but require that cells are pooled, sacrificing population heterogeneity and single-cell analysis in the process.

More sophisticated, information-rich methods are needed for identifying organisms in mixed samples, determining ideal culture conditions, and monitoring mass culture of clonal algae.

Imaging flow cytometry (IFC) combines the high resolution, single-cell analysis capabilities of microscopy with the statistically robust quantitation of flow cytometry. Reports in the phycology literature describe the specific use of high resolution IFC to:

1. Quantitate and monitor neutral lipid accumulation in vacuoles at the single cell level
2. Demonstrate enzymatic digestion for efficient release and harvest of lipid vacuoles
3. Screen wildtype diatoms for endogenous lipids
4. Screen genetically-engineered strains of microalgae for desired products and growth characteristics.

Further, the use of lipophilic fluorescent dyes can be introduced to quantitate the relative concentration and intracellular compartmentalization of lipid distribution. Methods employing high magnification IFC systems allow rapid data collection and expedite analysis of high resolution, multispectral microscopic imagery with relative ease. These unique analytical assays make possible simultaneous evaluation of cell concentration, character, and identity, and assess the relative concentrations of valued commodities at a single cell level. Here, we investigate the use of high resolution IFC to simultaneously evaluate microalgae concentration and the extent of flocculation, to resolve cell debris, and to screen biomass for biotic contamination.

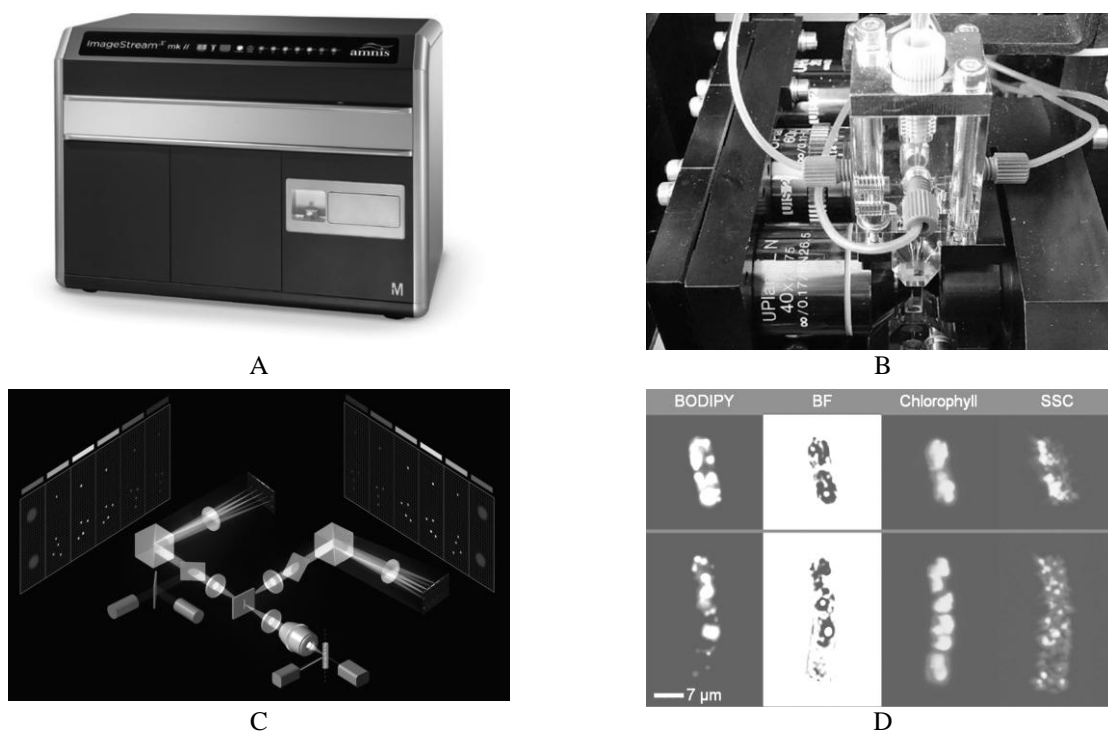


Fig. 1. Principles of high resolution, multispectral IFC. The ImageStream®X Mark II system: **A** – houses a flow cell that employs hydrodynamic fluidics; **B** – to align cells or other events into a focused single-cell stream. Multiple excitation lasers and LED light sources illuminate objects, and a set of spectral filters resolve fluorescent signals to create up to 11 images of each cell; **C** – with each fluorescence channel representing the signal from a unique target; **D** – Compensated image data for *C. cryptica*. Each object imaged results in a series of spatially-aligned images corresponding to BODIPY® (ch 2), brightfield (ch 4), chlorophyll (ch 5), and SSC (darkfield) (ch 12).

Cell Lines and Treatment

Marine diatoms, *Cyclotella cryptica* and *Thalassiosira pseudonana*, were cultured alone or together in 50 mL artificial seawater (ASW) medium under a light:dark cycle of 12h:12h at 23 °C on a rotation shaker. For the silicon starvation experiment, *C. cryptica* was cultured in silicon-free ASW media.

Sampling

Controls (day 0) were collected in mid-exponential phase, and time course samples were collected at days 3, 4, 5, 6, 7, and 10. Cells were harvested via centrifugation 10 min at 2000 x g, then washed with ASW lacking silicon. All samples were pelleted and frozen at -20 °C until analysis, when they were stained with BODIPY® to monitor the presence of lipids, and analyzed on the Amnis® ImageStream®X Mark II imaging flow cytometer.

For the cell concentration experiment (Figure 2) cells were not centrifuged, and the samples were assayed without dilution.

Staining

Staining protocol was adapted from Traller and Hildebrand (2013).² Cells were monitored for intracellular lipid accumulation and stained using 4,4-Difluoro-1,3,5,7,8- Penta-methyl-4-Bora-3a,4a-Diaza-s-Indacene (BODIPY®493/503, Invitrogen, D-3922). Cells were resuspended in 100 µL of 2.3% NaCl and stained by adding 1.5 µL of 1 mg/mL BODIPY® stock and incubated in the dark at 4 °C for 10 min.

Image Acquisition

For each sample, 20,000 events were acquired using the 40x or 60x objectives on the Amnis® ImageStream®X Mark II imaging flow cytometer equipped with a 488 nm laser with power set to 2.5 mW, and high sensitivity mode imaging. Figure 1 shows the principles of high resolution, multispectral IFC.

Image Analysis Using IDEAS®

Image analysis was completed using image-based algorithms available in the IDEAS® image analysis software package (Fig. 1).

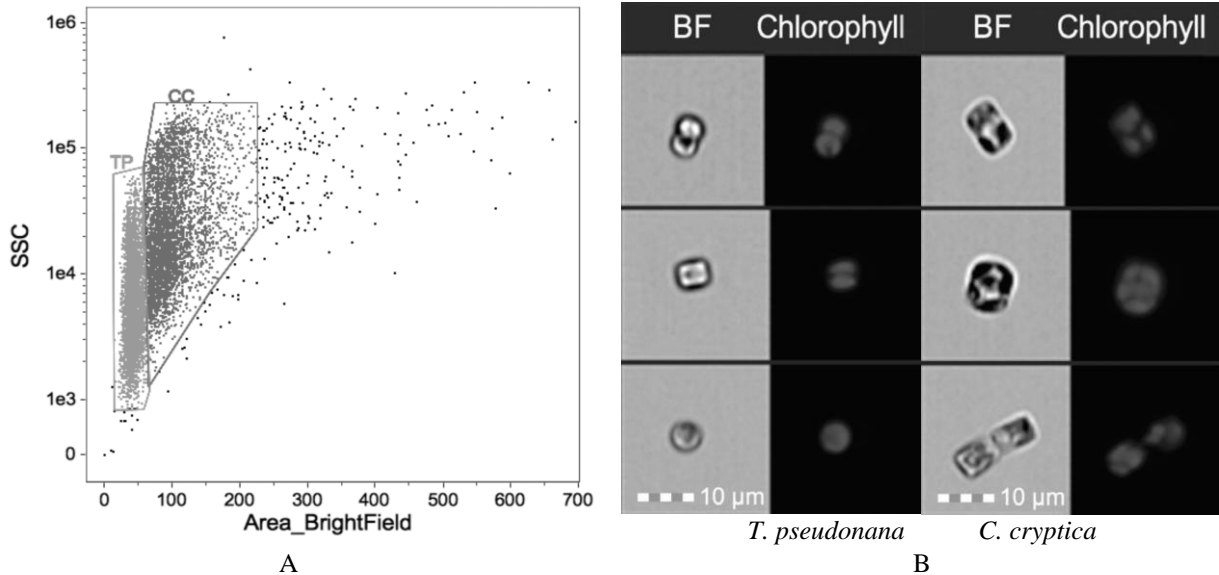


Fig. 2. Analysis of microalgae concentrations in mixed co-culture using the ImageStream®X Mark II at 40x magnification. **A** – Scatter plot of SSC vs the area of the diatoms in the brightfield image. **B** – Representative cells from the TP and CC gates.

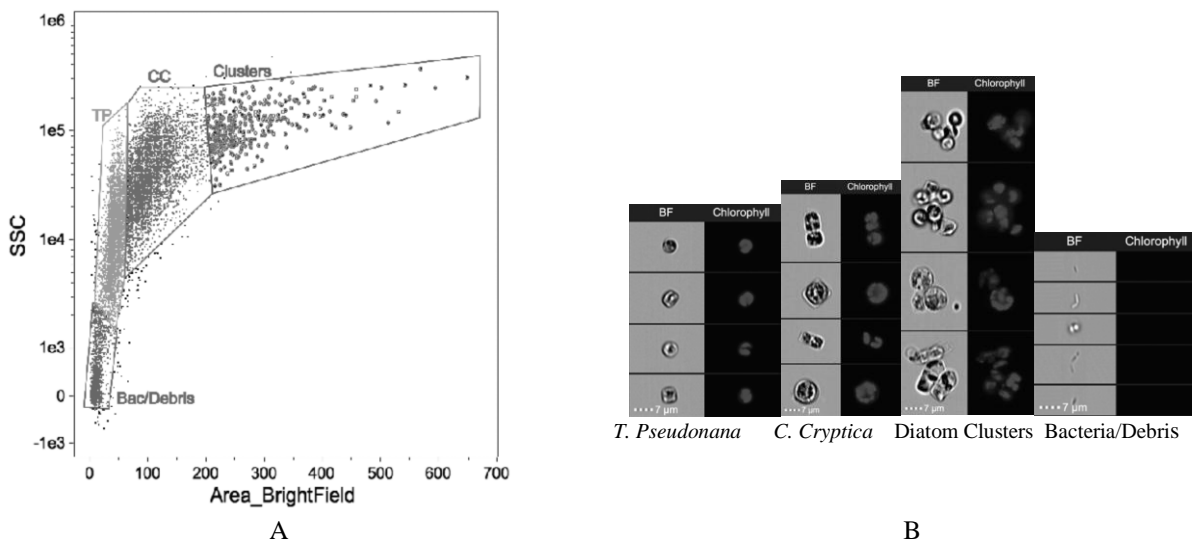


Fig. 3. Detection of bacterial contamination, cellular debris, and clusters in mixed culture of microalgae. A mixed culture of *T. pseudonana* and *C. cryptica* contaminated with bacteria was analyzed on the ImageStream®X Mark II at 60x magnification. **A** – Scatter plot of SSC vs the cell area from the brightfield image. Region gates defining distinct populations are shown. **B** – Representative brightfield and chlorophyll images are shown for each of the designated regions.

Resolution and quantitation of unique microalgal species from mixed culture

To determine the concentration of each species, microalgae in mixed co-culture were acquired on the ImageStream®X Mark II at 40x objective. Total diatom count was determined to be $1.09 \times 10^6/\text{mL}$, vs $1.03 \times 10^6/\text{mL}$ as counted by hemocytometer. A scatterplot of brightfield area vs SSC revealed distinct populations, the identities of which were confirmed by image inspection (Fig. 2).

Guided by the images associated with each digital signal, discrete population gates were created for these two distinctly sized diatoms. The concentration of each gate was automatically calculated by the IDEAS® software, returning densities for *T. pseudonana* and *C. cryptica* of 5.33×10^5 cells/mL and 5.29×10^5 cells/mL, respectively.

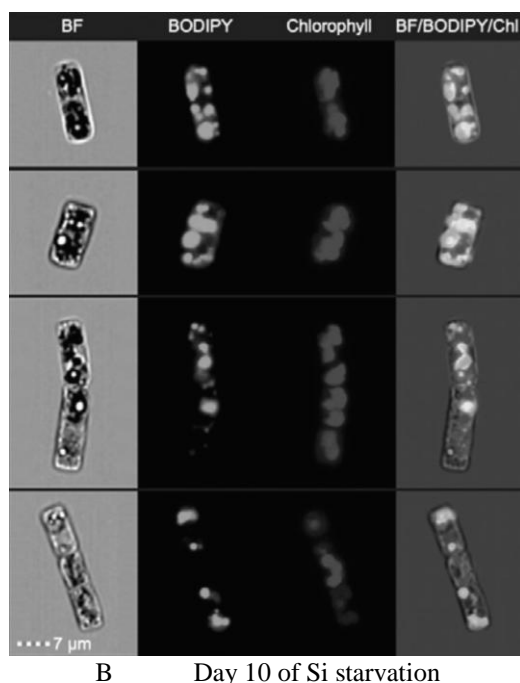
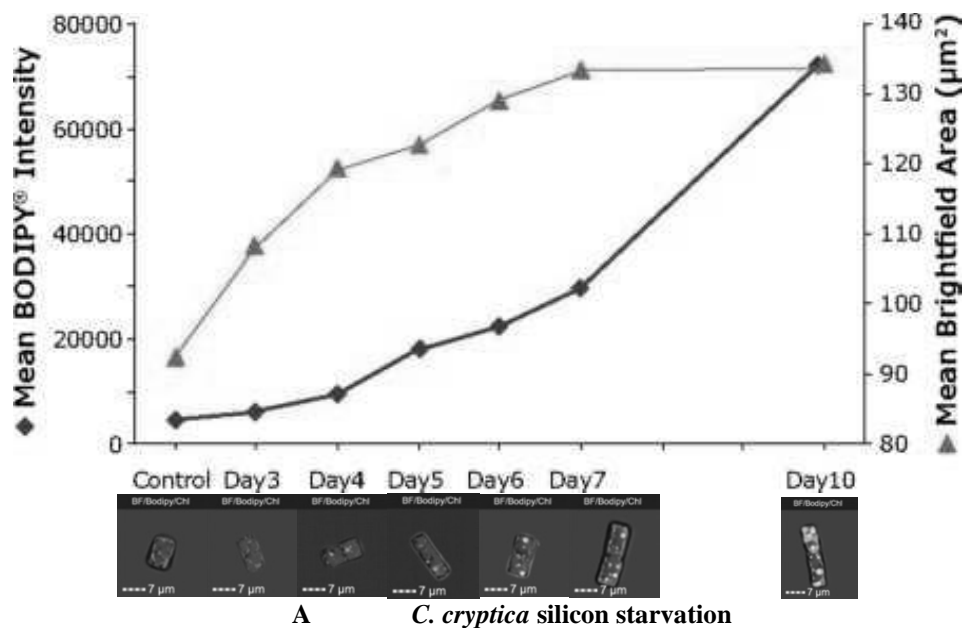


Fig. 4. Lipid accumulation in silicon-starved *C. cryptica*. **A** – A plot of mean BODIPY® intensity (purple diamonds, left axis) and mean brightfield area (pink triangles, right axis) vs the number of days in Si(-) ASW medium. Representative merged brightfield (BF)/BODIPY®/chlorophyll images are shown for each time point. **B** – Representative images of BF, BODIPY®, chlorophyll, and a composite of BF/BODIPY®/chlorophyll are shown for Day 10 of silicon starvation. Samples were acquired on the ImageStream®X Mark II with 60x magnification.

Assessment of mixed cultures of microalgae for bacterial contamination

To test the capacity for the ImageStream®X Mark II to resolve heterogeneous mixtures of marine microalgae, cultures of *T. pseudonana* and *C. cryptica* were combined, and bacterial contamination was introduced. These suspensions were acquired on the ImageStream®X Mark II at 60x magnification. A scatter plot of brightfield area vs SSC resolved four populations (Fig. 3). Microalgae produce a specific fluorescence signal at 680 nm due to the presence of chlorophyll. This specific signal along with the size and side scatter of the organisms distinguishes microalgae from bacteria and debris. Events within each of the population gates were inspected in the image gallery by brightfield and by chlorophyll autofluorescence.

Quantitation of lipid accumulation in silicon-starved algal cultures

There is a pressing need in algal biofuels development for a means to assess and quantify relevant algal products in culture. Lipid accumulation in *C. cryptica* was induced by depriving cultures of silicon. Samples were collected at regular time points over a ten-day interval. Intracellular lipid accumulation was determined by the intensity of fluorescent emission from the lipophilic fluorescent dye BODIPY® 493/503 binding to lipid bodies. A plot of mean

brightfield area vs days in silicon-free culture medium demonstrated that mean cell area increased from day 0 to day 7 of silicon starvation, but that no growth occurred from day 7 to day 10, as measured by increase in mean cell area, although BODIPY® signal continued to increase dramatically from day 7 to day 10 (Fig. 4).

This experiment demonstrates the utility of IFC to evaluate microalgal strains for lipid accumulation, density and morphological alterations.

High resolution IFC resolves single cells with detail sufficient to measure cell concentration and size distribution, detect contamination, resolve mixed species, and monitor intracellular accumulated commodities, such as triacylglycerol and other lipids.

High magnification imaging systems have the capacity to yield information that low magnification imaging devices cannot provide. Multiplex assays such as those presented here provide comprehensive analysis in a single platform using a combination of flow cytometry, high resolution microscopy optics, multi-spectral imaging and automated image analysis.

Thanks to Dr. Mark Hildebrand at the Scripps Institution of Oceanography, UC San Diego for providing algae strains and guidance.

References

1. United States Department of Energy. National algal biofuels technology roadmap. U.S. Department of Energy Biomass Program. 2010.
2. Traller J.C., Hildebrand M. High throughput imaging to the diatom *Cyclotella cryptica* demonstrates substantial cell-to-cell variability in the rate and extent of triacylglycerol accumulation // *Algal Res.* 2013. 2: 244-252.
3. Gerken H.G., et al. Enzymatic cell wall degradation of *Chlorella vulgaris* and other microalgae for biofuels production // *Planta* 2012. 237: 239-253.
4. Manandhar-Shrestha K., Hildebrand M. Development of flow cytometric procedures for the efficient isolation of improved lipid accumulation mutants in a *Chlorella* sp. *Microalga* // *J. Appl. Phycol.* 2013. 25: 1643-51.

СОДЕРЖАНИЕ

Абрамова К.И., Токинова Р.П., Бердник С.В. ВЛИЯНИЕ АБИОТИЧЕСКИХ ФАКТОРОВ НА СТРУКТУРУ ФИТОПЛАНКТОНА УСТЬЕВОГО УЧАСТКА РЕКИ	5
Авалян Р.Э., Агаджанян Э.А., Атоянц А.Л., Арутюнян Р.М. ИЗУЧЕНИЕ КЛАСТОГЕННОЙ АКТИВНОСТИ ГЛУБИННЫХ ВОД ОЗ. СЕВАН С ПРИМЕНЕНИЕМ МОДЕЛЬНОЙ ТЕСТ-СИСТЕМЫ	7
Афоница Е.Ю., Куклин А.П., Ташлыкова Н.А., Цыбекмитова Г.Ц., Афонин А.В., Базарова Б.Б., Матафонов П.В., Матвеева М.О. ГИДРОХИМИЧЕСКАЯ И ГИДРОБИОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ В РАЙОНЕ ХАРАНОРСКОЙ ГРЭС (ПО ДАННЫМ 2019 Г.)	8
Афоница Е.Ю., Ташлыкова Н.А. ПЛАНКТОННЫЕ СООБЩЕСТВА ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ ХАРАНОРСКОЙ ГРЭС	12
Беспалова К.В. ОПРЕДЕЛЕНИЕ ДИФFUЗНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ САРАТОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА	15
Валькова С.А. СЕЗОННАЯ ДИНАМИКА ЗООБЕНТОСА В ЗОНЕ ВЛИЯНИЯ КОЛЬСКОЙ АЭС (МУРМАНСКАЯ ОБЛАСТЬ)	18
Вахрамеева Е.А., Кокрятская Н.М. РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ХЛОРООРГАНИЧЕСКИХ СОЕДИНЕНИЙ В ПОЧВЕ И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ ПОД ВЛИЯНИЕМ ЛЕСОПРОМЫШЛЕННОГО ПРЕДПРИЯТИЯ	20
Вельямидова А.В., Колпакова Е.С., Кокрятская Н.М., Орлов А.С. СТОЙКИЕ ОРГАНИЧЕСКИЕ ЗАГРЯЗНИТЕЛИ В ВЕРХОВЫХ ТОРФЯНИКАХ АРХАНГЕЛЬСКОЙ ОБЛАСТИ	23
Воробьев Д.С., Перминова В.В., Франк Ю.А., Чибриков О.В., Калиновская Е.А., Копылов Е.О., Стрюк К.В. ВОССТАНОВЛЕНИЕ ДОННОЙ ФАУНЫ ОЗЕР ПОСЛЕ ОЧИСТКИ ДНА ОТ НЕФТИ ТЕХНОЛОГИЕЙ «АЭРОШУП»	25
Габдуллина Р.И., Ипатов В.И. ОТВЕТНАЯ РЕАКЦИЯ КУЛЬТУРЫ ВОДОРΟΣЛИ SCENEDESMUS QUADRICAUDA НА ПРИСУТСТВИЕ МОЛИБДЕНА И ФТОРА В СРЕДЕ	26
Гашкина Н.А. АДАПТАЦИЯ РЫБ К СНИЖЕНИЮ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ НА СУБАРКТИЧЕСКОЕ ОЗ. ИМАНДРА	29
Герман А.В., Мамонтов А.А., Шелепчиков А.А., Бродский Е.С. ПОЛИХЛОРИРОВАННЫЕ БИФЕНИЛЫ В ВОЛЖСКОМ ПЛЕСЕ РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА	33
Голованова И.Л., Аминов А.И. ФИЗИОЛОГО-БИОХИМИЧЕСКИЙ СТАТУС РЫБ ПРИ ДЕСТВИИ ГЛИФОСАТСОДЕРЖАЩИХ ГЕРБИЦИДОВ	36
Григорьев Ю.С., Лазукова А.С. ВОДОРΟΣЛЬ ХЛОРЕЛЛА В КОМПЛЕКСНОЙ ОЦЕНКЕ КАЧЕСТВА ПРИРОДНЫХ И СТОЧНЫХ ВОД	39
Григорьева И.Л., Чекмарева Е.А. МИКРОЭЛЕМЕНТНЫЙ СОСТАВ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ ИВАНЬКОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА	43
Губин А.С., Кушнир А.А., Суханов П.Т. МОНИТОРИНГ ЗАГРЯЗНЕНИЯ РЕК ВОРОНЕЖСКОЙ ОБЛАСТИ ПРИОРИТЕТНЫМИ ОРГАНИЧЕСКИМИ ЗАГРЯЗНИТЕЛЯМИ И ЛЕКАРСТВЕННЫМИ ПРЕПАРАТАМИ	46
Данилов-Данильян В.И., Веницианов Е.В., Беляев С.Д. ИЕРАРХИЧЕСКИЙ ПОДХОД ПРИ ПЛАНИРОВАНИИ МЕРОПРИЯТИЙ ПО СНИЖЕНИЮ ДИФFUЗНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ	49
Денисова Т.П., Симонова Е.В., Максимова Е.Н., Хандуханов Р.Т., Сафронов А.П., Курляндская Г.В. ИЗУЧЕНИЕ ТОКСИЧЕСКОГО ДЕЙСТВИЯ НАНОЧАСТИЦ ОКСИДА ЖЕЛЕЗА НА ДРОЖЖИ	52
Дмитриева О.А., Семенова А.С., Гусев А.А., Поддубева Е.А., Рудинская Л.В., Родюк Г.Н., Шухгалтер О.А., Чукалова Н.Н., Васюкевич Т.А., Пьянов Д.С. КОМПЛЕКСНЫЙ БИОМОНИТОРИНГ И ОЦЕНКА ЭКОТОКСИКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ЭКОСИСТЕМЫ ПРАВДИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА КАЛИНИНГРАДСКОЙ ОБЛАСТИ В 2017–2019 ГГ.	55
Донец М.М., Цыганков В.Ю., Боярова М.Д., Гумовский А.Н., Гумовская Ю.П., Литвиненко А.В., Ковальчук М.В., Христофорова Н.К. СТОЙКИЕ ОРГАНИЧЕСКИЕ ЗАГРЯЗНЯЮЩИЕ ВЕЩЕСТВА В ТИХООКЕАНСКИХ ЛОСОСЯХ ОХОТСКОГО МОРЯ: САНИТАРНЫЕ НОРМЫ И ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ РИСК	59
Евсеева А.А., Яныгина Л.В. ФАУНА РУЧЕЙНИКОВ (TRICHOPTERA) ВОДОТОКОВ БАСЕЙНА ВЕРХНЕГО ИРТЫША И ИХ ЗНАЧЕНИЕ В БИОИНДИКАЦИИ	61
Заботкина Е.А., Голованова И.Л., Белевич А.С., Беренев Ю.В., Крылов В.В. РЕАКЦИЯ НЕКОТОРЫХ ГЕМАТОЛОГИЧЕСКИХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ МОЛОДИ ПЛОТВЫ НА ДЕЙСТВИЕ СУБЛЕТАЛЬНОЙ КОНЦЕНТРАЦИИ ИОНОВ МЕДИ ПРИ ИЗМЕНЕНИИ ФИЗИЧЕСКИХ ФАКТОРОВ СРЕДЫ	65
Зайцева Т.Б., Руссу А.Д., Медведева Н.Г. СТРЕССОВЫЕ ОТВЕТЫ ЦИАНОБАКТЕРИЙ НА ВОЗДЕЙСТВИЕ АЛКИЛФЕНОЛОВ	68
Запруднова Р.А. ИЗМЕНЕНИЕ ИОННОЙ РЕГУЛЯЦИИ У РЫБ В МЕСТАХ ПОВЫШЕННОЙ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ (НА ПРИМЕРЕ ЛЕЩА ВОЛЖСКОГО БАСЕЙНА)	71
Запруднова Р.А. МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ СОСТОЯНИЯ РЫБ ПО ИОННЫМ ПОКАЗАТЕЛЯМ В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ	75

Иванова Е.С., Комов В.Т., Ельцова Л.С., Борисов М.Я., Тропин Н.Я. СОДЕРЖАНИЕ РТУТИ В РЫБЕ ИЗ ВОДОЕМОВ И ВОДОТОКОВ ВОЛОГОДСКОЙ ОБЛАСТИ И РАСЧЕТ БЕЗОПАСНЫХ ДЛЯ ЗДОРОВЬЯ ДОЗ МЕТАЛЛА В РАЦИОНЕ ПИТАНИЯ ВЗРОСЛЫХ И ДЕТЕЙ	77
Иванчева Е.Ю., Иванчев В.П. ВЛИЯНИЕ МЕЛИОРАТИВНЫХ МЕРОПРИЯТИЙ НА РЫБНОЕ НАСЕЛЕНИЕ ВОДОТОКОВ	80
Игуменцева О.В., Ходоровская Н.И. ХАРАКТЕРИСТИКА И ДИНАМИКА РАЗВИТИЯ ФИТОПЛАНКТОННОГО СООБЩЕСТВА ШЕРШНЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА В 2019 Г.	84
Камардин Н.Н., Козминский Е. ПОЛИМОРФИЗМ ОКРАСКИ РАКОВИН (<i>LITTORINA OBTUSATA</i> , <i>BRADIVAENA FRUTICUM</i> , <i>LIMESCOLA BALTICA</i>) И НАКОПЛЕНИЕ ТМ	87
Каргапольцева И.А., Холмогорова Н.В., Сырых И.В. ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ РЕКИ КАРЛУТКИ Г. ИЖЕВСКА	90
Ковековдова Л.Т., Симоконь М.В., Наревич И.С. БИОАККУМУЛЯЦИЯ ТОКСИЧНЫХ ЭЛЕМЕНТОВ ПРОМЫСЛОВЫМИ КРЕВЕТКАМИ ЯПОНСКОГО МОРЯ	93
Корнева Л.Г., Соловьева В.В., Макарова О.С. ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ШЕКСНИНСКОГО ПЛЕСА РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА ПО ФИТОПЛАНКТОНУ	95
Королева И.М., Терентьев П.М. ВИДОСПЕЦИФИЧНОСТЬ НАКОПЛЕНИЯ НЕКОТОРЫХ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В РЫБАХ ВНУТРЕННИХ ВОДОЕМОВ МУРМАНСКОЙ ОБЛАСТИ	98
Котегов Б.Г. ИЗМЕНЕНИЕ СОСТАВА И СТРУКТУРЫ РЫБНОЙ ЧАСТИ СООБЩЕСТВА МАЛЫХ ПРУДОВ УДМУРТИИ В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ МИНЕРАЛЬНЫМ АЗОТОМ	102
Крупина М.В. ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНОЕ ИЗУЧЕНИЕ ДЕЙСТВИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ НА ГИДРОБИОНТОВ В ЦЕЛЯХ ПРОГНОСТИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА ЗАГРЯЗНЕНИЯ МОРСКОЙ СРЕДЫ	103
Крылова Ю.В., Светашова Е.С., Екимова С.Б., Пономаренко А.М., Курашов Е.А., Сняжкова М.А., Ляшенко Г.Ф., Колосовская Е.В., Фисак Е.М., Ходонович В.В., Явид Е.Я., Аршаница Н.М., Романов А.Ю. ОЦЕНКА СОВРЕМЕННОГО ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ЛАДОЖСКОГО ОЗЕРА ПО ТОКСИКОЛОГИЧЕСКИМ И ГИДРОХИМИЧЕСКИМ ПОКАЗАТЕЛЯМ	106
Кузикова И.Л., Руссу А.Д., Медведева Н.Г. АДАПТАЦИОННЫЕ МЕХАНИЗМЫ ТЕРРИГЕННЫХ ГРИБОВ ДОННЫХ ОСАДКОВ К ВОЗДЕЙСТВИЮ ГОРМОНОПОДОБНЫХ КСЕНОБИОТИКОВ	109
Кузнецова Т.В., Холодкевич С.В., Манвелова А.Б. ПОИСК РЕФЕРЕНТНЫХ МЕСТ И РЕФЕРЕНТНЫХ ФУНКЦИОНАЛЬНЫХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ ДЛЯ СРАВНИТЕЛЬНОЙ ОЦЕНКИ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ АКВАТОРИЙ НА ОСНОВЕ ПОКАЗАТЕЛЕЙ СЕРДЕЧНОГО РИТМА ДВУСТВОРЧАТЫХ МОЛЛЮСКОВ СЕМ. UNIONIDAE (BIVALVES, MOLLUSCA) И РАКООБРАЗНЫХ (CRUSTACEA, DECAPODA)	112
Курашов Е.А., Барбашова М.А., Дудакова Д.С., Русанов А.Г., Трифонова М.С., Родионова Н.В., Дудаков М.О., Ляховская А.К. ПОСЛЕДСТВИЯ БИОЛОГИЧЕСКОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ДЛЯ ЭКОСИСТЕМЫ ЛАДОЖСКОГО ОЗЕРА	116
Лазарева А.М., Ипатова В.И. ВЛИЯНИЕ ВРЕМЕНИ СУТОК В МОМЕНТ ДОБАВКИ ТОКСИКАНТА НА РЕЗУЛЬТАТЫ БИОТЕСТИРОВАНИЯ	119
Лазарева Г.А., Шахова Н.А., Анисимова О.В., Ковалева О.И. ОЦЕНКА ВКЛАДА ПОВЕРХНОСТНОГО СТОКА С СЕЛИТЕБНЫХ ТЕРРИТОРИЙ НА ЗАГРЯЗНЕННОСТЬ ВОД УГЛИЧСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА	122
Лапирова Т.Б. ВЛИЯНИЕ ПОЛИХЛОРИРОВАННЫХ БИФЕНИЛОВ НА ФИЗИОЛОГО-БИОХИМИЧЕСКИЕ ПОКАЗАТЕЛИ МОЛОДИ КАРПОВЫХ РЫБ ПРИ РАЗЛИЧНЫХ ПУТЯХ ПОСТУПЛЕНИЯ В ОРГАНИЗМ	126
Морозова О.В., Токинова Р.П. ОСОБЕННОСТИ РАЗВИТИЯ БАКТЕРИОПЛАНКТОНА И БАКТЕРИОБЕНТОСА В ГОРОДСКОМ ПРУДУ В ОСЕННЕ-ЗИМНИЙ ПЕРИОД	129
Мухин И.А., Холмогорова Н.В. БИОИНДИКАЦИЯ ЗАГРЯЗНЕНИЯ Р. УЗГИНКА (ЯКШУРБОДЫНСКИЙ РАЙОН УДМУРТСКОЙ РЕСПУБЛИКИ) ПО ОРГАНИЗМАМ МАКРОЗООБЕНТОСА	132
Польнов В.А., Максимова Е.Н., Журавлева М.В., Щипцова Н.П., Сафронов А.П., Курляндская Г.В. БИОТЕСТИРОВАНИЕ НАНОЧАСТИЦ МАГТЕМИТА С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ СТАНДАРТИЗИРОВАННЫХ МЕТОДИК	134
Польнов В.А., Максимова Е.Н., Зайко А.А., Богданов А.В., Дармаева Л.Б. СРАВНИТЕЛЬНАЯ ОЦЕНКА ЧУВСТВИТЕЛЬНОСТИ СТАНДАРТИЗИРОВАННЫХ АЛЬГОБИОТЕСТОВ НА ОСНОВЕ ЗЕЛЕННЫХ ВОДОРОСЛЕЙ К ДЕЙСТВИЮ «МОДЕЛЬНОГО» ТОКСИКАНТА	137
Поповичев В.Н. БИОТИЧЕСКИЙ ОБМЕН МИНЕРАЛЬНОГО ФОСФОРА В ЭВФОТИЧЕСКОЙ ЗОНЕ ЧЕРНОГО МОРЯ	140
Поповичев В.Н., Стецюк А.П. ВЗВЕШЕННОЕ ВЕЩЕСТВО В АКВАТОРИЯХ ЧЕРНОГО И АЗОВСКОГО МОРЕЙ ВБЛИЗИ КРЫМСКОГО ПОЛУОСТРОВА (ПО МАТЕРИАЛАМ РЕЙСОВ НИС «ПРОФЕССОР ВОДЯНИЦКИЙ» В 2016-2019 ГГ.)	143

Поповичев В.Н., Стецюк А.П. ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНЫЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ВОЗДЕЙСТВИЯ РТУТИ НА ФОТОСИНТЕЗ МИКРО- И МАКРОФИТОВ СЕВАСТОПОЛЬСКИХ БУХТ	146
Рагимова Н.Г., Юсифова С.Л. ВЛИЯНИЕ СУБЛЕТАЛЬНЫХ КОНЦЕНТРАЦИЙ ИНСЕКТИЦИДА MOSTAR 20SP НА ЖАБРЫ САЗАНА <i>CYPRINUS CARPIO</i> L.	150
Рахманин Ю.А., Михайлова Р.И., Загайнова А.В., Артемова Т.З. УСТРОЙСТВА ГРАНДЕРА КАК СРЕДСТВА ИНТЕНСИФИКАЦИИ ОЧИСТКИ ВОДЫ ОТ АНТРОПОГЕННОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ	152
Руднева И.И., Залевская И.Н., Шайда В.Г. ОТКЛИК МОРСКОЙ БИОТЫ НА АНТРОПОГЕННОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ: РОЛЬ АНТИОКСИДАНТНОЙ СИСТЕМЫ	153
Сараева А.Е., Михайлова А.В., Зуев Б.К., Линник В.Г. ВОЗМОЖНОСТИ МЕТОДА ОКСИТЕРМОГРАФИИ ДЛЯ КОНТРОЛЯ ОКИСЛЯЕМОСТИ ВОДЫ И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ	156
Светашева Д.Р., Татарников В.О., Азмухамбетова Д.Х., Даирова Д.С., Радованова И.Г., Гаврилова Е.В. ПРОСТРАНСТВЕННАЯ И ВРЕМЕННАЯ ДИНАМИКА ГХЦГ В ВОДАХ НИЖНЕЙ ВОЛГИ (1985-2018 ГГ.)	159
Светашева Д.Р., Татарников В.О., Азмухамбетова Д.Х., Даирова Д.С., Радованова И.Г., Гаврилова Е.В. ПРОСТРАНСТВЕННАЯ И ВРЕМЕННАЯ ДИНАМИКА СОДЕРЖАНИЯ НЕСТОЙКИХ ОРГАНИЧЕСКИХ СОЕДИНЕНИЙ В ВОДАХ НИЖНЕЙ ВОЛГИ (1978-2018 ГГ.)	161
Селезнев В.А. ВОЗДЕЙСТВИЕ ТОЧЕЧНЫХ И ДИФFUЗНЫХ ИСТОЧНИКОВ ЗАГРЯЗНЕНИЯ НА ФОРМИРОВАНИЕ КАЧЕСТВА ВОДЫ РЕКИ ВОЛГА	164
Селезнева А.В. ОЦЕНКА ТЕХНОГЕННОЙ НАГРУЗКИ НА ВОДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ	166
Семенова А.С., Поддубева Е.А., Дмитриева О.А. БИОТЕСТИРОВАНИЕ ВОДЫ КУРШСКОГО ЗАЛИВА С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ПЛАНКТОННЫХ РАКООБРАЗНЫХ В 2017-2019 ГГ.	169
Серпокрылов Н.С., Журавлев П.В., Рахманин Ю.А., Вильсон Е.В., Грибова О.А., Пригодин А.В., Андреев В.П. ОБОСНОВАНИЕ АППАРАТНО-РЕАГЕНТНЫХ КОМПЛЕКСОВ ИНГИБИРОВАНИЯ БИОХИМИЧЕСКОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ СТОЧНЫХ ВОД В ПРОЦЕССЕ ИХ ТРАНСПОРТИРОВАНИЯ В ВОДНЫЕ ОБЪЕКТЫ	173
Симонова Е.В., Денисова Т.П. ПРОБЛЕМА ЗАГРЯЗНЕНИЯ ОЗ. БАЙКАЛ ЛИГНИНОМ, СКЛАДИРОВАННЫМ В ЗОЛОШЛАМ-НАКОПИТЕЛЯХ ОАО БАЙКАЛЬСКОГО ЦБК	177
Сладкова С.В., Любимцев В.А., Холодкевич С.В. ИССЛЕДОВАНИЕ ВОЗДЕЙСТВИЯ БИОЛОГИЧЕСКИ ОЧИЩЕННЫХ СТОЧНЫХ ВОД, СБРАСЫВАЕМЫХ В НЕВСКУЮ ГУБУ, НА ФУНКЦИОНАЛЬНОЕ СОСТОЯНИЕ РАКООБРАЗНЫХ	180
Сонина Е.Э., Джаяни Е.А., Гузеева Л.В., Зогова Е.А., Малинина Ю.А., Макаров С.Н., Пудовкина А.С., Филинова Е.И. ВЛИЯНИЕ СТОЧНЫХ ВОД НА ВОДНЫЕ БИОРЕСУРСЫ САРАТОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА И МЕТОДИЧЕСКИЕ ПОДХОДЫ К ОПРЕДЕЛЕНИЮ ВЕЛИЧИНЫ УЩЕРБА	183
Старосила Е.В. СТРУКТУРНЫЕ И ФУНКЦИОНАЛЬНЫЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ БАКТЕРИОПЛАНКТОНА И БАКТЕРИБЕНТОСА ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ	185
Стецюк А.П., Поповичев В.Н., Родионова Н.Ю. СОСТАВ ВЗВЕСИ И КОНЦЕНТРАЦИЯ РТУТИ В ВОДНОЙ ТОЛЩЕ БУХТЫ ЛАСПИ	189
Тарлева А.Ф., Кузьмина В.В. ВЛИЯНИЕ ФЕНОЛА И РАУНДАПА НА АКТИВНОСТЬ ПЕПТИДАЗ КИШЕЧНИКА У РЫБ РАЗНЫХ ВИДОВ	192
Татарников В.О., Светашева Д.Р. ГЛОБАЛЬНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ ХЛОРООРГАНИЧЕСКИМИ ПЕСТИЦИДАМИ И ИХ ДИНАМИКА В ВОДЕ ДЕЛЬТЫ ВОЛГИ	195
Тележникова Т.А., Гремячих В.А., Комов В.Т., Северов Ю.А., Сайфуллин Р.Р. СОДЕРЖАНИЕ РТУТИ В МЫШЦАХ РЕЧНОГО ОКУНЯ <i>PERCA FLUVIATILIS</i> L., 1758 (<i>PERCIFORMES</i>, <i>PERCIDAE</i>) КУЙБЫШЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА	198
Терентьев А.С., Михайлов В.В. ИЗМЕНЕНИЕ ТРОФИЧЕСКОЙ СТРУКТУРЫ ЗООБЕНТОСА МИДИЙНО-УСТРИЧНОГО ХОЗЯЙСТВА В ВЕРХОВЬЯХ ОЗ. ДОНУЗЛАВ	200
Терещенко В.Г., Решетников Ю.С. ДИНАМИКА РАЗНООБРАЗИЯ РЫБНОГО НАСЕЛЕНИЯ ОЗЕР ПРИ ПОСТОЯННО НАРАСТАЮЩЕМ ЭВТРОФИРОВАНИИ, ТОКСИЧЕСКОМ И ТЕПЛОВОМ ЗАГРЯЗНЕНИИ	201
Уланова Т.С., Нурисламова Т.В., Мальцева О.А. ИДЕНТИФИКАЦИЯ ХИМИЧЕСКОГО СОСТАВА ВОДЫ ОТКРЫТЫХ ВОДОЁМОВ ДЛЯ ХОЗЯЙСТВЕННО-ПИТЬЕВЫХ НУЖД	204
Филиппов А.А., Голованова И.Л., Чеботарева Ю.В., Крылов В.В. ВЛИЯНИЕ ЭЛЕКТРОМАГНИТНОГО ПОЛЯ И МЕДИ НА АКТИВНОСТЬ ГЛИКОЗИДАЗ В КИШЕЧНИКЕ СЕГОЛЕТКОВ ПЛОТВЫ	206
Франк Ю.А., Воробьев Е.Д., Зубарев А.А., Кулиничева К.С., Трифонов А.А., Воробьев Д.С. АККУМУЛЯЦИЯ МИКРОПЛАСТИКА В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ И ПУТИ ЕГО ИЗВЛЕЧЕНИЯ	209
Харитонов С.Л., Щеголькова Н.М., Рыбка К.Ю., Basyal I. ВЛИЯНИЕ ТЕХНОЛОГИЧЕСКОЙ СХЕМЫ ФИТО-ОЧИСТНЫХ СООРУЖЕНИЙ НА ЭФФЕКТИВНОСТЬ УДАЛЕНИЯ ЗАГРЯЗНЯЮЩИХ ВЕЩЕСТВ В ТРОПИЧЕСКОЙ И СУБТРОПИЧЕСКОЙ КЛИМАТИЧЕСКИХ ЗОНАХ	211
Хижняк Т.В., Брюханов А.Л. ОСОБЕННОСТИ ТРАНСФОРМАЦИИ ТОКСИЧНЫХ ХРОМАТОВ БАКТЕРИЯМИ РОДОВ <i>HALOMONAS</i> И <i>DESULFOVIBRIO</i>	214

Холодкевич С.В., Рудакова О.А., Кузнецова Т.В., Манвелова А.Б., Суслопарова О.Н. РАНЖИРОВАНИЕ СОСТОЯНИЯ ЭКОСИСТЕМ АКВАТОРИЙ НА ОСНОВЕ ОПЕРАТИВНОГО ТЕСТИРОВАНИЯ ФУНКЦИОНАЛЬНОГО СОСТОЯНИЯ ОБИТАЮЩИХ В НИХ ДВУСТВОРЧАТЫХ МОЛЛЮСКОВ (НА ПРИМЕРЕ РЕКРЕАЦИОННЫХ АКВАТОРИЙ КУРОРТНОГО РАЙОНА САНКТ-ПЕТЕРБУРГА)	216
Цыганков В.Ю., Боярова М.Д., Христофорова Н.К., Гумовский А.Н., Донец М.М., Гумовская Ю.П. ЗАГРЯЗНЕНИЕ ЭКОСИСТЕМ ДАЛЬНЕВОСТОЧНЫХ МОРЕЙ РОССИИ: ХЛОРОРГАНИЧЕСКИЕ ПЕСТИЦИДЫ И ПОЛИХЛОРИРОВАННЫЕ БИФЕНИЛЫ	219
Черкашин С.А., Даниленко С.А., Пряжевская Т.С. БИОМОНИТОРИНГ ЭКОТОКСИКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ЗАЛИВА ПЕТРА ВЕЛИКОГО ЯПОНСКОГО МОРЯ	221
Чуйко Г.М., Гапеева М.В., Ложкина Р.А., Законнов В.В., Томила И.И., Алексеева М.А., Урванцева Г.А. КОМПЛЕКСНАЯ ОЦЕНКА ЭКОТОКСИКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДОХРАНИЛИЩ СРЕДНЕЙ И НИЖНЕЙ ВОЛГИ МЕТОДОМ БИОДИАГНОСТИКИ И АНАЛИЗА СОДЕРЖАНИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ	224
Шашуловская Е.А., Мосияш С.А. ОСОБЕННОСТИ МИНЕРАЛЬНОГО СОСТАВА ВОДЫ ИРИКЛИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА И ПРИЛЕГАЮЩИХ УЧАСТКОВ р. УРАЛ	227
Pugsley H.R., Alderete B.E. HIGH RESOLUTION IMAGING FLOW CYTOMETRY PROVIDES COMPREHENSIVE ANALYSIS OF LIVE MIXED ALGAE CULTURES AND ASSESSES HIGH VALUE COMMODITIES IN ALGAL BIOMASS	230
СОДЕРЖАНИЕ	235

Научное издание

АНТРОПОГЕННОЕ ВЛИЯНИЕ НА ВОДНЫЕ ОРГАНИЗМЫ И ЭКОСИСТЕМЫ

СБОРНИК МАТЕРИАЛОВ
VII ВСЕРОССИЙСКОЙ КОНФЕРЕНЦИИ ПО ВОДНОЙ ЭКОТОКСИКОЛОГИИ,
ПОСВЯЩЕННОЙ ПАМЯТИ Б.А. ФЛЕРОВА
И ШКОЛЫ-СЕМИНАРА ДЛЯ МОЛОДЫХ УЧЕНЫХ, АСПИРАНТОВ И СТУДЕНТОВ

СОВРЕМЕННЫЕ МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ И ОЦЕНКИ КАЧЕСТВА ВОД, СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ОРГАНИЗМОВ И ЭКОСИСТЕМ В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ

16–18 сентября 2020 г., Борок

Подписано в печать 03.09.20. Формат 60x90 1/8.
Усл. печ. л. 29,75. Заказ № 20114. Тираж 200 экз.

Отпечатано с готового оригинал-макета ООО «Филигрань»
150049, г. Ярославль, ул. Свободы, 91,
pечатает@bk.ru