

The background of the cover is a photograph of a waterfall in a forest. The water is white and turbulent as it falls over dark, wet rocks. Two fish are captured in mid-air, jumping over the falls. The surrounding area is lush with green foliage and trees.

АНТРОПОГЕННОЕ ВЛИЯНИЕ НА ВОДНЫЕ ОРГАНИЗМЫ И ЭКОСИСТЕМЫ

**МАТЕРИАЛЫ V ВСЕРОССИЙСКОЙ КОНФЕРЕНЦИИ
ПО ВОДНОЙ ЭКОТОКСИКОЛОГИИ,
ПОСВЯЩЕННОЙ ПАМЯТИ Б. А. ФЛЕРОВА,
С ПРИГЛАШЕНИЕМ СПЕЦИАЛИСТОВ
ИЗ СТРАН БЛИЖНЕГО ЗАРУБЕЖЬЯ**

СОВРЕМЕННЫЕ МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ СОСТОЯНИЯ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ

**ШКОЛА–СЕМИНАР ДЛЯ МОЛОДЫХ УЧЕНЫХ,
АСПИРАНТОВ И СТУДЕНТОВ**

ТОМ I

28 октября – 1 ноября 2014 г.

**БОРОК
2014**



РОССИЙСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК



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



РОССИЙСКИЙ ФОНД ФУНДАМЕНТАЛЬНЫХ ИССЛЕДОВАНИЙ



ДЕПАРТАМЕНТ ОХРАНЫ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ И ПРИРОДОПОЛЬЗОВАНИЯ
ЯРОСЛАВСКОЙ ОБЛАСТИ

АНТРОПОГЕННОЕ ВЛИЯНИЕ НА ВОДНЫЕ ОРГАНИЗМЫ И ЭКОСИСТЕМЫ

МАТЕРИАЛЫ

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

И

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.

ТОМ 1

УДК 504.4.064(063)

ББК28.082

А-72

Антропогенное влияние на водные организмы и экосистемы: материалы V Всероссийской конференции по водной экотоксикологии, посвященной 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 1.– Ярославль: Филигрань, 2014. – 220 с.

ISBN 978-5-906682-13-0

Сборник материалов опубликован при финансовой поддержке:
Российского Фонда Фундаментальных Исследований (грант № 14-04-20214-г)
Федерального агентства научных организаций России
Департамента охраны окружающей среды и природопользования Ярославской области

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

В томе 1 материалов рассматриваются судьба, биодоступность, биотрансформация, биоаккумуляция загрязняющих веществ; структурные и функциональные характеристики популяций гидробионтов и водных экосистем в условиях антропогенной нагрузки; биомониторинг и оценка экотоксикологического состояния водных объектов, проблемы экологического нормирования.

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

Материалы печатаются в авторской редакции.

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

Фото на обложке:

на лицевой – нерестовый ход лососевых рыб на одной из рек п-ва Камчатка, автор А.В. Улатов, 2014 г.;

на обороте – замор рыбы в результате сброса сточных вод на р.Лухта, Грязовецкий район, Вологодская область, автор Г.М. Чуйко, лето 2009 г.

ISBN 978-5-906682-13-0

© Институт биологии внутренних вод РАН, 2014

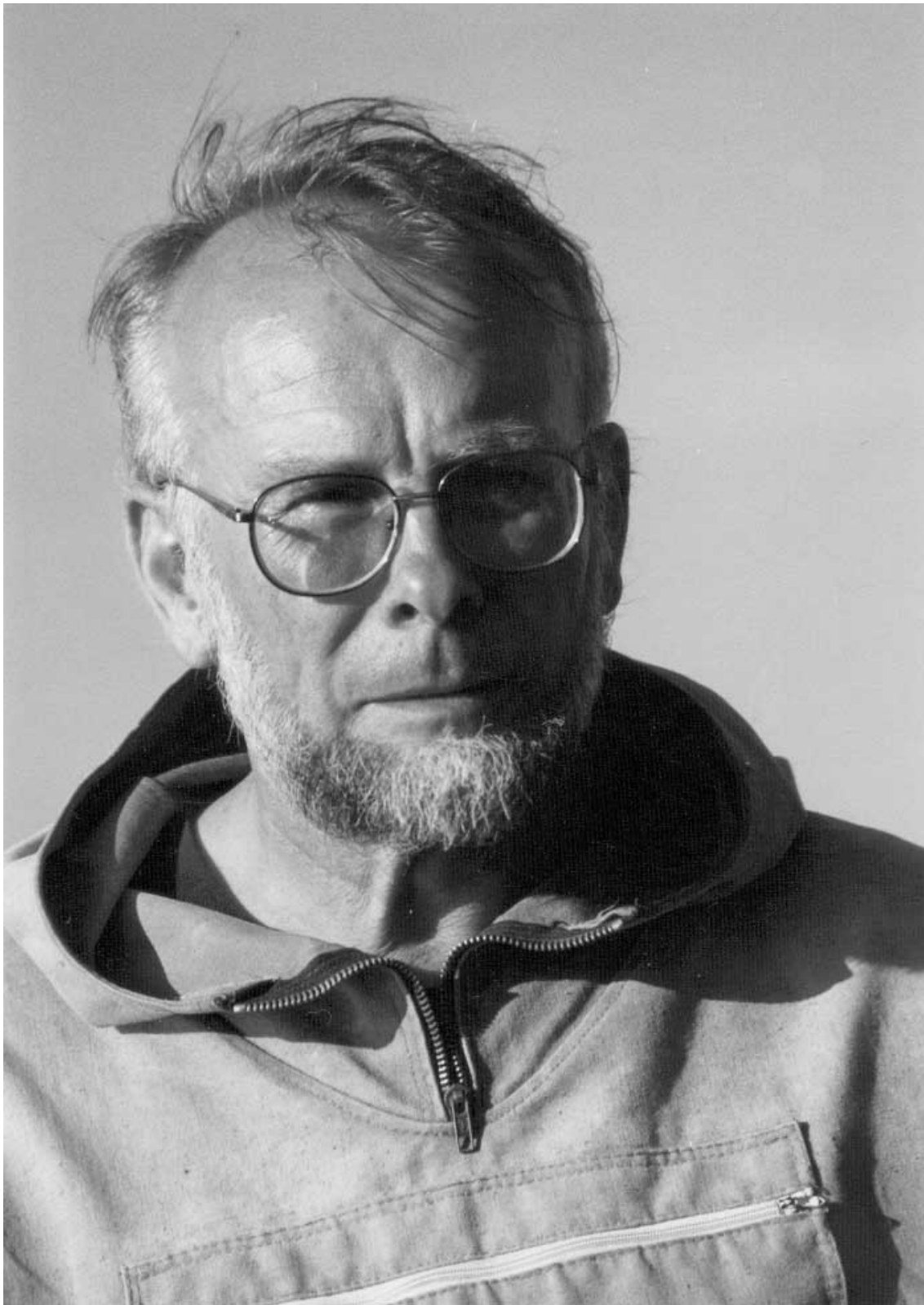
Водная экотоксикология – современное научное направление, возникшее во второй половине прошлого столетия на стыке водной токсикологии, гидробиологии и экологии. Основная задача водной экотоксикологии заключается в изучении свойств и судьбы загрязняющих веществ в водных объектах, их воздействия на водные организмы, популяции и сообщества гидробионтов. Из этого следует, что в отличие от водной токсикологии, изучающей действие токсических загрязняющих веществ, главным образом, на организменном уровне и в экспериментальных условиях, сфера внимания водной экотоксикологии существенно шире и касается надорганизменного уровня и естественных условий окружающей среды.

Доктор биологических наук, профессор Б.А. Флёрв (1937-2005 гг.) - один из основоположников сравнительно-физиологического направления в отечественной водной экотоксикологии, внесший заметный вклад в её развитие. Он явился основателем одной из первых в СССР лабораторий, изучавших влияние загрязняющих веществ на водные организмы и экосистемы, и 31 год был её заведующим.

В начале 90-х годов XX века после распада СССР и образования на его территории независимых государств, в связи с кризисом их экономик и резким сокращением финансирования науки, исследования в области водной экотоксикологии фактически прекратились, а связи между научными центрами значительно ослабли. Прекратились и регулярные научные встречи специалистов в области водной экотоксикологии. Лишь в 2002 году, благодаря усилиям Б.А. Флорова и сотрудников возглавляемой им лаборатории, в Борке на базе Института биологии внутренних вод им И.Д. Папанина РАН прошла Первая Всероссийская конференция с привлечением специалистов из стран ближнего и дальнего зарубежья «Современные проблемы водной токсикологии». В ходе конференции был рассмотрен широкий круг проблем этого направления науки, проанализировано ее состояние и намечены пути дальнейшего развития. Этим было положено начало новому циклу регулярных встреч специалистов в области водной экотоксикологии. За истекший период состоялось четыре конференции, неизменно вызывавшие к себе повышенный интерес и прошедших с большим успехом.

Публикуемые ниже материалы V конференции являются обобщением результатов исследований специалистов из России и стран ближнего зарубежья, выполненных в области водной экотоксикологии за последние три года, прошедшие с момента предыдущей конференции «Антропогенное влияние на водные организмы и экосистемы» (Борок, 2011).

д.б.н. Г.М. Чуйко



**Доктор биологических наук, профессор
Б.А. Флёров (1937-2005 гг.)**

СУДЬБА, БИОДОСТУПНОСТЬ, БИОТРАНСФОРМАЦИЯ, БИОАККУМУЛЯЦИЯ ЗАГРЯЗНЯЮЩИХ ВЕЩЕСТВ

УДК 591.145.2:636.934

ВИДОВЫЕ ОСОБЕННОСТИ СОДЕРЖАНИЯ РТУТИ И СОСТОЯНИЯ АНТИОКСИДАНТНОЙ СИСТЕМЫ В ОРГАНАХ ОКОЛОВОДНЫХ МЛЕКОПИТАЮЩИХ КАРЕЛИИ

Е.П. Антонова¹, В.А. Илюха^{1,2}, В.Т. Комов³, Е.А. Хижкин¹, Т.Н. Ильина¹, И.В. Баишникова¹,
С.Н. Сергина¹, В.А. Гремячих³, Т.Б. Камшилова³, Е.С. Иванова³, В.В. Белкин¹, А.Е. Якимова¹

¹ Институт биологии Карельского научного центра РАН

185910 Республика Карелия, г. Петрозаводск, ул. Пушкинская, д. 11, Россия, ilyukha@bio.krc.karelia.ru

² Петрозаводский государственный университет

185910 Республика Карелия, г. Петрозаводск, ул. Ленина, д. 33, Россия

³ Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН

152742, п. Борок, Некоузский р-н, Ярославская обл., Россия

Накопление ртути у обитающих в Карелии околородных млекопитающих зависело от экологических особенностей вида и определялось кормовой базой исследованных животных. Изменения антиоксидантной системы связаны с участием ее отдельных компонентов в детоксикации.

Ключевые слова: ртуть, околородные млекопитающие, антиоксидантная система.

Специфической особенностью поверхностных вод Карелии является повышенная заболоченность водосборной площади и, как следствие, высокое содержание гуминовых веществ и водородных ионов [3]. Химический состав воды, особенно ее кислотность, и структура пищевых цепей могут сказываться на доступности и накоплении ртути в водных экосистемах. Известно, что при низких значениях рН увеличивается подвижность и биодоступность ртути за счет повышенного ее метилирования [2, 3].

Ртуть занимает особое место среди поллютантов в связи высокой эффективностью ее усвоения, биодоступностью, чрезвычайно низкой скоростью выведения и высокой токсичностью для животных и человека. Отдельные соединения ртути различаются по своей токсичности и устойчивости, но наиболее опасным и стабильным является метилртуть [3].

В отличие от того внимания, которое уделяется исследованию аккумуляции ртути и метилртути водными экосистемами [3], подобные процессы в наземной фауне остаются малоизученными [2, 5]. При этом взаимосвязь между физиолого-биохимическим статусом, систематической принадлежностью, экологическими особенностями млекопитающих и интенсивностью накопления этого токсиканта по-прежнему остается мало изученной.

Удобной моделью для изучения этих процессов могут служить мелкие полуводные млекопитающие. Группа полуводных млекопитающих широко представлена среди отрядов Насекомоядные, Хищники и Грызуны. Они не только являются звеном в цепочке миграции ртути по трофическим цепям, в ряде случаев находясь на вершине пищевой пирамиды, но и обладают рядом специфических адаптаций, характерных для животных, подвергающихся периодической гипоксии-реоксигенации. Недостаток кислорода, так же как и метаболические сдвиги, способен приводить к продукции избытка кислородных радикалов, превышающего возможности антиоксидантной системы. Стратегия защиты от окислительного стресса, связанного с гипоксией-реоксигенацией при нырянии, включает у вторичноводных млекопитающих повышение активности антиоксидантных ферментов в тканях жизненно важных органов. Известно, что аккумуляция в тканях, ртуть и ее соединения блокируют белки-ферменты, контролирующие жизненно важные функции, нарушают структуру молекулы ДНК, а также обмен витаминов и микроэлементов. Накопление этого токсического вещества может оказывать негативное влияние на приспособительные реакции полуводных млекопитающих.

Целью настоящего исследования являлось сравнительно-видовое изучение накопления ртути и выявление взаимосвязи этого процесса с физиолого-биохимическими и экологическими особенностями околородных млекопитающих, часть из которых, в связи с особенностями их питания, является потенциальными объектами интоксикации соединениями ртути.

Исследовали добытых на территории Республики Карелия полуводных млекопитающих, принадлежащих к различным систематическим группам и различающихся по типу питания – кутора

водяная (*Neomys fodiens* Pennant), полевка водяная (*Arvicola terrestris* L.), ондатра (*Ondatra zibethicus* L.), европейский бобр (*Castor fiber* L.), американская норка (*Neovison vison* Schreber), выдра (*Lutra lutra* L.), а также близкие им по систематической принадлежности и типу питания – крот обыкновенный (*Talpa europaea* L.), полевка темная (*Microtus agrestis* L.) и ласка (*Mustela nivalis* L.).

Образцы тканей печени, почек и скелетной мышцы отбирали после отлова животных. Содержание ртути в образцах определяли на ртутном анализаторе РА-915+ с приставкой ПИРО (Люмэкс) атомно-абсорбционным методом холодного пара без предварительной пробоподготовки. Точность аналитических методов измерения контролировали с использованием сертифицированного биологического материала DORM-2 и DOLM-2 (Институт химии окружающей среды, Оттава, Канада). Концентрации ретинола и α -токоферола определяли методом высокоэффективной жидкостной хроматографии, стандартами служили ретинол и α -токоферол фирмы "Sigma" (США). Активность антиоксидантных ферментов (АОФ) измеряли спектрофотометрически: супероксиддисмутаза (СОД) – по модифицированной адrenoхромной методике и каталазы – по количеству разложенной H_2O_2 . Уровень восстановленного глутатиона определяли по методу Элмана. Детальное описание методик приведено ранее [4].

Полученные данные обрабатывали общепринятыми методами вариационной статистики, сравнение проводили с применением непараметрического критерия Вилкоксона – Манна – Уитни.

В рассматриваемой нами группе представлены млекопитающие, различающиеся как по систематической принадлежности, так и по особенностям экологических условий обитания. Для природных популяций ранее установлено [2], что представители мелких кунных (ласка, горноста́й) содержали ртуть в меньших количествах (до 0,3 мг/кг), чем крупные (норка, выдра, хорь). У последних среднее содержание металла в мышечной ткани составило 0,3-0,5, в печени и почках – 0,5-0,7 мг/кг сырой массы. Известно, что мелкие млекопитающие, по сравнению с крупными, обладают более высокой интенсивностью удельного метаболизма и увеличенным потреблением кислорода, что влечет за собой повышение риска образования избытка активных форм кислорода (АФК). Вместе с тем, аллометрические зависимости между удельным метаболизмом и размерами тела нарушаются у высокоспециализированных видов. Концентрация ртути у добытой в Карелии американской норки составила 11,74 мг/кг в печени, 8,61 мг/кг в почках и 4,48 мг/кг в скелетной мускулатуре, а у выдры – 3,73, 1,43 и 1,50 мг/кг, соответственно. Хотя у ласки, обитающей на той же территории, соответствующие показатели находились в вышеуказанных [2] пределах – от 0,06 до 0,10 мг/кг, в зависимости от ткани. В отличие от этого, как было показано ранее [4] у разводимых в неволе норок двух окрасов (серебристо-голубых и пастелевых), во всех исследованных тканях также отмечена более низкая концентрация ртути, по сравнению с животными, обитающими в природе – от 0,06 до 0,20 мг/кг.

При исследовании представителей отрядов Насекомоядные (*Insectivora*) и Грызуны (*Rodentia*) выявлена высокая межвидовая вариабельность, как уровня накопления ртути, так и активности СОД и каталазы в печени, почках и скелетной мускулатуре (таблица). Обращает на себя внимание факт значительно более высокого содержания ртути у представителя насекомоядных – куторы. Такое высокое содержание ртути в органах этого вида может быть связано с её физиолого-биохимическими особенностями. На интенсивность метаболизма этого животного оказывают влияние два фактора. Во-первых, у всех насекомоядных интенсивность метаболизма выше, чем у грызунов той же массы. Во-вторых, кутора, являясь хорошим ныряльщиком, испытывает периоды гипоксии-реоксигенации, как и ондатра. Однако, в отличие от водяной полевки и ондатры, этот вид потребляет для обеспечения интенсивного метаболизма преимущественно животные корма, что, наряду с высокой интенсивностью обменных процессов, и приводит к накоплению ртути.

То, что пищевой фактор влияет на показатели содержания ртути, подтверждают и данные по водяной полевке и ондатре. У полевки, как растительноядного вида, накопление ртути во всех органах в два раза ниже, чем у ондатры. В качестве корма ондатра использует не только растения, но и моллюсков. Сравнение молодых (двух генераций) и взрослых ондатр показало, что с возрастом у этих животных количество токсиканта увеличивается, и во всех органах ювенильных особей концентрация ртути в два раза ниже, чем у половозрелых, обитающих в тех же экологических условиях (оз. Миккельское).

Известно, что активность антиоксидантных ферментов зависит в значительной степени от уровня метаболизма, присущего для каждого организма [1]. Чем он выше, тем, как правило, больше активность АОФ. Имеющиеся данные свидетельствуют о различной чувствительности представителей даже одного вида к воздействию токсиканта. Токсические эффекты ртути связаны со способностью метилртути связываться с сульфгидрильными группами ферментов, ионных каналов и рецепторов, что приводит к нарушению работы антиоксидантной системы и усиленной генерации свободных радикалов и активных форм кислорода [6; 7]. Исследование состояния

систем генерации и тушения активных форм кислорода показало, что уже при наблюдаемых концентрациях загрязнителя происходят их существенные изменения. Так, повышенное содержание ртути в почках приводило к снижению активности каталазы в этом органе. Зависимость описывалась уравнением $\text{активность каталазы} = \exp(5,48 - 2,28 \cdot \text{содержание ртути})$. Анализ этого и других уравнений позволяет сделать вывод об отрицательном влиянии ртути на активность ферментов уже при концентрации около 0,15–0,20 мг/кг ткани, хотя иных проявлений интоксикации не наблюдается. Возможно, значительно более высокое содержание ртути в почках у куторы (0,347±0,045) при сравнении с водяной полевкой (0,005±0,002), оказало негативное воздействие на активность антиоксидантных ферментов. Так у куторы, как у вида с высокой интенсивностью метаболизма, в печени и скелетной мышце активность изучаемых ферментов была выше, чем соответствующие показатели водяной полевки, при этом в почках наблюдалась обратная тенденция. Обращает на себя внимание факт значительно более низкой активности каталазы в почках куторы в отличие от ондатры и водяной полевки. Хотя не было обнаружено зависимости между содержанием ртути и количеством витаминов Е и А, что свидетельствует об отсутствии существенной нагрузки на это звено антиоксидантной системы животных. Отмеченное влияние ртути на ферменты, очевидно, связано с сульфгидрильными группами, что подтверждается и нашими предыдущими исследованиями на фермерских хищных млекопитающих [4]. Было показано, что при низких концентрациях ртути в почках (до 0,15 мг/кг ткани) количество небелковых SH-групп, с которыми может связаться металл для последующего выведения, возрастает параллельно с увеличением концентрации токсиканта. При дальнейшем увеличении его концентрации организм не способен обеспечить достаточное количество соединений с сульфгидрильными группами, чтобы эффективно выводить ртуть из организма.

Таблица. Содержание ртути и активность антиоксидантных ферментов в органах и тканях трех видов млекопитающих

Исследуемый орган (ткань)	Содержание ртути, мкг/кг	Активность СОД, у.е./г ткани	Активность каталазы, у.е./г ткани
Кутора водяная, n=18			
Печень	0,972±0,419	561,2±36,9	669,5±26,8
Почки	0,347±0,045	274,8±23,6	102,3±8,0
Ск. мышца	0,622±0,253	186,7±13,3	46,1±4,8
Полевка водяная, n=17			
Печень	0,002±0,001	525,7±43,4	598,8±36,7
Почки	0,005±0,002	304,3±29,6	255,5±6,6
Ск. мышца	0,002±0,001	156,9±19,2	38,9±3,8
Ондатра, n=26			
Печень	0,006±0,001	880,6±64,1	929,4±29,8
Почки	0,015±0,004	464,6±18,1	231,0±4,7
Ск. мышца	0,003±0,001	213,7±8,6	23,4±1,9

Таким образом, накопление ртути у исследованных млекопитающих зависело от экологических особенностей вида, прежде всего от типа питания и, соответственно, от интенсивности клеточного и тканевого метаболизма. Максимально высокие концентрации ртути в органах отмечены у водных и полуводных хищников (выдра, американская норка), меньшее количество у насекомоядных (кутора водяная), а у растительноядных грызунов (полевка водяная и ондатра) уровень металла был минимальным. Накопление высоких концентраций ртути приводило к ингибированию активности каталазы в печени и почках исследованных насекомоядных и грызунов.

Работа выполнена при финансовой поддержке грантов Президента РФ НШ-1410.2014.4, программы фундаментальных исследований Президиума РАН «Живая природа: современное состояние и проблемы развития», № г.р. 01201262113, программы фундаментальных исследований Отделения биологических наук «Биологические ресурсы России: динамика в условиях глобальных климатических и антропогенных воздействий» и программы стратегического развития ПетрГУ с использованием оборудования центра коллективного пользования ИБ КарНЦ РАН.

Список литературы

1. Зенков Н.К., Ланкин В.З., Меньщикова Е.Б. Окислительный стресс: Биохимический и патофизиологический аспекты. М.: МАИК Наука/Интерпериодика, 2001. 343 с.

2. Комов В.Т., Степина Е.С., Гремячих В.А., Поддубная Н.Я., Борисов М.Я. Содержание ртути в органах млекопитающих семейства кунных (Mustelidae) Вологодской области // Поволж. экол. журн. 2012. № 4. С. 391 – 398.
3. Немова Н.Н. Биохимическая адаптация накопления ртути у рыб. М.: Наука, 2005. 164 с.
4. Хижкин Е.А., Илюха В.А., Комов В.Т., Паркалов И.В., Ильина Т.Н., Баишникова И.В., Сергина С.Н., Гремячих В.А., Камшилова Т.Б., Степина Е.С. Видовые особенности содержания ртути в органах хищных млекопитающих различного экогенеза // Труды КарНЦ РАН. 2012. № 2. С. 147–153.
5. Иванова Е.С. Закономерности накопления и распределения ртути в компонентах наземных экосистем Вологодской области. Автореф. ... канд. биол. наук, Борок. 2013. 24с.
6. Lund B.O., Miller D.M. Studies in Hg-induced H₂O₂ production and lipid peroxidation *in vitro* in rat kidney mitochondria // Biochem. Pharmacol. 1993. Vol.45, P. 2017–2024.
7. Mozaffarian D., Rimm E.B. Fish intake, contaminants, and human health evaluating the risks and the benefits // JAMA. 2006. Vol. 296, N 15, P. 1885–1899.

УДК: 628.394.6:597(262.54)

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ СОДЕРЖАНИЯ ПЕСТИЦИДОВ В ПЕЧЕНИ НЕКОТОРЫХ ВИДОВ РЫБ АЗОВСКОГО МОРЯ

Л.А. Бугаев, А.В. Войкина, В.А., Валиуллин Ю.Э. Карпушина

*ФГУП «Азовский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства»
344007, Ростов-на-Дону, ул. Береговая 21/2в, Россия, bugayov@list.ru*

Исследовалось накопление ряда современных пестицидов в печени промысловых рыб Азовского моря в 2013 гг. Выявлено, что исследуемые пестициды накапливаются в организме рыб. При этом в весенний сезон уровень накопления поллютантов был выше, чем в осенний.

Ключевые слова: пестициды, высокоэффективная жидкостная хроматография, Азовское море, бычок кругляк, пиленгас, тарань, судак.

Широкое применение современными аграрными хозяйствами различных ядохимикатов (гербициды, инсектициды, акарициды и др.) создает угрозу попадания этих веществ через поверхностные и грунтовые воды в экосистему Азовского моря. Являясь токсичными, пестициды при попадании в водную среду могут оказывать негативное воздействие на гидробионтов всех уровней организации, в том числе рыб (Лукьяненко, 1987). Пестициды обладают высокой биологической активностью и сродством с биологическими субстратами, что обеспечивает их циркуляцию и накопление в разных звеньях экосистемы (Короткова и др., 2010). Будучи токсичными веществами, пестициды могут воздействовать не только на биообъекты-мишени, но и на другие организмы, вызывая различные патологические изменения, как у отдельных гидробионтов, так и у целых сообществ.

Несмотря на сравнительно низкие концентрации в воде и донных отложениях (Бугаев и др., 2012 а), пестициды могут довольно интенсивно накапливаться в жизненно важных органах и тканях практически всех гидробионтов моря, особенно у рыб, как высшего трофического звена в водных экосистемах (Бугаев и др., 2012 б; Войкина, 2013). В организм рыб пестициды поступают в основном осмотически через жабры и частично кожу, распределяются по всем органам и тканям, концентрируясь в наибольших количествах во внутренних органах (печени, почках, стенке кишечника, селезенке).

Целью данного исследования являлась оценка содержания пестицидов в печени производителей бычка кругляка, тарани, судака и пиленгаса. Все исследуемые объекты занимают различные экологические ниши в экосистеме Азовского моря, а степень накопления поллютантов, в том числе и пестицидов, в организмах исследуемых видов рыб зависит от ряда факторов: ареала обитания, миграционной активности, спектров питания и др.

Исследования проводились в 2013 гг. в весенний и осенний сезоны в Азовском море. В полевых условиях производили первичное обследование рыб, которое заключалось в регистрировании основных изменений внешних покровов и состояния естественных отверстий. При осмотре внутренних органов особое внимание уделялось исследованию печени: устанавливалась её форма и величина, цвет, консистенция, гиперемия или анемия, кровоизлияния. Сбор морфологических данных включал в себя определение длины тела рыб, массы тушки без внутренних органов, массы печени и расчета индекса печени.

Для химико-токсикологических исследований производили анализ содержания пестицидов в печени рыб методом высокоэффективной жидкостной хроматографии. Акцентирование на этом органе связано с тем, что печень в организме играет большую роль по детоксикации вредных веществ, а высокое содержание жира обеспечивает условие для накопления в органе липофильных веществ, к которым относятся и пестициды нового поколения. У выловленных производителей перечисленных выше видов рыб отбирали пробы тканей печени. Печень замораживали и хранили при температуре -18°C для последующего лабораторного анализа.

Экстрагирование веществ из образцов биоматериала проводили согласно принятым методикам (Другов, Родин, 2002). Экстракцию пестицидов из печени рыб осуществляли ацетонитрилом в присутствии солей. Очистку экстрактов производили с помощью насыпных сорбентов с использованием картриджей для твердофазной экстракции.

Полученные экстракты хроматографировали на жидкостном хроматографе фирмы «Applied Biosystems» (США) с ультрафиолетовым детектором, снабженном дегазатором и термостатом колонки. Условия хроматографирования были следующие: колонка Reprosil-PUR ODS (Элсико, Россия) (размер 4.6×150 мм, зернение 3.5 мкм); рабочая длина волны — 230 нм; термостатирование — $+40^{\circ}\text{C}$; подвижная фаза: ацетонитрил — 0.01 М ортофосфорная кислота в соотношении 3:2 (по объему) в изократическом режиме; скорость потока 0,6 мл/мин; объем вводимого в хроматограф экстракта пробы — 10 мкл.

Оценивали содержание в печени следующих действующих веществ пестицидов: дифлуфеникан, имазалил, имазетапир, имидаклоприд, ипродион, метрибузин, пенцикурон, тиаметоксам, фамоксадон, флумиоксазин, хизалофоп-П-этил, ципросульфамид, этофумезат.

Полученные данные подвергали статистической обработке. Вторичную обработку данных осуществляли методами корреляционного анализа, сравнения выборочных характеристик по U критерию Манна-Уитни. Различия между двумя выборками считали достоверными при $p \leq 0,05$.

Изучение накопления тех или иных поллютантов в тканях гидробионтов позволяет оценить персистентность веществ, их устойчивость к биотрансформации. Накопление чужеродных веществ в тканях организма потенциально опасно и может сказаться на физиологических и биохимических процессах, а в некоторых случаях интенсивного токсического воздействия и на морфологии особи. Токсикологическая характеристика исследованных видов рыб приводится в хронологическом порядке.

Весенний сезон. Зрелость гонад производителей соответствовала сезону наблюдения. Все проанализированные производители судака и пиленгаса (и самцы, и самки) имели зрелые гонады IV стадии зрелости; у тарани часть обследованных самцов и самок имела гонады IV стадии зрелости (50 %), часть — IV—V (50 %).

В печени производителей пиленгаса было обнаружено 4 пестицида (табл. 1). Наиболее часто встречался в тканях рыб фамоксадон (40 %). Часть производителей (40 %) не имела в печени исследуемых пестицидов. У обследованных производителей судака в печени были обнаружены пестициды 7 наименований. Наиболее часто встречался метрибузин (88 %). В печени производителей тарани было обнаружены пестициды 6 наименований. Чаще всего обнаруживались ипродион (44 %) и метрибузин (56 %). Остальные вещества встречались единично или не обнаруживались вообще. У 20 % обследованных особей тарани пестициды в печени обнаружены не были. Среди обнаруженных в печени пестицидов наиболее токсичным для рыб являлся имазалил.

Летний сезон. Осмотр рыб показал отсутствие признаков, которые могут быть следствием интоксикации. Зрелость гонад производителей соответствовала сезону наблюдения. Все проанализированные производители бычка-кругляка, пиленгаса и тарани имели гонады, свидетельствующие об участии производителей в нересте текущего года. Следов остаточной резорбции в гонадах не обнаружено.

Химический анализ выявил, что в печени производителей бычка-кругляка было обнаружено 7 пестицидов (табл. 2). Наиболее часто встречался в тканях рыб флумиоксазин (41 %). Часть производителей (6 %) не имела в печени исследуемых пестицидов. У обследованных производителей пиленгаса в печени были обнаружены пестициды 3 наименований; наиболее часто встречался ципросульфамид (80 %). В печени производителей тарани были обнаружены пестициды 5 наименований; чаще всего обнаруживались имазетапир (43 %), метрибузин (43 %) и ципросульфамид (56 %). Остальные вещества встречались единично или не обнаруживались вообще. У 14 % обследованных особей тарани пестициды в печени обнаружены не были.

Осенний сезон. Визуальный осмотр рыб не выявил признаков, которые могут быть следствием интоксикации. Зрелость гонад производителей соответствовала сезону наблюдения. Все проанализированные производители бычка-кругляка, пиленгаса, судака и тарани имели гонады, свидетельствующие об участии производителей в нересте текущего года и о завершении репаративных процессов перед зимовкой. Следов остаточной резорбции в гонадах не обнаружено.

Таблица 1. Содержание пестицидов в печени производителей промысловых рыб в весенний сезон 2013 г. (мг/кг сырой массы) и доля рыб с обнаруженной интоксикацией (%)

Наименование пестицида	Пиленгас		Судак		Тарань	
	накопление, мг/кг сырой массы	доля рыб, %	накопление, мг/кг сырой массы	доля рыб, %	накопление, мг/кг сырой массы	доля рыб, %
Дифлуфеникан	<ПО		0.01	6	<ПО	
			<ПО -0.06			
Имазалил	0.10	20	0.02	6	0.02	13
	<ПО - 0.50		<ПО -0.08		<ПО -0.15	
Имазетапир	0.02	20	<ПО		0.01	13
	<ПО - 0.12				<ПО -0.05	
Имидаклоприд	<ПО		<ПО		<ПО	
Ипродион	<ПО		0.03	29	0.07	44
			<ПО -0.20		<ПО -0.31	
Метрибузин	<ПО		0.10	88	0.09	56
			<ПО -0.54		<ПО -0.47	
Пенцикурон	<ПО		0.02	6	0.04	25
			<ПО -0.05		<ПО -0.17	
Тиаметоксам	<ПО		<ПО		<ПО	
Фамоксадон	0.10	40	<ПО		0.02	25
	<ПО - 0.26				<ПО -0.12	
Флумиоксазин	<ПО		<ПО		<ПО	
Хизалофоп-П-этил	<ПО		<ПО		<ПО	
Ципросульфамид	0.16	40	0.01	18	<ПО	
	<ПО - 0.81		<ПО -0.05			
Этофумезат	<ПО		0.01	12	<ПО	
			<ПО -0.08			

Примечание: в таблицах 1 – 3 числитель — среднее значение; знаменатель — диапазон от минимального до максимального значения в выборке; ПО — аналитический предел обнаружения методики

Таблица 2. Содержание пестицидов в печени производителей промысловых рыб в летний сезон 2013 г. (мг/кг сырой массы) и доля рыб с обнаруженной интоксикацией (%)

Наименование пестицида	Бычок-кругляк		Пиленгас		Тарань	
	накопление, мг/кг сырой массы	доля рыб, %	накопление, мг/кг сырой массы	доля рыб, %	накопление, мг/кг сырой массы	доля рыб, %
Дифлуфеникан	0.01	6	<ПО		<ПО	
	<ПО-0.07					
Имазалил	<ПО		<ПО		<ПО	
Имазетапир	0.05	12	0.01	13	0.11	43
	<ПО-0.43		<ПО-0.08		<ПО-0.57	
Имидаклоприд	<ПО		<ПО		<ПО	
Ипродион	0.00	6	<ПО		<ПО	
	<ПО-0.07					
Метрибузин	0.03	29	0.03	25	0.02	43
	<ПО-0.18		<ПО-0.15		<ПО-0.06	
Пенцикурон	<ПО		<ПО		<ПО	
Тиаметоксам	<ПО		<ПО		<ПО	
Фамоксадон	<ПО		<ПО		<ПО	
Флумиоксазин	0.02	41	<ПО		0.01	14
	<ПО-0.09				<ПО-0.01	
Хизалофоп-П-этил	0.04	24	<ПО		0.03	14
	<ПО-0.31				<ПО-0.23	
Ципросульфамид	0.03		0.16	80	0.08	86
	<ПО-0.21		<ПО-0.27		<ПО-0.31	
Этофумезат	0.03	17	<ПО		<ПО	
	<ПО-0.20					

Результаты анализа накопления современных пестицидов в печени рыб в осенний сезон показали, что у бычка-кругляка были обнаружены пестициды 5 наименований (табл. 3). Все обнаруженные в печени вещества встречались менее, чем в 30% случаев; у 50% рыб пестициды в печени обнаружены не были. В печени пиленгаса обнаружено 3 пестицида. Наиболее часто встречался имазалил (38% случаев); у 25% рыб пестициды в печени обнаружены не были. В печени производителей судака были обнаружены пестициды 4 наименований. Наиболее часто встречались: имазалил (67%), флумиоксазин (33% случаев). У 17% рыб пестициды в печени обнаружены не были. В печени производителей тарани было обнаружено 8 пестицидов. Наиболее часто встречались имазалил (33%) и этофумезат (58%), остальные пестициды выявлялись значительно реже или в единичных случаях.

Обобщая результаты по исследованию накопления пестицидов в печени рыб, можно констатировать, что в 2013 г. наиболее часто обнаруживались: имазалил, имидаклоприд, метрибузин, фамоксадон, флумиоксазин, ципросульфамид. Остальные пестициды встречались значительно реже, в единичных случаях или не во все сезоны. Зависимости между стабильностью обнаруженных пестицидов и сезоном наблюдения не отмечено. Для исследуемых пестицидов отсутствуют нормативы МДУ (максимально допустимые уровни содержания в пищевых и фуражных продуктах). В этой связи нет возможности охарактеризовать обнаруженные в печени рыб концентрации с позиции опасности/безопасности для человека при употреблении рыбных продуктов питания.

Таблица 3. Содержание пестицидов в печени производителей промысловых рыб в осенний сезон 2013 г. (мг/кг сырой массы) и доля рыб с обнаруженной интоксикацией (%)

Наименование пестицида	Бычок- кругляк		Пиленгас		Судак		Тарань	
	Накопленные пестицидов	Доля рыб с интоксикацией.	Накопленные пестицидов	Доля рыб с интоксикацией.	Накопленные пестицидов	Доля рыб с интоксикацией.	Накопленные пестицидов	Доля рыб с интоксикацией.
Дифлufenикан	<ПО		<ПО		<ПО		<ПО	
Имазалил	0.06	10	0.36	38	0.40	67	0.32	33
	<ПО-0.62		<ПО-1.35		<ПО-1.66		<ПО-1.32	
Имазапир	<ПО		<ПО		<ПО		0.07	21
			<ПО-0.41					
Имидаклоприд	0.05	20	<ПО		<ПО		0.22	17
	<ПО-0.30		<ПО-1.32					
Ипродион	0.01	10	0.02	25	<ПО		0.04	8
	<ПО-0.02		<ПО-0.13		<ПО-0.48			
Метрибузин	<ПО		<ПО		<ПО		<ПО	
Пенцикурон	<ПО		<ПО		<ПО		0.18	13
			<ПО-1.46					
Тиаметоксам	<ПО		<ПО		<ПО		<ПО	
Фамоксадон	<ПО		<ПО		<ПО		<ПО	
Флумиоксазин	0.01	10	<ПО		0.02	33	<ПО	
	<ПО-0.03		<ПО-0.09					
Хизалофоп-П-этил	0.04	30	0.04	25	<ПО		0.30	29
	<ПО-0.19		<ПО-0.26		<ПО-1.38			
Ципросульфамид	<ПО		<ПО		0.05	17	0.02	13
			<ПО-0.32		<ПО-0.15			
Этофумезат	<ПО		<ПО		0.05	17	0.18	58
			<ПО-0.27		<ПО-0.45			

При исследовании рыб, относящихся к различным экологическим группам, закономерен вопрос о различиях в уровнях накопления пестицидов, которые могут определяться и ареалом обитания, и активностью избегания загрязненных участков, и спектром питания. Сравнение уровня накопления пестицидов у рыб, относящихся к разным экологическим группам, но выловленных примерно в одни сроки, показало, что однозначной картины нет. Весной более высокие значения накопления пестицидов были характерны для тарани по сравнению с судаком. В летний сезон по ряду пестицидов преобладало накопление у производителей тарани над бычком

кругляком, по другим наименованиям — наоборот. Осенью по большинству наименований пестицидов преобладало накопление в печени тарани.

Функциональное состояние промысловых рыб соответствовало сезону наблюдения, выраженного токсического воздействия пестицидов новых поколений на рыб не выявлено. Тем не менее, факты обнаружения действующих веществ пестицидов в экосистеме Азовского моря являются тревожными сигналами возникновения потенциальной опасности в случае увеличения объемов попадания токсикантов в водоем.

Список литературы.

Бугаев Л.А., Войкина А.В., Валиуллин В.А., Карпушина Ю.Э. Пестицидное загрязнение воды прибрежной зоны Таганрогского и Ясенского заливов Азовского моря в 2009-2011 гг. // Политематический сетевой электронный научный журнал Кубанского государственного аграрного университета. 2012. № 81. С. 160-170.

Бугаев Л.А., Войкина А.В., Валиуллин В.А., Смыр Т.М., Карпушина Ю.Э. Исследование накопления пестицидов в печени некоторых видов промысловых рыб Азовского моря в 2009-2011 гг. // Политематический сетевой электронный научный журнал Кубанского государственного аграрного университета. 2012. № 81. С. 222-234.

Войкина А.В. Накопление пестицидов в компонентах экосистем Таганрогского и Ясенского заливов Азовского моря и их аддитивное воздействие на гидробионтов // Автореф. дис. канд. биол. наук. Ростов н/Д. 2013. 24 с.

Другов Ю.С., Родин А.А. Экологическая аналитическая химия. С-Пб: «Анатолия», 2002. 464 с.

Короткова Л.И., Коропенко Е.О., Сюндюкова Т.И. и др. Об актуальности мониторинга хлорорганических пестицидов (ХОП) в рыбах Азово-Черноморского бассейна // Материалы международной научной конференции, посвященной 100-летию со дня рождения Г.В. Никольского, 2010. Ростов-на-Дону: ФГУП «АзНИИРХ», 2010. С. 193–187.

Лукияненко В. И. Экологические аспекты ихтиотоксикологии. М.: Агропромиздат, 1987. 239 с.

УДК 504.064.3

БИОДОСТУПНОСТЬ ИОНОВ МЕДИ ДЛЯ ВОДОРΟΣЛИ ХЛОРЕЛЛА В ВОДАХ РАЗЛИЧНОГО ПРОИСХОЖДЕНИЯ

А.Н. Вишняков, Е.С. Стравинскене, Ю.С. Григорьев

*Сибирский федеральный университет
660041 г. Красноярск, Россия, lex123@kraslan.ru*

Исследован характер действия ионов меди на тест-культуру водоросли хлорелла в водопроводной, речной воде и сточных водах. Показано, что токсичность меди в пробах этих вод может значительно снижаться. Степень снижения токсического действия ионов меди зависит от вида тестируемой воды и значительно варьирует во времени.

Ключевые слова: хлорелла, замедленная флуоресценция, биотестирование, токсичность, биодоступность, ионы меди.

Биологические методы позволяют получить интегральную оценку воздействия загрязняющих веществ на живые организмы и установить возможное влияние на природные экосистемы. Наряду с исследованием токсичности загрязнителей большое внимание уделяется таким аспектам, как миграция и трансформация их форм существования в среде [1]. Становится все более очевидным тот факт, что одни только данные по общей концентрации металлов в воде не дают полную информацию, на основании которой можно прогнозировать токсический эффект на организмы [2]. При использовании одного и того же тест-организма токсический эффект проб воды, даже при одинаковом содержании в них тяжелых металлов, может существенно варьироваться [3]. Одной из главных причин, определяющих токсичность металлов в природных водах, является содержание в них органического вещества [4]. В результате процессов комплексообразования, или связывания, с органическими веществами биодоступность тяжелых металлов для фитопланктона может значительно снижаться. Наличие процессов связывания токсикантов в сточных водах также затрудняет оценку загрязнения стоков с помощью биотестов [4].

Цель настоящей работы – исследование биодоступности тяжелых металлов (на примере ионов меди) для одноклеточной водоросли хлорелла в водах различного происхождения.

В качестве тест-объекта использовали термофильный штамм микроводоросли *Chlorella vulgaris* Beijer. Культуру водоросли выращивали в культиваторе КВ-05 в течении 20-26 часов при постоянной температуре 36 °С, интенсивности света 60 Вт/м² и непрерывном перемешивании, обеспечивающем поступление углекислого газа из воздушной среды (0.03%). В качестве питательной среды использовали 50%-ную среду Тамия. Для проведения оперативного биотеста в качестве тест-функции оценивали замедленную флуоресценцию (ЗФ) суспензии водоросли. При этом для измерения миллисекундной ЗФ, возбуждаемой светом высокой (ЗФв) и низкой (ЗФн) интенсивности, а также их отношения (ОПЗФ) использовали флуориметр Фотон 10 [5, 6]. В кюветы прибора культура хлореллы вносилась в таких объемах, чтобы оптическая плотность суспензии в кюветах с 5 мл дистиллированной воды соответствовала 0.03. Оптическую плотность измеряли в приборе ИПС-03, в кювете 2 см при длине волны 560 нм. При этом концентрация среды Тамия в них не превышала 1%. В опытные кюветы добавляли ионы меди (в виде раствора CuSO₄ × 5H₂O) в концентрации 0.04 мг/дм³.

При исследовании токсичности и связующей способности воды реки Енисей пробы воды отбирались в 4 точках выше, ниже и в черте г. Красноярска с апреля по октябрь 2012 года. Первая станция для отбора проб находилась на 0,5 км ниже плотины Красноярской ГЭС, вторая станция — 20 км выше г. Красноярска, третья станция — 15 км ниже г. Красноярска, четвертая станция — 35 км ниже г. Красноярска. Изучение сточных вод проводилось на пробах, отобранных с первичных отстойников городских очистных сооружений до их биологической очистки в феврале-апреле 2013 года. В это же время отбирались пробы воды в черте г. Красноярска из реки Енисей и малой реки Кача, протекающей по левобережной части г. Красноярска и являющейся притоком реки Енисей.

Оценку связующей способности тестируемых вод проводили путем регистрации изменения ОПЗФ водоросли в контрольной и опытных водах после добавления в них модельного токсиканта - ионов меди (0.04 мг Cu⁺²/дм³). Для этого использовался 2-х кратный ряд разбавлений опытных проб воды (от 100% до 0.39%). В качестве относительного показателя связующей способности вод была взята величина разбавления тестируемых проб воды, при которой ОПЗФ хлореллы в присутствие ионов меди соответствовал 50% величине данного показателя в контрольной (дистиллированной) воде после внесения модельного токсиканта.

Изучение характера действия ионов меди на ЗФ тест-культуры водоросли хлорелла в природной воде показало, что их токсичность может значительно снижаться (рис.1). При использовании в качестве показателя токсического действия замедленной флуоресценции было получено, что в 100% пробах воды реки Енисей ни в одной из них не наблюдалось изменение ОПЗФ тест-культуры водоросли хлорелла. Отсутствие проявления токсического эффекта по данному показателю может быть связано с тем, что содержащиеся в воде загрязнители не оказывают прямого влияния на первичные процессы фотосинтеза, от активности которых зависит интенсивность замедленной флуоресценции. С другой стороны, токсичность может не проявиться и вследствие снижения в природной воде биодоступности токсикантов по причине их связывания компонентами этих вод. Повышенное содержание комплексобразующих примесей в воде будет маскировать присутствие в ней потенциально токсичных элементов. В этой ситуации контролировать загрязнение вод методом биотестирования можно путем определения их токсичности до и после внесения модельного токсиканта. Если воды являются не токсичными, то это означает, что в них или нет вредных веществ или, при наличии комплексобразующих примесей, эти вещества находятся в связанном состоянии. Тогда при добавлении внешнего токсиканта в первом случае он окажет токсический эффект на тест-организм, а во втором его воздействие будет незначительным или будет отсутствовать вовсе.

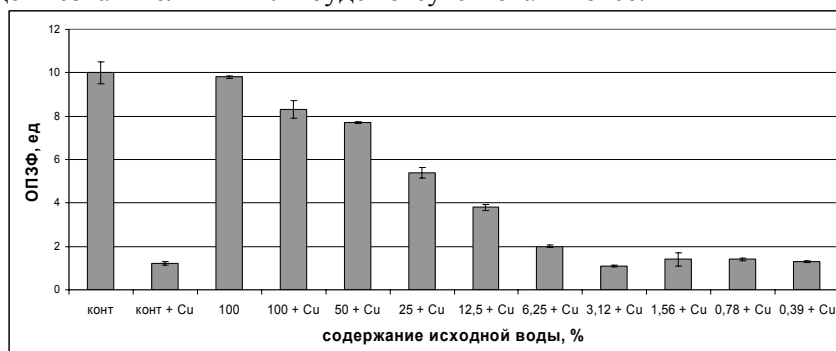


Рис. 1. Относительный показатель замедленной флуоресценции (ОПЗФ) водоросли хлорелла в контрольной воде и пробах воды р. Енисей различного разбавления до и после внесения ионов меди (0.04 мг/дм³). Указано процентное содержание речной воды в тестируемых образцах после ее разбавления дистиллированной водой.

Для проверки этого предположения была исследована связующая способность проб воды реки Енисей. Как видно из рисунка 1, данный модельный токсикант при внесении в контрольную воду вызывает снижение величины ОПЗФ более чем в 10 раз, тогда как в природной воде его действие значительно слабее или отсутствует вовсе. Степень ослабления токсического эффекта ионов меди в природной воде можно установить путем ее разбавления. И тогда чем большего разбавления дистиллятом требует тестируемая вода для проявления в полном объеме действия добавляемого токсиканта, тем больше в ней примесей, способных его связывать и переводить в недоступное для тест-организма состояние.

Проведенные исследования также показали, что в апреле, мае и октябре связующая способность вод р. Енисей была не высокой (рис. 2), что указывает на низкое содержание в водах комплексообразующих примесей. В летние месяцы эти показатели были существенно выше. Особенно большое снижение токсичности модельного токсиканта наблюдалось в пробах воды со станций 3 и 4, расположенных ниже г. Красноярска по течению реки. Это может свидетельствовать о поступлении в реку значительного количества городских стоков, содержащих комплексообразователи, относящиеся, в первую очередь, к веществам органической природы. Данные вещества могут не только скрывать присутствие в воде потенциально токсичных загрязнителей, но и вызывать чрезмерное развитие фитопланктона.



Рис. 2. Относительный показатель связующей способности вод р. Енисей, отбираемых на 4 станциях с апреля по октябрь 2012 года.

Отличия связывающей способности вод разных участков одного и того же природного объекта (река Енисей) могут быть обусловлены такими факторами, как тип природного объекта, геохимические особенности водосборной площади, а также антропогенное поступление комплексообразующих веществ.

Согласно мнению многих исследователей биодоступность токсических веществ, в частности тяжелых металлов, в водоемах определяется концентрацией растворенного органического вещества, способного связывать ионы металлов в более или менее устойчивые комплексы [1, 3, 4]. Результаты проведенных исследований показали, что токсическое действие ионов меди на водоросль хлорелла в пробах воды различного происхождения сильно различается. Так, если в контрольной воде внесение ионов меди вызывает многократное снижение величины ОПЗФ, то в пробах речной воды его действие значительно слабее (рис.1, 3). В сточной воде, взятой на входе городских очистных сооружений, и содержащей в своем составе хозяйственно-бытовые стоки, ионы меди, как в исходной пробе, так и после ее разбавления, слабо проявляли свои токсические свойства, вероятно, за счет полного перехода в связанное состояние (рис. 3).

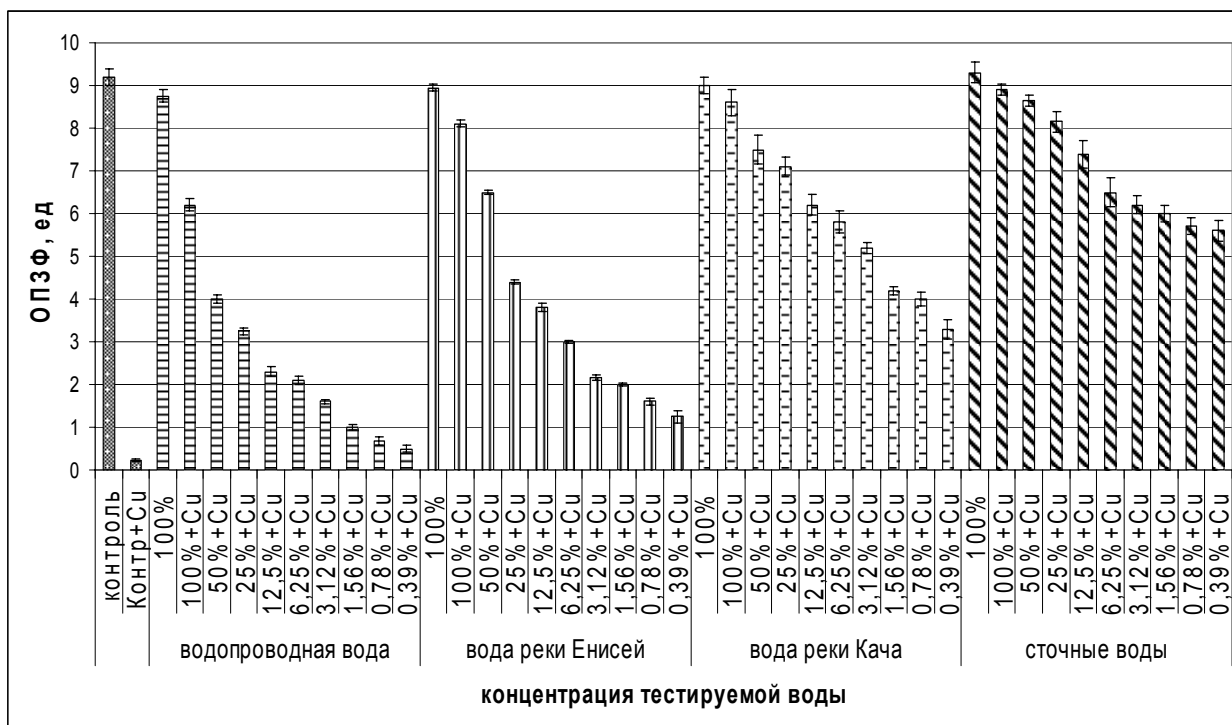


Рис. 3. Величины относительного показателя замедленной флуоресценции (ОПЗФ) водоросли хлорелла в различных пробах воды при внесении в них ионов меди (0.04 мг/дм³). В процентах указана степень разбавления вод.

Таким образом, в большинстве проб воды реки Енисей не наблюдалось изменения ОПЗФ тест-культуры водоросли хлорелла как показателя токсического действия. Отсутствие токсического эффекта может быть обусловлено как низким содержанием в речной воде опасных загрязнителей, так и снижением действия этих веществ по причине их связывания компонентами этих вод. Исследованные воды можно расположить в следующем порядке увеличения связывающей способности: водопроводная вода – вода реки Енисей – вода загрязненной реки Кача – сточная вода. Оценка токсичности и связывающей способности вод методом регистрации замедленной флуоресценции водоросли хлорелла позволяет оперативно контролировать качество очистки сточных вод.

Список литературы

1. Janssen C.R. Environmental risk assessment of metals: tools for incorporating bioavailability / C.R. Janssen, D.G. Heijerick, K.A.C. De Schamphelaere, H.E. Allen // Environment International.– 2003.– №28.– P. 793– 800
2. Beceiro-Gonzalez E. Interaction between metallic species and biological substrates: approximation to possible interaction mechanisms between the alga *Chlorella vulgaris* and arsenic (III) / E. Beceiro-Gonzalez, A. Taboada-de la Calzada, E. Alonso-Rodriguez, P. Lopez-Mahia, S. Muniategui-Lorenzo, D. Prada-Rodriguez // Trends in Analytical Chemistry.– 2000.– Vol. 19, №8
3. 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
4. Григорьев Ю.С. Влияние связывания тяжелых металлов на результаты биотестирования токсичности природных и сточных вод / Ю.С. Григорьев, В.Н. Бурмакин, Н.С. Бондарев // Вестник Красноярского государственного университета, сер. Естественные науки.– 2005.– №5.– С.125 – 128.
5. Григорьев Ю.С., Андреев А.А., Кравчук И.С., Гекк П.И. Способ биотестирования токсичности вод и водных растворов. Патент на изобретение № 2482474, опубли. Бюл. изобр. № 14 от 20.05.2013
6. Григорьев Ю.С., Власова Е.С. Методика определения токсичности питьевых, природных и сточных вод, водных вытяжек из почв, осадков сточных вод и отходов по изменению относительного показателя замедленной флуоресценции культуры водоросли хлорелла (*Chlorella vulgaris* Beijer), Москва, 2009, 43 с., ПНД Ф Т 14.1:2.4.16-09 16.1:2.3:3.14-09, ФР.1.39.2012.12371.

**ОСОБЕННОСТИ НАКОПЛЕНИЯ МЕТАЛЛОВ И МЫШЬЯКА
МОРСКИМИ ПРОМЫСЛОВЫМИ ГИДРОБИОНТАМИ ДАЛЬНЕВОСТОЧНЫХ МОРЕЙ**Л.Т. Ковековдова^{1,2}, Д.П. Кики^{1,2}, И.С. Касьяненко¹¹*Тихоокеанский научно-исследовательский рыбохозяйственный центр
Владивосток, 690091 Владивосток, Приморский край, Россия, kovekovdova@mail.ru*²*Дальневосточный Федеральный университет, 690091 г. Владивосток, Россия*

Определены уровни концентраций металлов и мышьяка в органах рыб; двустворчатых моллюсках; ракообразных. Независимо от видовой принадлежности и условий среды обитания в мышцах рыб обнаруживались минимальные концентрации тяжёлых металлов. Концентрации токсичных элементов в органах рыб не превышают нормы.

Ключевые слова: металлы, мышьяк, атомная абсорбция, рыбы, моллюски, крабы.

В дальневосточных морях концентрируются крупнейшие в мире запасы гидробионтов. Продукция морских промыслов служит сырьем для многих отраслей хозяйства и играет важную роль в экономике страны.

Особенности накопления микроэлементов морскими гидробионтами являлись предметом изучения многих исследователей [1, 2]. Количественная оценка содержания элементов в морских организмах в сравнительном аспекте важна как для практических целей, так и для фундаментальной проблемы – выяснения причин формирования их микроэлементного состава. Постоянно увеличивающееся антропогенное воздействие на акватории в результате активной добычи нефти на шельфе и поступлению загрязняющих веществ от береговых источников и из атмосферы приводит к нарушению природного фона токсичных элементов в морской среде и биоте.

Мониторинговые исследования содержания тяжёлых металлов и мышьяка в морской воде, донных отложениях и промысловых гидробионтах в лаборатории прикладной экологии и токсикологии ФГУП «ТИНРО-Центра» проводятся в течение последних 30 лет. В работе приводятся данные микроэлементного состава мягких тканей промысловых объектов, полученные в 2011 – 2013 гг.

При изучении микроэлементного состава рыб, двустворчатых моллюсков, ракообразных и водорослей были поставлены задачи: определить уровни содержания элементов в отдельных органах, выделить специфику накопления элементов органами гидробионтов. Провести санитарно-гигиеническую оценку промысловых объектов по содержанию в них токсичных элементов.

Объекты исследования. Рыбы: терпуг восьмилинейный (*Hexagrammos octogrammus*), минтай (*Theragra chalcogramma*), горбуша (*Oncorhynchus gorbuscha*), камбала жёлтопёрая (*Limanda aspera*), кета (*Oncorhynchus keta*); ракообразные: краб стригун (*Chionoecetes opilio*), краб камчатский (*Paralithodes camtschaticus*). Двустворчатые моллюски: серрипес гренландский (*Serripes groenlandicus*), мерцинария Стимпсона (*Mercenaria stimpsoni*).

Методы исследования. Элементы в мягких тканях рыб, моллюсков и ракообразных определяли на атомно-абсорбционном спектрофотометре «Shimadzu», модель AA-6800 с использованием пламенного и беспламенного вариантов метода. Концентрации ртути в исследуемых образцах определяли на приборе – прямой определитель ртути DMA-80 MILESTONE. В качестве стандартов использовали государственные стандартные образцы металлов (ГСОРМ). Полученные результаты статистически обработаны с использованием программы Statistica 6.0.

В таблице 1 представлены результаты определения токсичных элементов в органах рыб из промысловых районов морей, отобранных в 2012 – 2013 годах.

Независимо от видовой принадлежности и условий среды обитания в печени рыб по сравнению с мышечной тканью концентрируются максимальные количества Cu, Cd, Zn, Pb; концентрации As и Hg в печени и мышцах рыб значимых различий не имели. В мышцах рыб обнаруживались минимальные концентрации тяжёлых металлов. Рыбы, благодаря довольно развитому механизму гомеостаза, способны регулировать содержание токсичных элементов в органах.

В настоящее время в промысел моллюсков в Японском море введены виды двустворчатых моллюсков, микроэлементный состав которых практически не изучен – серрипес гренландский (*Serripes groenlandicus*), мерцинария Стимпсона (*Mercenaria stimpsoni*). Наибольшие уровни концентраций элементов в тканях этих видов моллюсков характерны для биологически активных элементов железа и цинка, наименьшие для токсичных элементов, что соответствует микроэлементному составу большинства видов двустворчатых моллюсков [3].

Таблица 1. Концентрации токсичных элементов в органах промысловых рыб, мг/кг сыр. массы.

Вид	Год вылова	Район вылова	Орган	As	Pb	Cd	Hg	Cu	Zn
Минтай	2013	Залив Петра Великого (42°23,8-32°02,3)	Мышцы	0.60±0.06	0.02±0.01	0,001±0,00	0.030±0.006	0.08±0.01	2.0±0.2
			Печень	0.80±0.07	0.05±0.01	0.02±0.002	0.036±0.007	0.34±0.05	9.6±2.1
Горбуша	2013	СЗТО (44°48-153°14)	Мышцы	0.62±0.06	0.05±0.01	0.001±0.00	0.045±0.008	0.20±0.02	4.8±0.5
			Печень	1.00±0.14	0.10±0.01	0.32±0.03	0.045±0.008	7.5±0.08	47.0±5.0
Кета	2013	СЗТО (44°39-163°59)	Мышцы	3.6±0.05	0.17±0.01	0.020±0.003	0.045±0.008	0.24±0.02	4.0±0.4
Камбала желтопёрая	2012	Японское море (42°35,2-131°02,2)	Мышцы	3.38±0.09	0.05±0.01	0.01±0.00	0.019±0.002	0.57±0.06	15.8±1.6
			Печень	0.98±0.08	0.08±0.01	0.08±0.01	0.039±0.004	3.89±0.04	39.5±4.5
Терпуг	2012	Японское море (42°40,2-133°04,4)	Мышцы	0.52±0.01	0.05±0.01	0.001±0.00	0.045±0.008	0.20±0.02	4.8±0.5
			Печень	0.73±0.07	0.10±0.01	0.182±0.02	0.045±0,004	9.50±1.00	47.0±5.6
Кета	2012	Берингово море (58°03-173°13)	Мышцы	3.40±0.04	0.54±0.05	0.147±0.01	0.025±0.009	0.24±0.02	5.3±0.5
			Печень	2.98±0.03	0.43±0.03	0.288±0.030	0.032±0.006	30.83.00±	32.0±0.3

Таблица 2. Диапазоны концентраций элементов в мягких тканях серрипеса гренландского, мг/кг сух. массы (M=5)

Район вылова	Год вылова	As	Cd	Co	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
Уссурийский залив (восток)	2012	2.10 -5.21	0.1 -0.3	1.10 -2.40	1.28- 10.38	155 -356	1.1 - 1.4	0.08 -0.09	61.5 – 78.4
Залив Стрелок	2012	5.38 -11.30	0.2 -2.1	2.57 -4.00	5.37 -13.48	160 -326	3.6 -6.8	0.02 -1.32	59.2 -75.9
Зал. Находка	2012	6.45 -11.33	0.33 -0.43	1.28 -7.32	4.38 -12,68	487 -559	2.2 -5.4	4.38-10.49	59.4 -74.5
Уссурийский залив (запад)	2012	6.33 -13.82	0.4 -1.9	1.00 -6.32	4.66 -11.35	208 -528	0.05 -3.23	3.70-4.33	61.6 -109.9

Таблица 3. Диапазоны концентраций элементов в мягких тканях мерцинарии Стимпсона, мг/кг сухой массы (M=5)

Район вылова	Год вылова	As	Cd	Co	Cu	Pb	Fe	Mn	Zn
Бухта Зеркальная	2013	11.9 -34.6	0.1 - 0.4	1.19 -2.50	1.9 -12.5	0.6 - 4.0	104.7 -189.9	0.5 -3.4	36.4 -121.3
Бухта Рудная	2013	20.4 -35.2	0.7 - 1.0	3.07 -4.44	28.2 -42.0	7.9 -105.2	335.4 -533.2	25.4 -109.5	165.6 -260.8
Бухта Успения	2013	21.3 -53.9	0.4 - 0.9	0.28 -9.34	8.5 -21.3	0.9 -40.7	179.2 -266.0	1.4 -6.3	108.9 -132.6

Таблица 4. Диапазоны концентраций элементов в мягких тканях крабов из Японского моря, мкг/г сыр. массы

Вид	Координаты	Год вылова	Орган	As	Pb	Cd	Hg	Cu	Zn	Fe
Краб стригун	42° 43, 4 134° 04, 3	2013	Клешня, n=10	12.0- 17.6	0.32-0.68	0.030-0.043	0.021-0.047	7.0-8.4	58.0-88.7	7.2-8.9
			Клешня, n=10	12.1-15.2	0.29-0.50	0.020-0.177	0.020-0.029	11.0 -12.4	30.0- 54.8	5.2-6.8
			Фаланга, n=10	7.8-9.9	0.30-0.63	0.025-0.037	0.018-0.020	3.4-5.4	33.6-39.5	5.4-7.2
			Фаланга, n=10	10.0 -15.9	0.30-0.65	0.025-0.030	0.022-0.030	4.5- 5.8	31.8-34.8	6.9-8.6
Краб камчатский	42° 49, 8 132° 34, 7	2013	Клешня, n=10	3.6 – 5.0	0.20-0.56	0.005-0.010	0.030-0.060	4.3- 5.6	35.0-60.2	4.0-9.6
			Фаланга n=10	2.1- 4.7	0.42 -0.64	0.005-0.010	0.020-0.025	2.9-4.8	34.0-46.4	5.8-7.2

Моллюски в отличие от рыб способны накапливать токсичные элементы в зависимости от содержания их в среде обитания. Самое высокое содержание мышьяка обнаружено в мягких тканях мерцинарии Стивенса из бухты Успения. Уровни концентраций кадмия, свинца, цинка и меди были наибольшими в мягких тканях моллюсков из бухты Рудная (табл. 3). На побережье бухты расположены промышленные предприятия, связанные с добычей и переработкой металлов, и уровень содержания этих элементов в морской воде и донных отложениях бухты повышен [4].

Морские ракообразные являются одним из значимых объектов промысла в дальневосточном рыбопромысловом бассейне. Микроэлементный состав промысловых ракообразных практически не изучен. Уровень концентраций элементов в бентосных организмах зависит от многих факторов, к которым можно отнести содержание их в среде, физиологическое состояние организма, и особенности его трофики. Диапазоны концентраций элементов в мягких тканях исследованных в 2013 г. крабов приведены в таблице 4.

Уровни уменьшения концентраций элементов в мягких тканях крабов в мкг/г сырой массы, имеют следующий вид:

Краб стригун (*Chionoecetes opilio*) – Zn>As>Fe>Cu>Pb>Hg>Cd

Краб камчатский (*Paralithodes camtschatica*) – Zn>Fe>Cu>As>Pb>Hg>Cd

Независимо от вида биологически активный Zn занимает первое место в ряду концентраций элементов, а токсичные Hg и Cd – последнее. Уровни содержания Pb и Cd в крабах обследованных видов были близки, наибольшие средние концентрации As были определены в тканях краба стригуна.

Организмы, концентрируя одни химические элементы в больших количествах, чем другие, создают свою внутреннюю специфическую среду, которая обуславливает индивидуальность обмена веществ.

Актуальность проблемы качества морепродуктов не вызывает сомнений, поскольку в настоящее время непрерывно расширяется ассортимент пищевых продуктов, изменяется характер питания, внедряются новые технологические процессы, применяется всё возрастающее количество различных химических соединений.

На основании данных об уровнях содержания токсичных элементов в тканях рыб, моллюсков и ракообразных была проведена оценка их качества в соответствии с СанПиН 2.3.2.1078-01[5]. Допустимые уровни содержания токсичных элементов в морских рыбах составляют: Pb – 1.0; As – 5.0; Cd – 0.2; Hg – 0.2 мкг/г сырой массы. Оценка качества обследованных рыб с точки зрения содержания в них нормируемых токсичных элементов, показала, что ПДУ (Предельно допустимые уровни концентраций) Pb, Cd, Hg, As в органах рыб не превышены. В случае сохранения существующей экологической ситуации в районах обитания рыб, превышение ПДУ токсичных элементов в их органах не ожидается.

Допустимые уровни содержания токсичных элементов в моллюсках и ракообразных составляют: для Pb – 10.0; As – 5.0; Cd – 2.0; Hg – 0.2 мг/кг сырой массы.

В пересчете на сырую массу отмечено превышение ПДУ свинца в мягких тканях мерцинарии Стивенса из бухты Рудная и мышьяка в единичных особях из бухты Успения.

Содержание Pb, Cd и Hg в мышцах обследованных крабов не превышало ПДУ. Превышение допустимого уровня As, обнаруженное в мягких тканях краба стригуна, подтверждает необходимость выяснения форм содержания мышьяка в крабах и продуктах, изготовляемых из них, поскольку различные соединения мышьяка имеют разную степень токсичности. Предельно допустимые уровни содержания мышьяка в морских организмах требуют пересмотра.

Список литературы

1. Виноградов А.П. Химический элементарный состав организмов моря: монография. М.: Наука. – 2001. – 620 с.
2. Ковековдова Л.Т., Симоконов М.В. Тяжёлые металлы в тканях промысловых рыб из Амурского залива Японского моря // Биология моря. 2002. – Т. 28. – № 2. – С. 125–130.
3. Кикун Д.П. Микроэлементный состав двустворчатых моллюсков залива Петра Великого в связи с условиями существования: автореф. дис. канд. биол. наук. Владивосток. – 2008. – 22 с.
4. Шаров П.О. Загрязнение свинцом пос. Рудная Пристань и его влияние на здоровье детей. Владивосток: Дальнаука. – 2005. – 132 с.
5. СанПиН 2.3.2. 1078-01. Гигиенические требования безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов. М.: Госкомсанэпиднадзор России. – 2002. – 156 с.

Н.В. Лобус¹, В.Т. Комов²

¹Институт океанологии им. П.П. Ширшова РАН
117997 Москва, Россия, lobus.nikolay@gmail.com

²Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН
152742 Борок, Ярославская обл., Некоузский р-н, Россия.

В работе рассматриваются основные закономерности биогеохимического цикла ртути в разных климатических зонах. Приводятся данные по особенностям биогенной миграции металла в водоемах северных, умеренных и тропических широт.

Ключевые слова: ртуть, цикл ртути, водные экосистемы.

Индустриальная эпоха характеризуется активным использованием человеком полезных ископаемых, что в итоге приводит к изменениям глобальных и региональных циклов многих химических элементов [4]. Уникальные физико-химические свойства ртути обуславливают особенности ее концентрирования и перераспределения в различных компонентах окружающей среды, а разнообразие форм определяет специфику миграции и трансформации в природных и техногенных условиях [7]. В отличие от других тяжелых металлов она способна эффективно накапливаться в пищевых цепях водных экосистем, оказывая широкий и разносторонний спектр негативных воздействий на живые организмы, их популяции и экосистемы в целом [4].

В настоящее время количественная оценка относительного вклада природных и антропогенных источников поступления Hg в биосферу является большой научно-практической задачей. Объем общего поступления металла может изменяться в зависимости от того, какие величины учитываются при расчетах ре-эмиссии ртути [6]. Однако, несмотря на разницу в оценках суммарного потока Hg в окружающую среду, величина ее антропогенной эмиссии во всех моделях сходна и составляет 2.2-2.6 тыс. т/год.

Поступление ртути в атмосферу и ее воздушный перенос являются важными звеньями геохимического цикла металла. В антропогенных выбросах основной химической формой является газообразная элементарная Hg⁰ (53% общего объема), далее газообразная двухвалентная (37%) и сравнительно небольшое количество ртути, связанной с различными частицами (10%). Время жизни паров Hg⁰ составляет около одного года, а ее реакционных форм – от нескольких часов до нескольких суток, поэтому элементарная ртуть, определяющая фоновое содержание металла в атмосфере, легко транспортируется на значительные расстояния и удаляется из нее при мокром осаждении после окисления до Hg²⁺. Ранее считалось, что окисление Hg происходит только в атмосфере полюсов. В период полярной весны, при высокой солнечной активности, происходит образование большого количества реакционного брома, который способен окислять атомарную ртуть [6]. Наличие аналогичных механизмов за пределами полярных регионов долгое время оставалось неопределенным. Однако в исследованиях, проведенных в районе Мертвого моря, было установлено, что данные процессы протекают и в атмосфере субтропиков. Авторы данной работы указывают, что броминдуцированное окисление Hg может играть важную роль в процессе химического преобразования и осаждения элементарной газообразной ртути из атмосферы на поверхность земли и Мирового океана в разных климатических зонах [5].

Последние оценки круговорота ртути показали, что почва является неотъемлемым компонентом в ее биогеохимическом цикле. Важнейшее влияние на поставку металла в водоемы оказывает состав эродлируемых геоконплексов. В почве Hg адсорбируется органическим веществом, глиной, оксидами железа, алюминия, марганца и кремния [7]. Особо прочные связи образуются с серой, поэтому при аэробных условиях в почвах, богатых органикой, комплексы с органическими тиолами (R-SH) являются доминирующей формой металла. При дефиците кислорода преобладают соединения с неорганическими сульфидами. Для почв северных и умеренных широт отмечается более высокое содержание Hg в верхнем органическом горизонте. Поступление металла в конечные водоемы стока происходит преимущественно в составе комплексов с гуминовыми и фульвокислотами [7].

В тропических почвах (ферролиты, оксисолы) отсутствует хорошо развитый органический слой и в сочетании с быстрым оборотом любых накопленных органических веществ аккумуляция Hg в верхних горизонтах ограничена. Наряду с этим ферролитовые почвы нижних широт характеризуются высоким содержанием FeOx и AlOx, которые в условиях дефицита органики играют важную роль в адсорбции ртути и целого ряда других тяжелых металлов [7]. Необходимо

отметить, что в естественных природных условиях данные комплексы малоподвижны. Однако в гидроморфных областях, образующихся в результате как естественных, так и антропогенных процессов, за счет активной деятельности железобактерий происходит мобилизация не только самого Fe, но и всех металлов, адсорбированных на поверхности его оксидов [3].

Различные формы Hg через водоносные горизонты или с почвенным стоком способны транспортироваться в водоемы и включаться в процесс водной миграции. Главными растворенными формами металла являются элементарная ртуть (Hg^0), комплексные соединения Hg^{2+} с различными лигандами и органические формы металла (метилртуть и диметилртуть). Органическое вещество и гидроокиси железа являются важнейшими переносчиками, контролирующими подвижность и биодоступность Hg. Благодаря высокой стабильности Hg-гуминовых комплексов, значительная часть металла в природных водах присутствует в виде органических комплексов, и его концентрация в воде и взвешенном веществе часто коррелирует с содержанием растворенного и взвешенного органического углерода. В водных экосистемах донные отложения являются основным местом депонирования металла. Они могут выступать как в роли приемника, так и в роли вторичного источника поступления Hg в водный столб [7].

Ключевым моментом в преобразовании миграционных свойств ртути является метилирование ее неорганических форм. Процесс образования CH_3Hg^+ может быть биотическим, абиотическим или же смешанным. *Биометилирование* Hg протекает как энзиматическим, так и неэнзиматическим путем. Принято считать, что в первом варианте оно происходит внутри бактериальной клетки и является скорее процессом, катализируемым ферментами, чем самопроизвольной химической реакцией трансметилирования. В водной среде существует много молекул, служащих потенциальными донорами метиловой группы, однако метилкобаламин (производное витамина B_{12}) является единственным природным метилирующим агентом, способным переносить метиловые группы в виде карбанионов. При неэнзиматическом пути необходимо наличие только метилированных продуктов. Метаболически образованный метилкобаламин может самопроизвольно метилировать Hg^{2+} в водном столбе. *Абиотическое метилирование* происходит в среде в присутствии доноров метиловой группы. Элементарноорганические соединения Pb, Sn, As, Si могут передавать CH_3^- иону Hg^{2+} с образованием CH_3Hg^+ . *Смешанное метилирование* происходит в результате последовательной смены биотических и абиотических процессов, например таких, как бактериальное метилирование олова (IV), за которым следует абиотический переход метиловой группы к Hg [7].

Существует общее представление, что метилирование ртути в водных экосистемах является преимущественно микробиологически опосредованной, внутриклеточной, энзиматической реакцией, а сульфатредуцирующие бактерии выступают наиболее важной группой микроорганизмов, участвующих в этом процессе [1,3,7]. В умеренных и северных широтах образование CH_3Hg^+ происходит преимущественно в донных отложениях и в меньшей степени в водном столбе. Однако в тропических пресноводных экосистемах перифитон, ассоциированный с корнями макрофитов, представляет наибольший потенциал метилирования Hg. Показано, что образование MeHg в поверхностном слое донных отложений в 30 раз ниже, чем в корневой зоне макрофитов, а метилирование Hg в водном столбе незначительно. Водная растительность может быть основным местом вовлечения метилртути в биологический круговорот, так как она плотно населена разнообразной фауной беспозвоночных и рыб и служит важным источником углерода для пищевых сетей.

Для начала процесса метилирования и/или вовлечения ртути в трофическую (биогенную) миграцию она должна поступить в клетку, пройдя через мембрану. Таким образом, микробное «поглощение» Hg является важным шагом как в процессе метилирования, так и биоаккумуляции. Многие металлы проникают в клетку с помощью специализированных трансмембранных переносчиков. При высоких концентрациях Hg поступает в клетку с помощью специализированных транспортных белков, тогда как при низком содержании клеточное поглощение осуществляется, главным образом, за счет диффузии ее жирорастворимых комплексов. Биодоступность неорганических форм ртути определяется концентрацией нейтральных растворенных соединений. В аэробных условиях HgCl_2 может быть основным химическим веществом, определяющим поглощение неорганической ртути. Незаряженные HgS^0 , бисульфид $\text{Hg}(\text{SH})_2^0$, или полисульфидные комплексы $\text{Hg}(\text{S})_n^0$ могут быть важны для бактериального поглощения в анаэробных условиях [4]. Как и для неорганических форм ртути, микробное поглощение метилртути (при ее абиотическом метилировании) осуществляется путем диффузии незаряженных хлоридных комплексов (CH_3HgCl).

Процесс трофической/биогенной миграции ртути становится более понятным при сравнении аккумуляционных свойств Hg^0 , Hg^{2+} и CH_3Hg^+ , $(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$. Атомарная и диметилртуть не являются реакционными формами металла и, следовательно, не накапливаются в живых объектах. Разница между биоаккумуляцией Hg^{2+} и CH_3Hg^+ более тонкая. Необходимо принимать во внимание три

фактора: 1) относительную концентрацию неорганических и органических форм металла в среде; 2) липидную проницаемость; 3) эффективность усвоения на начальных звеньях пищевой цепи. Незаряженные соединения HgCl_2 и CH_3HgCl диффундируют через мембрану примерно с одинаковой скоростью, обе формы металла реактивны с клеточными компонентами и достаточно эффективно аккумулируются микроорганизмами начальных звеньев пищевой цепи. Однако на клеточном уровне плазматическую мембрану можно рассматривать как сложную систему потенциальных участков связывания химических форм металла. Ртуть высокоспецифична к сульфгидрильным группам, что определяет ее способность фиксироваться на мембранных белках. Однако связывание Hg с $-\text{SH}$ группами или S-S мостиками зависит от их доступности, то есть пространственного распределения белков в мембране. Например, распределение сульфгидрильных групп внутри мембраны эритроцита не является однородным, только 3% связаны с внешней поверхностью, 40% в гидрофобном ядре плазматической мембраны и 57% расположены на внутренней поверхности. Неорганическая ртуть может достигать и связывать практически все $-\text{SH}$ группы мембраны кровяных клеток, тогда как органические формы металла взаимодействуют только с $\sim 20\%$ и преимущественно ассоциируется с внутриклеточными белками [4].

Аналогичные закономерности выявлены и при лабораторных экспериментах на организмах планктона. Эффективность передачи ртути от диатомовых к копеподам в четыре раза выше для MeHg , чем для Hg (II). Обусловлено это тем, что неорганическая ртуть связана, главным образом, с белками клеточной мембраны водорослей, которая не усваивается ракообразными, тогда как MeHg взаимодействует, преимущественно, с компонентами цитоплазмы. Полевые исследования демонстрируют, что разница в эффективности передачи Hg (II) и метилртути сохраняется и у других одноклеточных микроорганизмов и их хищников [4].

Поступление Hg в организм животных верхних звеньев пищевых цепей осуществляется двумя путями: прямым поглощением растворенных форм металла из окружающей среды через покровы или органы дыхания и трофическое потребление, основанное на поступлении металла из пищи через пищеварительный тракт. На тканевом уровне для разных форм ртути также существуют специфические механизмы избирательной проницаемости. У рыб эффективность передачи металла из воды в кровь и другие ткани организма через жаберный эпителий в 6 раз выше для MeHg по сравнению с Hg^{2+} . В исследованиях, проведенных на планктонных и бентосных ракообразных, личинках насекомых и рыбах, установлено, что кишечный барьер сравнительно не проницаем для неорганической ртути ($<10\%$) и хорошо проницаем для ее метилированных форм (до 80%). В результате наличия специфических молекулярных, клеточных и тканевых механизмов, обуславливающих более эффективное поглощение и накопление MeHg , средняя ее доля (в % от содержания Hg_{total}) увеличивается с 10% в толще воды, до 15-25% в фитопланктоне, 30-50% в зоопланктоне, 40-80% в макробеспозвоночных и 80-95% в рыбе [4,7].

В природной среде накопление Hg живыми организмами зависит от физико-химических параметров среды, показателей структуры сообществ гидробионтов и функционального состояния особей. Низкие значения pH, повышение концентрации растворенной (биодоступной) ртути, дополнительное поступление металла с водосбора, низкая минерализация способствуют более интенсивной аккумуляции и трофической миграции ртути, тогда как присутствие в среде соединений, образующих прочные комплексы с ртутью (сера, селен, железо, взвешенное вещество), а также высокие температуры замедляют этот процесс. Хищный тип питания, низкие темпы роста, высокая продолжительность жизни, а так же преобладание в экосистеме гетеротрофного звена над автотрофным относят к биотическим факторам, также повышающим эффективность трофической передачи металла [2]. Биогенная миграция ртути в водоемах разных климатических зон, различающихся по структурно-функциональной организации и интенсивности антропогенной нагрузки, проявляет общие консервативные закономерности. Во-первых, ее концентрация увеличивается при переходе от воды и начальных звеньев пищевой цепи к рыбе, во-вторых, доля метилированных форм Hg в организме животных возрастает с повышением их трофического уровня [2,4].

В сложно организованных и многокомпонентных трофических сетях водных экосистем рыбы представляют собой, как правило, консументов высшего порядка, поэтому в настоящее время для оценки отклика экосистемы на поступление металла в водоемы чаще всего используют уровни содержания ртути в их мышечной ткани [1,3,7].

При анализе большого объема собственных фактических и литературных данных прослеживаются определенные зональные особенности. Для водных объектов обширного региона Африки и Юго-Восточной Азии характерны более низкие (порой даже крайне низкие) значения концентрации Hg в мышцах рыб по сравнению с северными и умеренными широтами [1,2,3,4]. Логично было бы ожидать наличия схожей картины и для тропических областей Южной Америки, однако, необходимо отметить, что в бассейне Амазонки и северной части континента

фиксируются очень высокие концентрации Hg, как в биотических, так и абиотических компонентах не только водных, но и наземных экосистем. Связано это не столько с геохимией данных ландшафтов, сколько с большой прямой ртутной нагрузкой на почву, воду, донные отложения и биоту в результате ее использования при добыче и переработке золота [6].

Несомненный интерес вызывает поиск ответа на вопрос: «Почему водоемы Африки и Юго-Восточной Азии объединены общей отрицательной геохимической аномалией ртути?».

Пространственные различия концентраций металла в компонентах экосистем зависят от биогеохимических особенностей ландшафтов, наличия региональных и локальных источников загрязнения, однако, это не может в полной мере объяснить данное явление, поскольку азиатский и африканский регионы испытывают более высокие уровни антропогенной нагрузки [3,6]. Возможным ключом к решению данного вопроса, возможно, служат особенности климата и трофической организации экосистем.

С одной стороны, высокие солнечная инсоляция и температура воды способствуют протеканию реакций фотохимического восстановления ртути. Образование атомарной Hg с последующим ее испарением в атмосферу приводит к существенному обеднению водного столба биодоступными формами металла. Вместе с этим, специфический ионный состав вод может приводить к снижению интенсивности протекания процессов метилирования.

С другой стороны, биогеохимические циклы химических элементов в различных экосистемах в значительной степени определяются биотой. Тропические экосистемы отличаются высоким видовым разнообразием, однако, в отличие от водоемов северных и умеренных широт, в них редко встречаются крупные виды беспозвоночных гидробионтов. Линейно-весовые характеристики особи влияют на объемы потребляемой ею пищи, так как мелким формам необходимо меньшее количество энергии для поддержания жизнедеятельности. Наряду с этим живые организмы в тропических регионах показывают более быстрый рост. В условиях быстро растущей популяции темпы роста способны превышать скорость аккумуляции металла и снижать ее накопление. Немаловажным аспектом трофической миграции Hg является степень разветвленности пищевых сетей. Многие водоемы богаты эндемичными видами рыб и характеризуются очень высоким видовым разнообразием ихтиофауны. По мере продвижения от северных и умеренных широт к тропикам и субтропикам в результате повышенной конкуренции за пищевой ресурс существует тенденция к увеличению относительного числа видов рыб с выраженной пищевой избирательностью (специализацией). Высокая разветвленность пищевых сетей данных экосистем может способствовать эффективному «рассеиванию» металла в них.

Напротив, в водоемах умеренных и северных широт России, Европы, С. Америки, в которых были отмечены высокие уровни содержания ртути в мышечной ткани рыб, прослеживаются противоположные изменения. Происходит упрощение структуры сообществ и организации трофической сети, снижается суммарная биомасса планктона, увеличиваются его размерные характеристики и степени доминирования отдельных видов. Резко уменьшается разнообразие ихтиофауны [2].

В целом необходимо отметить, при изучении процессов биогеохимической миграции элементов важно учитывать особенности функционирования экосистем. Они являются открытыми термодинамическими системами, преобразующими вещество и энергию, и в которых живые организмы и абиотическое окружение неразрывно связаны друг с другом. Современный химический «портрет» любой экосистемы является результатом ко-эволюции биотической и геохимической составляющих. В процессе длительного совместного развития живого и неживого вещества организмы адаптировались к определенному составу среды, а пищевые сети к специфике параметров миграции и аккумуляции различных химических элементов. Таким образом, их накопление биотой обуславливается: физиологической функцией макро- и микроэлементов; геохимией ландшафтов; особенностями организации пищевых цепей, через которые осуществляется связь организма со средой.

Список литературы.

1. Лобус Н.В., Комов В.Т., Гусева Е.С., Нгуен Т.Х.Т. Содержание ртути в мышечной ткани пресноводных рыб // Экология внутренних вод Вьетнама. М.: Т-во научных изданий КМК. 2014. С. 63-73.
2. Степанова И.К., Комов В.Т. Роль трофической структуры экосистемы водоемов Северо-запада России в накоплении ртути в рыбе // Гидробиологический журнал. 2004. Т. 40, №2. С.87-96.
3. Black F.J., Bokhutlo T., Somoha A., Maethamako M., Modisaemang O., Kemosedile K., Cobb-Adams C., Mosepele K., Chimbari M. The tropical African mercury anomaly: Lower than expected mercury concentrations in fish and human hair // Science of the Total Environment. 2011. V. 409. P. 1967-1975.
4. Mercury pollution: Integration and Synthesis // Eds. Watras C.J., Huckabee J.W. Lewis Publ., Boca Raton, F.L. 1994. 727 p.

5. Obrist D., Tas E., Peleg M., Matveev V., Faïn X., Asaf D., Luria M. Bromine-induced oxidation of mercury in the mid-latitude atmosphere // *Nature Geosciences*. 2011. V.4, P. 22-26.
6. Pacyna J.M., Pacyna E.G. Anthropogenic sources and global inventory of mercury emissions / In: *Mercury: Sources, Measurements, Cycles, and Effects* // Eds. Parsons M.B., Percival J.B. 2005. Mineralogical Association of Canada, Short Course Series V. 32, Halifax, Canada.
7. Ullrich S.M., Tanton T.W., Abdrashitova S.A. Mercury in the aquatic environment: A review of factors affecting methylation // *Environmental Science and Technology*. 2001. V. 31. №3. P. 241-293.

УДК 628.19:551.464:574.5(262.5)

**НАКОПЛЕНИЕ ХЛОРООРГАНИЧЕСКИХ КСЕНОБИОТИКОВ
В ОРГАНАХ РАЗНОВОЗРАСТНЫХ ОСОБЕЙ РАПАНЫ *RAPANA VENOSA*
ИЗ БУХТЫ КРУГЛАЯ (СЕВАСТОПОЛЬСКИЙ РЕГИОН, ЧЁРНОЕ МОРЕ)**

Л. В. Малахова, Т. В. Малахова, В.Н. Егоров, И.П. Бондарев

*Институт биологии южных морей им. А.О. Ковалевского
299011, Севастополь, Нахимова, 2, Россия, malakh2003@list.ru*

В качестве биоиндикатора загрязненности хлорорганическими соединениями (ХОС) прибрежных районов Севастопольской акватории использовали брюхоногого моллюска *Rapana venosa*, который является терминальным звеном в пищевой цепи и одним из основных потребителей черноморских двустворок. В печени, гонадах и ноге разновозрастных самцов и самок рапаны, отобранных летом 2013 г. в бухте Круглая, исследовали содержание общих липидов, шести конгенов полихлорбифенилов (ПХБ) и хлорорганических пестицидов (ХОП): п,п'-ДДТ и его метаболитов п,п'-ДДД и п,п'-ДДЭ и α -, β - и γ -изомеров ГХЦГ. Концентрацию ХОС определяли на газовом хроматографе Varian 3800 с детектором электронного захвата. Возраст особей рапаны в выборке составлял от 2 до 10 лет. Все ткани рапаны в разной степени были загрязнены ХОС. Вариабельность в содержании ХОС зависела в первую очередь от половой принадлежности особей и жирности органов. Показатель жирности тканей увеличивался в ряду нога, печень, гонады. Содержание жиров в ноге и печени у самцов было выше, чем у самок. В гонадах жировой показатель был выше у самок, чем у самцов. Концентрация ПХБ во всех пробах превышала содержание ГХЦГ и ДДТ, что свидетельствовало о превалировании техногенного воздействия на акваторию над сельскохозяйственным. Диапазон концентраций Σ ГХЦГ в тканях рапаны составлял от аналитического нуля до 9.50, Σ ДДТ – от 0.24 до 13.60, Σ ПХБ₆ – от 0.07 до 84.10 нг/г сырой массы. Максимальные уровни ХОС были определены в печени, минимальные – в ноге. Концентрация ХОС в печени самцов была выше в среднем в два раза, чем у самок. В сумме 6 конгенов ПХБ доминировали гексахлорбифенилы 138 и 153. Для гептахлорированного конгенера ПХБ 180 была отмечена тенденция к повышению концентрации в ноге с увеличением возраста рапаны. Содержание ХОП в рапане из Севастопольской акватории было сопоставимо с таковым из румынского сектора моря.

Ключевые слова: Севастопольская морская акватория, черноморская рапана, ПХБ, ДДТ, ГХЦГ

К группе наиболее опасных контаминантов морской среды, имеющих исключительно антропогенное происхождение, относятся хлорорганические пестициды (ХОП) и полихлорированные бифенилы (ПХБ). Такие ХОП, как п,п'-ДДТ и ГХЦГ до 90-х годов 20 века широко применялись в сельскохозяйственной практике в качестве инсектицидов. ПХБ использовались в промышленности как гидравлические жидкости, добавки в трансформаторные масла, в качестве пластификаторов в лаках и красках, как токсические добавки в антиобрастающих красках для судов и др. Несмотря на запрет их производства и сокращение использования в промышленности и сельском хозяйстве, они по-прежнему загрязняют акваторию Чёрного моря. Одним из механизмов очищения морской среды от хлорорганических соединений (ХОС) является извлечение их водными организмами. Аккумуляции ХОС гидробионтами способствуют их гидрофобные и липофильные свойства, а также высокая устойчивость ПХБ и ХОП к разложению в условиях окружающей среды. Ранее в качестве биоиндикаторов загрязнения хлорорганическими ксенобиотиками морской среды в Севастопольской акватории использовали мидию *Mytilus galloprovincialis*. Однако в последние годы в таких бухтах рекреационного значения, как бухта Круглая, популяции мидий отсутствуют. В подобных районах подходящими для целей биоиндикации загрязнённости ХОС могут служить представители другого консументного уровня - брюхоногого моллюска *Rapana venosa*, который является терминальным звеном в пищевой цепи и

одним из основных потребителей черноморских двустворок. Использованию этого моллюска в качестве биоиндикатора как краткосрочного, так и более длительного антропогенного воздействия способствуют широкое распространение и многочисленность рапаны в прибрежных районах Крыма, её адаптационные возможности, относительно высокая продолжительность жизни, наличие методики определения точного возраста особей.

Известно, что в последнее десятилетие в различных районах Мирового океана исследовали загрязненность рапаны, поскольку мясо этих моллюсков является источником полноценного диетического белка, биологически активных веществ и является перспективным сырьем в фармакопейной промышленности [1]. Однако в мягких тканях рапаны могут накапливаться в значительных количествах загрязняющие вещества. Так, в румынском секторе Чёрного моря в рапане в 2007 г. содержание линдана достигало 64,4, а суммы ДДТ и его метаболитов – более 400 нг/г липидной массы [2]. В болгарской прибрежной акватории сумма концентраций 6 конгенов ПХБ в 2006 г. достигала в рапане 83 нг/г сухой массы [3]. В Севастопольском регионе в октябре 2002 г. нами были проведены определения концентрации ПХБ в эквиваленте Ароклор 1254, которая в ноге рапаны достигала 6, в печени – 40, в гонадах 15 нг/г сырой массы [4]. Эти единичные данные явно не отражают современного состояния загрязнённости рапаны хлорорганическими ксенобиотиками.

Цель работы состояла в изучении половых и возрастных особенностей накопления индикаторных конгенов ПХБ и ХОП в органах рапаны. Сбор рапаны проводили в Севастопольской морской акватории в бухте Круглая (рис. 1), подверженной хозяйственно-бытовому загрязнению. С апреля по август 2013 г. были отобраны 44 самки и 38 самцов рапаны.

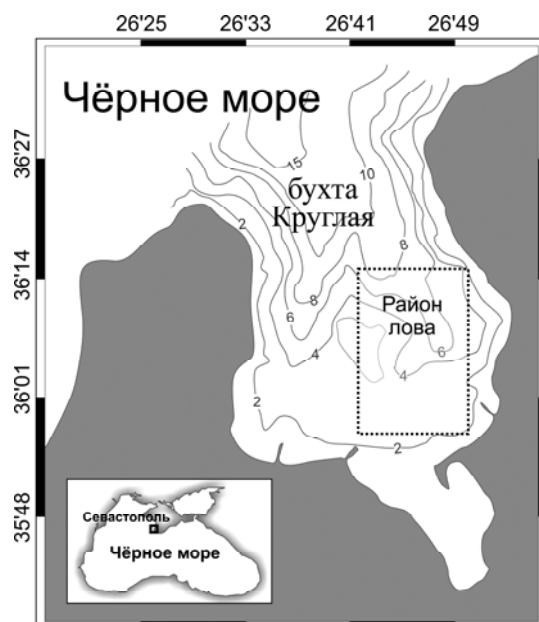


Рис. 1. Схема района сбора рапаны *Rapana venosa* в бухте Круглая Севастопольской морской акватории с апреля по август 2013 г.

Возраст рапаны определяли по годовым нерестовым меткам на раковине [5], массовую долю влаги в тканях рапаны - высушиванием при 105°C, массовую долю жиров – экстракционно-весовым методом согласно ГОСТ 7636–85. В пробах тканей печени, гонад и ноги рапаны были измерены концентрации α -, β - и γ -изомеров гексахлорциклогексана (ГХЦГ), п,п'-ДДТ и его метаболитов п,п'-ДДЭ и п,п'-ДДД (далее ДДТ, ДДЭ и ДДД), а также индикаторных конгенов ПХБ: трихлорбифенила (ХБ) 28; тетраХБ 52; пентаХБ 101, гексаХБ 138, 153 и гептаХБ 180. Следуя известным методикам [26], ХОС выделяли из гомогенизированных тканей смесью гексана и ацетона (3:1), экстракты очищали серной кислотой и анализировали на газовом хроматографе Varian 3800 с детектором электронного захвата. Для количественных расчётов использовали метод абсолютной градуировки, при этом применяли стандартные растворы 6 конгенов ПХБ (Supelco), 17 пестицидов (Supelco) и стандартные растворы хлорпестицидов ХОП-5, которые включают линдан (γ -ГХЦГ) и ДДТ и его метаболиты. Полученные результаты представлены в виде суммы ДДТ и его метаболитов (Σ ДДТ), суммы трёх изомеров ГХЦГ (Σ ГХЦГ), суммы концентрации 6 конгенов ПХБ (Σ ПХБ₆), выраженной в нг/г на сырую, липидную и сухую массы. Ошибка определения ХОС не превышала 15%.

Возраст особей рапаны в выборке самок составлял от 3 до 10 лет и самцов - от 2 до 10 лет. Такой широкий диапазон позволил получить полноценные данные о накоплении ХОС в органах разновозрастных особей. Наиболее многочисленной была группа самок пяти лет (27 % от выборки), самцов – 4 лет (44 %), но возраст более половины самцов (52%) составлял от 5 до 10 лет, а 40 % самок – от 6 до 10 лет.

По нашим данным ткани ноги самок рапаны в среднем содержали $21.53 \pm 0.99\%$, самцов – $27.37 \pm 3.99\%$ сухих веществ (СВ), что не значительно отличалось в среднем от таковых значений в мясе рапаны, выловленной в Керченском проливе (о. Коса Тузла) в 2004-2007 гг., где в летний период содержание СВ достигало 26 % [1].

Показатель жирности тканей органов рапаны увеличивался в ряду нога, печень, гонады. У самцов жирность ноги и печени составляла 0.61 и 3.07 % соответственно и в среднем в 2 раза была выше, чем у самок, у которых в среднем была равна 0.37 и 1.48 % сырой массы соответственно. В то же время в гонадах у самок концентрация общих липидов (4.72 %) была выше, чем у самцов (3.77 %).

Во всех пробах рапаны были обнаружены ХОС, содержание которых в органах оказалось неоднородным. Концентрация ПХБ во всех пробах превышала содержание ГХЦГ и ДДТ, что свидетельствовало о преобладании в исследуемом районе промышленного загрязнения над сельскохозяйственным. Максимальное содержание ХОС определено в печени, минимальное – в ноге. Концентрация ХОС, выраженная на сырую массу образцов, изменялась для Σ ГХЦГ от аналитического нуля в ноге до 9.50 в печени, для Σ ДДТ – от 0.24 до 13.6, для Σ ПХБ₆ – от 0.07 до 84.1 нг/г соответственно. При этом содержание ХОС увеличивалось в тканях с повышенной жирностью (рис. 2), поэтому выявленную неравномерность распределения липофильных ХОС мы в первую очередь связываем с различием в показателях жирности органов.

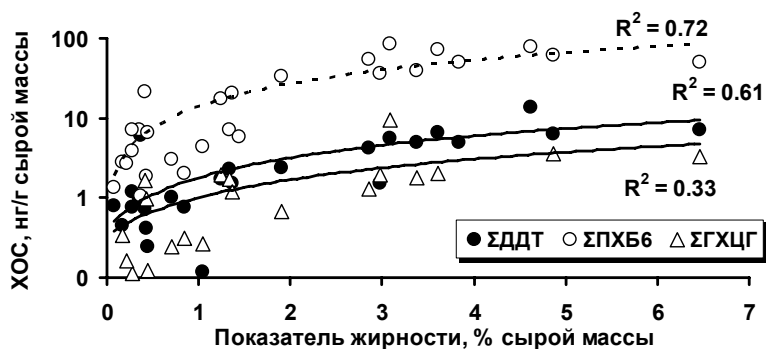


Рис. 2. Соотношение между Σ ПХБ₆ (○), Σ ДДТ (●) и Σ ГХЦГ (Δ) и показателем жирности в органах рапаны из бухты Круглая в апреле-августе 2013 г.

Средняя концентрация Σ ПХБ₆ и Σ ДДТ в печени и ноге самцов была выше, чем у самок (рис. 3а). По-видимому, половая дифференциация в накоплении ХОС связана с отличиями метаболических процессов и перераспределения веществ в процессе гаметогенеза у самок и самцов. При созревании половых продуктов снижение содержания органических веществ в мышцах и печени происходит значительно интенсивнее у самок, чем у самцов, что приводит к снижению жирности тканей и, по-видимому, выведению из организмов самок липофильных ХОС. При нормализации концентрации ХОС на липидную массу органов оказалось, что уровень ПХБ в ноге особей обоих полов соизмерим с таковым в печени и гонадах, а содержание ДДТ в ноге самок оказалось выше, чем в гонадах и печени (рис. 3б). По-видимому, кроме содержания жиров в тканях, накопление ХОС в органах рапаны определялось ещё рядом факторов.

Одним из таких факторов, регулирующих накопление хлорорганических соединений, может быть продолжительность жизни моллюсков. Так, в тканях ноги нами была отмечена тенденция к увеличению с возрастом рапаны концентрации наименее подверженного ферментативному гидролизу гептахлорированного бифенила 180 ($R^2=0.73$). В содержании других ХОС не было найдено статистически значимых возрастных различий.

Известно, что отношение концентрации ДДТ к концентрации его основного метаболита ДДЭ (ДДТ/ДДЭ) используется для определения времени поступления технического ДДТ в окружающую среду. Соотношение ДДТ/ДДЭ в ноге, как самок, так и самцов рапаны было больше 1, что свидетельствует о попадании ДДТ в акваторию не более чем за пять лет до проведенного исследования.

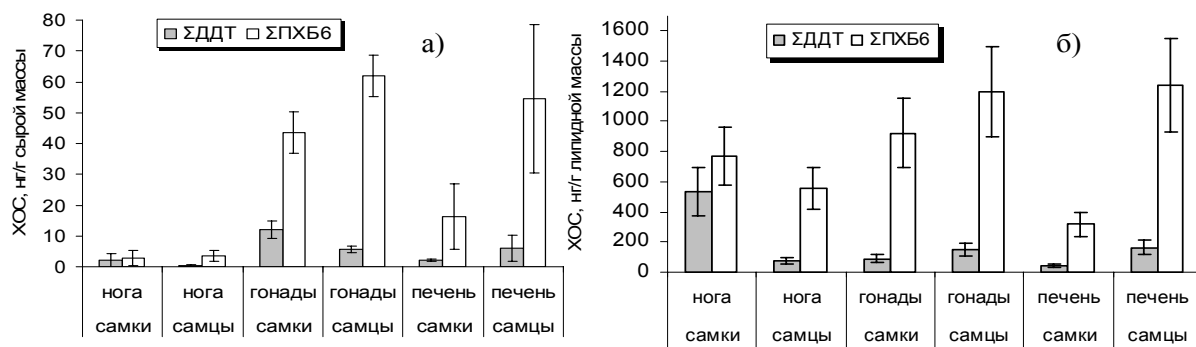


Рис. 3. Средняя концентрация ΣДДТ и ΣГХБ₆ (нг/г сырой (а) и липидной (б) массы) в органах самцов и самок рапаны из бухты Круглая в апреле – августе 2013 г.

В работах [2] и [3] опубликованы данные по содержанию ХОС в рапане из румынского и болгарского секторов моря. Можно видеть, что уровень загрязнения линданом, ДДЭ, ДДД и ДДТ моллюсков из румынского района имел тот же порядок величины, что и верхний предел диапазона суммы концентраций α-, β- и γ-изомеров ГХЦГ, а также пестицидов группы ДДТ в бухте Круглой (табл. 1).

Таблица 1. Концентрация ХОП в мягких тканях рапаны некоторых районов Чёрного моря

Район исследования	Дата	Линдан	ДДЭ	ДДД	ДДТ	Ссылка
		нг/г липидной массы				
Прибрежный район Мамайя, румынский сектор Чёрного моря*	Летний сезон, 2007 г.	64.4	200	145	70	[52]
Бухта Круглая**	Апрель -август 2013 г.	3 – 84***	6 - 176	24- 261	20- 167	Данное исследование

Примечание: * - представлена средняя концентрация в мягких тканях; ** - диапазон всего массива данных в ноге, гонадах и печени; *** - сумма α-, β- и γ-изомеров ГХЦГ.

Порядковые оценки концентрации конгенов ПХБ, выраженной на сухую массу пробы, показывают (табл. 2), что они сопоставимы в рапане из крымского и болгарского районов. Это свидетельствует о сходных экологических условиях этих районов в отношении загрязнённости ХОС как среды обитания, так и пищевых объектов рапаны.

Таблица 2. Концентрация конгенов ПХБ (нг/г сухой массы) в мягких тканях рапаны некоторых районов Чёрного моря

Район исследования	Дата	ПХБ 52	ПХБ 101	ПХБ 138	ПХБ 153	ПХБ 180	Ссылка
Открытое море в 3 милях от Варненской бухты	Конец июля – начало августа 2006 г.	5 ± 3	13 ± 5	26 ± 14	27 ± 14	4 ± 3	[3]
Варненская бухта	Конец июля – начало августа 2006 г.	н.ч.м.*	н.ч.м.	24 ± 10	28 ± 6	10 ± 5	[3]
Бухта Круглая, диапазоны концентрации в ноге рапаны **	Апрель-август 2013 г.	0.86 – 20.11	0.49 – 6.75	0.73 – 7.23	0.82 – 10.05	0.85 – 3.91	Данное исследование
Бухта Круглая, средняя концентрация в гонадах	Апрель-август 2013 г.	22.55	6.69	51.17	77.95	15.52	Данное исследование

Примечание: * - ниже чувствительности метода; ** - представлены диапазоны концентрации в тканях ноги разновозрастных самок и самцов рапаны;

Таким образом, в работе представлены первые данные по загрязнённости изомерами ГХЦГ, ДДТ, его метаболитами и 6 конгенерами ПХБ рапаны *Rapana venosa* из Севастопольской морской акватории. Полученные результаты показали значительные индивидуальные отличия в содержании ХОС в органах особей рапаны. К факторам, отвечающим за накопление ХОС в

тканях, следует отнести их жировую составляющую, половую принадлежность моллюсков, а также возраст особей для гептахлорированного конгенра ПХБ 180.

Список литературы

1. Битютская О.Е., Лавриненко О.И., Борисова Л.П. Биохимические особенности и биологическая ценность брюхоногого моллюска – *Rapana thomasiana* // Труды ЮгНИРО. - 2009. - 47. – С. 222 - 231.
2. Badiu, D., Coatu, V., Oros, A., Rosoiu, N., Barbes, L. Sanitary Comparative Characterization of Lipid Extracts From Mediterranean Mussel (*Mytilus galloprovincialis* Lmk.) and Hard-Shell Clam (*Rapana venosa*) of the Black Sea Coast // Cercetari Marine.- 2008. - 38. – P. 269 – 277.
3. Namiesnik J., Szefer P., Moncheva S., Arancibia-Avila P., Toledo F., Kang S. G., Gorinstein S. Determination of PAHs, PCBs, Minerals, Trace Elements, and Fatty Acids in *Rapana thomasiana* as an Indication of Pollution // Journal of AOAC International.–2010.–Т. 93.–№ 5. – С. 1600-1608.
4. Малахова Л.В., Жерко Н.В. Мониторинг хлорорганического загрязнения Севастопольских бухт // Материалы VII Междунар. семинара по магнитному резонансу (спектроскопия, томография и экология) (6-9 сент. 2004, Ростов-н/Д.). – С. 190 – 193.
5. Чухчин В. Д. Размножение рапаны (*Rapana bezoar* L.) в Черном море // Тр. Севастоп. биол. ст. – 1961. - 15. - С. 163 - 168.
6. Унифицированные методы мониторинга фонового загрязнения природной среды. – М.: Гидрометеиздат, 1986. – С. 82 – 95.

УДК 574.64

РОЛЬ ВОДНОЙ ЭКОСИСТЕМЫ СЕВЕРО-КРЫМСКОГО КАНАЛА В ТРАНСПОРТЕ ^{90}Sr НА ТЕРРИТОРИЮ КРЫМА ПОСЛЕ АВАРИИ НА ЧАЭС (ПО МАТЕРИАЛАМ 1992–1995 гг., 2012 г.)

Н.Ю. Мирзоева, С.И. Архипова, Н.Ф. Коркишко, И.Н. Мосейченко

*Институт биологии южных морей им. А.О. Ковалевского
299011 Севастополь, Крым, Россия, natmirz@mail.ru*

Представлены результаты радиоэкологического мониторинга водной экосистемы Северо-Крымского канала (СКК) в отношении загрязнения ее компонентов ^{90}Sr после аварии на ЧАЭС.

Ключевые слова: авария на ЧАЭС, Северо-Крымский канал, ^{90}Sr , коэффициенты накопления, дозовые нагрузки, прогнозные оценки.

Северо-Крымский канал (СКК) – оросительно-обводнительный канал, имеет протяжённость 403 км от Каховского водохранилища до Керчи в Крыму. СКК был построен в конце 50-х – начале 60-х годов минувшего века, предназначен для наполнения ряда крымских водохранилищ, а также для орошения земель сельскохозяйственного назначения на юге Украины и в Крыму [1]. В начале мая 2014 г. Украиной было начато строительство дамбы, что перекрыло русло СКК и поставку днепровской воды на территорию Крыма [2]. Результаты экологических исследований, проводимых в районе СКК до прекращения подачи воды в Крым, являются значимыми, как контрольные и инвариантные для данного химизма вод при последующем изучении экосистемы СКК после возобновления работы канала.

После аварии на ЧАЭС в 1986 г. радионуклиды, попавшие на поверхность рек Припять–Днепр в ближней зоне к ЧАЭС, включились в обменные процессы между водой, взвешенным веществом, донными отложениями, гидробионтами. Наибольшей подвижностью в водных экосистемах отличается ^{90}Sr , который практически максимально переходит в водную среду из выпавших на её поверхность радиоактивных аэрозолей, попавших в неё твердых частиц [3]. Было определено [4], что аварийный ^{90}Sr мигрирует из водоёмов района ЧАЭС в значительно удалённые регионы, такие, как Крым, по реке Припять в Днепр и каскад его водохранилищ, водоотводные каналы, основным из которых являлся СКК [5]. ^{90}Sr , в качестве радиотрассера [4], может характеризовать интенсивность гидрологических и биогеохимических процессов, происходящих в водных экосистемах.

Цель работы – выявление закономерностей распределения и миграции ^{90}Sr после аварии на ЧАЭС в живых и косных компонентах водной экосистемы СКК в период 1992–1995 гг., 2012 г., оценка последствия аварии на ЧАЭС для гидробионтов из СКК.

В соответствии с поставленной целью исследований в СКК были отобраны пробы воды, донных отложений, следующих видов водных растений: камыш озёрный (*Scirpus lacustris* L.),

рдест пронзённолистный (*Potamogeton perfoliatus* L.), рдест гребенчатый, (*Potamogeton pectinatus* L.), уруть колосистая (*Myriophyllum spicatum* L.), роголистник тёмно-зелёный (*Ceratophyllum demersum* L.). Станции отбора проб в СКК в период 1992–1995 гг. и в 2012 г. показаны на рисунке 1.

Метод определения ^{90}Sr в объектах окружающей среды, соответствующий общепринятым в мировой практике, основан на: радиохимическом выделении радионуклида, измерении активности ^{90}Sr по черенковскому излучению его дочернего продукта ^{90}Y с использованием низкофонового жидкостного сцинтилляционного счётчика (LSC) LKB «Quantulus 1220», последующей математической обработке данных [4].

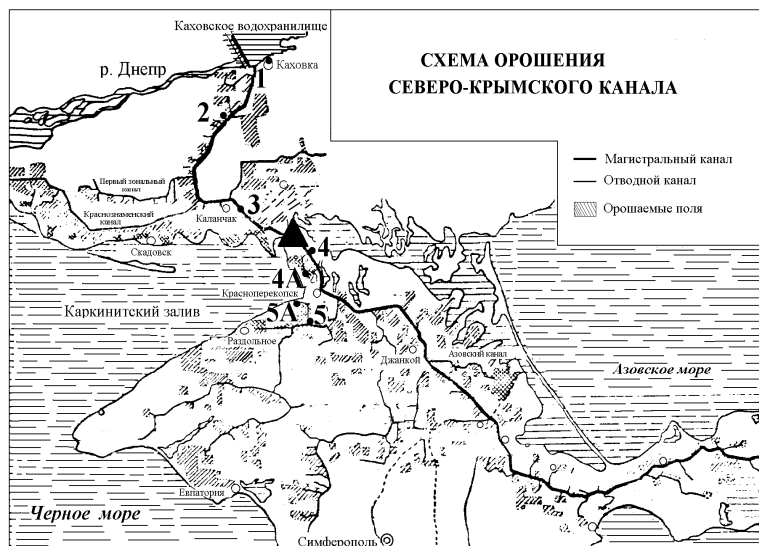


Рис. 1. Карта станций отбора проб в СКК (●) – в период 1992–1995 гг., (▲) – в 2012 г.

Известно, что до аварии на ЧАЭС концентрация ^{90}Sr в воде СКК была в пределах 4.1–6.8 Бк·м⁻³. После аварии на ЧАЭС в 1986 г. концентрации ^{90}Sr в нём резко возросли (до 52.3±3.6 – 61.1±7.3 Бк·м⁻³) в результате атмосферных выпадений [4]. Существенных вариаций концентрации ^{90}Sr вдоль магистрального русла канала не наблюдалось. В 1987 г. концентрация ^{90}Sr в воде СКК возросла в 9 раз, по сравнению с 1986 г., что было обусловлено достижением русла канала вод из верхнего течения Днепра [4]. Результаты наших исследований показали, что в период 1992–1995 гг. на входе в СКК (ст. 1, 0 км) средняя концентрация ^{90}Sr была наибольшей, а в конечной точке (ст. 5, 150 км) – наименьшей: 216.6±9.7 Бк·м⁻³ и 135.0±5.7 Бк·м⁻³, соответственно. Концентрации ^{90}Sr в сбросных водах (станции 4А и 5А) были в 1.7–3.4 раза меньше, чем в поливной воде, поступающей на орошаемые сельскохозяйственные угодья (станции 4 и 5) (рис. 1). Это, вероятно, было связано с изыманием из поливной воды и депонированием от 29 % до 58 % ^{90}Sr в поливной почве и живых компонентах орошаемого поля, что свидетельствовало как о самоочищении воды СКК, так и о радиоактивном загрязнении орошаемых земель Крыма.

На основании результатов проведённых нами мониторинговых исследований 1992–1995 гг. и литературных данных [4, 7] было получено, что тенденция изменения концентрации ^{90}Sr в воде СКК удовлетворительно описывалась экспоненциальной функцией, параметры которой позволили определить период снижения концентрации радионуклида в два раза – 7.6 года при R²= 0.56. Уровень концентрации ^{90}Sr в воде СКК в 2012 г. был равен таковому в 1986 г. и составил 56.2±2.8 Бк·м⁻³. Корректировка периода уменьшения концентрации ^{90}Sr в два раза к 2012 г. (рис. 2) произошла в сторону его увеличения по отношению к ранее полученному результату (период составил 9.5 года при R²= 0.75). Это подтверждает факт хронического повторного поступления растворённого ^{90}Sr с водами Днепра на территорию Крыма в послеварийный период 1986–2012 гг. Прогнозируемое уменьшение [7], концентрации ^{90}Sr в днепровской воде, подаваемой через СКК в Крым, к доаварийному уровню будет продолжаться приблизительно до 2056 года.

Таким образом, гидрологические и биогеохимические процессы, происходящие в водной экосистеме, а также радиоактивный распад, уменьшают в 3 раза время нахождения ^{90}Sr в воде СКК, по сравнению со временем существования 97 % атомов этого радионуклида. Отметим (рис. 2), что в 1986–2012 гг. концентрация ^{90}Sr в воде СКК не превышала ПДК для ^{90}Sr в питьевой воде (НРБУ–97/Д–2000) [4], (НРБ–99/2009) [6].

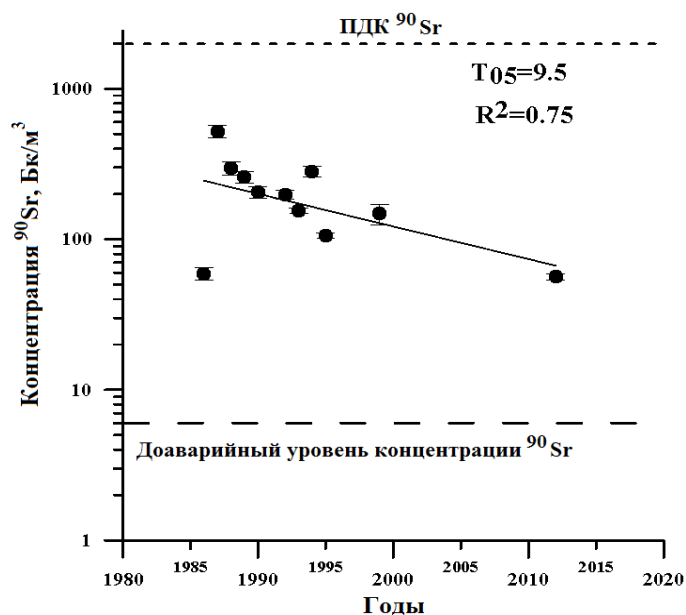


Рис. 2. Динамика среднегодовых концентраций ^{90}Sr в воде Северо-Крымского канала в период 1986–2012 гг. (T_{05} – период уменьшения концентрации ^{90}Sr вдвое)

В 1992–1995 гг. нами были собраны и проанализированы донные отложения СКК. Наблюдалась общая закономерность распределения концентрации ^{90}Sr в донных отложениях магистрального русла СКК: так же, как и в воде канала, по мере удаления мест отбора проб от начала СКК, концентрация ^{90}Sr в них уменьшалась (рис. 3).

На расстоянии 150 км от начала магистрального русла концентрации ^{90}Sr в донных отложениях составляли 33–52 % от таковых в начале канала (рис. 3).

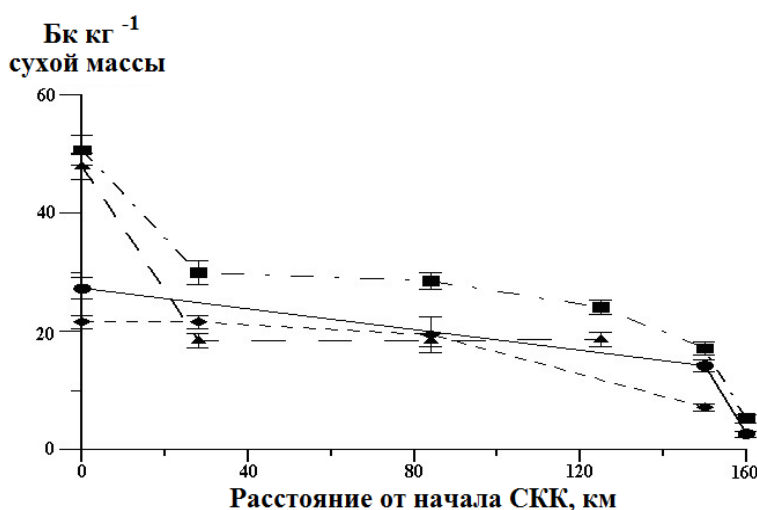


Рис. 3. Концентрации ^{90}Sr в донных отложениях магистрального русла СКК в 1992 г. (●), 1993 г. (▲), 1994 г. (◆) и 1995 г. (■)

В 2012 г. средняя концентрация ^{90}Sr в донных отложениях 75 км СКК была в 5 раз ниже ($4.3 \pm 0.4 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$ сухой массы), чем значения, полученные для этого района в 1992–1995 гг. Это связано, вероятно, с периодической чисткой русла канала, как искусственно-созданной для подачи воды системы.

Показано (табл.1), что концентрация ^{90}Sr в водных растениях уменьшалась почти в 3 раза по мере удалённости места отбора проб от начала канала на 84–160 км, что зависело от концентрации ^{90}Sr в воде. Наибольшая концентрация ^{90}Sr среди высших водных растений СКК наблюдалась в рдесте пронзённolistном. К 1994 г. средние концентрации ^{90}Sr превышали доаварийный уровень [4] в 1.3–2.4 в рдесте гребенчатом, роголистнике тёмно-зелёном, рдесте пронзённolistном,

соответственно. В 2012 г. концентрация ^{90}Sr в рдесте пронзеннолистном снизилась к доаварийным значениям.

Таблица 1. Концентрации ^{90}Sr (С) и коэффициенты накопления (K_n) ^{90}Sr в высших водных растениях СКК в 1993–1994 гг., 2012 г.

Виды высших водных растений	№ станции / км СКК	Год	Концентрация ^{90}Sr ,		K_n
			С, Бк·кг ⁻¹ воздушно-сухой массы, ± σ	Вода, Бк·м ⁻³ , ± σ	
Рдест пронзеннолистный	1 / 0 км	1993	4.5 ± 0.2	232.0 ± 10.1	19
	3 / 84 км		1.7 ± 0.1	151.0 ± 22.7	11
	1 / 0 км	1994	9.8 ± 0.8	262.0 ± 12.0	37
	2 / 28 км		10.0 ± 0.9	185.5 ± 27.8	54
	75 км	2012	2.7 ± 0.1	56.2 ± 27.8	48
Рдест гребенчатый	2, 28 км	1994	5.4 ± 0.4	185.5 ± 27.8	29
	5А / 160 км		1.6 ± 0.1	60.5 ± 9.1	27
Уруть колосистая	1 / 0 км	1993	2.9 ± 0.1	232.0 ± 10.1	13
		1994	3.7 ± 0.1	262.0 ± 12.0	14
Роголистник тёмно-зелёный	1 / 0 км	1994	6.0 ± 0.3	262.0 ± 12.0	23
Камыш озёрный (надводная часть)	1 / 0 км	1994	1.2 ± 0.2	262.0 ± 12.0	5

Значения K_n ^{90}Sr для водных растений СКК в период 1986–1994 гг. и 2012 г. находились в диапазоне от 5 до 54 (табл. 1). В изученных масштабах времени тенденции изменения концентрации ^{90}Sr в высших водных растениях СКК (табл. 1) отражали закономерности изменения концентрации этого радионуклида в воде (табл. 1). K_n радионуклида не зависели как от времени, так и от концентрации ^{90}Sr в воде.

Оценка поглощённых доз для гидрофитов из СКК от излучений послеаварийных ^{90}Sr – ^{90}Y произведена с использованием US DOE, 2001, 2002 [4, 7]. Сопоставление результатов со шкалой Зон хронического ионизирующего облучения [4] показало, что дозовые нагрузки от излучений ^{90}Sr – ^{90}Y за весь период наблюдения не достигли значений, способных оказать регистрируемое влияние на гидрофиты СКК.

По результатам проведенного исследования можно сделать следующие обобщения:

- Первичное загрязнение СКК ^{90}Sr в первые месяцы после аварии произошло в результате атмосферных выпадений на акватории исследуемого водоёма. Вторичное загрязнение СКК в 1986–1987 гг. было обусловлено транзитным поступлением ^{90}Sr из района аварии на ЧАЭС. Поступление ^{90}Sr в нижний Днепр водным путем значительно превосходило его поступление с атмосферными выпадениями.

- Получено, что тенденции изменения концентрации ^{90}Sr в воде СКК во времени, с достаточной степенью адекватности описываются экспоненциальными функциями. Период уменьшения концентрации ^{90}Sr в воде СКК вдвое составил 9.5 года. Прогнозируемое время снижения концентрации ^{90}Sr в днепровской воде, при возобновлении её подачи через СКК, до предаварийных уровней составит 70 лет с момента аварии на ЧАЭС. В 1986–2012 гг. концентрация ^{90}Sr в воде СКК не превышала ПДК ^{90}Sr для питьевой воды (НРБУ–97/Д–2000), (НРБ–99/2009).

- Примером изменения концентрации ^{90}Sr в донных отложениях водоёмов, в зависимости от их удалённости от ЧАЭС, являются результаты мониторингового исследования (1992–1995 гг.) уровней концентрации ^{90}Sr в донных отложениях магистрального русла СКК. На расстоянии 150 км от начала магистрального русла концентрации ^{90}Sr в донных отложениях составляли 33–52 % от таковых в начале канала.

- Тенденции изменения концентрации ^{90}Sr в высших водных растениях СКК отражали закономерности изменения концентрации этого радионуклида в воде. K_n радионуклида не зависели как от времени, так и от концентрации ^{90}Sr в воде.

- Дозовые нагрузки от излучений ^{90}Sr – ^{90}Y за весь период наблюдения не достигли значений, способных оказать регистрируемое влияние на гидрофиты СКК.

•Сопоставление рассчитанных доз, получаемых гидробионтами от излучения ^{90}Sr – ^{90}Y , со шкалой Зон хронического ионизирующего облучения, служит системой контроля радиэкологического состояния водных экосистем и позволяет оценить последствия аварии на ЧАЭС для гидробионтов из водоёмов, различно удалённых от места аварии.

Список литературы

1. Вопросы развития Крыма: [науч.-практ. дискус.-аналит. сб. / науч. ред. Тарасенко В.С. и др.]. – Симферополь: Таврия-плюс, 1998. – Вып. 10. – 114 с.
2. СМИ: Украина признала, что прекратила поставлять воду в Крым (13 мая 2014 г.): <http://russian.rt.com/article/31752#ixzz3326g7UHC>
<http://russian.rt.com/article/31752>
3. Апплби Л.Дж., Девелл Л., Мишра Ю.К. Пути миграции искусственных радионуклидов в окружающей среде. Радиэкология после Чернобыля / Под ред. Ф. Уорнера и Р. Харрисона. – Пер. с англ. Н.П. Григорьева, Д.В. Гричук, Т.В. Никитиной и др. – М.: Мир, 1999. – 512 с.
4. Поликарпов Г.Г., Егоров В.Н., Гулин С.Б., Стокозов Н.А., Лазоренко Г.Е., Мирзоева Н.Ю., Терещенко Н.Н., Цыцугина В.Г., Кулебакина Л.Г., Поповичев В.Н., Коротков А.А., Евтушенко Д.Б., Жерко Н.В., Малахова Л.В. Радиэкологический отклик Черного моря на чернобыльскую аварию / Под ред. Г.Г. Поликарпова и В.Н. Егорова. – Севастополь: НПЦ «ЭКОСИ–Гидрофизика», 2008. – 667 с.
5. Романенко В.Д., Кузьменко М.И., Евтушенко Н.Ю. и др. Радиоактивное и химическое загрязнение Днепра и его водохранилищ после аварии на Чернобыльской АЭС. – Киев: Наук. думка, 1992. – 196 с.
6. Нормы радиационной безопасности (НРБ – 99/2009): Санитарные правила и нормативы (СанПиН 2.6.1.2523 – 09): Утв. и введ. в действие от 01 сентября 2009 г. взамен СанПиН 2.6.1.758 – 99. Зарегистрированы в Министерстве юстиции РФ 14.08.2009, рег. № 14534: <http://base.garant.ru/4188851/#1000>
7. Mirzoyeva N.Yu., Egorov V.N., G.G. Polikarpov[†], 2013. Distribution and migration of ^{90}Sr in components of the Dnieper River basin and the Black Sea ecosystems after the Chernobyl NPP accident // Journal of Environmental Radioactivity. – 2013. – Vol. 125. – P. 27–35.

УДК594.124:574.64

ИССЛЕДОВАНИЕ ДИНАМИКИ НАКОПЛЕНИЯ РТУТИ В ТЕЛЕ ПРЕСНОВОДНЫХ ДВУСТВОРЧАТЫХ МОЛЛЮСКОВ *UNIO PICTORUM* РАЗНЫХ ВОЗРАСТОВ

Т.В. Осинкина¹, Г.Н. Соловых¹, И.В. Карнаухова²

¹ГОУ ВПО «Оренбургская государственная медицинская академия Минздрава России»
460000 Оренбург, Оренбургская обл., Россия, osinkina12@mail.ru

²ГОУ ВПО «Оренбургский государственный педагогический университет»
460000 Оренбург, Оренбургская обл., Россия

Исследовано содержание ртути в теле моллюсков *U. pictorum* разного возраста. Между возрастом моллюсков и содержанием ртути выявлена корреляционная связь. Возможная причина – падение фильтрующей активности и усиление концентрирования.

Ключевые слова: ртуть, гидробионты, фильтрующая активность.

Содержание химических элементов в гидробионтах обусловлено комплексом различных факторов, включающих физико-химические свойства элементов, экологические факторы среды, биологические особенности отдельных видов, а также возрастной изменчивостью микроэлементного состава водных организмов [1].

Количественный и качественный элементный состав беспозвоночных зависит от многих факторов. К важнейшим из них относятся видовые особенности организмов, приобретённые в процессе эволюции, физико-химические свойства элементов и химико-экологические условия существования моллюсков [2]. Моллюски являются важным функциональным звеном прибрежных морских и пресноводных экосистем, в которых могут завершаться циклы биохимических миграций элементов с последующей седиментацией. Моллюски являются фильтраторами и обладают способностью накапливать элементы техногенного происхождения в высоких концентрациях. В связи с этим данные организмы традиционно служат тест-объектами в качестве надёжного критерия оценки степени загрязнения прибрежных морских акваторий [1, 2]. Однако при рассмотрении пресноводных экосистем выясняется, что детальных исследований в области использования пресноводных двустворчатых моллюсков как биоиндикаторов водоёмов средней полосы практически не проводилось. В литературе также отсутствуют данные о

возрастных особенностях концентрирующей способности пресноводных двустворчатых моллюсков.

Цель данной работы - исследование динамики накопления ртути в теле пресноводных двустворчатых моллюсков *Unio pictorum* разных возрастов.

Задачи исследования. Определить концентрацию ртути в теле двустворчатых моллюсков *Unio pictorum*, отобранных с разных участков среднего течения реки Урал;

Провести корреляционный анализ между содержанием ртути в тканях и возрастом *Unio pictorum*.

Объекты и район исследования. В качестве объектов исследования были выбраны двустворчатые моллюски вида *Unio pictorum*, относящиеся к классу Двустворчатые (Bivalvia), надотряду Жаберные (Autobranchia), семейству Унионид (Unionidae) [2].

Животных отбирали в июле со станций: «река Урал выше лагеря «Дубки»», «Водозабор», «Автомаршрутный мост», «Железнодорожный мост» в черте города Оренбурга. Для эксперимента были использованы моллюски 3-х, 5-ти, 6-ти, 7-ми летнего возраста. Выбор возрастных категорий обусловлен различиями в физиологических и биохимических особенностях моллюсков.

Методы исследования. Определение ртути в тканях моллюсков проводилось на базе лаборатории спектрометрических методов исследования, отделом гигиенических исследований ФБУЗ «Центр гигиены и эпидемиологии в Оренбургской области».

Для исследования содержания ртути мягкое тело моллюсков вынимали из раковины, просушивали фильтровальной бумагой. Затем пробы выдерживали до постоянной массы при 95°C и минерализовали при помощи 56%-ной азотной кислоты (HNO₃) с добавлением 30%-ного пероксида водорода (H₂O₂). Далее определяли концентрацию ртути методом атомно-абсорбционной спектрометрии (ААС); атомизацию проб осуществляли методом «холодного пара» [2].

Для оценки содержания ртути в тканях пресноводных моллюсков руководствовались данными СанПиН 42-123-4089-86 «Предельно-допустимые концентрации ртути в пресноводной рыбе»: значение составляет 0.3 мг/кг [3].

Статистическая обработка данных проводилась с использованием компьютерной программы «Microsoft Excel 2010». Для оценки полученных данных использовали непараметрический метод описательной статистики – корреляционный анализ с вычислением коэффициента корреляции Спирмана [4].

Результаты исследования и их обсуждение. Данные по содержанию ртути в тканях двустворчатых моллюсков *Unio pictorum* разных возрастов отражены в таблице 1.

Таблица 1. Содержание ртути в тканях двустворчатых моллюсков *Unio pictorum* разных возрастов

Станция	Содержание ртути в органах <i>Unio pictorum</i> , мкг/г			
	3 года**	5 лет**	6 лет**	7 лет**
«река Урал выше лагеря «Дубки»»	0.017±0.0009*	-	-	0.1±0.02
«Водозабор»	0.0039±0.0004	0.1±0.02	-	-
«Автомаршрутный мост»	0.00588±0.00065	0.06±0.01	0.09±0.02	-
«Железнодорожный мост»	0.08±0.015	0.09±0.01	0.11±0.02	-

**уровень значимости данных $p < 0.05$; значения даны как средние арифметические и их стандартное отклонение

Содержание ртути в тканях *U. pictorum* разных возрастов не превысило установленный СанПиНом 42-123-4089-86 норматив ни на одной из станций, подобный факт был установлен и в более ранних исследованиях данного вопроса [5].

Анализируя данные, приведённые в таблице 1, следует отметить, что моллюски *U. pictorum* 3-х летнего возраста обнаружены на всех исследуемых участках реки, что подтверждается в исследовании численности некоторых видов двустворчатых моллюсков [6]. Моллюски 6-ти лет найдены только в районе Автомаршрутного и Железнодорожного мостов; *U. pictorum* возрастом 7 лет удалось определить лишь на станции «река Урал в районе лагеря «Дубки»». Вероятнее всего, данный участок реки является наиболее благоприятным для существования моллюсков, хотя и характеризуется быстрым течением и преимущественно галечным дном, что является неудобным для размножения моллюсков. Данный факт во многом объясняет практически полное отсутствие на станции особей возрастом 3 – 5 лет.

Между возрастом двустворчатых моллюсков и содержанием в их теле ртути выявлена значительная корреляционная связь (рис. 1), значение коэффициента Спирмана составило $R_{сп} = 0.77$, с достоверностью более 95% ($p = 0.01$). Данный факт можно объяснить особым типом

питания пресноводных двустворчатых моллюсков – они являются активными фильтраторами и питаются взвешенными в толще воды детритом (мельчайшими остатками отмерших растений и животных) и микропланктоном (одноклеточными водорослями, животными и бактериями). Кроме этого, строение мантийной полости моллюсков позволяет им засасывать крупные частицы грунта [7], которые часто сорбируют на своей поверхности ионы тяжёлых металлов - в особенности ртути. При этом быстрая стабильная фильтрация моллюсков в молодом возрасте и, соответственно, более активный метаболизм позволяет их организму своевременно удалять или частично инактивировать токсиканты; данная способность резко снижается с возрастом. Например, молодые морские гребешки фильтруют со скоростью 1 л в час на 1 г их веса, а старые – только 0.7 л на 1 г веса [7]. Поэтому старые особи в значительной степени концентрируют в своём теле поллютанты различной природы, в том числе и тяжёлые металлы. Содержание ртути в теле *U. pictorum* возрастом 7 лет в 5.88 раза выше, чем в теле *U. pictorum* возрастом 3 года (рис. 1).

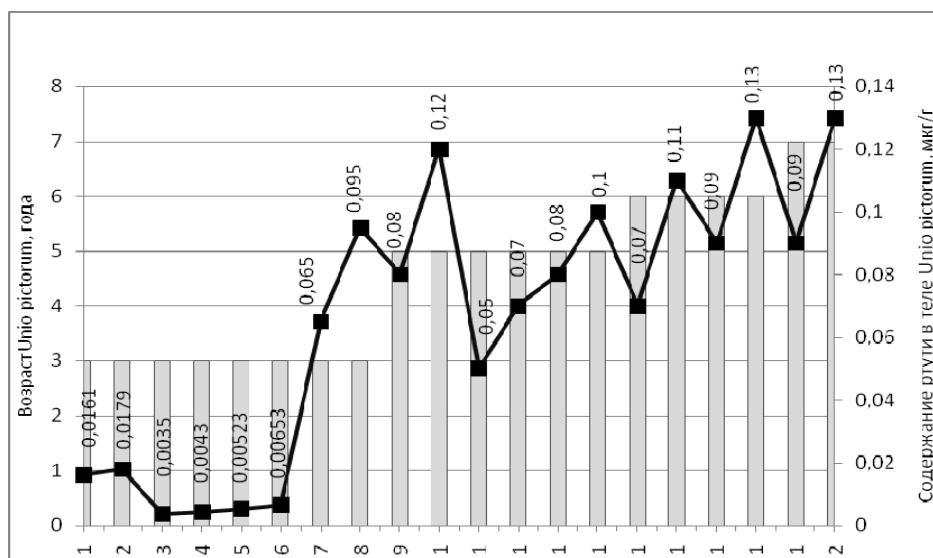


Рис.1. Динамика накопления ртути в теле двустворчатых моллюсков *U. pictorum* в зависимости от возраста.

Таким образом, из выше изложенного можно сделать следующие выводы:

1. Отмечена значительная корреляционная связь между возрастом пресноводных двустворчатых моллюсков *U. pictorum* и содержанием ртути в их тканях;
2. Индивидуальный возраст двустворчатых моллюсков может являться одним из параметров биомониторинга пресноводных экосистем при изучении распределения ртути в популяциях доминантного вида *U. pictorum* в среднем течении реки Урал.

Список литературы

1. Ковкековдова Л. Т. Токсичные элементы в промысловых гидробионтах прибрежных акваторий северо-западной части Японского моря // Вопросы рыболовства. – 2006. – т. 7. - № 1(25). – С. 185-190.
2. Лукашев Д. В. Распределение тяжёлых металлов в органах моллюсков *Anodonta anatina* в условиях поступления загрязнённых стоков // Гидробиологический журнал. – 2009. - № 45 (5). – С. 98-109.
3. СанПиН 42-123-4089-86 Предельно-допустимые концентрации тяжёлых металлов и мышьяка в продовольственном сырье и пищевых продуктах № 4089-86. – Москва. – 1986. – 162 с.
4. Малета Ю. С. Непараметрические методы статистического анализа в биологии и медицине. – изд-во - М.: Московского ун-та, 1982. – 178 с.
5. Осинкина Т. В., Соловых Г. Н., Верещагин Н. Н. Исследование суммарного содержания ртути в донных отложениях и некоторых органах двустворчатых моллюсков *Unio pictorum* среднего течения реки Урал в черте города Оренбурга // Известия Самарского НЦ РАН. – т. 15. - № 3(6). – С. 1894-1897.
6. Соловых Г. Н., Карнаухова И. В., Осинкина Т. В. Исследование изменения численности двустворчатых моллюсков Unionidae в условиях антропогенной нагрузки // Эколого-географические проблемы регионов России: материалы докл. IV Всерос. научно-практич. конф. (Самара, 15 янв. 2013г.). – Самара, 2013. – С. 232-235.
7. Жизнь животных: беспозвоночные / под ред. акад. Л.А. Зенкевича. – изд. – М.: Просвещение, 1968. – 563 с.

А. И. Сидорова¹, Н.М. Калинкина¹, Н.А. Галибина², К.М. Никерова²

¹Институт водных проблем Севера Карельского научного центра РАН
185030 г. Петрозаводск, пр. А. Невского, д.50, Россия

²Институт леса Карельского научного центра РАН,
185910 г. Петрозаводск, ул. Пушкинская, 11, Россия, bolt-nastya@yandex.ru

Низкая выживаемость рачков *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg в фильтрах донных отложений из районов Онежского озера, загрязняемых сточными водами целлюлозно-бумажного производства, связана с высоким содержанием в илах общей серы и лигносульфонатов (компонентов переработки древесины).

Ключевые слова: донные отложения, биотестирование, ракообразные, Онежское озеро

Онежское озеро, одно из двух крупнейших озер Европы, характеризуется высокой гетерогенностью. В северной части водоема располагаются глубоко вдающиеся в сушу заливы, испытывающие наибольшее антропогенное воздействие. В то же время центральная глубоководная часть Онежского озера сохраняет высокое качество воды. К наиболее загрязненным заливам относится Кондопожская губа. В вершинной ее части располагается Кондопожский целлюлозно-бумажный комбинат, который более 80 лет сбрасывает в залив сточные воды. В их составе присутствуют органические вещества, при этом лигносульфонат натрия (продукт варки древесины) является основным компонентом и достигает наибольших концентраций – до 200 мг/л. Кроме того, в составе сточных вод отмечены такие токсиканты, как фенол и фурфурол. Среди серосодержащих веществ отмечаются сульфаты, сульфиты, тиосульфаты, сульфиды (компоненты варочного щелока), а также фосфор, добавляемый в сточные воды на стадиях их очистки [1]. В результате поступления сточных вод в заливе произошли серьезные изменения, которые в наибольшей степени затронули донные сообщества вплоть до формирования в вершинной части мертвой зоны [2].

Одним из методов оценки экологической ситуации в водоемах является биотестирование донных отложений [3]. Изучение токсичности донных осадков Онежского озера началось в 1999 г. и проводится в настоящее время [4]. Согласно данным за 2012 г., в водных вытяжках из донных отложений, отобранных в Кондопожской губе, наблюдалась гибель тест-объектов. Однако причины высокой токсичности донных отложений оставались неизвестными. Их рассмотрение явилось целью настоящей работы. Для достижения цели решали следующие задачи: выполнить биотестирование водных вытяжек из донных отложений Онежского озера с использованием в качестве тест-объектов ветвистоусых рачков *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg; выполнить химический анализ донных отложений по показателям – общее содержание серы, органический углерод, лигносульфонат натрия; на основе изучения связей между токсикологическими и химическими показателями выявить причины токсичности донных отложений.

Пробы донных отложений отбирали в сентябре 2013 г. в различных районах Онежского озера с помощью дночерпателя Экмана-Берджи площадью захвата 225 см² на 16 станциях с глубинами 14–98 м. Станции 1, 2, 3, 4 и 5 располагаются в пределах Кондопожской губы; станции 6 и 7 – в Большом Онего; станции 8, 9 и 10 – в центральном Онего; станции 11, 12, 13 и 14 – в Петрозаводской губе; станции 15 и 16 – в Южном Онего (рис.). Для токсикологических и химических исследований отбирали верхний 2-см слой донных осадков. Для токсикологических опытов донные отложения каждой пробы пропускали через сито с ячейкой размером 2x2 мм. Затем илы помещали в сосуды объемом 200 мл, в которые добавляли чистую воду в объемном соотношении 1:1, собранную в Онежском озере на контрольной станции без источников загрязнения. Время стабилизации составило 7 сут. Затем сливали надосадочную жидкость, фильтровали ее через фильтры «Белая лента» и проводили биотестирование. В качестве тест-объекта послужил стандартный в токсикологических исследованиях вид *Ceriodaphnia affinis*, культура которого была нам любезно предоставлена в 2009 г. Ириной Васильевной Чаловой, старшим научным сотрудником Института биологии внутренних вод РАН им. И.Д. Папанина. Время экспозиции с рачками – 7 сут. Все опыты проводили при температуре воды 18–22° С.

Содержание органического углерода в донных отложениях определяли по методу Тюрина [5], общую серу - модифицированным методом Ринькинса [6]. Количество лигносульфонатов в пробах определяли спектрофотометрическим методом по реакции с азотной кислотой [7]. Для выхода лигносульфонатов в раствор навеску ила 0.2 г растворяли в дистиллированной воде в мерных

колбах на 50 мл и оставляли на 15-17 часов. К 1 мл раствора лигносульфоната добавляли 0.3 мл 14 % азотной кислоты и термостатировали в течение 15 минут при 80° С. Оптическую плотность продуктов реакции определяли при 340 нм. Содержание органического углерода, общей серы и лигносульфонатов представлены в процентах на сухой вес донных отложений.

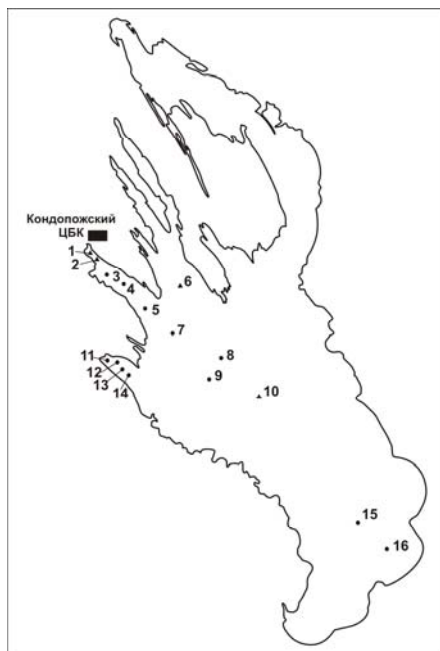


Рис. Расположение станций отбора проб донных отложений в Онежском озере в 2013 г. Треугольниками отмечены станции (1, 2, 6 и 10), на которых были обнаружены токсичные илы.

По результатам биотестирования, наибольшую токсичность проявили водные фильтраты донных отложений, отобранных из Кондопожской губы (станции 1 и 2), а также сопредельного с заливом района Большое Онего (станция 6) (табл. 1, рис.). Выживаемость цериодафний в этих пробах варьировала в пределах 0-20%. Сходные данные, отражающие высокую токсичность донных отложений в Кондопожской губе, были получены нами в более ранних исследованиях. Однако впервые в 2013 г. низкая выживаемость (50%) была отмечена и в фильтратах донных отложений, отобранных из центрального района Онежского озера (станция 10).

Таблица 1. Показатели выживаемости *C. affinis* в фильтратах и химический состав донных отложений Онежского озера

Район	Номер станции	Глубина, м	V, %	pH фильтрата	Сорг., %	S, %	ЛСН, %
КГ	1	14	0	7.43	37.77	0.24	0,065659
КГ	2	26	13	5.82	24.5	0.38	0
КГ	3	35	100	6.87	11.36	0.3	0
КГ	4	80	90	6.22	11.33	0.17	0,143711
КГ	5	42	100	6.53	8.5	0.12	0
БО	6	98	20	5.53	11.79	0.31	0,22802
БО	7	42	100	6.62	6.4	0.08	0
ЦО	8	80	100	6.16	9.27	0.08	0
ЦО	9	43	100	6.63	10.2	0.13	0
ЦО	10	58	50	5.93	10.24	0.39	0
ПГ	11	26	100	7.30	7.1	0.11	0
ПГ	12	15	100	6.60	7.97	0.2	0
ПГ	13	28	100	6.37	6.28	0.15	0
ПГ	14	28	100	6.61	9.34	0.13	0
ЮО	15	33	100	7.42	3.64	0.07	0
ЮО	16	27	100	7.51	6.12	0.07	0

Примечание: КГ – Кондопожская губа, БО – Большое Онего, ЦО – центральное Онего, ПГ – Петрозаводская губа, ЮО – Южное Онего; V – выживаемость *C. affinis* в фильтратах; Сорг. – органический углерод; S – общая сера; ЛСН – лигносульфонат натрия.

Выживаемость рачков была наиболее низкой в фильтратах с наименьшими значениями рН. Так, в пробах 2, 6 и 10 активная реакция среды варьировала в пределах 5.53-5.93. Лишь проба 1 составила исключение: хотя в фильтрате произошла полная гибель рачков, величина рН тестируемого фильтрата составила 7.43.

Для выяснения причин токсичности фильтратов к матрице данных, включающей результаты токсикологических экспериментов и химического анализа донных отложений, был применен метод главных компонент. Две первых компоненты вместе отразили 78% общей изменчивости признаков, что свидетельствует о высокой корреляции между признаками (табл. 2).

Таблица 2. Вклад основных признаков в значения главных компонент

Признак	Первая компонента	Вторая компонента
Глубина, м	-0.51	0.80*
V	0.86*	0.44
рН фильтрата	0.69	-0.49
Сорг.	-0.59	-0.72*
S	-0.80*	-0.26
ЛСН	-0.71*	0.37
Доля в общей дисперсии, %	49	29

Примечание: обозначения признаков – см. таблицу 2; * - достоверный вклад ($p=0.05$)

В первую главную компоненту наибольший достоверный вклад внесли показатели выживаемости и содержание серы в донных отложениях, затем – концентрация лигносульфоната. С этими химическими показателями выживаемость рачков связана обратной связью. Следовательно, соединения серы, во-первых, в сульфатной форме, оседающей на дно из сточных вод комбината, а, во-вторых, в органической форме (в составе лигносульфонатов), обуславливают токсичность фильтратов донных отложений со станций 1, 2, 6 и 10. Соединения серы в илах определяют и повышенную кислотность их фильтратов. Фильтраты из илов со станции 1, несмотря на высокое содержание в них серы, характеризуются слабощелочной реакцией. Это может быть объяснено присутствием здесь каких-либо веществ, оказывающих подщелачивающее воздействие на фильтраты (например, натрия, соли которого используются при варке древесины). Высокую токсичность фильтратов из илов со станции 1 определили, по-видимому, ядовитые компоненты разложения древесины (фенолы, фурфурол), которые в наибольших концентрациях отмечены именно в вершинной части Кондопожской губы.

Во вторую главную компоненту с достоверными вкладами вошли показатели глубины и содержания органического углерода, между которыми отмечается обратная связь. Это отражает накопление органического вещества антропогенного происхождения в зонах с относительно небольшими глубинами (14–26 м), прилегающих к месту сброса сточных вод комбината (станции 1, 2, 3 и 4). В целом зависимость между глубиной и содержанием в донных отложениях органического углерода носит нелинейный характер, что отражает влияние на процессы накопления и антропогенного, и природных факторов.

Таким образом, исследования 2013 г. показали, что на дне Кондопожской губы, в вершинной ее части, загрязняемой отходами целлюлозно-бумажного комбината, стойко сохраняется неблагоприятная зона, в пределах которой донные отложения характеризуются высокой токсичностью. Главной причиной токсичности являются серосодержащие соединения как органической, так и неорганической природы. Впервые выявлено проявление токсических свойств донных отложений за пределами Кондопожской губы (районы Большого Онего и Центрального Онего), что может быть связано с выносом загрязняющих веществ и их постепенным накоплением в глубоководных участках озера.

Исследование выполнено за счет гранта Российского научного фонда (проект №14-17-00766).

Список литературы

1. Сабылина А.В., Рыжаков А.В. Химический состав воды озера // Состояние водных объектов Республики Карелия. По результатам мониторинга 1998-2006 гг.– Петрозаводск: Изд-во Карельского научного центра РАН, 2007.– С. 29–40.
2. Полякова Т.Н. Донные ценозы в условиях антропогенного эвтрофирования // Онежское озеро. Экологические проблемы.– Петрозаводск: Изд-во Карельского научного центра РАН. 1999.– С. 211–227.
3. Томилина И.И., Комов В.Т. Оценка токсичности грунтов озер Дарвинского заповедника // Информационный бюллетень. Биология внутренних вод.– 1996.– № 100.– С. 62–65.

4. Калинкина Н.М., Березина Н.А., Сидорова А.И., Белкина Н.А., Морозов А.К. Биотестирование токсичности донных отложений крупных водоемов Северо-запада России с использованием ракообразных // Водные ресурсы.– 2013.– Т.40, № 6.– С.612–622.
5. Аринушкина Е. В. Руководство по химическому анализу почв.– М.: Изд-во МГУ, 1970.– 487 с.
6. Ринькис Г. Я., Рамане Х. К., Куницкая Т. А. Методы анализа почв и растений.– Рига: Зинатне, 1987.– 174 с.
7. Khabarov Yu. G. Use of nitric acid for determination of lignosulfonates // Russian Journal of Applied Chemistry.– 2004.– Vol. 77, No. 5.– P. 858–860.

УДК 574:550 (574)

ОСОБЕННОСТИ НАКОПЛЕНИЯ ТОКСИЧНЫХ ЭЛЕМЕНТОВ У ВОДЯНЫХ ЖУКОВ В УСЛОВИЯХ РАЗЛИЧНОГО ГИДРОЛОГИЧЕСКОГО РЕЖИМА ТЕНИЗ-КОРГАЛЖЫНСКИХ ОЗЕР

Г.Г. Сливинский, И.И. Темрешев

РГП «Институт зоологии» КН МОН РК
050060 г. Алматы, Казахстан, gslivinsky@mail.ru

Представлены результаты сравнительного анализа токсичных и эссенциальных элементов у Плавунца гладкого и Водолюба большого из различных регионов Казахстана и озера Султанкельды на территории Коргалжынского биосферного резервата в условиях различного гидрологического режима Тениз-Коргалжынских озер.

Ключевые слова: Коргалжынский биосферный резерват, токсичные элементы, *Hydrophilus piceus*, *Dytiscus circumflexus*.

Тениз-Коргалжынская система озер (Акмолинская область, Казахстан) - глобально значимые водно-болотные угодья, включенные в международный Рамсарский список, Список природного наследия и Список биосферных резерватов ЮНЕСКО. Озера являются важнейшим в Северной Евразии местом концентрации водоплавающих и околоводных птиц.

Значимыми проблемами для сохранения этого уникального природного комплекса являются загрязнение основной водной артерии, питающей эти озера – реки Нуры - токсичными веществами, в том числе тяжелыми металлами [1, 2], а также нестабильный гидрологический режим бассейна. Межгодовые изменения уровня воды ведут к существенному изменению гидрохимических показателей и концентрации токсикантов, в частности тяжелых металлов. В этой связи необходимы мониторинговые наблюдения за уровнем загрязнения бассейна.

Одним из важнейших компонентов аквальных экосистем являются водяные насекомые, которые могут быть биоиндикаторами, позволяющими оценить уровень загрязнения гидроценозов токсическими веществами, в том числе тяжелыми металлами [3-5]. Такими биоиндикаторами могут быть, в частности, водяные жуки - плавунцы и водолюбы, аккумулирующие металлы из воды, донных отложений и объектов питания.

С этой целью был осуществлен сравнительный анализ содержания токсичных элементов у Водолюба большого (*Hydrophilus piceus*) и Плавунца гладкого (*Dytiscus circumflexus*) из одного из основных озер на территории Коргалжынского биосферного резервата (КБР) - озера Султанкельды и ряда других регионов Казахстана.

Были исследованы следующие выборки Плавунца гладкого: 1 - Акмолинская область, КБР, оз. Султанкельды; 2 - Акмолинская область, окрестности г. Кокшетау, оз. Копа; 3 - Алматинская область, окрестности г. Алматы; 4 - Актюбинская область, Иргизский район, окрестности пос. Нура; 5 - Кызылординская область, Казалинский район, окрестности г. Казалинска.

Выборки Водолюба большого: 6 - Акмолинская область, КБР, оз. Султанкельды; 7 - Акмолинская область, оз. Тепек-Коль; 8 - Западно-Казахстанская область, дельта р.Урал, район пос.Сарман; 9 - Алматинская область, среднее течение р. Или; 10 - Актюбинская область, Иргизский район, окрестности пос. Нура; 11 - Кызылординская область, Казалинский район, окрестности г. Казалинска.

Концентрацию элементов определяли в суммарных пробах из высушенных до постоянного веса 10-15 экземпляров плавунцов и 5-6 экземпляров водолюбов. Пробы разлагали в Микроволновой системе пробоподготовки производства «Berghof», Германия. Количественный анализ содержания элементов (V, Cr, Mn, Co, Ni, Cu, Zn, As, Se, Cd, Ba, Hg, Pb) проводили методом масс-спектрометрии с индуктивно связанной плазмой на спектрометре ICP-MS производства «Agilent», Япония.

Сравнительные данные о суммарной концентрации этих элементов у жуков из водоемов на территории Казахстана изображены на рисунке 1, а данные о содержании отдельных токсичных элементов – на рисунках 2 и 3.

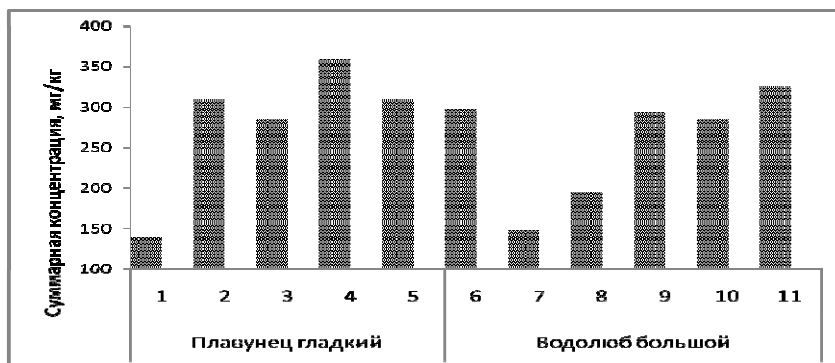


Рис. 1 - Суммарная концентрация элементов у водяных жуков из различных регионов Казахстана

В ряду исследованных выборок Плавунца гладкого наиболее высокая суммарная концентрация микроэлементов и наиболее высокая концентрация V, Mn, Zn, Cd и Ba найдена у плавунцов из окрестностей п. Нура (Актюбинская обл., точка 4).

Относительно высокое содержание микроэлементов и максимальная концентрация Cr, Co, As и Se были и у плавунцов из окрестностей г. Казалинска (точка 5). В экземплярах из окрестностей г. Кокшетау (точка 2) содержалась относительно высокая концентрация Ni и Cu. У плавунцов из окрестностей г. Алматы (точка 3) – найдена высокая концентрация Pb, но остальные элементы содержались либо в минимальных (Cu, Hg), либо в близких к минимальным концентрациям. По отношению к остальным исследованным районам, у плавунцов из оз. Султанкельды (точка 1) был найден минимальный уровень 12 микроэлементов, но наиболее высокий уровень Hg, равный 1.25 мг/кг.

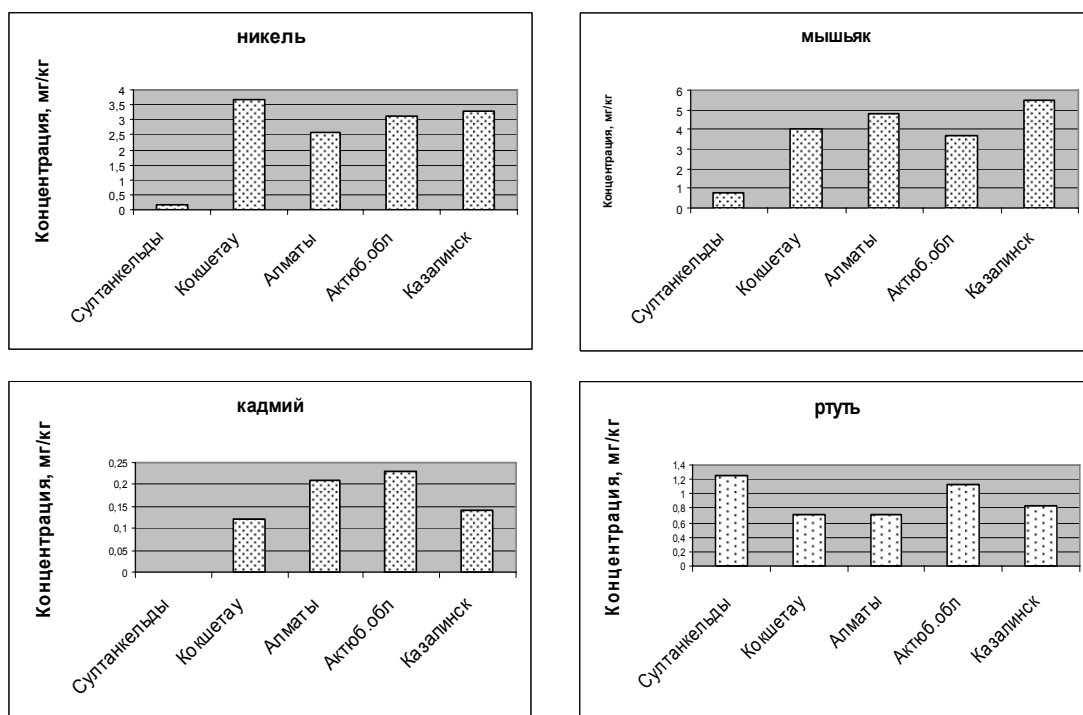


Рис. 2. Концентрация токсичных элементов в выборках Плавунца гладкого из различных регионов Казахстана

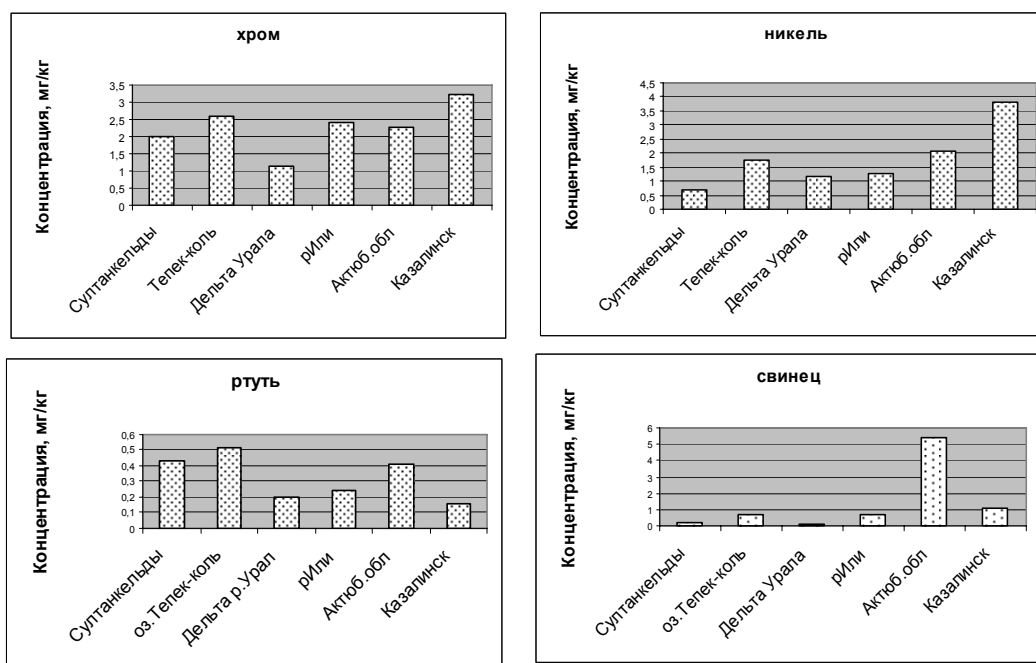


Рис. 3. Концентрация токсичных элементов у Водолюба большого из различных регионов Казахстана

Из результатов сравнительного анализа интервалов найденных нами концентраций (Min-Max) у Плавунца гладкого из водоемов на территории Казахстана и имеющихся литературных данных [3] о содержании токсичных тяжелых металлов у близкого по происхождению представителя того же рода – Плавунца окаймленного (*Dytiscus marginalis*) из фоновых и загрязненных ветлендов России следует, что максимальная концентрация цинка в выборке плавунцов из окрестностей п. Нура (Актюбинская обл., точка 4) и максимальная концентрация меди в выборке из окрестностей г. Кокшетау (точка 2) соответствуют значениям для фоновых и слабо загрязненных ветлендов России. Среди исследованных выборок плавунцов из водоемов Казахстана относительно высокое содержание ртути выявлено у плавунцов из оз. Султанкельды. В то же время, исходя из результатов сравнительного анализа уровня загрязнения этим металлом плавунцов из водно-болотных угодий России [3] и оз. Султанкельды, данный водоем можно отнести к слабо загрязненным ртутью.

Максимальная суммарная концентрация элементов (325.03 мг/кг) и наиболее высокая концентрация V, Cr, Mn, Ni и Ba найдена в выборке водолюбов из окрестностей г. Казалинска (точка 11). В выборке из р. Или (Алматинская область, точка 9) найдено повышенное содержание As и Se и высокая суммарная концентрация элементов, равная 293.28 мг/кг. У водолюбов из окрестностей п. Нура (Актюбинская область, точка 10) выявлена максимальная концентрация Cu, Cd и Pb, а суммарная концентрация всех элементов составляла 284.06 мг/кг. Относительно высоким содержанием Co и Hg характеризовались водолюбы из оз. Тепек-Коль (Акмолинская область, точка 7). У водолюбов из оз. Султанкельды (точка 6) обнаружена наиболее высокая концентрация Zn, а также сравнительно высокая концентрация ртути.

Сравнение полученных нами данных с данными о содержании тяжелых металлов у представителей этого вида из водно-болотных угодий России [3] свидетельствуют о том, что по содержанию у водолюбов Cd, Hg, и Pb все исследованные нами точки в Казахстане соответствуют фоновым угодьям России, а по содержанию Zn - к слабо и средне загрязненным этим металлом.

По содержанию Cu в водолюбах из р.Или, оз.Султанкельды и из водоема в Казалинском районе Кызылординской области следует отнести к слабозагрязненным, а водоем из окрестностей п.Нура Актюбинской области – к сильно загрязненным. В целом, у водолюбов из оз.Султанкельды содержалась относительно высокая концентрация ртути и наиболее высокая концентрация цинка. По результатам сравнения с имеющимися данными [3] это озеро имеет низкий уровень загрязнения ртутью и средний уровень загрязнения цинком. Остальные 10 элементов у водолюбов из этого водоема содержались в минимальных и близких к минимальным концентрациям. По результатам сравнения озеро характеризуется относительно низким уровнем загрязнения этими элементами.

В связи с продолжавшимся маловодным периодом, в 2012 г. наблюдалось обмеление и высыхание многих озер региона. По содержанию тяжелых металлов качество воды в Тениз-

Коргалжынских озерах, за исключением озера Тениз, являющегося конечным аккумулятором загрязняющих веществ, по отношению к санитарно-токсикологическим нормативам было в пределах нормы. В то же время содержание железа, меди, никеля, хрома и фторидов во всех водоемках находилось выше соответствующих нормативов для водоемов рыбохозяйственного пользования.

После многоснежной зимы и дождливого лета в 2013 году уровень озер устойчиво повысился на 60-80 см. В сравнении с 2012 годом, в 2013 году в Тениз-Коргалжынских озерах было существенно снижено содержание кадмия, никеля, свинца и хрома. За исключением оз. Тениз, во всех озерах было также более низким содержание меди.

Данные, иллюстрирующие относительные изменения в содержании элементов у водяных жуков в 2013 году по отношению к 2012 г., изображены на рисунке 4.

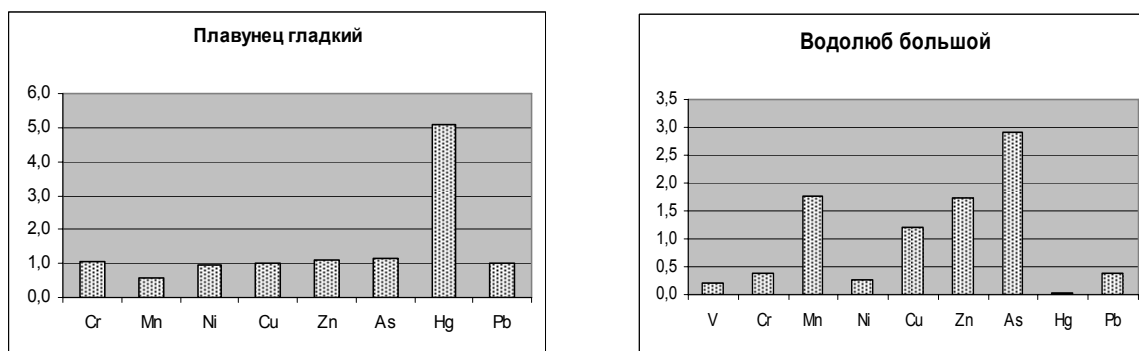


Рис. 4. Относительные изменения концентрации элементов в организме водяных жуков в июле 2013 года, в сравнении с июлем 2012 года

В 2013г., в условиях повышенной водности, у жуков из оз. Султанкельды не выявлен кобальт. Межгодовые изменения концентрации остальных элементов у плавунцов и водолюбов были различны. По сравнению с 2012 г., содержание большинства элементов у плавунцов в 2013 году осталось на прежнем уровне, но существенно возросло содержание ртути. В то же время у Водолюба большого наблюдалось превышение уровня прошлого года для марганца, цинка и мышьяка, но заметно снижено содержание ртути, ванадия, хрома, никеля и свинца. Известно, что Плавунец гладкий - хищник, тогда как для имаго Большого водолюба характерно смешанное питание. Поэтому различные содержания элементов у плавунцов и водолюбов в 2012 г. и разнонаправленные изменения концентрации отдельных элементов в 2013 году могут быть связаны как с различным характером питания, так и с различным рационом в мало- и многоводные годы.

Ртуть является одним из приоритетных загрязнителей бассейна Нуры. По нашим данным, как в 2007 году [1], так и в 2012 году [2] ее концентрация в воде исследованных нами водных объектов не превышала 0.2 мкг/дм^3 , а в 2013 г. в большинстве Тениз-Коргалжынских озер, в том числе и в озере Султанкельды, в пределах чувствительности метода, не определялась. В то же время среди исследованных нами выборок, у водяных жуков из оз. Султанкельды, при относительно низком содержании большинства исследованных элементов, выявлено повышенное содержание ртути. Наличие аккумулятивной ртути в организме водяных жуков свидетельствует о ее присутствии в данном озере, а определение ртути в организме плавунцов и водолюбов может рассматриваться как более чувствительный метод индикации по сравнению с анализом ее содержания в среде обитания.

В настоящее время нормативов, регламентирующих максимально допустимый уровень тяжелых металлов в организмах водяных беспозвоночных, нет. Из достаточно условного сравнения полученных нами результатов с имеющимися данными о содержании этих металлов у водяных жуков из водно-болотных угодий России с различным уровнем загрязнения [3] и из озера Султанкельды, уровень загрязнения последнего ртутью можно охарактеризовать как относительно низкий, соответствующий фоновым водно-болотным угодьям России.

Работа финансирована Министерством образования и науки Республики Казахстан в рамках грантового финансирования научных исследований, грант 1653/ГФ.

Список литературы

1. Сливинский Г.Г. Уровень техногенного загрязнения тяжелыми металлами компонентов водных и наземных биоценозов бассейна реки Нура в зоне влияния Карагандинского промышленного комплекса

// Хабаршы вестн.. Сер. Экологич. - 2007. - №2 (21). - С.76-83.

2. Сливинский Г.Г., Крупа Е.Г. Современное состояние Тениз-Коргалжынских озер по гидрохимическим и токсикологическим показателям // Вестник КазНУ. Серия экологическая. – 2013. - №1 (37). – С.74-81.

3. Никаноров А.М., Жулидов А.В., Емец В.М. Тяжелые металлы в организмах ветлендов России. - С-Пб: Гидрометиздат, 1993. – 295 с.

4. Burghilea C.I., Zaharescu D.G., Hoodac P.S., Palanca-Soler A. Predatory aquatic beetles, suitable trace elements bioindicators // Journal of Environmental Monitoring. - 2011. -Vol. 13. - P. 1308-1315.

5. Kripa P.K., Prasanth K.M., Sreejesh K.K., Thomas T.P. Aquatic Macroinvertebrates as Bioindicators of Stream Water Quality-A Case Study in Koratty, Kerala, India // Research Journal of Recent Sciences. - 2013 (2012). - Vol. 2. - P. 217-222.

УДК 581.1

ОЦЕНКА ТОКСИЧНОСТИ БЕСКЛЕТОЧНЫХ ФИЛЬТРАТОВ МИКРОВОДОРОСЛЕЙ ПОСЛЕ ВОЗДЕЙСТВИЯ КОЛЛОИДНОГО СЕРЕБРА

Н.Е. Спиркина, В.И. Ипатова, А.Г. Дмитриева

*Московский государственный университет имени М.В. Ломоносова,
Биологический факультет, Москва, Россия, natus25@list.ru*

Оценивали токсичность бесклеточных фильтратов и жизнеспособность клеток из культур *Scenedesmus quadricauda* и *Monoraphidium arcuatum* после разного времени контакта с 0,1 мг/л коллоидным серебром.

Ключевые слова: *Scenedesmus quadricauda*, *Monoraphidium arcuatum*, коллоидное серебро, токсичность.

В настоящее время серебро в различных его формах является компонентом загрязнения вод в связи с широким применением его в различных отраслях промышленности, фармакологии и в бытовых целях. Водные растительные организмы (высшие растения и микроводоросли) играют важную роль в процессах самоочищения водоемов. Клетки микроводорослей из-за большой удельной площади поверхности и эффективных механизмов транспорта способны поглощать значительные количества вредных веществ. Также микроводоросли способны выделять широкий спектр экзосметаболитов, которые при попадании в окружающую среду могут связываться с чужеродными веществами, нейтрализуя их.

В настоящее время уделяется большое внимание воздействию металлов (в том числе и серебра) в виде наночастиц на фототрофные организмы. Поведение наночастиц серебра в воде и механизм их токсичности до сих пор остается не до конца ясным [1]. Нами было показано ранее, что коллоидное наносеребро в концентрации 0,1 мг/л оказывало на микроводоросли продолжительный альгостатический эффект, во время которого большинство клеток погибало, а оставшиеся живые клетки практически не делились [2, 3].

Целью работы было изучение изменения свойств культуральной среды в процессе роста водорослей *Scenedesmus quadricauda* и *Monoraphidium arcuatum* в присутствии коллоидного наносеребра.

В задачи работы входило:

1. Оценить токсичность бесклеточных фильтратов, полученных из культур *Scenedesmus quadricauda* и *Monoraphidium arcuatum* в присутствии коллоидного серебра.

2. Выявить возможность восстановления численности клеток *Scenedesmus quadricauda* и *Monoraphidium arcuatum* в чистой среде после их пребывания в среде с коллоидным серебром в течение разного срока.

Объектами исследования являлись альгологически чистые лабораторные культуры зеленых хлорококковых микроводорослей *Monoraphidium arcuatum* (Korsch.) Hind. и *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Vreb., широко распространенных в пресных водоемах Южного и Северного полушария и являющиеся важным звеном в трофических цепях.

M. arcuatum – одноклеточная водоросль с дуговидно изогнутыми клетками [4]. Введена в культуру на кафедре гидробиологии Биологического факультета МГУ им. М. В. Ломоносова [5]. *S. quadricauda* получена из коллекции культур водорослей кафедры микробиологии Биологического факультета МГУ им. М. В. Ломоносова (DMMSU, штамм S-3). Данный вид водорослей относится

к ценобиальным организмам, в лабораторной культуре в основном встречаются 2- и 4-клеточные ценобии [4].

Культуры обоих видов выращивали на среде Успенского №1 (состав, г/л: 0.025 KNO₃, 0.025 MgSO₄, 0.1 KN₂PO₄, 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 часов), температуре 22±2 °С и перемешивали 2 раза в сутки.

В качестве токсиканта использовали коллоидное серебро (Silver Max) с размером частиц от 17 до 35 нм, находящимися во взвешенном состоянии в деионизированной воде. Коллоидное серебро в концентрации 0,1 мг/л добавляли в культуры однократно в момент постановки эксперимента.

Токсичность бесклеточных фильтратов (полученных после фильтрования культур *M. arcuatum* и *S. quadricauda*, контактировавших в течение разного времени с коллоидным серебром в концентрации 0,1 мг/л) оценивали с помощью интактной культуры соответствующего вида, ранее не контактировавшую с коллоидным серебром и находившуюся на стадии логарифмического роста. А отфильтрованные клетки обоих видов, росшие в присутствии 0,1 мг/л серебра, отмывали от токсиканта и помещали в чистую среду для выявления возможного восстановления культуры после интоксикации.

Опыты проводили в пенициллиновых пузырьках с 10 мл среды в трехкратной повторности при исходной плотности клеток 50±5 тыс кл/мл. Численность клеток подсчитывали в камере Горяева под световым микроскопом. Определение живых и мертвых клеток в культурах осуществляли с помощью люминесцентного микроскопа Carl Zeiss Axioscop 2 FS Plus. Контролем служил рост интактных водорослей в чистой среде (без добавления коллоидного серебра) и в фильтратах контрольных культур.

Статистическую обработку результатов проводили с помощью пакета анализа данных Excel-2010. Рассчитывали доверительный интервал и критерий Стьюдента для уровня значимости 0,05.

В присутствии 0,1 мг/л коллоидного серебра выявлен альгостатический эффект длительностью около 15 суток для *M. arcuatum* и более 30 - для *S. quadricauda*. Наблюдаемый эффект сопровождался гибелью большей части популяции в самом начале интоксикации (табл.). К 5 суткам эксперимента в обеих культурах было не более 2 % живых клеток, в то время как в контроле на протяжении 30 суток эксперимента их содержание было не менее 96 %.

Таблица. Содержание живых клеток (% от общего количества) в культурах *Scenedesmus quadricauda* и *Monoraphidium arcuatum* в чистой среде и в присутствии 0,1 мг/л коллоидного серебра

Сутки эксперимента	Чистая среда		Коллоидное серебро	
	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	<i>Monoraphidium arcuatum</i>	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	<i>Monoraphidium arcuatum</i>
0	99,0±0,5	99,0±0,5	99,0±0,5	99,0±0,5
2	99,0±0,2	99,0±0,8	25,2±0,3	30,1±0,5
5	98,2±0,6	99,1±0,7	2,0±0,2	1,0±0,5
7	98,3±1,0	98,8±1,0	1,5±0,1	2,1±0,5
10	98,2±0,6	98,9±0,9	1,8±0,2	2,0±0,5
15	97,8±1,3	98,3±0,5	1,6±0,5	10,1±0,5
21	97,2±0,9	98,5±1,1	1,9±0,1	32,3±0,5
26	96,4±1,9	97,7±0,9	2,5±0,9	62,3±0,5
30	96,6±0,4	97,8±1,0	2,4±0,4	67,0±0,5

Рост интактных культур *M. arcuatum* и *S. quadricauda* при выращивании на соответствующих им контрольных фильтратах (без токсиканта) происходил сходным образом, но характер роста зависел от времени контакта культуры с токсикантом. Наиболее благоприятными для роста культур обоих видов были фильтраты, полученные до 10 суток роста (рис. а, г). Такие фильтраты обладали большим питательным потенциалом и, скорее всего, содержали меньше метаболитов, способных ингибировать рост культур. В фильтратах, выделенных в более поздние периоды, рост культур существенно замедлялся за счет снижения питательного ресурса среды и накопления метаболитов, ингибирующих их рост (рис. б, в, д, е).

На фильтратах, полученных на 2, 5 и 7 сутки после первичной интоксикации в присутствии 0,1 мг/л коллоидного серебра, рост интактной культуры *S. quadricauda* начинался после 2-3-суточной лаг-фазы и проходил достаточно интенсивно, а после 25 суток численность клеток достигала уровня контроля (рис. а). Полученные данные свидетельствуют о невысокой токсичности этих фильтратов, что может быть обусловлено содержанием в них остаточных количеств коллоидного серебра, которое оставалось в культуральной среде после накопления

клетками значительной доли серебра при первичной интоксикации. Причем накопление серебра клетками происходило в основном в течение первых двух суток, поскольку существенной разницы в росте тест-культуры на 2-, 5- и 7-суточных фильтратах не было. Рост интактной культуры *S. quadricauda* на 10-, 21- и 30-суточных фильтратах был близким к уровню контроля, причем рост начинался сразу после инокуляции, что свидетельствует об отсутствии токсичности данных фильтратов (рис. б, в).

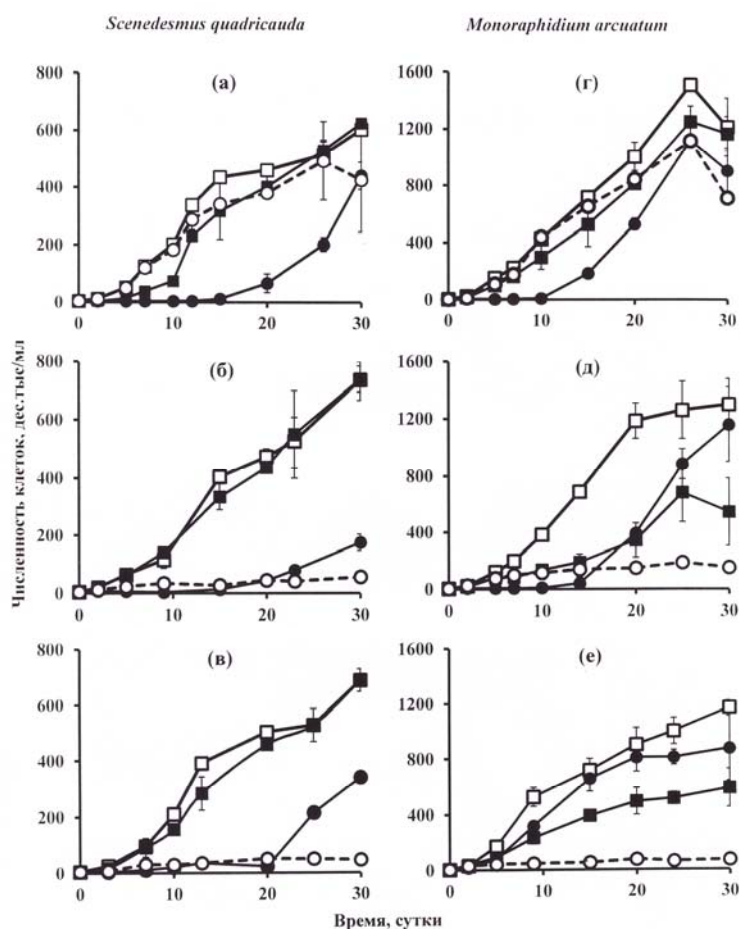


Рис. Численность клеток *Scenedesmus quadricauda* и *Monoraphidium arcuatum*:

—□— рост интактных клеток в чистой среде (контроль)
 - -○- □ рост интактных клеток на фильтратах, полученных из контрольных культур на 7 (а, г), 10 (д), 21 (б, е) и 30 (в) сутки
 —■— рост интактных клеток на фильтратах, полученных из опытных культур на 7 (а, г), 10 (д), 21 (б, е) и 30 (в) сутки эксперимента
 —●— рост в чистой среде клеток, контактировавших с коллоидным наносеребром разное время: 7 (а, г), 10 (д), 21 (б, е) и 30 (в) суток.

Пересев в чистую среду клеток *S. quadricauda*, контактировавших с серебром в течение 2, 5, 7, 10 и 21 суток, показал, что в развитии культуры наблюдалась длительная лаг-фаза (13 суток), тогда как клетки, которые контактировали с серебром 30 сут, после пересева в чистую среду росли с 5-суточной лаг-фазой (что могло быть связано с частичным выведением накопленного живыми клетками серебра). Восстановление численности после 5 и 13-суточной лаг-фазы было сходным (рис. а, б, в).

Опытные 2-, 5- и 7-суточные фильтраты *M. arcuatum* обладали невысокой токсичностью по сравнению с ростом исходной культуры при первичной интоксикации. Это можно объяснить связыванием клетками водорослей значительной доли серебра при первичной интоксикации, вследствие чего в этих фильтратах присутствовали лишь остаточные количества серебра, которые незначительно тормозили рост интактной культуры и не вызывали проявления лаг-фазы. Поскольку 2-, 5- и 7-суточные фильтраты оказывали в целом сходное действие, можно предположить, что связывание основной доли серебра происходило быстро в начальный период эксперимента, а далее этот процесс происходил уже более медленно. На фильтратах, полученных на 10 и 21 сутки (рис. д, е), рост интактной культуры *M. arcuatum* существенно замедлялся, что

можно объяснить, с одной стороны, загрязнением среды серебром вследствие гибели и последующего лизиса мертвых клеток, а с другой стороны – выведением серебра живыми клетками в результате метаболических процессов.

Установлено, что интактная культура *M. arcuatum* росла лучше на фильтрах, полученных из опытных культур на 10 и 21 сутки, чем на фильтрах, полученных на эти же сроки из контрольных культур (рис. д, е). Такой эффект, возможно, связан с неполным использованием питательного ресурса среды при первичной интоксикации из-за гибели клеток, или же со стимулирующим действием остаточного количества серебра в среде на рост клеток.

Рост культуры *M. arcuatum*, сформированной клетками, отсаженными в чистую среду из среды с коллоидным серебром на 5, 7 и 10 сутки, характеризовался наличием длительной лаг-фазы (7-10 суток), однако к концу эксперимента численность была близкой к контрольной (рис. г, д). Эти данные подтверждают, что накопление серебра клетками *M. arcuatum* происходит наиболее интенсивно в начальный период первичной интоксикации.

Интересно отметить, что клетки, отсаженные в чистую среду на 2 и 21 сутки (рис. е), формировали культуры, которые развивались сходным образом и без лаг-фазы. По данным люминесцентной микроскопии, в опытной культуре как на 2е, так и на 21е сутки эксперимента было около 30 % живых клеток (табл.). Можно предположить, что при 2-суточной интоксикации серебро адсорбировалось на поверхности клеток *M. arcuatum*, но внутрь не поступало.

На основании полученных результатов можно полагать, что накопление серебра клетками *S. quadricauda* и *M. arcuatum* происходило преимущественно в период до 7 суток при первичной интоксикации. Фильтраты, полученные после 10 суток, могли содержать остаточные количества серебра и вследствие этого не оказывали явно выраженного токсического действия на развитие клеток, не контактировавших ранее с серебром. Выведение избытка серебра оставшимися живыми клетками при первичной интоксикации происходило быстрее у *M. arcuatum*, чем у *S. quadricauda*. Данные роста интактной культуры на фильтрах и роста контактировавших с серебром клеток в чистой среде свидетельствуют о снижении токсичности бесклеточных фильтратов по мере накопления клетками серебра, а также о высоком адаптационном потенциале как у *S. quadricauda*, так и у *M. arcuatum*, который обусловлен работой компенсаторных механизмов живых резистентных клеток.

Список литературы

1. Silver nanoparticles: behaviour and effects in the aquatic environment / Fabrega J., Luoma N.S., Tyler C.R. et al. // *Environ Int.* – 2011. - №37. – P. 517 – 531.
2. Реакция хлорококковых водорослей на присутствие микроколичеств серебра / Спиркина Н.Е., Дмитриева А.Г., Ипатова В.И., Филенко О.Ф. // *Материалы IV Всероссийской конференции по водной экотоксикологии, посвященной памяти Б.А. Флерова.* - Борок, 2011. - Том. 2. - С. 64-67.
3. Resistance of microalgae to colloidal silver / Ipatova V.I., Spirkina N.E., Dmitrieva A.G. // *Abstract book of the international scientific conference in memoriam of the 80th anniversary of professor Mikhail V. Gusev "Physiology and biotechnology of oxygenic photoautotrophic organisms: looking into the future"*. – M, 2014. – P. 61.
4. Царенко П.М. Краткий определитель Хлорококковых водорослей Украинской ССР. - Киев: Наукова Думка, 1990. - 106 с.
5. Сравнительная динамика роста культур микроводорослей видов *Monoraphidium arcuatum* (Korsch.) Hind. и *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Grzyb. / Спиркина Н.Е., Ипатова В.И., Дмитриева А.Г., Филенко О.Ф. // *Бюлл. МОИП.* - 2014. - Том 119. - Вып. 2. - С. 64-69.

УДК: 574.58:504.574.5(262).

ВЛИЯНИЕ БИОАККУМУЛЯЦИИ РАДИОНУКЛИДОВ НА УРОВНИ ИХ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ НА ЧЕРНОМОРСКИЕ ГИДРОБИОНТЫ

Н.Н. Терещенко, В.Ю. Проскурнин, М.С. Дука, Т.А. Крылова

*Институт биологии южных морей им. А.О. Ковалевского
2990011, просп. Нахимова, 2, Севастополь, Россия, nataler@ukr.net*

В работе на основе изучения накопления постчернобыльских радионуклидов морскими организмами оценены уровни ожидаемого экологического воздействия на черноморские гидробионты ионизирующего излучения от инкорпорированных радиоизотопов $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am в широком диапазоне их концентраций в морской воде.

Ключевые слова: Чёрное море, гидробионты, $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am , биоаккумуляция, уровни экологического воздействия, зоны Поликарпова

После аварии на Чернобыльской АЭС в экосистемы Чёрного моря поступило радиоактивное загрязнение, включая трансурановые альфа-радиоактивные элементы плутония и америция. Наиболее подверглись радиоактивному загрязнению шельфовые зоны, особенно приустьевые области в северо-западных районах моря, куда загрязнение поступало длительный период со стоком рек [1, 2]. Наблюдаемое загрязнение плутонием и америцием черноморских экосистем не достигло поражающих уровней радиационной нагрузки [1, 3], как это произошло в водоёмах 30-км зоны Чернобыльской АЭС [1, 3]. Но поступившие радиоактивные изотопы, играя роль трассера, дают возможность определять параметры радиоэкологических процессов перераспределения техногенных радионуклидов в компонентах морских экосистем [4]. Это, в свою очередь, служит научной базой разработки подходов для оценки уровней ожидаемого экологического воздействия радионуклидов на живые организмы в природных экосистемах в широком диапазоне концентраций радиоактивного загрязнения в воде на основе эквидозиметрических оценок [5]. Такая методология позволяет определить значения критических концентраций, превышение которых приводит к негативным изменениям в популяциях морской биоты, с последующим обеднением биоразнообразия и деградацией морских экосистем.

Целью нашего исследования было изучение загрязнения гидробионтов и морской среды трансурановыми радионуклидами и применение сравнительного эквидозиметрического подхода для оценки уровней экологического воздействия на большие таксономические группы и отдельные виды черноморских гидробионтов ионизирующего излучения от инкорпорированных радионуклидов $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am в широком диапазоне их концентраций в морской воде с использованием результатов собственных исследований и литературных данных.

Для оценки экологического воздействия на черноморских гидробионтов ионизирующего излучения от $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am использовали концептуальную радиохемоэкологическую модель Г.Г. Поликарпова зонирования экологического хронического действия мощностей доз ионизирующих излучений в природе [1, 5]. При этом учитывали уровни концентрации $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am в гидробионтах и воде [1-3, 6], коэффициенты накопления (K_n), мощности эквивалентных доз ($\text{MD}_{\text{экв}}$) от внутреннего облучения ионизирующим излучением инкорпорированных в гидробионтах альфа-радионуклидов и показатель 50-ти процентной смертности живых организмов (LD_{50}) при хроническом действии ионизирующей радиации для отдельных таксономических групп гидробионтов [1,7]. Концентрации $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am в воде и гидробионтах определяли известными радиохимическими методами, с использованием хроматографической очистки и разделения радионуклидов на ионообменных смолах и радиоактивных трассеров, соответственно ^{242}Pu и ^{243}Am , для контроля химического выхода. После приготовления тонкослойных препаратов, измерения проб проводили на альфа-спектрометре “EG&G ORTEC OСТÊTÊ PC” [1].

Как известно, гидробионты могут накапливать радионуклиды в значительных количествах по сравнению с уровнем их содержания в морской воде [1-3, 7-9].

Значения K_n плутония и америция разными группами гидробионтов изменяются в пределах нескольких порядков величин, при этом, несмотря на принадлежность этих обоих радиоактивных элементов к актиноидам, уровни накопления каждого из них одними и теми же видами гидробионтов часто отличаются.

K_n изотопов плутония для морских гидробионтов по мере их возрастания можно расположить в ряд: рыбы ($n \cdot 10^1 - n \cdot 10^2$) < двустворчатые моллюски ($n \cdot 10^2$) < зеленые макроводоросли ($n \cdot 10^2 - n \cdot 10^3$) < зоопланктон ($1 \cdot 10^3$) < бурые макроводоросли ($n \cdot 10^3 - n \cdot 10^4$) < красные макроводоросли ($n \cdot 10^4$) < фитопланктон ($1 \cdot 10^5$) [1, 6, 7].

Для K_n ^{241}Am гидробионтами характерна следующая последовательность возрастания: рыбы ($5 \cdot 10^1$) < двустворчатые моллюски ($1 \cdot 10^3$) < зоопланктон ($2 \cdot 10^3$), < макроводоросли ($2 \cdot 10^4$) < фитопланктон ($2 \cdot 10^5$) [1, 7]. Таким образом, от 10 до 10^5 раз уровни концентраций инкорпорированных радионуклидов плутония и америция в организмах превышают таковые в морской воде, что на порядки увеличивает риск их негативного воздействия на биоту.

Как свидетельствуют выше приведенные данные, очень высокой концентрирующей способностью в отношении плутония среди морских оксибионтов обладает фитопланктон [7, 9]. Коэффициенты накопления плутония фитопланктоном составляют величины порядка $n \cdot 10^5$. На 2 порядка величин ниже, но достаточно высокие значения K_n плутония отмечены для зоопланктона – $n \cdot 10^3$. Очевидно, что такие величины K_n способствуют усиленной миграции плутония по пищевым цепям к верхним трофическим звеньям, а, как известно, фито- и зоопланктон составляют основу кормовой базы для преимущественного количества гидробионтов. Следовательно, эти составляющие трофических цепочек, наряду с красными и бурыми макроводорослями, являются

критическими звеньями в отношении накопления и усиления биотической миграции плутония в высшие звенья трофических пирамид.

Общая тенденция влияния биотических компонентов черноморских экосистем на миграцию и перераспределение плутония и америция в экосистеме выражена увеличением потока биогенной миграции плутония по трофическим цепям, но с разной интенсивностью. Увеличение потока зависит от таксономической принадлежности гидробионтов и, соответственно, их K_n , а также коэффициентов перехода радионуклидов между звеньями трофической цепи. При этом ведущую роль в усилении потока биогенной миграции играют низшие звенья трофической цепи и с переходом на более высокие уровни в целом усиление потока биогенной миграции уменьшается, так как K_n гидробионтами, в целом, снижаются от низших таксонов к высшим. Это снижает риски радиационного воздействия радиоизотопов на гидробионтов высших звеньев, учитывая определяющую роль инкорпорированного радиоактивного загрязнения в формировании дозовых нагрузок на гидробионты от альфа-излучающих радиоизотопов. Соответственно, самые высокие дозовые нагрузки от плутония для гидробионтов разных трофических уровней наблюдали у представителей низших звеньев трофической цепи. Оценки дозовых нагрузок от альфа-излучения $^{239+240}\text{Pu}$ для черноморских гидробионтов различных трофических уровней приведены на рис. 1. Эквивалентные среднегодовые дозы от $^{239+240}\text{Pu}$ изменялись в диапазоне от $n \cdot 10^{-2}$ до $n \cdot 10^2$ мкЗв·год⁻¹.

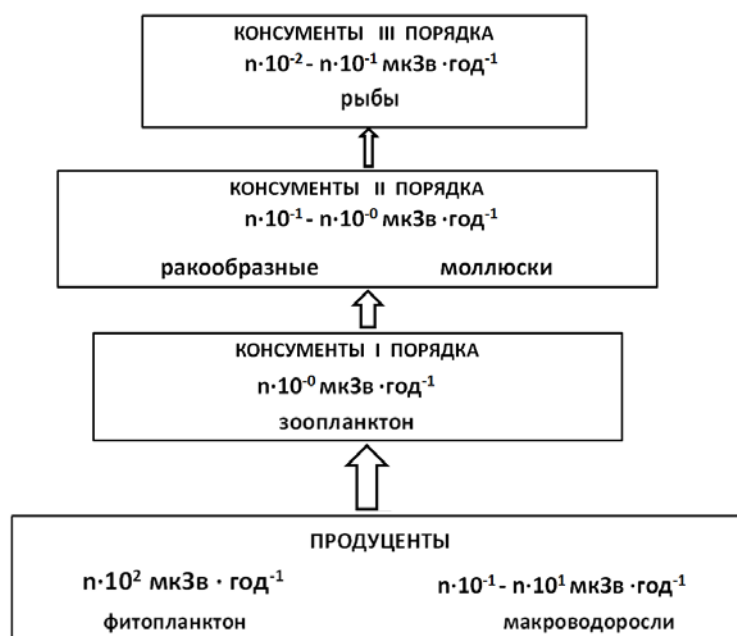


Рис. 1. Уровни мощностей доз от альфа-излучения $^{239+240}\text{Pu}$ для черноморских гидробионтов различных трофических уровней.

Максимальные дозовые нагрузки от инкорпорированных радионуклидов плутония среди изученных черноморских макроводорослей характерны для красной водоросли *Phyllophora crispa* (Hudson) P.S. Dixon (филлофора) ($28 - 49$ мкЗв·год⁻¹), для бурой водоросли *Cystoseira crinita* Duby ($0.5 - 3.7$ мкЗв·год⁻¹), а минимальные – для зеленой водоросли ульва *Ulva rigida* C. Agardh. ($0.1 - 1.4$ мкЗв·год⁻¹). Самые низкие дозовые нагрузки среди всех групп исследованных гидробионтов были характерны для рыб ($0,2 - 0,9$ мкЗв·год⁻¹). Соотнесение значения $MД_{экв}$ для гидробионтов со шкалой зональности концептуальной модели Г.Г. Поликарпова [1, 5] позволило оценить уровень экологического воздействия наблюдавшихся концентраций инкорпорированных радионуклидов плутония на морские организмы. $MД_{экв}$ для *Ph. crispa* относились к Зоне радиационного благополучия, а для остальных групп гидробионтов к Зоне неопределенности. Расположение представителей различных отделов макроводорослей на шкале зональности действия хронического облучения от ионизирующего излучения на черноморские гидробионты представлено на рис. 2.

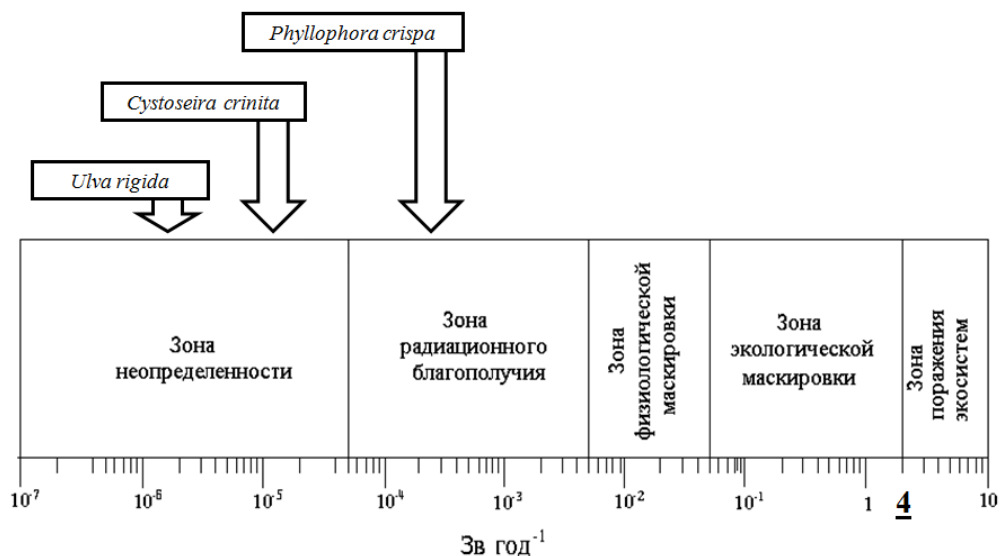


Рис. 2. Уровни современных дозовых нагрузок – мощности эквивалентных доз ($\text{МД}_{\text{экв}}$, $\text{Зв}\cdot\text{год}^{-1}$) от воздействия альфа-радионуклидов плутония $^{239+240}\text{Pu}$ для представителей черноморских многоклеточных водорослей и ожидаемые экологические эффекты воздействия на них, согласно их расположению по зонам Поликарпова [1, 5].

Аналогичная картина характерна и для влияния ^{241}Am , полученные дозовые нагрузки от которого не превышали, даже для фитопланктона, величин порядка $1 \cdot 10^{-4} \text{Зв}\cdot\text{год}^{-1}$ (табл.1).

Таблица 1. Мощность эквивалентной дозы ($\text{МД}_{\text{экв}}$, $\text{Зв}\cdot\text{год}^{-1}$) в черноморских гидробионтах при разных концентрациях радионуклидов плутония $^{239+240}\text{Pu}$ и америция ^{241}Am в морской воде ($C_{\text{в}}$, $\text{Бк}\cdot\text{л}^{-1}$) и характерных для них $K_{\text{н}}$

Параметры		$^{239+240}\text{Pu}$					
		$\text{МД}_{\text{экв}}$, $\text{Зв}\cdot\text{год}^{-1}$ в гидробионтах при разных $C_{\text{в}}$ и $K_{\text{н}}$ плутония					
Группы гидробионтов	$C_{\text{в}} \text{Pu}$	0.000001	0.08	0.8	8	16	80
	$K_{\text{н}} \text{Pu}$	$\text{Бк}\cdot\text{л}^{-1}$	$\text{Бк}\cdot\text{л}^{-1}$	$\text{Бк}\cdot\text{л}^{-1}$	$\text{Бк}\cdot\text{л}^{-1}$	$\text{Бк}\cdot\text{л}^{-1}$	$\text{Бк}\cdot\text{л}^{-1}$
Фитопланктон	$1 \cdot 10^5$	$1 \cdot 10^{-4}$	<u>$4 \cdot 10^0$</u>	$4 \cdot 10^1$	$4 \cdot 10^2$	$8 \cdot 10^2$	$16 \cdot 10^3$
Макроводоросли	$5 \cdot 10^4$	$1 \cdot 10^{-5}$	$4 \cdot 10^{-1}$	<u>$4 \cdot 10^0$</u>	$4 \cdot 10^1$	$8 \cdot 10^1$	$16 \cdot 10^2$
Зоопланктон	$1 \cdot 10^3$	$1 \cdot 10^{-6}$	$4 \cdot 10^{-2}$	$4 \cdot 10^{-1}$	<u>$4 \cdot 10^0$</u>	$8 \cdot 10^0$	$16 \cdot 10^1$
Моллюски	$5 \cdot 10^2$	$5 \cdot 10^{-7}$	$2 \cdot 10^{-2}$	$2 \cdot 10^{-1}$	$2 \cdot 10^0$	<u>$4 \cdot 10^0$</u>	$8 \cdot 10^1$
Рыбы	$1 \cdot 10^2$	$3 \cdot 10^{-8}$	$1 \cdot 10^{-3}$	$1 \cdot 10^{-2}$	$1 \cdot 10^{-1}$	$2 \cdot 10^{-1}$	<u>$4 \cdot 10^0$</u>
Параметры		^{241}Am					
		$\text{МД}_{\text{экв}}$, $\text{Зв}\cdot\text{год}^{-1}$ в гидробионтах при разных $C_{\text{в}}$ и $K_{\text{н}}$ америция					
Группы гидробионтов	$C_{\text{в}} \text{Am}$	0.000001	0.04	0.4	4	8	160
	$K_{\text{н}} \text{Am}$	$\text{Бк}\cdot\text{л}^{-1}$	$\text{Бк}\cdot\text{л}^{-1}$	$\text{Бк}\cdot\text{л}^{-1}$	$\text{Бк}\cdot\text{л}^{-1}$	$\text{Бк}\cdot\text{л}^{-1}$	$\text{Бк}\cdot\text{л}^{-1}$
Фитопланктон	$2 \cdot 10^5$	$1 \cdot 10^{-4}$	<u>$4 \cdot 10^{0*}$</u>	$4 \cdot 10^1$	$4 \cdot 10^2$	$8 \cdot 10^2$	$16 \cdot 10^3$
Макроводоросли	$2 \cdot 10^4$	$1 \cdot 10^{-5}$	$4 \cdot 10^{-1}$	<u>$4 \cdot 10^0$</u>	$4 \cdot 10^1$	$8 \cdot 10^1$	$16 \cdot 10^2$
Зоопланктон	$2 \cdot 10^3$	$1 \cdot 10^{-6}$	$4 \cdot 10^{-2}$	$4 \cdot 10^{-1}$	<u>$4 \cdot 10^0$</u>	$8 \cdot 10^0$	$16 \cdot 10^1$
Моллюски	$1 \cdot 10^3$	$5 \cdot 10^{-7}$	$2 \cdot 10^{-2}$	$2 \cdot 10^{-1}$	$2 \cdot 10^0$	<u>$4 \cdot 10^0$</u>	$8 \cdot 10^1$
Рыбы	$5 \cdot 10^1$	$3 \cdot 10^{-8}$	$1 \cdot 10^{-3}$	$1 \cdot 10^{-2}$	$1 \cdot 10^{-1}$	$2 \cdot 10^{-1}$	<u>$4 \cdot 10^0$</u>

Примечание: Жирным шрифтом и подчёркиванием выделен предел допустимой $\text{МД}_{\text{экв}}$, превышение которого влечёт негативные изменения в популяциях гидробионтов.

Следовательно, сформированные дозовые нагрузки не вызывали негативного экологического воздействия радионуклидов на черноморскую биоту. Негативное экологическое влияние на черноморские популяции гидробионтов может наблюдаться при достижении критической концентрации $^{239+240}\text{Pu}$ или ^{241}Am в морской воде, которая приводит к формированию $\text{МД}_{\text{экв}}$ от альфа-излучения этих радионуклидов, превышающих предел допустимого уровня доз равного $4 \text{Зв}\cdot\text{год}^{-1}$ [10] (табл.1), что соответствует нижней границе Зоны поражения экосистем [1, 5].

В зависимости от величины аккумуляционной способности гидробионтов в отношении $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am , критические концентрации радионуклидов в воде изменялись в диапазоне 3-х порядков величин от $8 \cdot 10^{-2}$ до $8 \cdot 10^1$ Бк·л⁻¹ (табл. 1) и в каждой группе водных организмов указывали на критические концентрации в воде для популяций наиболее радиочувствительных видов гидробионтов. Так как радиочувствительность видов, характеризуемая LD₅₀, внутри каждой таксономической группы изменяется в пределах от 1 до 3-х порядков величин [1, 7], то для радиоустойчивых видов критические концентрации будут, соответственно, выше на 1-3 порядка. Но при экологическом нормировании прежде всего должны учитываться критические концентрации для радиочувствительных видов, а также наиболее радиочувствительных стадий развития гидробионтов [1].

Таким образом, дозовые нагрузки от $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am , имеющих длительный период полураспада, в отдалённый период после аварии в условиях малоизменяющихся концентраций загрязнения этими радионуклидами водной среды, носили характер хронического воздействия на биоту и уровни экологического воздействия не превышали значений доз, характерных для Зоны радиационного благополучия и при современных концентрациях радионуклидов в компонентах черноморских экосистем не оказывали негативного воздействия на биологические организмы в Чёрном море.

Изученные количественные радиохемозоологические характеристики черноморских гидробионтов, описывающие особенности биотической миграции плутония в водоёме, в частности, параметры концентрирующей способности гидробионтов и эквидозиметрический анализ на базе концептуальной модели зонирования экологического хронического действия мощностей доз ионизирующих излучений в природе, могут служить основой оценки радиозоологической ситуации в водных экосистемах и её прогноза в широком диапазоне концентраций радиоизотопов в водной среде.

Список литературы

1. Радиозоологический отклик Чёрного моря на чернобыльскую аварию / Поликарпов Г.Г., Егоров В.Н., Гулин С.Б., Стокозов Н.А., Лазоренко Г.Е., Мирзоева Н.Ю., Терещенко Н.Н., Цыцугина В.Г., Кулебакина Л.Г., Поповичев В.Н., Коротков А.А., Евтушенко Д.Б., Жерко Н.В. / Под ред. Г.Г. Поликарпова и В.Н. Егорова. – Севастополь: НПЦ «ЭКОСИ–Гидрофизика», 2008. – 667 с.
2. Tereshchenko N.N., Mirzoyeva N.Yu., Gilin S.B., Milchakova N.A. Contemporary radioecological state of the North-western Black Sea and the problems of environment conservation // *Marine Pollution Bulletin*, 2014. – 81, Issue 1. – p. 7-23.
3. Терещенко Н.Н., Поликарпов Г.Г. Радиационно-экологическая ситуация в Чёрном море в отношении $^{238,239,240}\text{Pu}$ после Чернобыльской аварии по сравнению с некоторыми другими водоёмами в 30-км зоне Чернобыльской АЭС и за её пределами // *Проблемы радиозоологии и пограничных дисциплин* / Под. Ред. В.И. Мигунова и А.В. Трапезникова. – Нижневартовск: ООО "Алстер". – 2007. – Вып. 10. – С. 12-29.
4. Gulin S.B., Egorov V.N., Polikarpov G.G., Osvath I., Stokozov N.A., Mirzoyeva N.Yu., Tereshchenko N.N., Gulina L.V., Proskurin V.Yu. Radiotracers in the Black Sea: a tool for marine environmental assessments / *Isotopes in hydrobiology, marine ecosystems and climate change studies: Proceedings of the International Symposium held in Monaco, 27 March – 1 April 2011.* – Vienna: IAEA, 2013. – 2. – P. 535-544.
5. Polikarpov G.G. Conceptual model of responses of organisms, populations and ecosystems in all possible dose rates of ionizing radiation in the environment / *RADOC 96-97, Norwich/Lowestoft, 8-11 April, 1997* // *Rad. Prot. Dosimetry.* – 1998. – 75, № 1-4. – P. 181-185.
6. Терещенко Н.Н. Плутоний в гидробионтах Чёрного моря // *Наукові праці: науково-методичний журнал.* - Миколаїв: Вид-во ЧДУ ім. Петра Могили, 2011. – 210, Вип. 198, – Серія: Техногенна безпека. – С. 52-61.
7. Santschi P.H., Honeyman B.D. Radionuclides in aquatic environments // *Radiat. Phys. Chem.* – 1989. – 34, № 2. – P. 213-240.
8. Поликарпов Г.Г. Радиозоология морских организмов /Под ред В. П. Шведова. – М.: Атомиздат., 1964. – 295 с.
9. Пути миграции искусственных радионуклидов в окружающей среде. Радиозоология после Чернобыля / Под ред. Ф. Уорнера и Р. Харрисона. – М.: Мир, 1999. – 511 с.
10. IAEA. Effects of ionizing radiation on plants and animals at levels implied by current radiation protection standards // *IAEA Technical Report Series, № 332.* – Vienna: IAEA, 1992. – 74 p.

**АНАЛИЗ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ
В КОМПОНЕНТАХ БИОГИДРОЦЕНОЗА ВОЛГОГРАДСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА**

Е.А. Шашуловская, С.А. Мосияш, С.Г. Филимонова

ФГБНУ «Государственный научно-исследовательский институт
озерного и речного рыбного хозяйства» Саратовское отделение
410002, г. Саратов, ул. Чернышевского, 152, Россия, shash.elena2010@yandex.ru

Показано распределение тяжелых металлов в абиотических (вода, донные отложения) и биотических (моллюски, высшая водная растительность и рыбы) компонентах биогидроценоза Волгоградского водохранилища. Максимальные количества исследованных элементов характерны для мягких тканей пресноводного моллюска-фильтратора *D. bugensis*, что позволяет использовать его в качестве объекта биомониторинга.

Ключевые слова: тяжелые металлы, Волгоградское водохранилище, макрофиты, моллюски, рыба

Волгоградское водохранилище является одним из наиболее крупных равнинных водоемов, используемых как источник питьевого водоснабжения и имеющих важное рыбохозяйственное значение. Как последнее южное звено в огромном Волжско-Камском каскаде, расположенное в регионе с высокой численностью и плотностью городского населения и интенсивно развитой промышленностью, оно аккумулирует весь спектр загрязняющих веществ, в том числе соединения тяжелых металлов (ТМ). В результате трансформации при комплексном воздействии гидродинамических, химических и микробиологических процессов, ТМ включаются во все звенья круговорота с участием биоты. Не подвергаясь биологической деструкции, ТМ длительное время сохраняют активность, перераспределяясь между биотическими и абиотическими компонентами гидросистем. С этой точки зрения не вызывает сомнения актуальность цели исследования – определение распределения цинка, свинца, кадмия и меди (приоритетных загрязняющих веществ) в различных компонентах биогидроценоза Волгоградского водохранилища – воде, донных отложениях (ДО), моллюсках, высшей водной растительности (ВВР) и рыбах.

Материалы для исследований (образцы воды, ДО, мягкие ткани и раковины пресноводных двусторчатых моллюсков *Dreissena bugensis*, ткани и органы основных промысловых видов рыб леща *Abramis brama* и судака *Stizostedion lucioperca*) были отобраны в 2011-2013 гг. Пробы разных экологических групп ВВР (*Phragmites australis*; *Typha angustifolia*; *Schoenoplectus lacustris*; *Myriophyllum verticillatum*; *M. spicatum*; *Ceratophyllum demersum*, *Elodea canadensis*; *Potamogeton lucens*, *P. crispus*; *P. perfoliatus*; *Nuphar lutea*; *Hydrocharis morsus-ranae*) отбирали в период максимальной физиологической активности и в конце вегетации в 2006-2007 гг.

Определение цинка, свинца, кадмия и меди проводили методом инверсионной вольтамперометрии на приборе АКВ - 07 МК (г. Москва). Пробоподготовку рыбы и моллюсков осуществляли по ГОСТ 26929-94, донных отложений и ВВР – на СВЧ-минерализаторе «Минотавр» (г. Санкт-Петербург). Результаты обработаны методами вариационной статистики с использованием специализированной программной среды (Microsoft Excel и Statgraf Centurion).

Самыми распространенными загрязнителями водохранилища уже на протяжении многих лет являются соединения меди, среднегодовые концентрации которой постоянно выше рыбохозяйственных нормативов в 2-4 раза. Широко используемый в различных отраслях производства, этот элемент может мигрировать по трофическим цепям практически бесконечно. Для пресноводных гидробионтов медь является одним из наиболее сильных токсикантов.

Содержание свинца в воде Волгоградского водохранилища не превышает рыбохозяйственную ПДК, максимальные концентрации достигают 0.0022-0.0035 мг/дм³ на локальных участках урбанизированных зон. Соединения кадмия в воде в последние годы не обнаружены (<0.0005 мг/дм³). Количественные значения цинка превышали норму в среднем в 4 раза.

Огромную роль в транслокации токсикантов играют ДО. Вследствие свойственных им адсорбционных свойств, они накапливают значительные количества ТМ, временно выводя их из круговорота. Максимальные концентрации отмечены в песчанистых серых илах нижней зоны и достигают 196 мг/кг для цинка, 20 мг/кг для свинца, 33 мг/кг для меди и 0.83 мг/кг для кадмия. Песчаные ДО верхнего и среднего участков характеризуются минимальным содержанием исследованных элементов.

Водная среда обеспечивает наилучшие условия для трансформации и биоаккумуляции ТМ [1]. Множество гидробионтов фильтруют, пропуская через свои организмы, огромные количества

воды. В результате экстракции водные организмы накапливают вещества в концентрациях, в тысячи раз превышающие их содержание в окружающей среде.

Сравнительные данные содержания некоторых металлов в различных гидробионтах Волгоградского водохранилища представлены на рисунке 1.

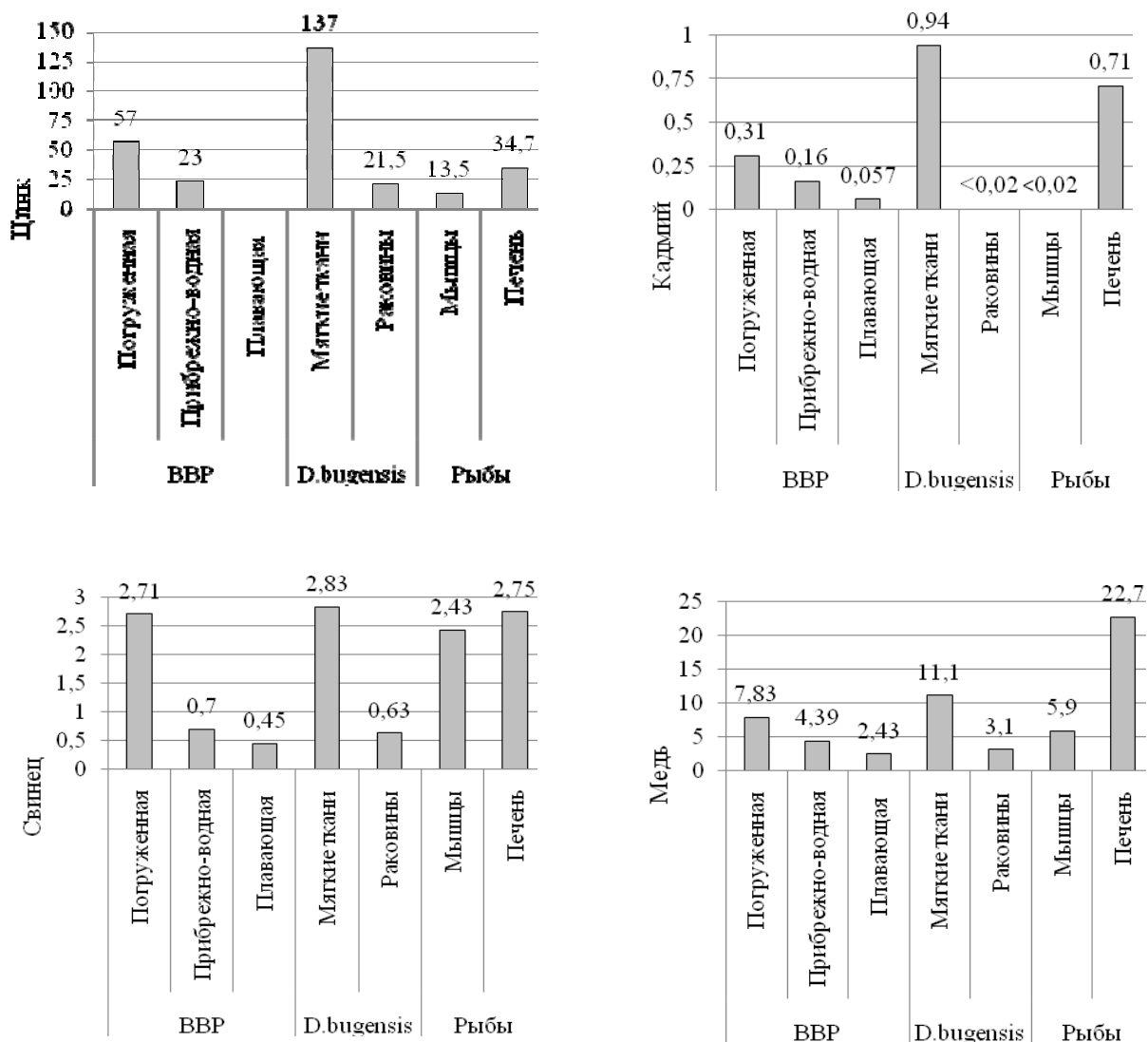


Рис. 1. Среднее содержание металлов в различных гидробионтах Волгоградского водохранилища (в мг/кг сухой массы)

Особая роль в водных экосистемах отводится ВВР как мощному средообразующему фактору. Макрофиты формируют качество среды, участвуя в обмене макро- и микроэлементов, регулируют газовый режим, служат пищевым ресурсом и средой обитания многих животных, в том числе рыб. Специфика их в водных экосистемах определяется высоким продукционным потенциалом, что позволяет им создавать основную массу органического вещества.

Нами установлено, что по возрастанию содержания тяжелых металлов в фитомассе, высшая водная растительность располагается в следующем порядке: плавающая – прибрежно-водная – погруженная (см. рисунок 1). Максимальные концентрации всех исследованных металлов обнаружены у представителей укорененных гидатофитов, что обусловлено поглощением ТМ как из воды, так и из донных отложений.

Доминирующим видом бентофауны нижневолжских водохранилищ в настоящее время является двустворчатый моллюск – *Dreissena bugensis* [2]. Он часто встречается во всех зонах водохранилища, за исключением глубоко вдающихся в сушу сильно заросших ВВР устьев притоков и затопленных пойм. На Волгоградском водохранилище средняя биомасса *D. bugensis* – 1390 г/м² [2]. Принимая во внимание скорость фильтрации дрейссенид [3] и учитывая объем

водохранилища, получаем, что за вегетационный сезон сообщества дрейссены бугской отфильтровывают объем воды, в 2.5 раза превышающий объем Волгоградского водохранилища.

Пропуская через свои организмы такие колоссальные объемы воды, моллюски накапливают значительные количества металлов в своих мягких тканях. Средние концентрации цинка и кадмия достигали 137 и 0.94 мг/кг сухого веса, свинца и меди – 2.83 и 11.1 мг/кг соответственно (см. рисунок 1). Используя метод расчета фоновых концентраций [4], получили, что превышения естественного фона отмечено ниже гг. Вольска и Саратова – крупных промышленных центров по цинку, свинцу и меди, где эти элементы достигают 227, 7.8 и 17.9-19.9 мг/кг сухого веса соответственно.

Раковины двустворчатых моллюсков, как многолетнее образование из органических и минеральных веществ, содержит информацию о качестве среды за весь постэмбриональный период жизни особи [5]. Однако, содержание ТМ в них в 3 - 6 раз ниже, чем в мягких тканях, кадмий не обнаружен (см. рисунок 1).

Учитывая тот факт, что вес раковины составляет около 50% общего веса моллюска, рассчитали, что дрейссена накапливает в своей биомассе около 50 т цинка, 350 кг кадмия, 880 кг свинца и 4 т меди, временно выводя эти элементы из круговорота и выполняя роль мощного биофильтра. Для сравнения, ВВР Волгоградского водохранилища депонирует в своей фитомассе около 1.2 т свинца, 150 кг кадмия и 2.5 т меди [6].

Рыбы являются верхним трофическим звеном пресноводных экосистем. Более продолжительный срок жизни позволяет интегрировать им в своих органах и тканях весь комплекс неблагоприятных факторов, в том числе накапливать соли ТМ. Последнее обстоятельство имеет особенно важное практическое значение в связи с употреблением в пищу человеком рыбопродуктов, что может негативным образом отразиться на его здоровье.

Содержание изученных нами соединений ТМ в мышцах закономерно ниже, чем в печени (см. рисунок 1), что в значительной степени снижает биомагнификацию, т.к. в пищу употребляется преимущественно мышечная ткань рыб.

Кадмий и свинец принадлежат к числу наиболее опасных токсикантов. Их соединения обладают кумулятивными свойствами, действуют на все органы и системы животных. Кадмия в мышцах рыб не обнаружено (<0.02 мг/кг сухого веса). Средние концентрации свинца в мышцах рыб были отмечены на уровне 2.43 мг/кг сухого веса, что в пересчете на сырой вес не превышает допустимых остаточных количеств для пищевых продуктов. Количества цинка и меди, в среднем, достигали 13.5 и 5.90 мг/кг соответственно. В печени содержание металлов было выше (см. рисунок 1), что связано с депонирующей ролью этого органа.

Сравнительный анализ данных показал, что максимальные концентрации цинка, кадмия и свинца 137, 0.94 и 2.83 мг/кг сухого веса обнаружены в мягких тканях дрейссены. Лишь в печени рыб содержатся наибольшие количества меди (22.7 мг/кг), что объясняется, вероятно, более продолжительным жизненным циклом рыб и специфической ролью печени.

Таким образом, трансформация токсикантов и их рассеивание в различных компонентах биогидроценоза Волгоградского водохранилища, приводит к снижению риска загрязнения организмов рыб, как верхнего уровня трофических цепей и объекта промысла, соединениями ТМ, о чем свидетельствуют сравнительно невысокие концентрации токсикантов в их мышцах. Максимальные количества исследованных ТМ характерны для мягких тканей пресноводного моллюска-фильтратора *D. bugensis*, что позволяет использовать его в качестве объекта биомониторинга Волгоградского водохранилища.

Список литературы

1. Моисеенко Т.И. Водная экотоксикология: Теоретические и прикладные аспекты; Институт водных проблем РАН.- М.: Наука, 2009. - 400 с.
2. Филинова Е.И. Особенности расселения инвазионных видов зообентоса и их роль в экосистемах водохранилищ Нижней Волги// Бассейн Волги в XXI-м веке: структура и функционирование экосистем водохранилищ: Материалы докладов Всероссийской конференции.- Борок, 2012.-С. 311-314.
3. Пряничникова Е.Г. Структурно-функциональные характеристики дрейссенид Рыбинского водохранилища: Автореф. дис... канд. биол. наук. Борок, 2012. – 21с.
4. Лукашев Д.В. Метод расчета фоновых концентраций тяжелых металлов в мягких тканях двустворчатых моллюсков для оценки загрязнения г. Днепр // Биол. внутр. вод. - 2007, №4. - С.97-106.
5. Лукашев Д.В. Использование раковин *Dreissena bugensis* для мониторинга загрязнения тяжелыми металлами экосистемы реки Днепр в районе Киева // Экологическая химия. - 2006. - Т. 15, № 3. - С.186-195.
6. Шашуловская Е.А., Мосияш С.А. О роли мелководий в процессах самоочищения Волгоградского водохранилища // Вестник Саратовского госагроуниверситета им. Н.И. Вавилова. - 2009.- №12.- С. 43-46.

УДК 582.26:547

БИОАККУМУЛЯЦИЯ ГИДРОФОБНЫХ ОРГАНИЧЕСКИХ СОЕДИНЕНИЙ ДИАТОМОВОЙ ВОДОРОСЛЬЮ *SYNEDRA ACUS*

С.М. Шишляников, А.А. Никонова, А.Г. Горшков

ФБГУН, Лимнологический институт Сибирского отделения РАН
664033, г. Иркутск, ул. Улан-Баторская, 3, Россия, sershilin@gmail.com

Судьба гидрофобных органических соединений в водных экосистемах, в частности органических загрязнителей, связана с процессами их сорбции на взвешенных частицах, представляющих гетерогенную смесь веществ биотического и абиотического происхождения. В озере Байкал фитопланктон и его детрит являются основными компонентами в гетерогенной смеси взвешенных частиц, а доминирующими первичными продуцентами органического вещества - диатомовые водоросли. Поэтому, в водной экосистеме Байкала в процессах биоаккумуляции и седиментации органических загрязнителей и, таким образом, в их перераспределении между трофической сетью и донными отложениями ключевую роль играют диатомовые водоросли.

При изучении процессов биоаккумуляции органических загрязнителей в качестве объекта лабораторных экспериментов была выбрана диатомовая водоросль *Synedra acus*, которая является одним из доминирующих видов в фитопланктоне озера Байкал и на протяжении последних десятилетий служит главным модельным объектом молекулярных, физиологических и биохимических исследований.

Дизайн лабораторных экспериментов по культивированию диатомовой водоросли *Synedra acus* в присутствии легкой нефтяной фракции алифатических углеводородов и полициклических ароматических углеводородов (ПАУ) был определен следующими задачами:

1. Оценить токсическую устойчивость диатомовой водоросли *Synedra acus* при ее культивировании в присутствии алифатических углеводородов и ПАУ;
2. Изучить механизм биоконцентрирования ПАУ диатомовой водорослью *Synedra acus* в зависимости от концентрации поллютантов и времени экспозиции.

Определение уровней накопления н-алканов и ПАУ и их распределения в клетках диатомовой водоросли проведено с применением методов хроматомасс-спектрометрии, световой, эпифлуоресцентной и конфокальной микроскопии.

На основании результатов модельных экспериментов сделаны следующие выводы:

1. Концентрация полумаксимального действия (EC50) легкой нефтяной фракции алифатических углеводородов и ПАУ, по отношению к диатомовой водоросли *Synedra acus*, составляет 75 мг/л;
2. Аккумуляция поллютантов происходит как на клеточной поверхности диатомовой водоросли *Synedra acus*, так в ее внутриклеточном пространстве;
3. При увеличении содержания поллютантов в водной среде от 0,003 до 5,0 мг/л происходит увеличение доли ПАУ, аккумуляированных во внутриклеточном пространстве, по отношению к ПАУ, сорбированных на створках, от 10 до 50 %, соответственно.

УДК 574.6

АНАЛИЗ ИЗМЕНЕНИЯ КАЧЕСТВА СРЕДЫ В ПРОЦЕССЕ ТРАНСФОРМАЦИИ КОМБИНИРОВАННЫХ РАСТВОРОВ СИНТЕТИЧЕСКИХ МОЮЩИХ СРЕДСТВ В ХРОНИЧЕСКОМ ЭКСПЕРИМЕНТЕ НА РЫБАХ

О.А. Юматова, Е.В. Рябухина
Ярославский государственный университет им. П.Г. Демидова,
150057, Ярославль, Россия, kosharrina@rambler.ru

В хроническом эксперименте исследовалась токсичность моющих средств в водных растворах и скорость их детоксикации методом биотестирования.

Ключевые слова: токсичность, концентрация, синтетические моющие средства, поверхностно-активные вещества, биотестирование.

Синтетические поверхностно-активные вещества (СПАВ, детергенты) входят в число ксенобиотиков, опасных для окружающей среды [2,3,5,6.]. Токсичность СПАВ в водной среде в значительной степени уменьшается за счёт их способности к биодеградации. СПАВ в той или иной

степени поглощаются всей флорой и фауной водных объектов [5]. Попадая в водоемы, разные типы ПАВ смешиваются между собой и с другими загрязнителями, зачастую усиливая токсический эффект друг друга во много раз [1,6]. Установлено, что степень комбинированного действия зависит от вида токсиканта, его доли в смеси, длительности воздействия, показателей состава воды [3]. На сегодняшний день вопрос комбинированного действия детергентов малоизучен, поэтому целью данной работы явился анализ изменения качественных показателей водных растворов синтетических моющих средств и их смесей в хроническом эксперименте на рыбах.

Задачи исследования:

1. Установить среднелетальные (LK_{50}) концентрации изолированных и комбинированных растворов синтетических моющих средств «Мистер Пропер Лавандовое спокойствие» и «Миф Свежий цвет» методом биотестирования на цериодафниях.

2. Выявить роль абиотических (температура, свет) и биотических (рыбы) факторов в процессах детоксикации разных по составу растворов СМС и их смесей в пропорции 1:1 в двух сериях опытов (водоемы с рыбой и без рыбы) при хронической экспозиции водоемов (15-ть суток) методом биотестирования на цериодафниях.

3. Проанализировать зависимость динамики детоксикации растворов СМС от их состава и свойств.

Материалами для исследования служили животные гидробионты: рыбы вида карась обыкновенный *Carassius carassius* и пресноводные рачки вида *Ceriodaphnia affinis*.

В качестве токсиканта в эксперименте использовались:

- СМС «Мистер Пропер Лавандовое спокойствие» (в составе: 5% неионогенных ПАВ (НПАВ));

- СМС «Миф Свежий цвет» (в составе: <5 анионных и неионогенных ПАВ (АПАВ и НПАВ), фосфаты, поликарбонаты, энзимы, ароматизированные добавки)

- смеси этих веществ в пропорции 1:1.

Для определения токсичности растворов использовали методику биотестирования на цериодафниях [4]. По результатам дафниевых тестов графическим способом определяли LK_{50} для каждого вещества и их смеси. Для изучения влияния различных факторов на процессы трансформации СМС по показателю детоксикации в водной среде готовили 2 серии растворов с концентрацией LK_{50} . В емкости объемом 4 литра первой серии растворов помещали по 3 сеголетка карася в каждую, из расчета нагрузки биомассы 15,0 г/л. Данная серия служила для выявления роли живых организмов, в частности рыб, на процессы трансформации СМС и изменения качества водной среды, определяемые по показателю выживаемости цериодафний в пробах воды за период острого опыта (дафниевый тест). Вторая серия (без рыб) позволяла исследовать роль абиотических факторов (температура, свет) в процессах деструкции веществ. Все серии опытов находились в одинаковых условиях (отстоянная дехлорированная аэрированная вода, естественная освещенность, t воды = 8-10⁰С, без принудительной аэрации). Наблюдения за выживаемостью рыб проводили каждые сутки. На 0, 4, 10 и 15-е сутки эксперимента отбирали пробы воды из каждого водоема для постановки дафниевого теста. Результаты эксперимента обрабатывали с применением методов вариационной статистики [4].

Установленная опытным путём по стандартной методике медианная летальная концентрация составила для СМС:

«Мистер Пропер Лавандовое спокойствие»	229 мг/л
«Миф Автомат»	93 мг/л
«Мистер Пропер:Миф»	110 мг/л

Таким образом, раствор СМС «Миф» был токсичнее более чем в 2 раза, чем «Мистер Пропер». При смешении АПАВ и НПАВ обычно наблюдается синергический эффект [6].

Изучение процессов трансформации токсикантов в растворах СМС под действием разных факторов среды показало, что в целом, на протяжении всего хронического эксперимента по показателю выживаемости цериодафний в дафниевом тесте, было отмечено понижение токсичности в растворе «Мистер Пропер» и в растворе смеси веществ с течением времени. На нулевые сутки хронического опыта свежеприготовленные растворы исследуемых СМС вызывали гибель 40-55% цериодафний (рис.1).

Изолированный раствор СМС «Мистер Пропер», в состав которого входят неионогенные ПАВ, терял токсичность быстрее, чем изолированный раствор СМС «Миф» (смесь АПАВ и

НПАВ), так как неионогенные ПАВ являются одним из безопасных типов ПАВ и биологически разлагаются в среднем на 85% [3,5,6]. Выживаемость цериодафний (рис.1) в свежеприготовленном растворе СМС «Мистер Пропер» составила 53%, но на 4-е сутки этот показатель резко повысился до 86% в сериях с рыбой и до 92% без рыбы.

Начиная с 4-х суток, отличия выживаемости цериодафний от контроля были недостоверны. Это, возможно, связано с особенностями состава данного СМС. Слабое антимикробное действие [5] обуславливает более активное протекание микробиологических процессов в растворе токсиканта [3]. На 15-е сутки в обеих сериях опытов выживаемость достигла 100%, что говорит о полной деструкции СМС за период экспозиции (по снижению токсичности).

Другой пример — «Миф Автомат», для производства которого применяются смеси ПАВ, скомбинированных таким образом, что НПАВ стабилизирует АПАВ, не давая ему осаждаться ионами металлов [6]. Поэтому, раствор СМС «Миф» оказался самым токсичным из исследованных (рис.1). За период экспозиции выживаемость цериодафний в данном растворе снизилась до 15% и осталась на этом уровне в обеих сериях опытов. СМС «Миф» обладал сильным угнетающим действием на микроорганизмы-деструкторы [5], а наличие фосфатов в порошке привело к значительному усилению токсических свойств анионных ПАВ [6].

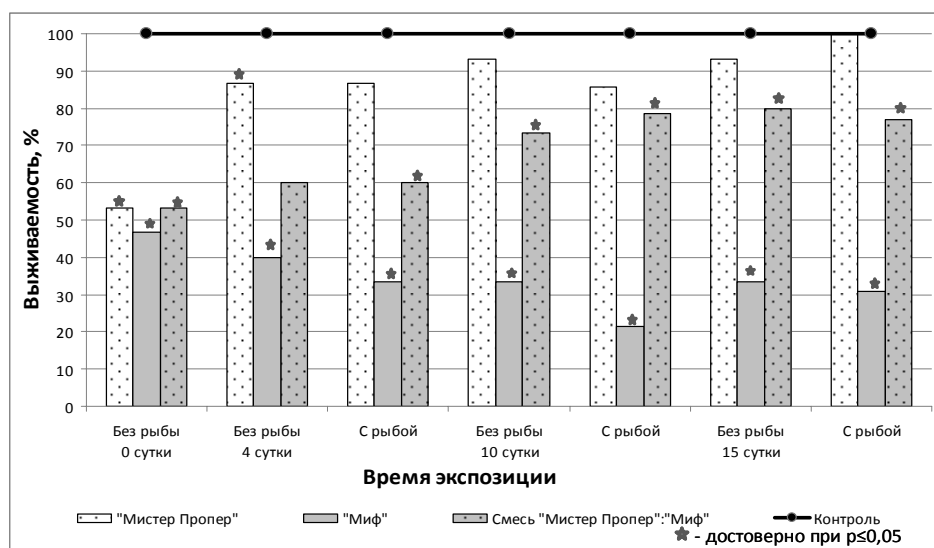


Рис. 1 Изменение токсичности растворов СМС по показателю выживаемости цериодафний

На рис.1 видно, что в растворах смеси СМС «Мистер Пропер»: «Миф» в обеих сериях опытов прослеживалась тенденция к снижению токсического эффекта. В свежеприготовленных растворах (0-е сутки) выживаемость цериодафний составила 53%, на 15-е сутки значения выживаемости повысились на 15-20%, однако оставались достоверно отличающимися от контроля. Скорость детоксикации раствора смеси зависела от совместного (комбинированного) влияния ПАВ на процессы биохимического окисления [5].

Были сделаны следующие выводы:

1. Среднелетальная концентрация для СМС «Мистер Пропер» была в 2 раза выше (229 мг/л), чем для СМС «Миф» (93 мг/л), что связано с большим содержанием ПАВ и фосфатов в составе.

2. В растворе СМС «Мистер Пропер» за период экспозиции трансформация токсиканта произошла полностью, не установлено образование вторичных токсических продуктов (по показателю выживаемости цериодафний).

3. В растворе СМС «Миф» было зафиксировано увеличение токсичности на 15 %, смесь фосфатов и анионных ПАВ замедляла процессы биохимического окисления.

4. В смеси веществ под действием абиотических и биотических факторов наблюдалась тенденция к снижению токсичности раствора, полной детоксикации СМС не произошло, что позволяет говорить о частичной трансформации за 15 суток.

Список литературы

1. Абрамзон А.А. Поверхностно-активные вещества: свойства и применение. -Л.: Химия, 1981. -304 с.
2. Владимиров А.М., Ляхин Ю.И., Матвеев Л.Т. Охрана окружающей среды.- Ленинград:Гидрометеиздат,1991.-422с.

3. Давыдов А.И., Козлова В. Н.. Нефтепродукты, нефть, детергенты. Загрязнение водоемов и токсическое воздействие на гидробионтов. Ярославль ЯрГУ 1982. с.58.
4. Жмур Н.С. Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по смертности и изменению плодовитости цериодафний / Н.С. Жмур. - М.: АКВАРОС, 2001.-52 с.
5. Коскова Л.А., Козловская В.И. Токсичность синтетических поверхностно-активных веществ и моющих средств для водных животных. -Гидроб. журн., 1979, № 1, с. 77-84.
6. Ланге К.Р. Поверхностно-активные вещества: синтез, свойства, анализ, применение /под науч. ред. Л.П. Зайченко. — 2005, PDF, RUS. — 240 стр., ил.

СТРУКТУРНЫЕ И ФУНКЦИОНАЛЬНЫЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ ПОПУЛЯЦИЙ ГИДРОБИОНТОВ И ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ

УДК 574.58

ЭКОЛОГО-ФАУНИСТИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ПЛАНКТОННОЙ ФАУНЫ ВОДОХРАНИЛИЩА-ОХЛАДИТЕЛЯ ХАРАНОРСКОЙ ГРЭС

Е.Ю. Афолина

*Институт природных ресурсов, экологии и криологии СО РАН
672014, Чита, Забайкальский край, Россия, kataf@mail.ru*

В составе зоопланктона водохранилища-охладителя Харанорской ГРЭС доминируют озерно-прудовые виды с большой экологической пластичностью и приуроченные к тепловодному комплексу умеренных широт.

Ключевые слова: водохранилище-охладитель, зоопланктон, встречаемость, эколого-фаунистическая характеристика.

Исследования планктонной фауны водохранилища-охладителя Харанорской ГРЭС охватывали несколько этапов: 1995-1997 гг. – заполнение водоема и начало работы теплоэлектростанции, 2000-2003 гг. – запуск второго энергоблока, 2005-2007 гг. – строительство гидротехнических сооружений, 2012-2013 гг. – ввод в работу третьей энерготурбины. Отбор зоопланктонных проб осуществляли с помощью сети Джеди средней модели (с диаметром входного отверстия 25 см) и фильтрующим конусом из капронового сита диаметром ячеек 0,064 мм. Фиксировали пробы 4 %-м раствором формальдегида или 70%-м раствором этанола. Камеральную обработку образцов проводили в лабораторных условиях с использованием стандартной количественно-весовой методики [1]. С целью выявления структурообразующих видов зоопланктона рассматривали функцию рангового распределения относительно обилия видов [2]. Значение отдельных видов в формировании зоопланктона определяли по его встречаемости в пространстве [3] и по порядку доминирования [4].

Водоем-охладитель Харанорской ГРЭС находится на юго-востоке Забайкальского края (50°28.563' N; 116°20.682' E). Наливное водохранилище образовано путем обвалования дамбами участка поймы р. Онон в месте впадения в нее р. Турга. Площадь водного зеркала (при НПУ 574 м БС) составляет 4,1 км², объем водной массы - 15,6 млн. м³, средняя глубина - 4 м, периметр по урезу воды - 8,6 км. Установленная мощность ГРЭС составляет 655 МВт (рис. 1).



Рис. 1. Карта-схема расположения водохранилища-охладителя Харанорской ГРЭС

Видовое разнообразие планктонных беспозвоночных водохранилища-охладителя по результатам работ 1995-2007 гг. состояло из 90 установленных таксонов видового и внутривидового рангов, относящихся к 51 роду, 25 семействам, 9 отрядам, 3 классам. Наиболее разнообразными являлись Rotifera, идентифицировано 44 таксономические единицы, что составляет 49% от общего

числа видов. Среди Crustacea отмечено 30 видов Cladocera (33%) и 16 - Copepoda (18%), из них Calanoida – 5 видов (6%), Cyclopoidea – 11 (12%). Наибольшей видовой насыщенностью обладают роды: *Brachionus* (7 видов и подвидов), *Trichocerca* (5 видов), *Synchaeta*, *Alona*, *Bosmina* (по 4 вида), *Keratella*, *Euchlanis*, *Polyarthra*, *Asplanchna*, *Daphnia* (по 3), *Notholca*, *Trichotria*, *Diaphanasoma*, *Ceriodaphnia*, *Macrothrix*, *Pleuroxus*, *Alonella*, *Eucyclops*, *Cyclops*, *Mesocyclops* (по 2), в остальных - по 1 виду [5]. Исследования в 2012-2013 гг. новых видов не выявили.

По частоте встречаемости весь зоопланктон был разделен на 3 группы. Первая – это константные виды, рF которых составил в целом за весь период исследований более 50%. К ним относятся 5 видов: *Asplanchna priodonta* Gosse, *Kellicottia longispina* (Kellicott), *Bosmina longirostris* (O.F. Müller), *Daphnia galeata* G.O. Sars, *Diaphanasoma amurensis* Korovchinsky et Sheveleva. Вторая - второстепенные виды (рF равен 20-50%): *Keratella cochlearis* (Gosse), *K. quadrata* (O.F. Müller), *Conochilus unicornis* (Rousselet), *Polyarthra dolichoptera* Idelson, *Bipalpus hudsoni* (Imhof), *Ceriodaphnia quadrangula* (O.F. Müller), *Chydorus sphaericus* (O.F. Müller), *B. longispina* Leydig, *Eudiptomus graciloides* (Lilljeborg), *Cyclops vicinus* Uljanin, *Thermocyclops crassus* (Fischer). В группу случайных входят все остальные виды, их встречаемость менее 20%.

Количество доминантов, выявленных в течение всего периода изучения при нижней границе доминирования не менее 5% [2], составил 18 видов. Максимальное количество ведущих форм зоопланктоценоза отмечалось в 2000-2003 гг., а через 10 лет их количество сократилось до 11 видов. Такие виды, как *C. unicornis*, *Testudinella patina* (Hermann), *Euchlanis dilatata* Ehrenberg, *Brachionus angularis* Gosse, *C. quadrangula*, *Bosminopsis deitersi* Richard, *Acantodiptomus denticornis* (Wierzejski) не встречались в планктоне либо в начальный, либо в последний этапы исследований.

Из числа доминирующих видов, на основе учета частоты доминирования (DF), были выделены 2 группы. К первой относятся 6 видов, определяющие фон ценоза, т.е. занимающие в те или иные периоды первое место по численности (в порядке убывания): *K. longispina*, *B. longirostris*, *C. vicinus*, *D. galeata*, *A. priodonta*, *B. angularis* Gosse. Вторую группу составляют виды - субдоминанты, входящие когда-либо в число превалирующих форм. Это, кроме выше упомянутых, также: *T. crassus*, *E. graciloides*, *C. quadrangula*, *A. denticornis*, *K. cochlearis*, *K. quadrata*, *C. unicornis*, *E. dilatata*, *T. patina*, *B. deitersi*, *D. amurensis*, *Heterocope appendiculata* Sars (табл. 1).

Таблица 1. Частота встречаемости (рF), частота доминирования (DF), порядок доминирования (Dt) массовых видов зоопланктона (за весь период исследований)

Вид	рF	DF	Dt
<i>K. longispina</i>	53	50	94
<i>T. crassus</i>	76	45	59
<i>B. longirostris</i>	94	50	53
<i>C. vicinus</i>	75	38	51
<i>A. priodonta</i>	54	28	52
<i>D. galeata</i>	87	39	45
<i>E. dilatata</i>	9	4	44
<i>E. graciloides</i>	73	25	34
<i>C. unicornis</i>	24	8	33
<i>K. quadrata</i>	33	9	27
<i>C. quadrangula</i>	22	6	27
<i>A. denticornis</i>	25	6	24
<i>B. angularis</i>	10	2	20
<i>B. deitersi</i>	6	1	17
<i>K. cochlearis</i>	52	8	15
<i>H. appendiculata</i>	37	5	14
<i>T. patina</i>	7	1	14
<i>D. amurensis</i>	42	5	12

Таким образом, наиболее часто встречающиеся виды являлись и доминантными, однако, строгой закономерности в этом нет. Например, рачок *Ch. sphaericus*, встречаясь довольно часто в водоеме (рF = 35), играл ничтожно малую роль в формировании численности зоопланктона. К тому же, мелкий рачок *T. crassus*, обладающий высоким значением частоты доминирования, ни разу за весь период наблюдений не был первым по численности.

Порядок доминирования, являющийся результатом комбинирования частоты доминирования и частоты встречаемости, дает представление о роли отдельных массовых видов в сообществе [4]. Отсюда, наибольшей значимостью в планктонном сообществе обладала коловратка *K. longispina* с Dt,

равным 94. На начальном этапе существования водохранилища этот вид отмечался редко ($pF = 11$) и не входил в число доминантов. В 2000-2003 гг. частота встречаемости и порядок доминирования коловратки увеличились до 70 и 91, соответственно. Так, в мае 2003 г. была зарегистрирована колоссальная вспышка численности *K. longispina*, ее численность на отдельных участках достигала 3845,65 тыс. экз./м³ [5]. В течение 2005-2007 гг. вид являлся постоянным ведущим компонентом планктона ($pF = 100$ и $DF = 100$). В последние годы коловратка встречалась редко ($pF = 32$), но при этом, сохранила свой доминирующий статус ($Dt = 100$). Наименее значимым, согласно расчетам, являлась редкая кладоцера *D. amurensis* с высокой частотой встречаемости, в комплекс ведущих видов она входила только в 2001-2002 гг. (см. табл. 1).

Особенности обитания планктонных организмов водохранилища-охладителя Харанорской ГРЭС – ускоренный водообмен, высокая инсоляция, полный прогрев водных масс, поступление дополнительного тепла, мелководность, преобладание ветрового перемешивания создают условия для создания комплексов с характерными экологическими оптимумами. По отношению к температурному фактору можно выделить группу организмов, обитающих при широком диапазоне, и комплекс видов, развивающихся при малых изменениях температуры. При этом, резкую границу между этими группами провести сложно, поскольку температурный диапазон развития большинства организмов планктона велик. К эвритермным видам были отнесены: *A. priodonta*, *Synchaeta pectinata* Ehrenberg, *K. longispina*, *K. quadrata*, *D. galeata*, *B. longirostris*, *E. graciloides*, *T. crassus* и др., развивающиеся в водоеме круглогодично. Наиболее стенотермными холодолюбивыми организмами являлись большинство коловраток: *K. cochlearis*, *K. quadrata*, *Polyarthra major* Burckhardt, *P. dolichoptera*, *Filinia longiseta* (Ehrenberg) и др., из ракообразных *Cyclops kolensis* Lilljeborg, *C. vicinus*. Максимум их развития наблюдался во время таяния льда и до начала летнего прогрева вод. Группу относительно стенотермных теплолюбивых гидробионтов составляли *Brachionus quadridentatus* Hermann, *B. angularis*, *B. diversicornis* (Daday), *Platyias quadricornis* (Ehrenberg), *B. hudsoni*, *Ceriodaphnia pulchella* Sars, *Bosmina coregoni* Baird, *B. crassicornis* Lilljeborg, *B. longispina*, *Sinodiaptomus sarsi* (Rylov) и др., которые появлялись при наибольшем прогреве воды.

Согласно нашим наблюдениям, круглогодичными формами планктона являлись 6 видов коловраток: *F. longiseta* (Ehrenberg), *K. longispina*, *K. cochlearis*, *K. quadrata*, *S. pectinata*, *A. priodonta* и 7 – ракообразных: *D. galeata*, *D. longispina*, *Disparalona rostrata* (Koch), *Ch. sphaericus*, *B. longirostris*, *E. graciloides*, *C. vicinus*. Виды, отмечающиеся в течение вегетационного сезона – это *C. unicornis*, *T. patina*, *E. dilatata*, *B. quadridentatus quadridentatus*, *B. hudsoni*, *D. amurensis*, *C. quadrangula*, *B. deitersi*, *H. appendiaulata*, *A. denticornis*, *Neurodiaptomus incongruens* (Poppe), *Eucyclops serrulatus* (Fischer), *Mesocyclops leuckarti* (Claus). К летнему комплексу преимущественно отнесены виды, зарегистрированные единожды и с частотой встречаемости менее 5. Типичных зимних форм не отмечено.

Эколого-географический анализ гидробионтов водохранилища по показателям: зоогеография, местообитание, экологические группы, выделенные на основе трофической и топической классификаций [6], представлен в таблице 2.

Таблица 2. Зоогеографическая и экологическая характеристики зоопланктона водохранилища-охладителя Харанорской ГРЭС

Характеристика таксона	Число таксонов*	Характеристика таксона	Число таксонов*
<i>Область распространения</i>		<i>Экологическая группа</i>	
Космополит	41 (45,0%)	плавание/фильтрация (вертикация)	30 (28,6%)
Голаркт	31 (34,1%)	плавание/фильтрация и захват	11 (10,5%)
Палеаркт	19 (20,9%)	плавание/активный захват	7 (6,7%)
<i>Приуроченность</i>		плавание и ползание/вертикация	20 (19,0%)
Эвритопный	40 (42,5%)	ползание и плавание/всасывание	23 (21,9%)
Литоральный	21 (22,3%)	(вторичная фильтрация)	
Планктонный	16 (16,0%)	ползание и плавание/собирающие	7 (6,7%)
Фитофильный	12 (12,8%)	ползание и плавание/активный захват	4 (3,8%)
Бентический	6 (6,4%)	плавание и прикрепление к субстрату/первичная фильтрация	3 (2,8%)

Примечание: * - в скобках дано процентное соотношение к общему значению

Из трех фаунистическо-географических комплексов для трех основных почвенно-климатических зон России (тундры, лесной и степной) [6], в исследуемом водоеме наиболее

многочисленным является тепловодный (степной) комплекс умеренных широт: *B. angularis*, *B. diversicornis*, *K. quadrata*, *F. longiseta*, *B. longirostris*, *B. coregoni*, *A. denticornis*, *T. crassus* и др. Вдвое меньше представителей из умеренно холодноводного и южного комплексов. Видов северного (тундрового) комплекса в водоеме нет.

Таким образом, эколого-географический анализ зоопланктона показал, что в водохранилище-охладителе Харанорской ГРЭС в большей мере развивается озерно-прудовый состав видов – фильтраторов и вертикаторов, приуроченный к тепловодному комплексу и характеризующийся высокой экологической пластичностью и широким распространением.

Работа выполнена при финансовой поддержке ОАО ОГК-3 «Харанорская ГРЭС».

Список литературы

1. Киселев И.А. Планктон морей и континентальных водоемов. – Л.: Наука, 1969. – Т. 1. – 658 с.
2. Федоров В.Д., Гильманов Т.Г. Экология. М.: МГУ, 1980. – 464 с.
3. Цимдинь П.А. Экологическая индикация сапробности малых рек (на примере коловраток – Rotatoria): Автореф. дис. ... канд. биол. наук. – Тарту, 1978. – 26 с.
4. Афонина Е.Ю. Зоопланктон наливного водохранилища-охладителя Харанорской ГРЭС (Забайкалье): динамика формирования разнообразия и экология: Автореф. диссер. канд. биол. наук. – Иркутск, 2012. – 22 с.
5. Чуйков Ю.С. Материалы к кадастру планктонных беспозвоночных бассейна Волги и северного Каспия. Коловратки (Rotatoria). – Тольятти: ИЭВБ РАН, 2000. – 196 с.
6. Пидгайко М.Л. Материалы к сравнительной физико-географической характеристике водоемов-охладителей тепловых электростанций Украины // Гидрохимия и гидробиология водоемов-охладителей тепловых электростанций СССР. – Киев: Наукова Думка, 1971. – С. 19-36.

УДК 574.583(262.81+470.67)

К ИЗУЧЕНИЮ ПЛАНКТОННЫХ СООБЩЕСТВ КАСПИЙСКОГО МОРЯ В УСЛОВИЯХ УСИЛИВАЮЩЕЙСЯ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ

А.Ш. Гасанова¹, К.М. Гусейнов¹, М.К. Гусейнов²

¹ Прикаспийский институт биологических ресурсов, Дагестанский научный центр РАН
Махачкала, Россия, kais61@mail.ru

² Дагестанский государственный университет, факультет ИиИТ, Махачкала, Россия

В работе представлены результаты исследований комплексного влияния антропогенных (поток биоинвазий, химическое загрязнение, зарегулирование и изменение стока питающих рек) и естественных (изменение уровня режима) факторов на планктонные биоценозы акватории российского сектора Среднего Каспия.

Ключевые слова: Каспийское море, антропогенное загрязнение, фитопланктон, зоопланктон.

Характерные значительные изменения природных условий Каспийского моря, обусловленные комплексом климатических, гидрологических, геологических, антропогенных процессов, протекающих в пределах его водосборного бассейна, определяют динамический и труднопредсказуемый характер его режима.

Между тем, изменение состава, интенсивности развития и распределение доминирующих комплексов планктонных сообществ адекватно отражают качество среды обитания, обусловленное климатической и антропогенной составляющей. В связи с этим актуально изучение сообществ фитопланктона и планктонных беспозвоночных акватории западной части Среднего Каспия.

Материалом послужили результаты плановых мониторинговых исследований планктонных сообществ российского сектора Каспия, проведенных ДНЦ РАН и ЮНЦ РАН в летний период 2001 – 2008 гг. с НИС «Цада» и «Денеб» над глубинами 50–200 м. На мелководьях (глубины менее 50 м) и в акваториях Кизлярского и Сулакского заливов забор проб проводили с использованием маломерных судов.

Фитопланктон отбирали батометром Молчанова, фиксировали в 4% формалине или кислым раствором Люголя. Подсчет количества клеток проводили в камере типа Ножотта объемом 0,1 мл, с трехкратной повторностью под световым микроскопом «Микмед-6» (увеличение x400 и x200). Биомассу водорослей рассчитывали, используя формулы геометрического подобия клеток. Численность клеток выражали в млн. кл./м³, обилие всего фитопланктона и отдельных видов оценивали по сырой массе в мг/м³ и г/м³.

Сбор гребневика проводили с использованием планктонной сети с ячейей 0,33мм, с широким съемным стаканом. Сразу же после сборов гребневиков сортировали по размерным группам: 0 – 5мм, 5 – 10мм, 10 – 15мм и т.д., в мерном цилиндре определяли их массу. Камеральная обработка проводилась по общепринятым методикам.

Общеизвестно, что биологические сообщества Каспия в настоящее время испытывают усиленную антропогенную нагрузку, которая, в сочетании с естественным изменением климата, привела к трансформации автохтонной биоты водоема. Применительно к ситуации в Каспийском море, острота проблемы обусловлена изолированностью водоема, качественной бедностью флоры и фауны.

Антропогенный перенос чужеродных гидробионтов судами торгового порта определен Глобальным экологическим фондом (GEF) как одна из наиболее значительных угроз. В конце девяностых годов в водах Каспия был обнаружен аутакклиматизант – пелагический хищник гребневик *Mnemiopsis leidyi* (A.Agassiz). Отсутствие естественных хищников и паразитов способствовали его интенсивному развитию и широкому распространению.

Прямым объектом хищничества мнемииопсиса в Каспии стало сообщество зоопланктона, которое за годы присутствия гребневика утратило свой традиционный летний максимум. Так, в августе 2001г в акватории западной части Среднего Каспия нами наблюдалось массовое развитие популяции мнемииопсиса, что привело к сокращению качественных и количественных показателей сообщества зоопланктона более чем на 90%. Было встречено только 7 видов и форм зоопланктона, из которых более 55% являются личинками или молодью планкто-бентических организмов. Полностью отсутствовали в планктоне ветвистоусые рачки и многие коловратки. Из копепод был отмечен только *Limnocalanus grimaldii* и азово-черноморский вселенец 80-х гг. XX столетия *Acartia clausi*. Доминирующие виды зоопланктона *Euritemora grimmeri*, *Calanipeda aquae dulcis* Kritsch в сборах вообще отсутствовали. Гребневик встречался от прибрежных мелководных зон до максимальных глубин, причем более 70% популяции составляли особи размером менее 5мм. Численность этой размерной группы в некоторых районах, в частности у устья р. Сулак на глубине 8м достигала 3000 экз./м³, при биомассе более 850 г/м³. В целом, по акватории средняя биомасса гребневика в августе 2001г составляла 209г/м³[1,2].

Трофический пресс гребневика способствовал возрастанию флористического разнообразия фитопланктона. За весь период наших исследований (2001-2008гг) в акватории российского сектора Каспия было зарегистрировано 137 видов фитопланктона (табл.1), в том числе: в августе 2001г в акватории дагестанского сектора Каспия нами был зарегистрирован 71 вид фитопланктона [3], в 2006г в акваториях Кизлярского и Сулакского заливов – 34 и 25 видов, соответственно [4], на прибрежных мелководьях российского сектора Каспийского моря – 58 видов [5], в 2007г в акватории западной части Северного Каспия -73 вида, в 2008г в мористой части российского сектора Каспия – 87 видов и внутривидовых таксонов микроводорослей, в том числе: в западной части Северного Каспия -51 вид, в российском секторе Среднего Каспия – 71 вид. Для сравнения, в «догребневиковые» годы, в 1976г. наблюдалась вегетация 62 видов планктонных микроводорослей, в 1983г (в период увеличения волжского стока и распреснения акватории) лишь 37 видов [6].

Таблица 1. Таксономическая структура летнего фитопланктона российского сектора Каспия (2001-2008гг)

отдел	класс		порядок		семейство		род		вид	
	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%
Cyanophyta	2	28,58	3	17,6	9	28,1	14	26,9	36	26,3
Bacillariophyta	2	28,58	7	41,2	10	31,3	13	25,0	47	34,3
Dinophyta	1	14,28	3	17,6	4	12,5	9	17,3	29	21,2
Euglenophyta	1	14,28	1	6,0	2	6,2	3	5,8	4	2,9
Chlorophyta	1	14,28	3	17,6	7	21,9	13	25,0	21	15,3
всего	7	100	17	100	32	100	52	100	137	100

Вследствие выедания зоопланктона мнемииопсисом, в планктоне сохраняются кормовые мелкоклеточные виды фитопланктона. Регистрировались высокие количественные показатели сообщества фитопланктона. В 2001г средняя биомасса фитопланктона в акватории западной части Среднего Каспия превышала 2г/м³, достигая на отдельных станциях почти 16г/м³[3].

Многолетние данные по динамике популяции гребневика свидетельствуют о больших межгодовых различиях в ходе изменения его численности, биомассы и размерной структуры. По нашим данным, в 2008 г. в акватории российского сектора Среднего Каспия наблюдалось значительное уменьшение количественных показателей гребневика, средняя биомасса которого, по сравнению с этим же периодом 2001 г., снизилась в 14,5 раз и составила 14,4 г/м³. Гребневик в исследуемой акватории встречался локально, в небольших количествах, был полностью сосредоточен

на горизонте 0-5м, и был представлен мелкоклеточными формами. Изменился и район наибольшей концентрации гребневика: если в 2001г. это была Северная зона Среднего Каспия, то в 2008г самые высокие концентрации мнемииописа наблюдались в Центральной зоне.

Уменьшение количественных показателей популяции мнемииописа в 2008г не повлияло на таксономический состав зоопланктона. При анализе полученных результатов обращает на себя внимание бедность видового состава сообщества зоопланктона. По результатам исследований, в августе 2008, 2010, 2012гг. было выявлено только 8 таксономических единиц, из которых более 50% являются личинками или молодью планкто-бентических организмов. Уменьшение биомассы гребневика в 2008г. привело к увеличению средней биомассы зоопланктона лишь в 1,7 раз. Популяция зоопланктона достаточно долго находилась под трофическим прессом гребневика, и выеденный в предыдущие сезоны планктон не успевает возобновляться. Кроме того, натурализация гребневика изменила традиционное соотношение основных групп зоопланктона. В 2008г в планктоне исследуемой акватории наблюдалось абсолютное доминирование аутаклиматизанта 2000 г. *Acartia tonsa*, которая определяла численность и биомассу всего зоопланктона и составляла 89% всей биомассы зоопланктона. Традиционные для Каспия виды *Eurytemora grimmeri*, *Calanipeda aquae dulcis* в планктоне вообще отсутствовали, *Limnocalanus grimaldii* и *Acartia clausi* встречались в планктоне спорадически. В небольших количествах по всей исследуемой акватории встречались науплии копепод, личинки усоногих и двустворчатых моллюсков. Отсутствие в планктоне привычных копепод, играющих значительную роль в биоценозе Среднего Каспия, объясняется, по-видимому, тем обстоятельством, что выеденный в предыдущий сезон планктон не успевает возобновиться. Освободившуюся экологическую нишу почти полностью заняла *A. tonsa*, благодаря своей высокой биологической валентности.

Снижение количественных показателей популяции гребневика в 2008г привело к уменьшению средней биомассы фитопланктона, по сравнению с тем же периодом 2001 г., в 5,5 раза, при этом биомасса синезеленых водорослей снизилась в 478 раз (рис.1).

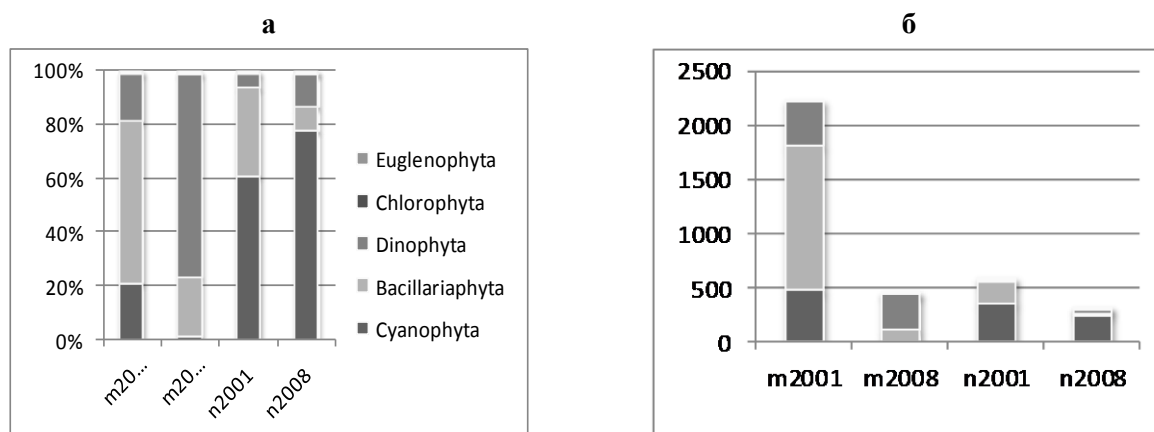


Рис. 1. Динамика биомассы (m) (**а** - % соотношение; **б** - мг/м³) и численности (n) (**а** - % соотношение; **б** - млн. экз./м³) основных таксонов летнего планктонного альгоценоза западной части Среднего Каспия.

Одновременно наблюдалась смена доминирующих комплексов. По данным ВНОРО в летнем фитопланктоне западной части Среднего Каспия в «догребневиковый» период 1934 – 1986 гг. (это период максимальной плотности зоопланктона) по численности преобладали динофитовые водоросли, главным образом *Prorocentrum cordatum* (Ostf.) Dodge, основу биомассы составляла *Pseudosolenia calcar-avis* (M. Shultze) Sch. [6]. Для современной структуры летнего фитопланктона Среднего Каспия характерно высокое таксономическое разнообразие и значительное количественное развитие. В период наших исследований, вследствие выедания мнемииописом зоопланктона, в планктоне сохраняются кормовые виды планктонных микроводорослей. Наблюдалось преобладание мелкоклеточных видов. По численности доминировали синезеленые микроводоросли. При этом аутаклиматизант 1934 г. *P. calcaravis* совершенно не выдерживала конкуренции и встречалась в планктоне лишь на нескольких станциях северной зоны дагестанского сектора Каспия в начале июня 2001 г.

Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ (проект № 06-04-96634 «Исследование влияния биологического и химического загрязнения на биоценозы дагестанского района Каспия», проект № 09-04-96579 «Разработка эффективных механизмов защиты экосистемы Среднего Каспия в условиях биоинвазий», проект № 12-04-96513 «Экосистемный мониторинг биологических

сообществ бассейна российской акватории Каспия в условиях изменения климата, антропогенного и биологического загрязнения»).

Список литературы

1. Гусейнов М.К., Османов М.М., Гусейнов К.М. Изменение структуры пелагической экосистемы дагестанского района Каспия под воздействием гребневика *Mnemiopsis leidyi* (A. Agassiz) // Океанология. 2005. Т.45. №1. С. 69 – 72.
2. Устарбеков А.К., Гусейнов К.М., Гасанова А.Ш. Донные сообщества дагестанского побережья Каспия в условиях трансгрессии моря и инвазии гребневика *Mnemiopsis leidyi* (A. Agassiz). // Юг России: экология, развитие. 2008. №2. С. 99 – 101.
3. Гасанова А.Ш. Состав и распределение фитопланктона дагестанского района Каспия в условиях меняющегося режима моря: Автореф. дис. канд. биол. наук. Махачкала. 2004. 32с.
4. Гасанова А.Ш., Ковалева Г.В., Гусейнов К.М. Структура фитопланктонного сообщества Кизлярского и Сулакского заливов Каспийского моря // Аридные экосистемы. 2011. Т.17. №3(48). С. 77 – 82.
5. Матишов Г.Г., Гасанова А.Ш., Ковалева Г.В. Влияние изменений гидролого-гидрохимического режима Каспийского моря на развитие микроводорослей в прибрежной зоне // Доклады академии наук. 2011. Т.437. №3. С. 404 – 408.
6. Каспийское море. Фауна и биологическая продуктивность. М.: Наука, 1985. 290с.

УДК 574.52:574.587+594.1

РАЗВИТИЕ ПОПУЛЯЦИЙ КРУПНЫХ ДВУСТВОРЧАТЫХ МОЛЛЮСКОВ И ОСОБЕННОСТИ ИХ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ, КАК РЕАКЦИЯ НА ИЗМЕНЕНИЕ ПРИРОДНЫХ И АНТРОПОГЕННЫХ ФАКТОРОВ В ОЗЕРАХ

Д.С. Дудакова, В.П. Беляков

*ФГБУ науки Институт озераедения РАН
г. Санкт-Петербург, Judina-@yandex.ru*

Исследовалось распределение крупных моллюсков в литорали зал. Импилахти (Ладожское озеро) рядом с форелевым хозяйством, и оз. Красное в разные годы. Отмечены высокие плотности. Пояс максимального развития моллюсков составлял 15 м, при диапазоне глубин 1 - 2 м.
Ключевые слова: Ладожское озеро, залив Импилахти, озеро Красное, униониды, антропогенное влияние.

Исследования популяций крупных моллюсков в Ладожском озере проводились в заливе Импилахти. Согласно проведенным ранее работам, этот залив относится к зоне экологического риска [1]. Ему свойственен ограниченный водообмен с основной акваторией водоема. Гидрохимический режим залива изменяется в зависимости от уровня хозяйственного развития на его берегах. Показано, что снижение антропогенной нагрузки в 90-х годах прошлого столетия положительно сказалось на качестве воды [2]. В конце 50-х годов, когда нагрузка на залив была еще существенна, были отмечены максимальная численность и биомасса макробентоса по сравнению с другими исследованными заливами шхерного района. По структуре численности преобладали хирономиды, далее – олигохеты, гаммариды. Моллюски занимали небольшую долю, как по численности, так и по биомассе. Сходные результаты дали недавние литоральные работы 2006 г. [3]. Специальных исследований крупных видов малакофауны залива не проводилось.

Популяции крупных моллюсков в оз. Красном изучаются с 1960-х годов в рамках многолетнего экологического мониторинга этого озера [4, 5]. В период с конца 70-х до 90-х годов отмечался период повышения трофического статуса озера, связанный с многолетними колебаниями основных климатических факторов и усилением антропогенной нагрузки. В зоне обитания моллюсков в этот период отмечалось увеличение доли мелкодисперсной фракции в грунте и снижение концентрации кислорода в воде в подледный период. Это привело к увеличению доли пелофильных форм зообентоса на литорали и полному исчезновению реликтовых ракообразных. В начале 90-х годов, также как и в Ладожском озере, отмечено снижение нагрузки на оз. Красное и частичное восстановление оксифильных популяций зообентоса [5].

Крупные двусторчатые моллюски семейства Unionidae (Перловицевые) - *Unio* и *Anadonta*, являясь фильтраторами воды и создавая значительную биомассу в реках и озерах, играют заметную роль в пресноводных экосистемах Европейской части России. Через популяции этих моллюсков благодаря работе их жаберного аппарата за вегетационный сезон проходят очень большие объемы воды, что играет решающую роль в самоочищении континентальных водоемов и водотоков. Осаждаемые из воды в результате фильтрационной деятельности моллюсков, взвешенные вещества

входят в состав донных отложений рек, озер и водохранилищ, служат пищей для других гидробионтов (например, личинок Chironomidae). Велика роль этих животных в питании некоторых водоплавающих и околоводных птиц, ряда водных млекопитающих, молодь моллюсков потребляется рыбами [6].

Целью нашего исследования было изучить развитие популяций и особенности распределения крупных двустворчатых моллюсков в разных экологических обстановках.

Задачи:

1) дать количественные характеристики и выявить особенности распределения крупных двустворчатых моллюсков в заливе, подверженном влиянию форелевого хозяйства;

2) исследовать особенности многолетних изменений популяций моллюсков в литорали оз. Красного при изменении антропогенной нагрузки.

Исследование проводилось 10 августа 2013 года в литоральной зоне залива Импилахти, находящегося в северной части Ладожского озера. Температура воды, в среднем, составляла 21,4 °С. Применялся полигонный метод исследования, суть которого заключалась в следующем. С лодки производилась батиметрическая съемка с использованием эхолота Lowrens участка размером 100 (вдоль береговой линии) на 100 (в глубину от берега) метров. Параллельно с помощью GPS осуществлялась привязка к координатной сетке. В дальнейшем, при камеральной обработке, с помощью программы Surfer 9, на основании имеющихся данных отстраивалась карта распределения глубин. Согласно проведенным батиметрическим промерам максимальная глубина на изученном полигоне в зал. Импилахти достигала 9,2 м. Вслед за измерением батиметрии в полевых условиях проводилось подводное обследование с выделением смены грунтов, макрофитов, фитобентоса. На основе этих данных составлялись карты-схемы. Существенным подспорьем в этих работах было прохождение на расстояние от 0 до 20 м от берега (в шхерном районе 20 м - расстояние, охватывающее все пояса в пределах литорали) видеотрансект с использованием цифровой камеры Cannon, и дальнейший анализ в камеральных условиях стоп-кадров, выделенных с помощью программы Photoshop. Метровые метки на проложенном по дну веревочном тросе позволяли выделить квадраты 1 м на 1 м, в которых проводился учет численности встреченных моллюсков. Стоп-кадры с отснятого видеоматериала также позволяли вести учет численности на участках размером 30 на 30 см; умножая на соответствующий коэффициент, получали численность на м². Подробные количественные съемки моллюсков оз. Красного проводились в 1993, 2005 и 2012 гг. в июле-августе, на нескольких разрезах на литорали на глубинах от 0 до 1,5 м глубиной, с применением рамки 1x1 м, аналогично тому, как делалось в 1973 г [4]. На больших глубинах использовались отборы дночерпателем Петерсена с площадью захвата 1/40 м² в 20-25-кратной повторности. Извлеченных моллюсков определяли, подсчитывали и взвешивали.

Изучая роль природных факторов в распределении двустворчатых моллюсков, в нашей работе мы сделали акцент на недостаточно изученном факторе – распределении изучаемых организмов в зависимости от зональности литорали в местах выхода коренных горных пород. Используемый нами полигонный метод позволил выявить наличие 6 поясов, отмечаемых при движении по профилю. Описание их особенностей, прежде всего связанных с типом грунта, приведено в первой графе Таблицы 1. Каждый пояс имеет характерный набор условий, которые влияют на присутствие и количественное развитие здесь определенных видов, имеющих определенные экологические требования.

Таблица 1. Распределение моллюсков исследуемого полигона размером 100x100 м залива Импилахти в разных поясах литоральной зоны по профилю

Пояс	Глубины	Процент занимаемой площади полигона	Численность крупных двустворчатых моллюсков, экз./м ²		
			<i>Unio pictorum</i>	<i>Anadonta cygnea</i>	Общая численность
I. Скальный монолит	0-0,1 м	0,5%	0	0	0
II. Крупные обломки	0,1-1,1 м	3,5%	0	0	0
III. Разреженный обломочный материал, чередующийся участками с заиленным песком	1,1-1,5 м	4,9%	48	8	$\frac{56}{44-67}$
IV. Мелкий грунт с очень редкими обломками	1,5-2,1 м	9,9%	12	32	$\frac{47}{17-122}$
V. Заиленный склон	2,1-3,0 м	4,0%	0	2	$\frac{2}{0-4}$
VI. Илистый грунт в наиболее глубокой части	3,0-9,2 м	77,2%	0	0	0

Примечание: в графе общая численность: над чертой - среднее значение, под чертой - значения минимума и максимума численности

В результате проведенной работы было выявлено, что ширина зоны, занимаемой моллюсками, невелика, и составляет лишь 19% от общей площади полигона и порядка 21% – от площади с глубинами равными и менее 8 м. Наибольшего развития популяция моллюсков достигает в зоне шириной 10 м в диапазоне глубин от 1 до 2 м. В некоторых местах они образовывали друсы или сидели вплотную друг к другу. Далее их размещение гораздо более разрежено. Отмечена смена видового состава со сменой грунта и условий. Ближе к берегу, доминировал вид *Unio pictorum* (L.), а глубже - *Anadonta cygnea* (L.). С глубиной происходило укрупнение размеров моллюсков.

На рисунке 1 представлена блок-диаграмма распределения моллюсков, отражающая результаты обследования дна с помощью видеотрансект и непосредственного наблюдения аквалангистом.

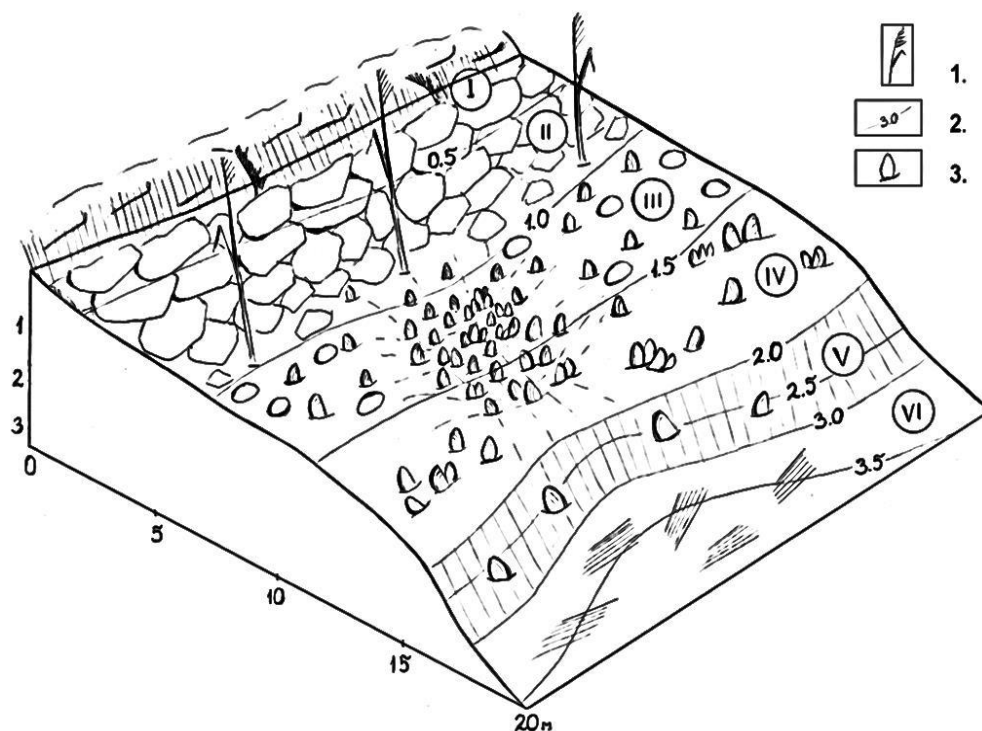


Рис. 1. Блок-диаграмма распределения крупных двустворчатых моллюсков на полигоне размером 20x20 м с неоднородностью подводного рельефа.

Примечание: римскими цифрами указаны номера поясов, расшифровка к которым дана в таблице 1. 1. - верхняя граница зарослей тростника обыкновенного *Phragmitetum australis* (Cav.); 2. – изобаты; 3. – крупные двустворчатые моллюски

При подводных обследованиях было отмечено увеличение концентрирования численности двустворок в понижениях подводного рельефа.

На литорали оз. Красного распределение унионид, в целом, демонстрировало ту же модель, что и в заливе Импилахти. При этом, если в 60-е годы отдельные особи *Anadonta complanata* встречались и на глубине 3 м [4], то, начиная с 70-х годов, моллюски глубже 2 м не были обнаружены. На протяжении всего периода исследований *Anadonta* встречалась в основном на больших глубинах, где грунты были более заилены, а *Unio* – на меньших глубинах и более плотных песчаных грунтах. Определяющим фактором распределения моллюсков в литорали являлась динамика вод. Моллюски с более тяжелой толстой раковиной, способные лучше закрепляться в грунте – *Unio*, выдерживали динамическое действие прибойных волн, мигрируя на большие глубины при сезонном снижении уровня воды. Плотность моллюсков была максимальна на глубинах около 0,7 м, снижаясь в обе стороны от этой изобаты, составляя в разные годы от 40 до 130 экз./м². Биомасса на этих глубинах изменялась от 1,5 до 5 кг/м². Максимальные значения отмечались 1973 и 1993 гг. Минимальные значения в 60-е годы.

Многолетние изменения уровня трофии оз. Красного и степени заиления грунта литорали приводили не только к изменениям количественного развития популяций унионид, но и соотношения их 3-х популяций: *Anadonta complanata*, *Unio tumidus* и *U. pictorum*. В частности, если в 60-х годах и в 1973 г. почти 80 % составляли *Unio pictorum* [4], то в 1993 г средняя плотность трех видов составляла 56, 12 и 42 экз./м², соответственно, а в 2005 и 2012 гг. – 16-19, 24-31 и 55-60 экз./м². Т.е. доля беззубок заметно выросла в период «эвтрофирования» озера и снизилась в период «восстановления», при этом

если плотность *Unio tumidus* увеличилась вдвое, то плотность *Unio pictorum* увеличилась незначительно, но почти достигла значений 1973 года. До 30-40 % популяций составляли особи 6-8 лет, меньшая доля возрастных моллюсков приходилась на диапазон глубин от 0,7 до 0,9 м.

Изученные местообитания в разной степени находятся под воздействием антропогенного фактора. Если залив Импилахти, где проводилось исследование на Ладожском озере, отличается высокой степенью эвтрофированности, то озеро Красное в настоящее время практически не подвержено влиянию человеческой деятельности. Выявлено, что в заливе с высокой степенью эвтрофирования величины численности крупных двустворчатых моллюсков достигают значительных цифр, максимум которых был равен 122 экз./м². Соответственно, при антропогенном максимальном воздействии в оз. Красном плотность моллюсков была сходной. Количественные данные по развитию популяций перловиц и беззубок в заливе Импилахти могут являться свидетельством наличия влияния форелевого хозяйства на малакофауну. Однако дать однозначную оценку нет возможности, поскольку исследования распределения крупных двустворчатых моллюсков до запуска форелевого хозяйства не проводились. Помимо данных по этой группе в период проведения исследований на дне также отмечалось активное развитие фитобентоса, который образует зеленый ковер, хорошо заметный при погружениях. Также имеются свидетельства рыбаков о значительном снижении улова ценных видов рыб в последние годы. Хотя согласно предыдущим работам в заливе Импилахти с использованием оценки по макробентосу, существенного влияния форелевых хозяйств на донные сообщества, не выявляется [7].

Показанное изменение плотности и видового состава по профилю дна связано в первую очередь со структурными особенностями грунта. Чтобы зарываться, моллюскам требуется мягкий или тонкозернистый грунт. Очевидно, что на камнях они не поселяются. На литорали с выходом скальных пород пояс, следующий за поясом крупных каменных обломков, отличается сильной мозаичностью, более подвержен гидродинамическому воздействию, возможно, перекачиванию обломочного материала. Поэтому здесь преобладают перловицы с более твердой, чем у беззубок раковиной и не столь требовательные к составу грунта, чем последние. Эти выводы подтверждаются сезонным перемещением моллюсков по дну, отмеченные в оз. Красном. А также многолетними наблюдениями за популяциями моллюсков там же. Перестройку структуры унионид-перловиц в оз. Красном возможно объяснить разной экологической пластичностью двух видов, как это делают некоторые авторы [6]. Соответственно, включаются конкурентные отношения, и более благоприятные места заиленного грунта занимают более адаптированные к этому виды, либо более крупные взрослые моллюски.

Таким образом, отмеченные структурные и размерные изменения в популяциях объясняются как изменением внешних факторов среды, так и проявлением экологических особенностей разных видов моллюсков, встреченных в исследованных нами водоемах.

Список литературы

1. Андроникова И.Н., Распопов И.М., Курашов Е.А. Зоны экологического риска в прибрежных районах Ладожского озера, выявленные на основе гидробиологических и гидрохимических показателей // Литоральная зона Ладожского озера. СПб: Нестор-История. 2011. С. 366-381.
2. Расплетина Г.Ф., Юдин Е.А. Гидрохимическая характеристика залива Импилахти (Ладожское озеро) в условиях меняющейся антропогенной нагрузки. Экологическая химия. Т. 7. № 2. 1998. С. 93-99.
3. Барбашова М.А., Курашов Е.А. Макрофауна литоральной зоны Ладожского озера // Литоральная зона Ладожского озера. СПб: Нестор-История. 2011. С. 219-251.
4. Кузьменко К.Н. Продукция зообентоса // Биологическая продуктивность озера Красного и условия ее формирования. Л.: Изд-во «Наука». 1976. С. 181-191.
5. Беляков В.П. Многолетние изменения макробентоса оз. Красного // Многолетние изменения биологических сообществ мезотрофного озера в условиях климатических флуктуаций и эвтрофирования. СПб.: Изд-во «ЛЕМА». 2008. С.167-184.
6. Рижинашвили А.Л. Рост, функциональное и биоиндикационное значение популяций перловиц (*Bivalvia*, *Unionidae*) в экосистемах водоемов Европейской части России и сопредельных территорий. Автореф. дис.на соиск... к.б.н. СПб, 2009. 23 с.
7. Рыжков Л.П., Дзюбук И.М., Горохов А.А., Марченко Л.П., Артемьева Н.В. Иешко Т.А., Рябинкина М.Г., Раднаева В.А. Состояние водной среды и биоты при функционировании садковых форелевых хозяйств // Водные ресурсы. Т. 38, № 2. 2011 С. 239-247.

**ВЛИЯНИЕ ПОВЫШЕННОЙ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ
НА СТРУКТУРНЫЕ ИЗМЕНЕНИЯ СООБЩЕСТВ ЗООПЛАНКТОНА
НОВОСИБИРСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА**

Н.И. Ермолаева, С.Я. Двуреченская

*Институт водных и экологических проблем СО РАН, Новосибирский филиал
630090 Новосибирск, Морской пр. 2, Россия, hope413@mail.ru*

В условиях повышенной антропогенной нагрузки исследовано влияние химического состава воды Новосибирского водохранилища на структурные характеристики зоопланктона, являющиеся индикаторами загрязнения экосистемы.

Ключевые слова: Новосибирское водохранилище, антропогенное влияние, химические характеристики, зоопланктон.

Новосибирское водохранилище существенно отличается от водохранилищ европейской территории России по ряду параметров. Довольно низкие температуры воды и сравнительно короткий безледоставный период обуславливают специфику гидрохимических и гидробиологических характеристик водоема, влияют на формирование качества воды [1]. Специфика водохранилищ, связанная с зарегулированием стока (сравнительно невысокая проточность, наличие застойных зон), может способствовать накоплению загрязняющих веществ, поступающих со сточными водами сельскохозяйственного и промышленного производства [2]. С другой стороны, состав и распределение химических веществ в природных водах связаны с как с поступлением загрязняющих веществ, так и, в значительной степени, с жизнедеятельностью гидробионтов и внутриводоемными процессами [3].

Экосистемы регулируются взаимодействиями между различными биотическими и абиотическими звеньями. Зоопланктон занимает центральное положение в пищевых цепях, осуществляя важную трофическую связь между множеством первичных продуцентов и высших консументов. Благодаря множеству связей, зоопланктон глубоко вовлечен в широкий спектр процессов и механизмов, формирующих абиотическую и биотическую среду экосистемы. Гидробиологические показатели являются важнейшим элементом системы контроля загрязнения водной среды. Водные организмы, как правило, реагируют на уровень загрязнения в целом, независимо от конкретных источников загрязнения. Зоопланктон — один из наиболее чувствительных к загрязнениям компонентов экосистемы.

Основное питание Новосибирского водохранилища происходит через входной створ р. Оби (более 95%). На боковую приточность в пределах самого водоема приходится менее 5% годовой величины притока. Химический состав воды в Новосибирском водохранилище формируется, в основном, также за счет основного притока р. Оби. Поступление химических веществ с водой р. Оби в приходной статье баланса является преобладающим (93-95%). Оценка вклада основных боковых притоков в химический состав воды водохранилища (по приоритетным химическим ингредиентам: нефтепродуктам, фенолам, аммонийным соединениям, нитритам, величинам БПК₅) показала, что вклад р. Берди в гидрохимический сток по нефтепродуктам составляет 2.5%, по величинам БПК₅ — 1.8 %, по фенолам — 1.1 %, по нитритам — 1.9 %, по аммонийным соединениям — 1.7 %. Вклад р. Каракана примерно на порядок меньше: по нефтепродуктам он составляет 0.2 %, по фенолам — 0.08 %, по БПК₅ — 0.13 %, по аммонийным соединениям — 0.1 %, по нитритам — 0.1 % [4]. Таким образом, даже наиболее крупные боковые притоки не вносят какой-либо ощутимый вклад в качество воды водохранилища. При этом на самих притоках могут возникать участки с повышенной экологической напряженностью, главным образом, за счет вклада антропогенной составляющей. Иллюстрацией этого факта могут служить результаты, полученные при изучении качества воды в Бердском заливе.

Бердский залив — наиболее крупный из всех заливов Новосибирского водохранилища — расположен в нижней его части. Река Бердь — правобережный приток. Основное русло водохранилища и основной транзитный поток воды проходят вдоль его правого берега, создавая подпор р. Берди своеобразной «водяной плотиной» (рис. 1). Таким образом, Бердский залив фактически представляет собой достаточно изолированный водоем. При этом залив подвергается значительной антропогенной нагрузке за счет поступления стоков с садовых участков, с территорий многочисленных пансионатов и летних лагерей. Отдельными проблемами являются активное строительство в водоохранной зоне, наличие больших площадей тепличных хозяйств непосредственно около уреза воды, сбросы недоочищенных стоков промышленных предприятий и объектов ЖКХ.

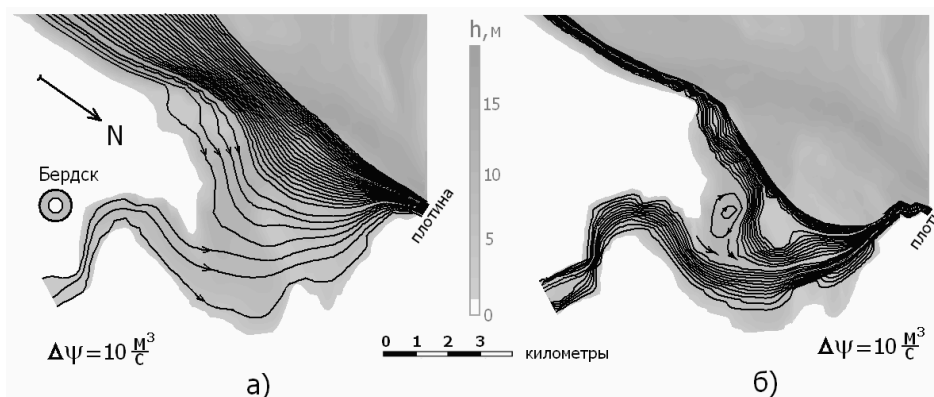


Рис. 1. Линии тока при общем расходе в водохранилище в районе Бердского залива (а – маловодный год, б – многоводный год) [5].

В результате многолетнего гидрохимического и гидробиологического мониторинга обнаружено, что в Бердском заливе Новосибирского водохранилища наблюдается процесс интенсивной эвтрофикации. Если в озерной части водохранилища количественные показатели зоопланктона зависят от уровня воды, длительности стояния постоянного уровня, водности года, температуры, то в Бердском заливе наблюдается прирост биомассы независимо от гидрологических и метеорологических условий. По сравнению с началом 90-х годов, биомасса зоопланктона выросла более чем в 5 раз (рис. 2). При этом наблюдается активное летнее цветение сине-зеленых водорослей на данном участке.

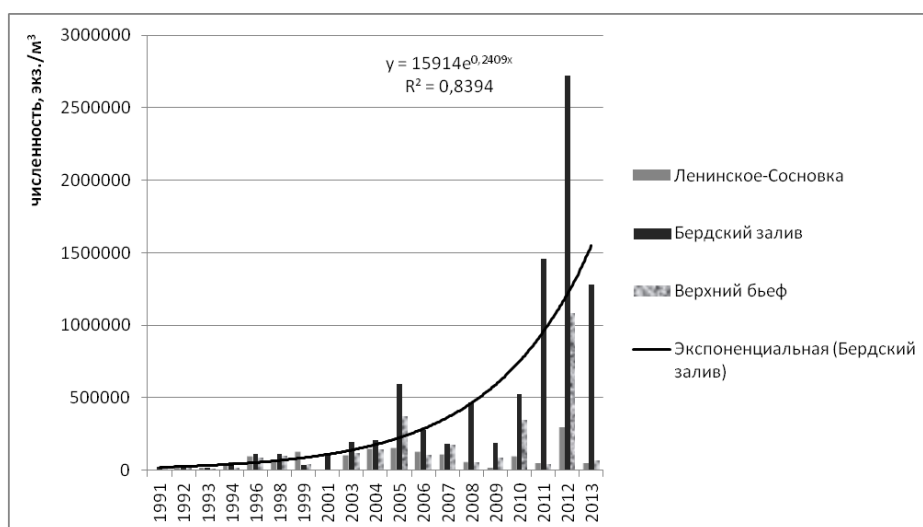


Рис. 2. Многолетняя динамика численности зоопланктона в Бердском заливе и в приплотинной зоне Новосибирского водохранилища.

До 2010 года содержание легкоокисляемых органических веществ (по величинам БПК₅) в Бердском заливе во все сезоны не превышали этих величин на основной акватории водохранилища. В 2010-2013 гг. в нижней части Бердского залива, не подверженной разбавлению транзитными водами водохранилища, в июле отмечены повышенные показатели БПК₅, существенно превышающие значения на участке Ленинское-Сосновка и Верхний бьеф (нижняя часть водохранилища). Так, в 2012 г. показатели БПК₅ в нижней части Бердского залива составили 4.99, тогда как в основном русле водохранилища этот показатель не превышал 3.2, а в 2013 г. величины БПК₅ составляли 7.93-7.96 мг O₂/дм³, в августе - 5-6 мг O₂/дм³. В то же время в самом водохранилище эти величины не превышали 2-3 мг O₂/дм³ (рис. 3)

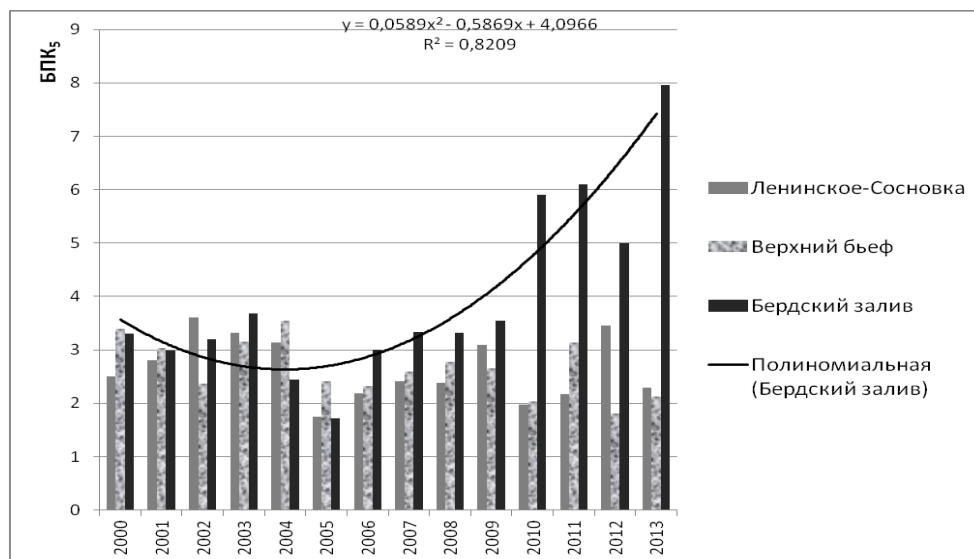


Рис. 3. Динамика изменения величины БПК₅ (мг О₂/дм³) в Бердском заливе и в приплотинной зоне Новосибирского водохранилища.

Антропогенная нагрузка на воды залива в последние годы возрастает, как вследствие развития жилого и промышленного сектора г. Искитим и г. Бердск, так и вследствие износа очистных сооружений. Примером может служить авария на канализационном коллекторе города Бердска, которая произошла 15 октября 2013 г. и привела к аварийному выбросу канализационных вод на территорию коллектора, расположенного на левом берегу Бердского залива с последующим их поступлением в воды реки Бердь. По оценочным данным в водоем поступило 26 тыс. м³ загрязненных вод. Излив неочищенных стоков продолжался в течение 52 часов. Анализ качества воды в Бердском заливе после аварии проводился в аккредитованных лабораториях: отделе по контролю качества природных и сточных вод ФГУ «ВерхнеОбьрегионводхоз» и испытательном лабораторном центре ФБУЗ «Центр гигиены и эпидемиологии в Новосибирской области» в г. Бердске.

В районе аварийного сброса наблюдались низкие значения рН (6.65-6.93). До аварии значения рН находились в диапазоне 8.3-8.6. Как правило, вода в водохранилище — слабощелочная. В зоне выброса и в 500 м ниже отмечались наиболее высокие значения БПК₅ (4.52 и 4.58 мг О₂/дм³), было зафиксировано повышение концентрации аммонийного азота до 0.67 мг N/дм³ (до аварии концентрация аммонийных соединений не превышала ПДК, и в районе устьевого участка Бердского залива составляла 0.22 мг N/дм³), нитратов до 0.23 мг N/дм³, сульфатов до 20.5 мг/дм³ (что превышало примерно в два раза фоновые значения). Наиболее высокие значения ХПК наблюдались ниже точки сброса спустя пять суток после аварии и составляли 20,8 – 27,0 мг О/дм³. Повышенные значения концентраций фосфатов (0.36 – 0.37 мг/дм³), превышающие фоновые значения на порядок, были отмечены как в месте выброса, так и 500 м выше и 500 м ниже по течению. Таким образом, при залповом выбросе загрязняющих веществ произошло локальное загрязнение в точке выброса и перераспределение загрязняющих веществ за счет стокового и нагонного ветрового течений.

Гидробиологические исследования были проведены через 24 часа после ликвидации аварии. Была проведена оценка воздействия загрязненных вод на зоопланктонные ценозы Бердского залива, оценка качества воды методами биоиндикации и расчет потенциальной скорости самоочищения загрязненных водных масс.

Высокие концентрации органических веществ в сточных водах оказывают, как правило, отрицательное воздействие на физико-химические показатели воды, особенно на кислородный режим, ухудшая условия обитания гидробионтов. С другой стороны, прослеживается стимулирующее влияние внешней биогенной и органической нагрузки на количественные характеристики отдельных групп зоопланктона.

Непосредственно после аварии численность зоопланктона на участке 500 м выше сброса и 500 м ниже сброса составляла 147980 – 148700 экз./м³ при биомассе 390.6 – 751.4 мг/м³, тогда как на участке непосредственного воздействия канализационных стоков численность составила 180900 экз./м³ при биомассе 1018.4 мг/м³. Основу численности зоопланктона на всей акватории залива составляли коловратки, но в зоне выброса численность Cladocera и Copepoda была в 1.5 – 2 раза выше, чем на основных участках, в основном за счет фильтраторов и детритофагов *Daphnia longispina* Müller, *D. pulex* (De Geer), *Bosmina longirostris* (Müller) *Eudiaptomus graciloides* Lill. и др.

Санитарно-биологическое состояние основной акватории Бердского залива с учетом индексов сапробности Пантле и Букк для зоопланктона не выходило за пределы β-мезосапробной зоны (1.60-

1.61). Однако на участке выброса индекс сапробности был выше, чем на остальных обследованных точках (1.68), что является показателем залпового поступления органического вещества. Влияния выброса коллектора на экосистему как Бердского залива в целом, так и на его устьевой участок не было обнаружено. Воздействие было ограничено локальным участком.

Участие зоопланктона в процессах самоочищения водохранилища выражается в минерализации органического вещества, что приводит к снижению значений показателей БПК₅ и ХПК. При температуре 4 °С и зафиксированных при обследовании численности и биомассе фильтрующих видов зоопланктона, фильтрационная активность зоопланктона, содержащегося в 1 м³ воды, составила около 0.033 м³/сут. Таким образом, даже без учета фильтрации зообентоса и без учета бактериальной деструкции, расчетная скорость самоочищения поступивших стоков фильтраторами зоопланктона должна была составить не более 30 дней. Кроме того, в условиях пониженных температур при разбавлении закономерно уменьшаются концентрации загрязняющих химических ингредиентов.

Этот вывод подтвердился результатами экспедиции, проведенной 18-19 февраля 2014 г. Качество воды на исследованном участке Бердского залива по большинству исследованных гидрохимических показателей соответствовало состоянию в самом водохранилище. Так вода слабощелочная (рН=8.11-8.35), кислородный режим благоприятный (8.67-12.38 мгО₂/дм³), концентрации аммонийных соединений (0.10-0.18 мг/дм³), нитратов (0.3-0.8 мг/дм³), нитритов (0.01-0.05 мг/дм³), фосфатов (0.01-0.05 мг/дм³), сульфатов (7.3-12.5 мг/дм³), фенолов (0.1-0.4 мкг/дм³) и нефтепродуктов (0.014-0.019 мг/дм³) соответствует концентрации в самом водохранилище. Исключение составляет лишь концентрация аммонийного азота, равная 0,67 мг/дм³ в точке непосредственного поступления стоков во время осенней аварии. Следует отметить также значения БПК₅ (2.03-3.15 мгО₂/дм³), несколько превышающие ПДК, равное 2 мгО₂/дм³ во всех исследованных пробах. Повышенные значения БПК₅, особенно в период с низкими температурами, свидетельствуют о сохраняющемся незначительном органическом загрязнении. Это подтверждается также и результатами гидробиологических исследований.

Как и непосредственно после аварии, в феврале 2014 г., на основной акватории Бердского залива значения индексов сапробности Пантле и Букк для зоопланктона не выходили за пределы β-мезосапробной зоны (1.59-1.60). Однако на участке выброса индекс сапробности был выше, чем на остальных обследованных точках (1.68). На контрольном створе выше влияния стоков численность зоопланктона составила 12720 экз./м³, а биомасса – 12.6 мг/м³. Основу численности составляли коловратки (до 12000 экз./м³), а основу биомассы – веслоногие раки, в основном диапаузирующие копеподиты различных возрастных стадий и науплии *Cyclops strenuus* Fischer. Cladocera не обнаружены. В зоне влияния выброса и на створе 500 м ниже нее отмечено повышение численности (до 135400 экз./м³) и биомассы (до 424.5 мг/м³) зоопланктона за счет крупных циклопов (Copepoda) и появления в пробах Cladocera, которые не получают развития в заливе выше по течению. Только в точке сброса зарегистрировано наличие в сообществе коловратки *Trichocerca capucina* (Wierz. et Lack.) и веслоногого детритофага *Eudiatomus gracilis* Sars, которые являются индикаторами повышенной трофности (т.е. наличия в воде и в верхнем слое донных осадков значительного количества органической взвеси, доступной для потребления в пищу фильтраторами зоопланктона). На основной акватории Бердского залива, вне влияния зоны сброса, изменений видового состава зоопланктона, по сравнению с многолетними данными, не зафиксировано.

Таким образом, судя по индикаторным видам, по количественным показателям сообщества зоопланктона и по величине индекса сапробности Пантле и Букк, выявлена небольшая зона органического загрязнения на участке акватории, непосредственно прилегающем к зоне коллектора, поскольку именно в данной точке складывается картина хронического органического загрязнения. Буферная емкость водоема пока позволяет локализовать это воздействие на ограниченном участке. Дальнейшее поступление загрязняющих веществ в залив может привести к значительному ухудшению качества воды.

Список литературы

1. Савкин В.М. Эколого-географические изменения в бассейнах рек Западной Сибири/ В.М. Савкин; Под ред. В.И. Булатова — Новосибирск: Наука, 2000. — 152 с.
2. Никаноров А.М. Гидрохимия. Учебное пособие/ А.М. Никаноров, Е.В. Посохов. — Л.: Гидрометеиздат, 1985. — 232 с.
3. Ермолаева Н.И., Двуреченская С.Я. Изучение влияния химического состава воды на формирование и функционирование зоопланктоноценозов Новосибирского водохранилища// Биологические аспекты рационального использования и охраны водоемов Сибири: Материалы Всероссийской конференции. — Томск: ТГУ, 2007. — С. 95- 103.
4. Двуреченская С.Я. Анализ роли различных источников поступления химических веществ в воды Новосибирского водохранилища // Сибирский экологический журнал. — 2012. — №4. — С. 473-478. /

Dvurechenskaya, S.Ya. Analysis of consequences of contribution from major sources of chemical matter in water of Novosibirsk reservoir // Contemporary problems of ecology. — 2012. — V.:5. — Issue: 4. — P.347-351.

5. Шлычков В.А. Гидродинамическая модель Новосибирского водохранилища как инструмент решения краткосрочных практических задач // Состояние и проблемы экологической безопасности Новосибирского водохранилища: Тезисы конференции. — Новосибирск: Русгидро, 2012. — С. 35-36.

УДК 574.583.(282.256.341.56).633.

ЗООПЛАНКТОННОЕ СООБЩЕСТВО И КАЧЕСТВО ВОДЫ РЕКИ НЕРЧА В 2010-2011 гг.

Е.Х. Зыкова

ФГБОУ ВПО «Забайкальский государственный университет»
672039 ул. Александрo-Заводская 30, г. Чита, Россия, evgenia.zykova@mail.ru

Приводятся результаты исследований зоопланктона р. Нерча Верхнеамурского бассейна. Представлены данные по таксономической структуре, количественные показатели. Определено качество воды по методу Пантле-Букка.

Ключевые слова: видовое разнообразие, индекс сапробности, качество воды.

В условиях возрастающей антропогенной нагрузки возникает острая необходимость изучения функционирования всех звеньев речных экосистем. Сообщество зоопланктона является важной гидробиологической составляющей оценки качества воды.

Река Нерча – река Верхнеамурского бассейна, левый приток р. Шилки. Длина реки 580 км, площадь бассейна 27 500 км². Берёт начало на склонах горы Чернышева между хребтом Черского и Олекминским становиком, течёт в широкой долине. Берега реки пологие, но с обеих сторон сопровождаются невысокими горами, состоящими из гранитов, гнейсов, слюдяных, глинистых и кремнистых сланцев и других пород. В верхнем течении долина реки богата древесными породами, среди которых преобладает лиственница. Впадает в р. Шилку несколькими рукавами. Основные притоки – Ульдурга, Нергучан. Питание в основном дождевое. Замерзает в начале октября, перемерзает с января до апреля; вскрывается в конце апреля – начале мая. Средний расход воды 90 м³/с [1].

В хозяйственном отношении бассейн р. Нерча мало освоен. Почти на всем своем протяжении р. Нерча протекает среди безлюдной горно-таёжной местности. Лишь в среднем течении и низовьях реки встречаются населенные пункты в Тунгокоченском и Нерчинском районах. На качество вод р. Нерча влияют такие виды традиционной деятельности как животноводство, добыча золота на притоках, заготовка леса. В Нерчинском районе производится переработка сельхозсырья – изготавливаются мясные продукты, макаронные и хлебобулочные изделия, работают птицефабрика и колбасный цех.

По данным наблюдений, проведенных ФГБУ «Читинский ЦГМС-Р» в 2011 г., согласно комплексной оценке вод по гидрохимическим показателям качество вод р. Нерча характеризовалось 4 классом качества (грязные воды) [2]. Наблюдения на реке осуществлялись у г. Нерчинск (всего в двух створах). Воды реки имели малую минерализацию, удовлетворительный кислородный режим. Реакция среды изменялась от нейтральной до слабощелочной. По химическому составу воды реки относятся к гидрокарбонатному классу. Среднегодовое содержание основных загрязняющих веществ находилось в пределах – трудноокисляемых органических веществ по величине ХПК до 2,5 ПДК, легкоокисляемых органических веществ по величине БПК₅ и азота нитритного – до 1,5 ПДК, соединений меди и нефтепродуктов – до 3 ПДК, соединений марганца – до 18, фенолов летучих – до 2 ПДК. Наибольшее содержание загрязняющих веществ отмечалось, в основном, в период весеннего половодья и в период прохождения летнего дождевого паводка. Соединения марганца отнесены к критическому показателю загрязненности вод реки. Характерными загрязняющими веществами являются фенолы летучие, трудноокисляемые и легкоокисляемые органические вещества [2].

По сравнению с 2010 годом, качество вод р. Нерча в створе 0,5 км выше г. Нерчинск за счет увеличения содержания легкоокисляемых органических веществ по величине БПК₅ и соединений марганца (до 1,5 раз), соединений меди и нефтепродуктов (до 2 раз) изменилось с 3 «б» (воды очень загрязненные) на 4 «а» класс (воды грязные).

Сведения о видовом составе коловраток и ракообразных р. Нерча имеются в работах [3, 4].

Цель данной работы - определение качества воды р. Нерча по организмам зоопланктона.

Материалом для работы послужили сборы зоопланктона на р. Нерча в июне 2010 (12.06 и 22.06) и июне 2011 (20.06) гг. Для исследований был выбран участок от г. Нерчинск до с. Зюльзя. Пробы были взяты на станциях: 500 м выше и ниже с. Зюльзя, 500 м ниже с. Олинск, 500 м выше и ниже с. Знаменка, 500 м ниже с. Левые Кумаки, 500 м выше и ниже г. Нерчинск. Отбор и обработку

проб проводили по общепринятым методикам [5]. Оценку качества воды по индикаторным организмам осуществляли по методу Пантле-Букка в модификации Сладечека.

Таксономическая структура и экологическая характеристика. В планктофауне р. Нерча за период наблюдений идентифицировано 42 вида беспозвоночных, относящихся к 27 родам, 15 семействам, 7 отрядам и 4 классам [3]. Наиболее многочисленной группой являются коловратки – 24 вида и подвида (57 % от общего числа видов). Ветвистоусые ракообразные представлены 16 видами (38 %), меньше всего отмечено веслоногих ракообразных - 2 вида (5 %). Наибольшим таксономическим разнообразием отличаются следующие роды: *Euchlanis* – 5 видов и вариететов, *Alona* – 4, *Trichocerca* – 3.

Таблица 1. Таксономическая структура зоопланктона р. Нерча в 2010-2011 гг.

Группы зоопланктона	Таксоны				
	Класс	Отряд	Семейство	Род	Виды
Rotifera	2	5	11	14	24
Cladocera	1	1	3	11	16
Scolecopoda	1	1	1	2	2
Всего	4	7	15	27	42

По географическому распространению планктонная фауна водотока представлена видами, имеющими всесветное (74 %), голарктическое (16 %) и палеарктическое распространение (10 %).

Более половины встреченных видов являются обитателями заросшего побережья (54 % от общего состава), на втором месте эвритопные организмы (28 %), меньше истинно-планктонных видов (10 %) и бентических (8 %).

Из всех идентифицированных видов 36 (86 %) являются показателями зон сапробности. Среди них преобладают олиго-бетамезосапробы (36 %) и олигосапробы (31 %), к бетамезосапробам относится 19 %, бета-олигосапробам – 14 %.

В 2010 г. в зоопланктоне реки обнаружено 34 таксона рангом ниже рода (табл. 2). По количеству видов преобладали Rotifera – 21 вид, Cladocera были представлены 11 видами, Scolecopoda – 2, встретились также коловратки отр. Bdelloida и младшевозрастные стадии копепод.

В 2011 г. в р. Нерча встретилось 24 вида зоопланктеров. Из них 11 видов коловраток, 12 видов ветвистоусых ракообразных и младшевозрастные стадии веслоногих ракообразных.

Таблица 2. Количество видов зоопланктона в р. Нерча в 2010, 2011 гг.

Год	Rotifera	Cladocera	Scolecopoda	Всего
2010 г.	21	11	2	34
2011 г.	11	12	1	24

Численность и биомасса. 12 июня 2012 г. температура воды изменялась от 16°C до 22°C. Численность зоопланктеров колебалась от 0.034 (500 м ниже г. Нерчинск) до 0.39 (500 м выше с. Знаменка) тыс. экз./м³ (рис. 1). Средняя численность была равна 0,170 тыс. экз./м³. Биомасса изменялась от 0.001 (500 м ниже г. Нерчинск) до 0.02 (500 м ниже с. Левые Кумаки) г/м³. Средняя биомасса составляла 0.006 г/м³.

22 июня 2010 г. температура воды варьировала от 23 °C до 28 °C. Максимальная численность отмечена на станции 500 м выше с. Знаменка (1.05 тыс.экз/м³). Наименьшая численность была на станции 500 м ниже с. Левые Кумаки (0.096 тыс.экз/м³). Колебание биомассы происходило в пределах от 0.0001 до 0.009 г/м³. Средняя биомасса равнялась 0,012 г/м³. Биомасса самой большой была на станции 500 м выше с. Знаменка, наименьшей - на станции 500 м ниже с. Левые Кумаки.

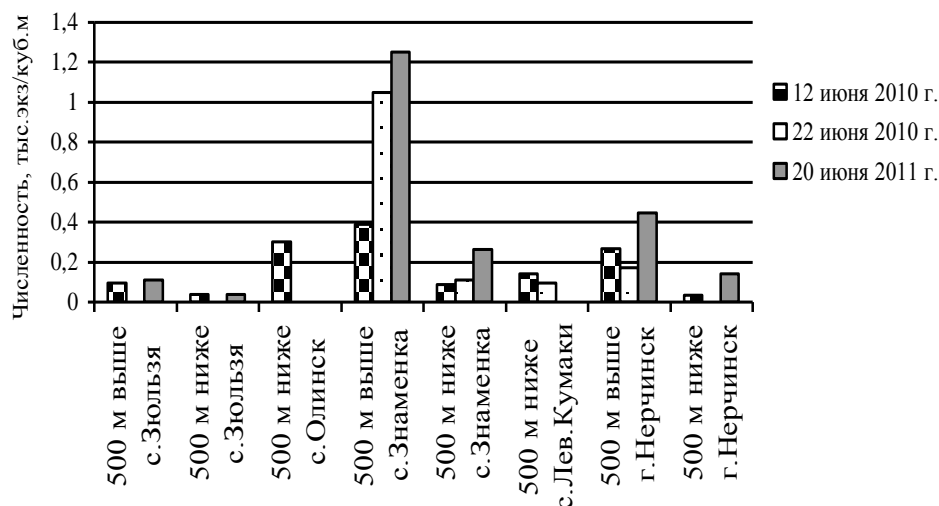


Рис. 1. Численность зоопланктона р. Нерча, 2010-2011 гг.

20 июня 2011 г. температура воды изменялась от 20 °С до 24°С. Численность зоопланктеров колебалась от 0.04 до 1.25 тыс. экз./м³ (рис. 1). Средняя численность была равна 0.375 тыс. экз./м³. Наибольшей численность была на станции 500 м выше с. Знаменка, минимальной - на станции 500 м ниже с. Зюльзя. Биомасса изменялась от 0.001 до 0.02 г/м³. Средняя биомасса составляла 0.008 г/м³.

Таким образом, 22 июня 2010 г. средняя численность зоопланктона была выше, чем 12 июня того же года. Это закономерно связано с повышением температуры воды к концу июня.

Биомасса 22 июня 2010 г. была ниже, чем 12 июня того же года. Это связано с тем, что в начале июня преобладали веслоногие ракообразные, имеющие больший индивидуальный вес по сравнению с коловратками, которые развивались 22 июня.

Наибольшие значения численности и биомассы в 2010 г. отмечались на станции 500 м выше с. Знаменка в оба периода наблюдений.

Численность и биомасса зоопланктона в 2011 г. была выше по сравнению с 2010 г., что можно объяснить более высокой температурой воды. За все 3 периода наблюдения, повышение численности и биомассы отмечалось на станции 500 м выше с. Знаменка. Вероятно, это объясняется поступлением биогенных веществ с водосбора, поскольку на этой территории расположены животноводческие сельскохозяйственные кооперативы.

В целом, численность и биомасса зоопланктона невелики, что характерно для зоопланктона рек.

Индекс видового разнообразия. 12 июня 2010 г. индекс видового разнообразия изменялся от 1.1 до 4.2 бит/экз. Высокое видовое разнообразие наблюдается на станции 500 м выше с. Знаменка (рис. 2). Минимальное видовое разнообразие отмечено на станции 500 м ниже с. Олинск.

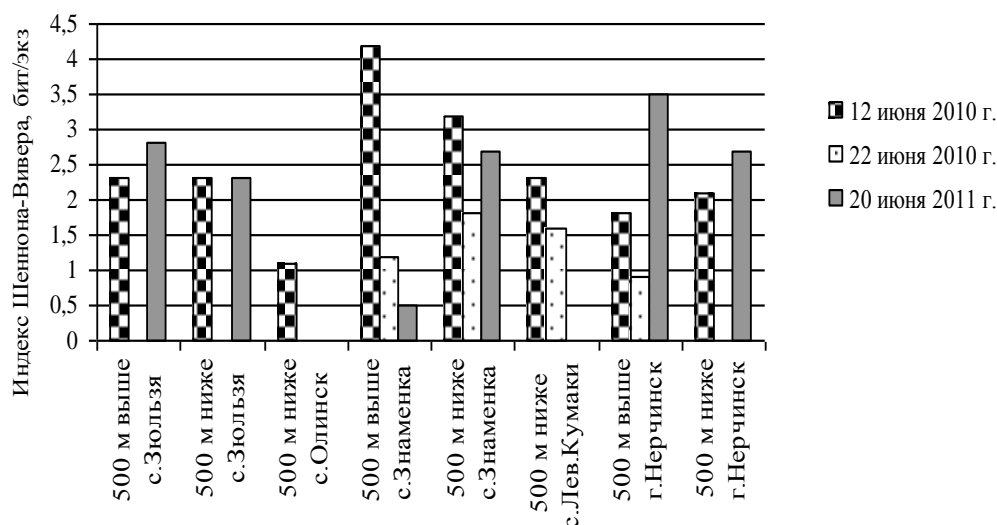


Рис. 2. Изменение индекса видового разнообразия зоопланктона р. Нерча по методу Шеннона-Вивера в 2010-2011 гг.

22 июня 2010 г. значение индекса Шеннона-Вивера варьировало от 0.9 (500 м выше г. Нерчинск) до 1.8 (500 м ниже с. Знаменка) бит/экз.

Таким образом, в 2010 г. на станциях 500 м выше и ниже с. Знаменка наблюдается наибольшее видовое разнообразие, что вероятно, объясняется наличием большого количества органических веществ. Надо отметить, что на этих станциях развиваются β -сапробные виды, показатели умеренного органического загрязнения воды – *Cyclops vicinus*, *Chydorus sphaericus*, *Filinia longiseta*, *Brachionus urceus*, *Platyias quadricornis* и виды с широкой экологической валентностью. Видовое разнообразие снижалось 500 м ниже с. Олинск.

В 2011 г. индекс Шеннона колебался от 0.5 до 3.5 бит/экз. Максимальное его значение наблюдается на станции 500 м выше г. Нерчинск. Снижение видового разнообразия по сравнению с другими станциями наблюдается на станции 500 м выше с. Знаменка.

Индекс сапробности. 12 июня 2010 г. значение индекса сапробности по методу Пантле-Букка в модификации Сладечека колебалось от 1.37 до 1.54 (табл. 3). На станциях наблюдения ниже сел Зюльзя, Олинск, Знаменка, Левые Кумаки, выше и ниже г. Нерчинск воды относились к α - β -мезосапробной зоне, что соответствует II классу качества воды. На станциях выше с. Зюльзя и выше с. Знаменка воды относились к β -олигосапробным, оценивались III классом качества.

22 июня 2010 г. значение индекса изменялось от 1.26 до 1.67. На станциях ниже сел Знаменка и Левые Кумаки и выше г. Нерчинск воды характеризовались как чистые и относились ко II классу. На станции выше с. Знаменка воды оценивались III классом.

20 июня 2011 г. значение индекса сапробности варьировало от 1.3 до 1.54. На станциях ниже с. Знаменка и ниже г. Нерчинск воды относились к β -олигосапробным, что соответствует III классу. На всех остальных станциях воды относились к α - β -мезосапробной зоне (II класс).

По индексу сапробности ухудшение качества воды до III класса отмечается в зонах влияния животноводческих ферм - выше с. Зюльзя, выше и ниже с. Знаменка, ниже районного центра - г. Нерчинск.

Таким образом, в планктофауне р. Нерча в 2010-2011 гг. идентифицировано 42 вида беспозвоночных, из которых 24 – коловраток, 16 – ветвистоусых ракообразных и 2 - веслоногих ракообразных. Зооценоз представлен большей частью широко распространенными видами, а также голарктами и палеарктами. В основном, это виды, экологически связанные с водной растительностью и прибрежьем и эвритопные виды. По индикаторной значимости преобладают виды - показатели чистых вод.

Таблица 3. Значение индекса сапробности и класс качества воды р. Нерча

Дата	500 м выше с.Зюльзя	500 м ниже с.Зюльзя	500 м ниже с.Олинск	500 м выше с.Знаменка	500 м ниже с.Знаменка	500 м ниже с.Левые Кумаки	500 м выше г.Нерчинск	500 м ниже г.Нерчинск
12.06. 2010	1.54 III	1.4 II	1.4 II	1.51 III	1.4 II	1.41 II	1.37 II	1.5 II
22.06. 2010	–	–	–	1.67 III	1.26 II	1.5 II	1.4 II	–
20.06. 2011	1.3 II	1.5 II	–	1.3 II	1.53 III	–	1.46 II	1.54 III

Примечание: прочерк – отсутствие данных

Анализ видов-индикаторов и показателя сапробности зоопланктона свидетельствует об отсутствии глубоких нарушений в экосистеме р. Нерча. Воды р. Нерча по индикаторным организмам планктофауны относятся преимущественно к олиго-бетамезосапробной зоне, что соответствует II классу качества воды. Ухудшение качества воды до умеренно-загрязненной отмечается на станциях выше с. Зюльзя, выше и ниже с. Знаменка и ниже г. Нерчинск. Створы на ненарушенных участках, с минимальным антропогенным воздействием можно использовать в дальнейшем при биологическом мониторинге качества вод р. Нерча и других водотоков Забайкальского края как эталонные.

Список литературы

1. Многолетние данные о режиме и ресурсах поверхностных вод суши. Т.1, выпуск 20. Бассейны Шилки, Аргуни и Амазара. Л.:Гидрометеоздат, 1986.

2. Доклад об экологической ситуации в Забайкальском крае за 2011 год / Правительство Забайкальского края. Министерство природных ресурсов и экологии Забайкальского края. Государственное казенное учреждение «Забайкальский краевой экологический центр». – Чита: Экспресс-издательство, 2012. – 200 с.
3. Зыкова Е.Х. Видовой состав зоопланктона р. Нерча // М-лы XII междунар. науч.-практ. конф. «Кулагинские чтения», ч. V. – Чита: ЗабГУ, 2012. – С. 94-97.
4. Афонина Е.Ю. Качественный состав коловраток и низших ракообразных бассейна р. Шилка/ Е.Ю. Афонина, М.Ц. Итигилова // Записки Забайкальского Отделения Российского Географического Общества. - № 131, - Чита, Изд-во ЗО РГО, 2012. - С. 40-51.
5. Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. – Л.: Наука, 1975. – 235 с.

УДК 574.47+597.3:575.8

АНТРОПОГЕННАЯ МИКРОЭВОЛЮЦИЯ

Ю.Г.Изюмов

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

В наших исследованиях по структуре видов карповых рыб, описываемой по изменчивости морфологических признаков, неоднократно встречались ситуации, которые можно объяснить только особенностями микроэволюции, вызванной антропогенным загрязнением среды обитания.

Ключевые слова: карповые рыбы, микроэволюция, антропогенное загрязнение

Известнейший эволюционист и генетик Феодосий Добжанский высказал мысль, что микроэволюция, в отличие от макроэволюции, обратима, предсказуема и повторяема.

Применительно к изучаемой нами структуре видов карповых рыб это действительно так, по крайней мере, относительно предсказуемости и повторяемости.

Виды образуют географически и экологически определённые группы популяций.

Скажем, лещ образует территориально определённую расовую структуру. Границы рас очень близки к границам провинций для пресноводных рыб, описанных Бергом, районированию пресноводных малакофаун Старобогатова и другим биогеографическим подразделениям. Кроме географических рас лещ образует экологические расы, связанные с проходным образом жизни. Таковы лещи северного Каспия, Азовского моря и эстуарий рек, впадающих в Балтику. В целом, эти территориальные подразделённости отражают историю развития гидросети в четвертичное время. В это время неоднократно менялся климат, а с ним и направления стока рек. Популяции рыб то попадали в ограниченного размера рефугии, то, напротив, получали возможности для расселения. Моря, принимающие речной сток, то опреснялись, то осолонялись, а иногда и исчезали. Наконец, несколько тысяч лет назад, гидросеть приняла современный облик, а вместе с ней, вероятно, утвердилась и структура вида *Abramis brama* в её современном виде.

Иную структуру внутривидового разнообразия мы наблюдаем у плотвы. В отличие от леща, плотва не образует выраженных географических рас, значения морфологических признаков образуют плавные клины, имеющие меридиональный характер. Общее у плотвы и леща то, что оба вида образуют экологические расы, связанные с проходным образом жизни. У плотвы это каспийская вобла и черноморская тарань. Для обоих видов, зная особенности их межпопуляционной изменчивости, можно предсказать, каков будет облик популяции, живущей в данной географической зоне, а также имеющей тот или иной образ жизни. С высокой вероятностью мы также можем сказать, как изменятся популяции леща и плотвы, допустим, при изменении климата или солёности водоёма.

Эти стройные картины, объяснимые историческими и экологическими причинами, а также эволюционными тенденциями видов, нарушают вкрапления популяций со значениями признаков, которые не должны быть в данном месте. Такие вкрапления приурочены к местам сосредоточения промышленных предприятий, городам, иногда к выходам сбросных коллекторов. На первый взгляд, результаты, полученные при изучении популяций из упомянутых мест, только портят структуры изменчивости видов. Вместе с тем, в морфологическом облике популяций рыб из загрязнённых водоёмов прослеживается определённая закономерность. Практически всегда морфологический облик популяций из загрязнённых участков таков, как будто они представляют расы или группы из гораздо более южных участков ареала. Например, лещи Воткинского водохранилища на Каме сходны с лещами нижней Волги. То же можно сказать о лещах и плотве из Рыбинского водохранилища, живущих вблизи Череповецкого промышленного узла. Примеры такие можно продолжить. Поразительный пример представляет плотва из реки Москва в черте города, описанная В.Н.Яковлевым. По ряду признаков она схожа с плотвой из лихвинских отложений (миндель-рисс),

жившей в Оке 200-300 тысяч лет назад. Можно заключить, что микроэволюция леща и плотвы в условиях антропогенного загрязнения направлена назад, к исходному, существовавшему до расселения на север или ещё более раннему морфологическому состоянию.

При изучении популяций рыб, обитающих в условиях антропогенного загрязнения, немаловажно установить, на каком этапе микроэволюционных преобразований они находятся. Иными словами, отличить процесс от результатов процесса. Поясним это на примере популяций плотвы Шекснинского плёса Рыбинского водохранилища, находящихся под влиянием Череповецкого промышленного узла (ЧПУ). Акватория, непосредственно примыкающая к ЧПУ, загрязняется постоянно и интенсивно, от нее загрязняющие вещества распространяются по большей части плеса. По мере удаления от источника загрязнения, стоки разбавляются. Можно сказать, что непосредственно у ЧПУ процесс загрязнения носит стабильный характер, а по мере удаления становится пульсирующим. В трёх точках на различном удалении от ЧПУ были взяты выборки плотвы и изучены по двум группам признаков – морфологическим для определения места выборки в структуре изменчивости вида и частоте встречаемости эритроцитов с микроядрами для оценки накопления мутаций. По морфологическим признакам плотва из участка, находящегося непосредственно у источника загрязнения (1), резко отличалась от живущей вдали от него. На расстоянии 15 км от ЧПУ (2) влияние загрязнения по данной группе признаков было меньше, но также достоверно, а на расстоянии 35 км (3) не устанавливалось. Микроядерный тест показал, что в точке 3 частота микроядер соответствовала спонтанному уровню 0,5 %, в точке 2 она была 1,2 %. Неожиданным оказалось то, что в точке 1 было также 0,5 % эритроцитов с микроядрами. Таким образом, только межгрупповое сравнение не позволило определить, на каком этапе преобразований находится та или иная популяция. Более точный ответ дало сопоставление количества эритроцитов с микроядрами у данной особи и её морфологической дистанции с усреднённой особью из интактной популяции того же географического региона. Оказалось, что в точке 3 никакой связи между этими показателями не обнаруживается, в точке 2 наблюдается прямая положительная связь между морфологической удалённостью. В точке 1 вновь никакой связи не обнаружено. Можно заключить, что в точке 3 микроэволюционного процесса, вызванного загрязнением, нет, в точке 2 он идёт в настоящее время. В точке 1 процесс можно считать завершённым, приведшем к адаптации популяции к загрязнению, которое уже не является мутагенным для этой популяции.

После прохождения отбора, направленного на возрастание доли носителей мутаций устойчивости, формируется популяция, для представителей которой данные концентрации загрязняющих веществ уже не стимулируют мутационный процесс и он приобретает черты спонтанного. Поскольку особи, наиболее отличные от обычных, одновременно показывают наивысшую интенсивность мутационного процесса (точка 2), можно предположить, что таким образом происходит самоускорение микроэволюции.

УДК 574.58 (470.51)

ФАУНА ВОДНЫХ КЛОПОВ (НЕТЕРОПТЕРА) В УСЛОВИЯХ УРБАНИЗИРОВАННОЙ СРЕДЫ НА ПРИМЕРЕ Г. ИЖЕВСКА (УДМУРТСКАЯ РЕСПУБЛИКА)

И.А. Каргапольцева, Н.В. Холмогорова, Д.В. Мотов

Удмуртский государственный университет

426034 Удмуртская Республика, г. Ижевск, ул. Университетская 1, корпус 1, Россия, larix85@mail.ru

Впервые для г. Ижевска приводятся материалы по видовому составу, трофической структуре и жизненным формам водных полужесткокрылых (Heteroptera). Один вид *Microvelia reticulata* (Burmeister, 1835) указывается впервые для территории республики.

Клопы занимают заметное положение в структуре биоценозов и играют важную роль в функционировании различных экосистем естественного и искусственного происхождения. Представители семейств Nepidae, Corixidae истребляют личинок комаров и слепней, являясь регуляторами их численности. Имаго и личинки водных клопов являются хорошей кормовой базой и играют значительную роль в питании водных и околоводных животных. Крупные водные полужесткокрылые относятся к вредителям икры и молоди рыб в рыбоводных прудах [1].

На сегодняшний день на территории Удмуртии известно 37 видов водных полужесткокрылых.

Исследованиями были охвачены различные водные объекты, входящие в административную границу г. Ижевска. Всего было исследовано 12 водоемов и водотоков. Сбор материала производился с мая по сентябрь 2012-2013 гг. методом кошения гидробиологическим сачком, установки

бесприманочных ловушек типа верши, изготовленных из пластиковых бутылок, и скребком. Было отобрано 120 проб водных полужесткокрылых.

Материал хранится на кафедре общей экологии Удмуртского госуниверситета и в лаборатории водных беспозвоночных Украинского научного Центра экологии моря (Одесса, Украина). Новые для республики виды отмечены знаком «*».

В результате исследований было выявлено 32 вида водных полужесткокрылых из 10 семейств, 2 инфраотрядов.

По числу видов доминирует семейство Corixidae – 14 видов (43.8 % от общего числа видов) и Gerridae – 8 видов (25%), Nepidae и Veliidae представлены 2 видами (6.3%). Остальные семейства представлены лишь 1 родом и 1 видом.

Наиболее распространенными видами из семейства Corixidae являются: *Cymatia coleoptrata* (Fabricius, 1777), *Cymatia bonsdorffii* (Sahlberg, 1819), *Hesperocorixa sahlbergi* (Fieber, 1848), *Sigara semistriata* (Fieber, 1848), *Sigara falleni* (Fieber, 1848). Наименьшей встречаемостью отличаются: *Callicorixa praeusta* (Fieber, 1848), *Sigara striata* (Linnaeus, 1758). *Microvelia reticulata** (Burmeister, 1835) впервые приводится для территории Удмуртской Республики. Данный вид был обнаружен во временном водоеме в пойме р. Позимь и в устьевой области р. Пазелинка. Обитает в сообществах макрофитов с плавающими на поверхности воды листьями в хорошо освещенных местах у берега.

Из семейства Gerridae чаще отмечался *Gerris lacustris* (Linnaeus, 1758), который представлен почти во всех типах водных объектов, другие представители этого семейства обладают меньшей встречаемостью. Преобладание представителей Corixidae в спектре семейств объясняется наибольшей пластичностью видов.

В водоемах г. Ижевска инфраотряды Gerromorpha и Nepomorpha представлены примерно одинаковым количеством видов (11 и 10 соответственно). Наибольшим видовым богатством отличается семейство водомерки Gerridae – 7 видов (33 %), субдоминируют представители семейства гребляки Corixidae – 5 видов (24 %).

В водотоках наблюдается заметное преобладание инфраотряда Nepomorpha – 19 видов. Инфраотряд Gerromorpha представлен 11 видами. Доминирующим семейством является Corixidae – 14 видов (47 %), субдоминируют Gerridae – 6 видов (20 %).

Среди изученных водных объектов, наибольшее видовое богатство полужесткокрылых отмечено для р. Пазелинки – 23 вида, Чемошурского пруда – 14 видов, р. Позимь – 11 видов, для Ижевского пруда в районе п. Воложка и р. Чемошурка – 12 и 11 видов соответственно. Это связано с разнообразием биотопов в данных водных объектах, их высокой степенью зарастания и более детальной изученностью.

Проведен сравнительный анализ видового богатства водных полужесткокрылых г. Ижевска с фауной Удмуртской Республики, Республики Татарстан [2] и Кировской области [3].

При сравнении фауны водных клопов г. Ижевска, Удмуртской Республики (УР), Республики Татарстан (РТ) и Кировской областей (КО) по индексу Серенсена было выявлено определенное сходство фауны данных территорий: УР – КО – 0.67%; УР – РТ – 0.73%; г. Ижевск – КО – 0.67%; г. Ижевск – УР – 0.90%; г. Ижевск – РТ – 0.68%; РТ – КО – 0.70%.

Коэффициент сходства Жаккара составил: УР – КО – 0.53%; УР – РТ – 0.57%; г. Ижевск – КО – 0.50%; г. Ижевск – УР – 0.82%; г. Ижевск – РТ – 0.51%; РТ – КО – 0.53%. Исходя из расчетов следует, что фауна г. Ижевска и УР наиболее сходна с фауной РТ. Данный факт объясняется схожими природно-климатическими условиями регионов.

Согласно кластерному анализу, евклидово расстояние максимально между Удмуртией и Кировской областью (4.47), минимально – между фауной водных клопов г. Ижевска и Удмуртией (2.83) (рис.1).

Таким образом, наибольшее сходство фаун водных клопов наблюдается у г. Ижевска и Удмуртской Республики, а наименьшее между г. Ижевском и Кировской областью, Удмуртии и Кировской областью.

В Республике Татарстан 2 вида водных полужесткокрылых занесены в региональную красную книгу – *Ranatra linearis* (Linnaeus, 1758) – статус III категория – редкий вид, численность которого сокращается и *Nepa cinerea* (Linnaeus, 1758) – статус – V категория – восстанавливающийся, но требующий постоянного контроля [4]. В водных объектах г. Ижевска и Удмуртской Республики данные виды клопов являются обычными, распространены довольно широко и не требуют особых мер защиты.

Данные по фауне водных полужесткокрылых Пермского Края и Республики Башкортостан не обнаружены.

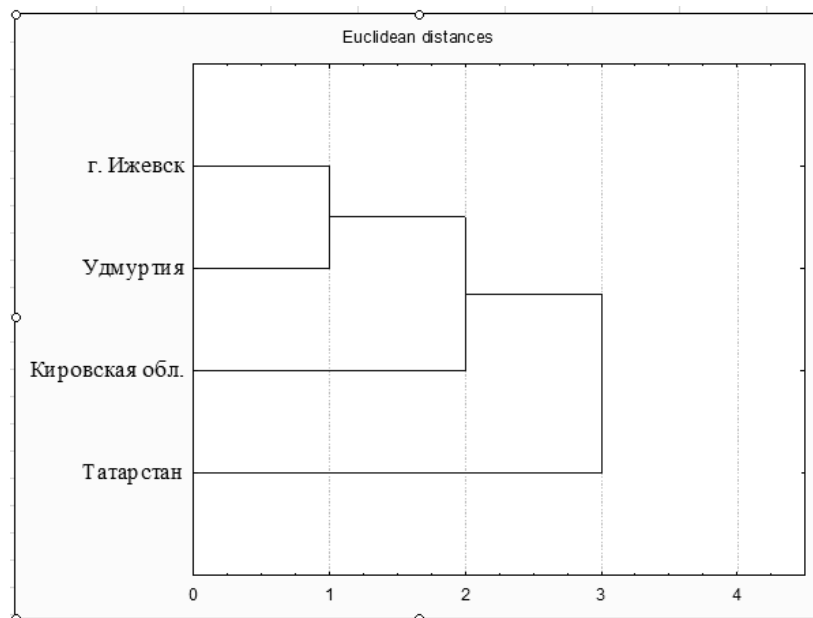


Рис. 1. Сходство фауны г. Ижевска и Удмуртской Республики с сопредельными территориями по результатам кластерного анализа

Трофическая структура водных клопов г. Ижевска представлена активными хищниками (сем. Pleidae, Gerridae, Nepidae, Naucoridae, Notonectidae, Mesoveliidae, Hebridae, Hydrometridae, Veliidae) и детритофагами (сем. Corixidae). При нехватке пищевых ресурсов некоторые виды клопов могут переходить на другой тип питания.

В водоемах преобладают активные хищники, составляющие 76.2% видового разнообразия, на долю детритофагов-минеров приходится 14.3%, на миксофагов – 95%.

В трофической структуре водотоков отмечено 50% хищников, 33.3% – детритофагов-минеров, по 6.7% миксофагов и детритофагов соответственно и 3.3%, детритофагов-собирателей (*Callicorixa praeusta*).

В спектре жизненных форм полужесткокрылых в водоемах г. Ижевска доминируют эпинеustonные виды – 52.4 %, нектобентомерогипонейстонные – 38.1 %, бентомерогипо-нейстонные виды составляют 9.5 %. В водотоках преобладают нектобентомерогипо-нейстонные виды – 63.3 %, эпинеustonные – 30 %, бентомерогипонейстонные виды составляют 6.7 %.

К эпинеустону относятся представители семейств Mesoveliidae, Hebridae, Hydrometridae, Veliidae, Gerridae, к бентомерогипонейстону – Nepidae и к нектобентомерогипонейстону – Notonctidae, Pleidae, Naucoridae, Corixidae.

Преобладание в пространственной структуре водных клопов в водоемах эпинеustonных видов свидетельствует о стабильном гидрологическом режиме, отсутствии резкого колебания уровня воды и замедленном водообмене. Большинство изученных водоемов г. Ижевска являются средне и сильно заросшими, что создает благоприятные условия для массового развития эпинеустона, питающегося в зарослях гелофитов и гидрофитов.

Субдоминирование нектобентомерогипонейстонных организмов в водоемах связано в первую очередь со спецификой питания полужесткокрылых. Большинство видов водных клопов, относящихся к нектобентомерогипонейстонным организмам, на 70 % являются детритофагами, на 30 % – минерами, некоторые из них могут быть хищниками.

Активное накопление в донных отложениях водоемов детрита, усиливающиеся процессы зарастания водных объектов г. Ижевска макрофитами, увеличение среди зарослей площадей рясковых, способных накапливать взвешенный детрит и создавать тем самым эффект «второго дна» [5], способствует увеличению численности детритофагов. Доминирование в водотоках нектобентомерогипонейстонных организмов и субдоминирование эпинеustonных видов связано с динамичными гидрологическими условиями в реках. Представители инфраотряда Gerromorpha, которые относятся к эпинеустону, в массе развиваются в литоральной зоне рек на участках с низким течением, в сообществах низкотравных и высокотравных гелофитов.

Для анализа зоогеографической и зональной структуры фауны использовались данные о распространении из каталогов полужесткокрылых [1, 6]. При типизации ареалов учитывались широтная и долготная составляющие ареала по К.Б. Городкову [7].

Основу фауны водных полужесткокрылых г. Ижевска составляют широко распространенные виды с палеарктическими ареалами – 13 видов (40.6%), в меньшей степени представлены

транспалеарктические – 8 видов (25 %), евро-сибирские – 4 вида (12.5 %). Также встречались виды, относящиеся к голарктическому, трансевразийскому, европейскому, транспалеаркто-западно-неарктическому зоогеографическим комплексам.

Анализ зональной структуры фауны показал, что в водных объектах г. Ижевска обитают в основном полизональные и темперантные виды по 28.1 % соответственно. Значительная доля суббореально-субтропических и суббореальных (неморальных) видов по 18.8 % и 21.9 % соответственно. Борельно-субтропический комплекс представлен 1 видом.

Выражаем благодарность научному сотруднику Украинского научного Центра экологии моря (Одесса, Украина) М.А. Грандовой и научному сотруднику лаборатории экологии водных беспозвоночных Института биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН А.А. Прокину за помощь в определении водных полужесткокрылых.

Список литературы

1. Канюкова Е.В. Водные полужесткокрылые насекомые (Heteroptera: Nepomorpha, Gerromorpha) фауны России и сопредельных стран. Владивосток: Дальнаука, 2006. 297 с.
2. Ильясова А.Р. Фауна, распространение и морфо-экологические особенности водных полужесткокрылых Республики Татарстан: Автореферат. Казань, 2005. 23 с.
3. Ашихмина Т.Я. Комплексный экологический мониторинг объектов хранения и уничтожения химического оружия. Киров: Изд-во Вятка, 2002. 544 с.
4. Яковлев В.Я. Охраняемые водные беспозвоночные Республики Татарстан. Казань: Изд-во Казан. гос. ун-та, 2010. 140 с.
5. Прокин А.А., Дубов П.Г., Негрбов В.В. Водные макробеспозвоночные в составе консорциев рясковых (Lemnaceae) водоемов бассейна малой лесной реки в Среднерусской лесостепи // Экосистемы малых рек: биоразнообразие, экология, охрана. Лекции и материалы докладов Всероссийской школы-конференции. Борок, 2008. С. 234-238
6. Catalogue of the Heteroptera of the Palaearctic Region edited by Berend Aukema & Christian Rieger. Vol. 1, 1995. 222 p.
7. Городков К.Б. Типы ареалов насекомых тундры и лесных зон Европейской части СССР // Ареалы насекомых Европейской части СССР. Ленинград: Изд-во "Наука", 1984. С. 3-20.

УДК 597.5

ДИНАМИКА ПОПУЛЯЦИОННЫХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ ЕВРОПЕЙСКОЙ РЯПУШКИ В ПРИРОДНЫХ И АНТРОПОГЕННО НАРУШЕННЫХ ВОДОЕМАХ МУРМАНСКОЙ ОБЛАСТИ

И.М. Королева, П.М. Терентьев, Е.М. Зубова, Н.А. Кашулин

*Институт проблем промышленной экологии Севера Кольского научного центра РАН
Апатиты, Россия, koroleva@iner.ksc.ru*

Дан сравнительный анализ возрастной и размерно-весовой структуры стад европейской ряпушки водоемов Мурманской области. Выявлены эффекты динамики численности и биологических показателей в условиях техногенной нагрузки.

Ключевые слова: *Coregonus albula*, эвтрофикация, популяционные характеристики, Субарктика.

Одной из актуальных проблем экологии на протяжении последних десятилетий по-прежнему остается определение допустимых нагрузок на экосистемы. Механизмы круговорота техногенно - привнесенных элементов и их взаимодействие с окружающей средой и биотой остаются до конца не изученными. Знание биологии живых организмов, в частности рыб, необходимо для определения их адаптационных возможностей в условиях продолжающегося антропогенного влияния на природные водоемы.

Европейская ряпушка - обычный, широко распространенный вид северо-запада России, многочисленный в озерах Карелии и Мурманской области. После снижения запасов ценных в хозяйственном отношении сига, кумжи и гольца в ряде водоемов этого региона она зачастую дает основную часть ихтиопродукции, изымаемой организованным промыслом. Являясь кормом для хищных рыб, она непосредственно определяет их запасы.

Материал для исследований собирался в летне - осенний период с 1996 по 2013 гг. на водоемах водосборного бассейна вдхр. Имандра, включая само озеро (рис. 1). Для сравнительного анализа привлечены оригинальные и литературные данные по Умбозеру и Ловозеру. Лов рыбы осуществлялся плавными сетями с разно-размерной ячеей (пелагиаль) и ставными жаберными сетями с размерами ячеей от 10 до 50 мм (литораль и профундаль) на глубине от 1 до 14 м. Также

По степени развития зоопланктона большинство озер следует отнести к малокормным, общая биомасса $V_{\text{общ}}$ в течение периода открытой воды изменяется от 0.1 до 1.3 гм^{-3} . К средnekормному типу относятся плес Йокостровская Имандра (средняя $V_{\text{общ}}$ 2 гм^{-3}) и часть плеса Большая Имандра (г. Белая) со средней $V_{\text{общ}}$ 3.4 гм^{-3} . Средне- и в отдельных участках высококормным является оз. Ковдор, где средняя $V_{\text{общ}}$ была выше 3 гм^{-3} , максимальная - 9 гм^{-3} [3, 4, 5].

В составе ихтиофауны обычно насчитывается от 8 до 13 видов. Это виды, относящиеся к арктическому – пресноводному (арктический голец, европейская ряпушка, мало- и среднетычинковая форма обыкновенного сига, налим, корюшка), бореальному предгорному (кумжа, европейский хариус, обыкновенный голянь), бореальному равнинному (щука, обыкновенный ерш, окунь) комплексам.

Биологические характеристики ряпушки

Размерно-возрастной состав. Европейская ряпушка относится к короткоцикловым рыбам. По нашим наблюдениям, структура ее стада насчитывает 4 - 5, в средnekормных водоемах - 6 возрастных групп. Основу уловов составляют двух- и трехлетки. Большинство популяций нерестует с двухлетнего возраста.

В малокормных озерах или участках средняя масса ряпушки не превышает 9 г, АС - 11 см. На долю более крупных особей приходится не более 20%, но и в таких водоемах попадались ряпушки весом 30 – 60 г (табл.). В средnekормных озерах средняя масса колеблется от 12 до 17 г, длина АС от 12 до 13 см. Наиболее крупные рыбы достигали 80 – 86 г. Однако заметим, что тяжелые металлы оказывают ингибирующее влияние на процессы роста ряпушки в мезотрофных г. Монче и оз. Куэтсьярви. Средняя навеска здесь не превышала 9 г. В высококормных условиях (оз. Ковдор) доля ряпушек массой выше 20 г составила более 90%, средняя навеска в зависимости от термического режима года варьировала от 38 до 90 г. Предельные размеры достигли 157 г и длина 23 см [5].

Размножение. Сроки наступления половозрелости для ряпушки в озерах Мурманской области одинаковы как в олиготрофных, так и в мезо- и эвтрофных водоемах. Как правило, это происходит на втором году жизни. Размерно-весовые показатели впервые нерестующей ряпушки мало- и средnekормных озер близки: 7 - 9 г и 10 -11 см. В оз. Ковдор ряпушки созревали также на втором году при массе 18 г и длине АС 12.0 см. Интересно, что и здесь, при очень хорошей обеспеченности пищей были случаи поимки трех- четырехлетних особей, пропускаящих нерест.

Таблица. Популяционные характеристики ряпушки в водоемах Мурманской области

Водоем, период исследования	Масса, г		Длина АС, см		п, экз.
	$M \pm m$	min - max	$M \pm m$	min - max	
оз. Куэтсьярви, 2004-2012 гг.	9.0 ± 0.3	5.0 – 24.0	10.5 ± 0.1	9.0 – 14.1	92
оз. Колозеро, 2010 г.	9.0 ± 1.8	7.0 – 40.0	10.4 ± 0.3	9.5 – 15.5	18
оз. Кахозеро, 2010 г.	20.5 ± 3.2	6.0 – 63.0	14.3 ± 0.3	9.2 – 20.6	28
оз. Ловозеро, 1960-е гг.	13.1	2.0 - 35	11.2	6 - 14.5	115
оз. Умбозеро, 1982 г.	60 ± 4.2	30 - 180	19.0 ± 0.1	17 - 20.5	41
оз. Чунозеро, 2000 г.	16.0 ± 1.1	9.0 - 34.0	12.9 ± 0.2	11.2 - 16.7	41
вдхр. Ниж. Пиренга, 1998 г.	6.0 ± 0.8	4.0 - 17.4	9.6 ± 0.3	8.5 - 13.5	21
оз. Ковдор, 2001-2008 гг.	60.0 ± 0.8	8.0 - 157.0	18.0 ± 0.1	9.9 - 23	1085
оз. Ниж. Чалмозеро, 2001 г.	8.0 ± 0.4	4.0 - 49.0	9.9 ± 0.1	8.7 - 18.6	189
Плес Большая Имандра					
г. Монче, 1996 г.	8.0 ± 0.2	3.9 - 19.0	10.0 ± 0.1	8.1 - 13.4	106
г. Куреньга, 2010 г.	13.5 ± 2.9	11 - 27	11.9 ± 0.6	10.6 – 14.0	4
г. Белая, 1997, 2012 гг.	16.3 ± 0.9	5.5 - 80.0	12.5 ± 0.2	8.6 - 20.0	221
г. Кислая, 2003 г.	17.0 ± 2.4	8.0 - 39.0	11.4 ± 0.4	10.2 - 15.6	15
Плес Йокостровская Имандра					
Йокостровский пролив, 1987г.	12.5 ± 0.5	4.5 - 23.5	12.0 ± 0.2	9.5 - 15.5	51
Йокостровский пролив, 2012 г.	12.0 ± 2.0	5.0 - 86.0	11.7 ± 0.3	9.0 - 20.8	86
Плес Бабинская Имандра					
г. Молочная, 2011 г.	8.0 ± 0.3	6.0 - 13.0	10.8 ± 0.3	9.0 - 21.2	43
г. Кунчаст, 2011 г.	9.5 ± 12.5	6.0 – 84.0	10.8 ± 1.9	10.0 – 21.4	6

Абсолютная плодовитость в оз. Ковдор колебалась от 2570 до 14218 икринок, в среднем составляя 6870, относительная от 37 до 146, в среднем 80 икринок. В вдхр. Имандра абсолютная индивидуальная плодовитость в среднем составила 1100 икринок (583 – 2600).

Содержание тяжелых металлов в организме ряпушки.

Определение содержания тяжелых металлов проводилось у ряпушек из оз. Кахозера, оз. Куэтсьярви, вдхр. Имандра (губа Куреньга) и оз. Ковдор. Остановимся на приоритетных для рассматриваемой территории поллютантах: никеле и меди. Наиболее высокие концентрации никеля оказались во всех исследованных органах и мышцах ряпушки из оз. Куэтсьярви (рис. 2). Несколько ниже было содержание этого элемента у ряпушек из Кахозера и г. Куреньга. По сравнению с рыбами из оз. Ковдор концентрация никеля была в 4 – 17 раз выше у рыб из оз. Куэтсьярви и в 2 – 8 раз выше у рыб из Кахозера и г. Куреньга. Содержание меди в мышцах, жабрах и скелете было наибольшим снова у ряпушки из оз. Куэтсьярви, в печени и почках – у рыб из г. Куреньга. По сравнению с ковдозерской ряпушкой превышение варьировало от 1.5 до 5 раз, для скелета – в 6 – 7 раз. Как уже отмечалось выше, в оз. Ковдор основным поллютантом является стронций. Его содержание в мышцах, печени, жабрах и скелете ряпушки из оз. Ковдор было в 1.5 – 9 раз выше, чем у рыб из остальных водоемов. На втором месте по накоплению этого элемента находятся ряпушки из г. Куреньга. Значительные уровни накопления ТМ в рыбах из Кахозера и г. Куреньга можно объяснить близостью расположения этих водоемов к комбинату «Североникель» и аэротехногенной нагрузкой, обусловленной деятельностью этого предприятия.

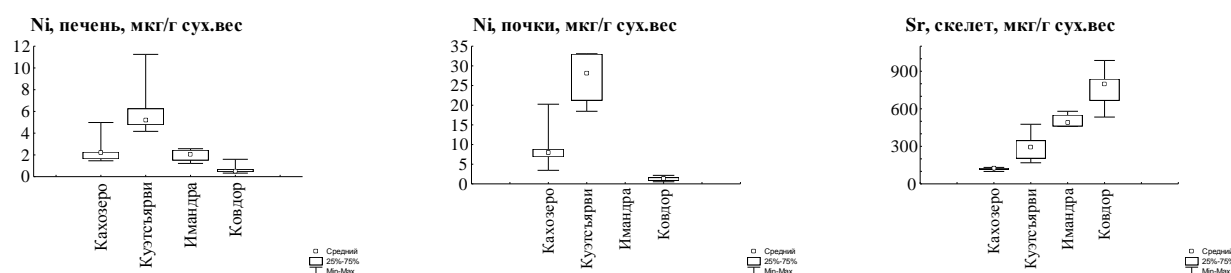


Рис. 2. Динамика содержания приоритетных поллютантов в органах ряпушки некоторых озер Мурманской области.

Полученные нами результаты свидетельствуют о том, что в пресноводных водоемах Мурманской области в основном обитает мелкая форма европейской ряпушки с длиной 10-12 см и средней массой 10-18 г. Более крупная ряпушка встречается преимущественно в озерах мезотрофного и эвтрофного типа. В условиях Субарктики повышение трофности является, как правило, результатом поступления производственных или хозяйственно-бытовых сточных вод с высоким содержанием биогенов, прежде всего фосфора. При совместно идущих процессах токсификации и эвтрофикации присутствие высоких концентраций ТМ может подавлять положительный эффект увеличения кормовых ресурсов и не приводит к появлению крупноразмерных особей, что мы и наблюдали в г. Монче и оз. Куэтсьярви. Еще одним, уже биотическим фактором, влияющим на состояние ряпушки в оз. Куэтсьярви является наличие в значительном количестве среднетычинковой формы сига с преимущественно зоопланктонным типом питания. Его численность в уловах на порядок превосходит таковую ряпушки.

Среднетычинковые сиги, встречающиеся в г. Белой и в оз. Ковдор, в силу своей незначительной численности, не составляли серьезной конкуренции ряпушке за пищевые ресурсы. Корюшка в Имандре выступала по отношению к ряпушке как хищник, во всех её просмотренных желудках присутствовала ряпушка, зоопланктонные организмы не встречались, т.е. можно говорить об отсутствии конкурентных отношений за кормовые ресурсы. В результате снижения численности кумжи и гольца доминирующая роль в регуляции запасов ряпушки, по-видимому, переходит к корюшке, что, впрочем, требует продолжения наблюдений.

Анализ гидрохимических данных показал, что концентрация биогенов выше всего в оз. Ковдор, соответственно там же наблюдались и хорошее развитие кормовой базы. Как показано в работе К. Манкиттрик и Д. Диксон относительное увеличение количества пищи ведет к увеличению темпов роста и более раннему достижению половозрелости [7]. Происходит сдвиг возрастной структуры популяции, снижение среднего возраста. Поскольку ряпушка является короткоцикловым, быстросозревающим видом, наиболее четкий ответ проявляется в увеличении средних размерно-весовых показателей и темпов роста. Выраженный процесс антропогенного эвтрофирования в этом озере сопряжен с поступлением тяжелых металлов, являющихся потенциально токсичными. Стабильное превышение ПДК наблюдалось для небольшого количества эссенциальных микроэлементов: алюминия, меди, марганца, стронция. Присутствие значительного количества органического вещества, способного к комплексообразованию с микро- и макроэлементами, вероятно, снижало количество реально доступных для поглощения рыбами растворенных металлов. Все это привело к отсутствию у ряпушки выраженных признаков токсикоза и высоким показателям численности, средней навески и линейных размеров.

Сообщения о наличии в Мурманской области других озер с крупной (до 200 г) ряпушкой требуют организации экспедиционных работ с обязательной оценкой трофического статуса водоемов и кормовой базы. Вопрос - является ли крупная ряпушка в Мурманской области обособленной экоформой ряпушки, сохраняющей крупноразмерность в олиготрофных водоемах и сосуществующей совместно с мелкой формой или это типичная мелкая форма в наиболее благоприятных условиях достигшая генетически определенных максимальных размеров – остается пока открытым.

Таким образом, на примере исходно однородных популяций удалось проследить вариабельность основных биологических характеристик в зависимости от особенностей абиотических условий (в первую очередь качества воды) и изменения биотических факторов (состояние кормовой базы, межвидовая конкуренция). Показана возможность использования популяционных показателей и содержания поллютантов в организме рыб в целях биоиндикации.

Список литературы

1. Правдин И.Ф. Руководство по изучению рыб. М.: Пищевая пром-ть. 1966. 375 с.
2. Рыбы Мурманской области. Мурманск, Мурманское книжное издательство, 1966. 336 с.
3. Антропогенные модификации экосистемы озера Имандра. М.: Наука. 2002. 403 с.
4. Антропогенные изменения лотических экосистем Мурманской области. Часть 1: Ковдорский район // под ред. Н.А. Кашулина. Апатиты: Изд. Кольского НЦ РАН. 2005. 234 с.
5. Антропогенные изменения лотических экосистем Мурманской области. Часть 2: Озерно-речная система реки Чуна в условиях аэротехногенного загрязнения // под ред. Н.А. Кашулина. Апатиты: Изд-во Кольского НЦ РАН. 2007. 238 с.
6. Королева И.М. Особенности биологии ряпушки в условиях эвтрофирования // Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем II. СПб.: ИНОЗ РАН, 2011. С. 225-232.
7. Munkittnck K.R., Dixon D.G. A holistic approach to ecosystem health assessment using fish population characteristics // Hydrobiology 188/189. 1989. P. 123-135.

УДК 574.583

СРАВНИТЕЛЬНАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ФИТОПЛАНКТОНА ЗАПАДНЫХ ПОДСТЕПНЫХ ИЛЬМЕНЕЙ (АСТРАХАНСКАЯ ОБЛАСТЬ) С РАЗНЫМ УРОВНЕМ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ 2011-2012 ГГ.

Е. С. Кривина

*Институт экологии Волжского бассейна РАН
445003, г. Тольятти, ул. Комзина, д. 10, Россия, pepelisa@yandex.ru*

В данной статье рассмотрены особенности развития летнего фитопланктона в разнотипных западных подстепных ильменах 2011-2012 гг. на территории Лиманского и Наримановского районов Астраханской области.

Ключевые слова: фитопланктон, сапробность, виды-индикаторы, доминанты.

Ильмени – это мелководные и хорошо прогреваемые водоемы, имеющие постоянную или временную связь с рекой, в данном случае с р. Волга, или утратившие ее [1].

Изучение фитопланктона западных подстепных ильменей Астраханской области и Казахстана начали проводить с первой половины XX века. Первый список (219 видов) был опубликован М.Х. Сергеевой в 1909 году в трудах Астраханской ихтиологической лаборатории. Круглогодичные наблюдения за фитопланктоном низовий р. Волги, включая зону западных подстепных ильменей, в разное время проводили М. Х. Сергеева (1909), А. Ф. Зиновьев (1937), К. В. Горбунов (1976, 1983) и др.

В период с 1995 по 2001 на базе ИВП РАН были возобновлены программы по изучению современного состояния зоны Нижней Волги, Северного Каспия и западных подстепных ильменей. В 1996 г. группой сотрудников ИВП РАН под руководством к.б.н. Е. Н. Лабунской были отобраны пробы фитопланктона в 21 водоеме, находящихся в зоне западных подстепных ильменей на границе с Северным Каспием. До сегодняшнего дня многие западные подстепные ильмени, особенно средние и малые, являются слабо исследованными или неисследованными, хотя их изучение представляет как научный, так и практический интерес, т. к. данную группу ильменей можно рассматривать в качестве перспективной базы для создания озерных рыбоводных хозяйств [2].

Материалом для данной работы послужили альгологические пробы, отобранные в ходе ботанической экспедиции ИЭВБ РАН во второй половине августа 2011-2012 годах на территории Астраханской области в Лиманском и Наримановском районах.

Таблица 1. Типология изучаемых западных подстепных ильменей Астраханской области по Ю. С. Чуйкову

Основные надтипы водоемов	Типы водоемов	Водоем	Геогр. расположение		Соленость		Преобладающие макрофиты
					Категория	‰	
Пресные или солоновато-водные ильмени	Пресные или слабосоленые ильмени с плавневыми зарослями	И1	Лиманский район	пос. Лесное, порт Оля	Солоноватоводный	3.1	тростник, рогоз, роголистник
		И 2	Лиманский район	пос. Лесное, пос. Лиман	Солоноватоводный	2.4	роголистник, тростник, рогоз
		И 3	Лиманский район	Пос. Лиман	Солоноватоводный	7.2	тростник, рогоз, роголистник
		И 4	Наримановский район	с. Буруны, с. Линейное	Солоноватоводный	1.9	харовые водоросли, рогоз
	Пресные или слабосоленые ильмени с прибрежными зарослями	И5	Наримановский район	пос. Туркменка	Солоноватоводный	5.8	тростник
		И 6	Наримановский район	пос. Старокучеганский	Солоноватоводный	1.1	нимфейник
		И 7	Лиманский район	с. Басы	Пресноводный	0.9	уруть колосистая
		И 8	Лиманский район	пос. Вышка	Пресноводный	0.4	тростник, рогоз
Мелирированные или искусственные водоемы	Пресные ильмени, мелирированные для рыбопродукции	И 9	Лиманский район	пос. Вышка	Пресноводный	0.6	тростник, роголистник
		И10	Лиманский район	пос. Вышка	Пресноводный	0.74	Тростник, роголистник
Ультрагалинные ильмени	Мелководные ильмени с отложением осадочной соли	И 11	Административный центр	г. Астрахань	Гиперсоленые	34	----

Несмотря на близость Каспийского моря и обильное волжское половодье, данный район близок к полупустыням. Климат резко континентальный. Значителен недостаток атмосферных осадков (от 133.2 до 233.9 мм в год). Во время проводимых работ (вторая половина августа) лето было продолжительным, жарким и сухим и в 2011, и в 2012 годах. Температура воды в исследуемый период в ильменах держалась на уровне +26–30 °С, достигая в отдельные дни +33°С.

Согласно классификации водоемов Волго-Каспийского района, предложенной Ю.С. Чуйковым и др. (1994), рассмотренные ильмени можно отнести к 4 типологическим единицам, представленным в табл. 1.

Отбор проб был произведен согласно общепринятой методике. Фиксировали материал 4% раствором формалина, концентрировали методом прямой фильтрации [3]. Подсчет клеток проводили в камере «Учинская», объемом 0.01 мл, биомассу рассчитывали по методу приведенных геометрических фигур [4]. Для определения видовой принадлежности водорослей пользовались определителями серий «Определители пресноводных водорослей СССР» и «Susswasserflora von Mitteleuropa».

В результате проделанной работы в составе фитопланктона западных подстепных ильменей было зарегистрировано 233 таксона водорослей рангом ниже рода. Они относились к 94 родам, 50 семействам, 21 порядку, 15 классам, 8 отделам. Наибольшим видовым богатством отличался отдел зеленых водорослей, в составе которого было встречено 42 % от общего числа видовых и внутривидовых таксонов. Затем следовали диатомовые (22 %), синезеленые (цианопрокарियोты) (17 %). Высокое видовое богатство (табл. 2) в ильменах с плавневыми и прибрежными зарослями можно связать с наличием макрофитных зарослей, в пределах которых формируются особые условия (зона фитали [5]), что способствуют развитию новых видов водорослей.

Таблица 2. Видовое богатство водорослей в различных типах ильменей

Отдел	Пресные или слабосоленые ильмени с плавневыми зарослями	Пресные или слабосоленые ильмени с прибрежными зарослями	Пресные ильмени, мелиорированные для рыборазведения	Мелководные ильмени с отложением осадочной соли
Cyanophyta	31	25	16	4
Chryzophyta	2	0	0	0
Bacillariophyta	35	33	26	5
Xanthophyta	4	3	6	0
Cryptophyta	4	2	2	2
Dinophyta	1	7	6	0
Euglenophyta	14	9	6	2
Chlorophyta	57	53	34	11
Итого	148	132	96	24

Минимальное видовое богатство водорослей в ильмене с отложениями осадочной соли (ультрагалинный ильмень) могло быть обусловлено двумя причинами: высоким уровнем солености воды в нем с одной стороны, и полным отсутствием высших водных растений, а, следовательно, и дополнительного источника органических веществ, с другой.

В фитопланктоне ильменей с прибрежными зарослями и мелиорированных для рыборазведения была несколько выше доля динофитовых и желто-зеленых водорослей по сравнению с фитопланктоном водоемов с плавневыми зарослями. Как известно, подобные водоросли встречаются в водоемах различной степени трофности, но наиболее благоприятными для них являются чистые воды со слабокислой реакцией среды [1]. Поэтому большая доля динофитовых и желто-зеленых водорослей может свидетельствовать о меньшей степени органического загрязнения в этих водоемах. Об этом также свидетельствует и меньшая доля эвгленовых водорослей в этих типах ильменей, традиционно предпочитающих богатые органикой водоемы.

Эколого-географический анализ показал, что по месту обитания преобладали планктонные формы (62 %). Значительна также доля бентосных (15 %) и литоральных форм (12 %). Это связано со спецификой водоема. Ильмени – мелководные водоемы, в которых, как правило, отсутствует четкая граница между литоральной и пелагической зоны.

Практически все зарегистрированные нами водоросли относились к видам-космополитам (95 % от общего числа видов, для которых известно географическое распространение).

Среди индикаторов солености воды преобладали виды-индифференты (77 %). Водоросли, предпочитающие соленые воды (галофилы), составляли 12.5 %.

По отношению к рН среды приблизительно одинаковую роль играли индифференты (50%) от общего числа видов-индикаторов степени кислотности среды) и виды-алкалофилы (45.8%).

Основная часть (44 % водорослей-сапробионтов) – это виды-индикаторы низкой степени органического загрязнения (от χ до 0- α -мезосапробной зон). Виды-индикаторы средней степени органического загрязнения (β -мезосапробы) составляют 39 %, высокой степени содержания органических веществ (от β - α до α -сапробной зон) – 17 % от общего числа водорослей-сапробионтов. Наибольшее количество видов-индикаторов высокого органического загрязнения было зафиксировано в типе ильменей с плавневыми зарослями, что, возможно, связано с высоким содержанием органических веществ, поступающих с отмирающей высшей растительностью. Наименьшее количество видов-индикаторов высокой степени органического загрязнения отмечено в мелководном ильмене с отложением осадочной соли, что связано с низким общим видовым богатством.

Индекс видового разнообразия Шеннона, рассчитанный применительно к фитопланктону изучаемых водоёмов, варьировал в широком диапазоне (табл. 3).

Минимальное видовое разнообразие по численности (индекс Ш. 2.78) было отмечено в водоемах с плавневыми зарослями. Здесь активно вегетировали *Planktolyngbya limnetica*, внося более 50% в показатели численности, создавая условия для жесткого доминирования.

Индекс Шеннона по биомассе более высок, т.к. мелкоклеточная *Planktolyngbya limnetica* не может оказать значительного влияние на формирование биомассы. В формировании биомассы принимали участие в основном малочисленные крупноклеточные водоросли, преобладание которых по биомассе было значительным, но не жестким.

Таблица 3. Значение индекса видового разнообразия Шеннона для фитопланктона различных типов изучаемых водоёмов

Тип водоема	Водоемы с плавневыми зарослями	Водоемы с прибрежными зарослями	Водоемы, мелиорированные для рыборазведения	Ультрагалинные водоемы с отложениями соли
Индекс Шеннона по численности	2.78	3.54	4.78	3.39
Индекс Шеннона по биомассе	3.78	3.68	4.62	2.28

Значительное видовое разнообразие по численности, не смотря на низкое видовое богатство, в ильмене с отложением осадочной соли, связано с тем, что каждый вид вносил примерно равный вклад в формирование общей численности. Индекс Шеннона по биомассе был ниже. Так как более 70 % биомассы составляли *Carteria salina* (42 %), *Dunaliella salina* (34 %). Тип доминирования жесткий.

Максимальное видовое разнообразие наблюдалось в ильменах, мелиорированных для рыборазведения. Уход за этими водоемами создает условия, которые, с одной стороны, способствуют развитию фитопланктона как кормовой базы для молоди, а с другой стороны, препятствуют интенсивному цветению воды во избежание интоксикации и массовых заморозов рыбы.

Анализ сходства альгофлоры изучаемых типов ильменей показал, что наибольшее видовое сходство наблюдалось между ильменями с плавневыми зарослями и ильменями, мелиорированными для рыборазведения (табл. 4). Это связано со сходством макрофитных сообществ (преимущественно тростник, роголистник) и поступлением достаточного количества органических веществ.

Таблица 4. Значение коэффициентов видового сходства по Серенсону для фитопланктона различных типов изучаемых водоёмов

Тип водоема	Водоемы с плавневыми зарослями	Водоемы с прибрежными зарослями	Водоемы, мелиорированные для рыборазведения	Ультрагалинные водоемы с отложениями соли
Водоемы с плавневыми зарослями	100	48	56	19
Водоемы с прибрежными зарослями	48	100	46	19
Водоемы, мелиорированные для рыборазведения	56	46	100	8
Ультрагалинные водоемы с отложениями соли	19	19	8	100

Наименьшие показатели видового сходства фитопланктона ультрагалинного ильменей с отложениями соли можно связать с высокой соленостью, изолированностью от общей сети Волга – Бахтемир – ерики – ильмени, полным отсутствием высшей водной растительности.

В целом к факторам, определяющим степень видového сходства можно отнести: видовой состав и развитие макрофитов, соленость, антропогенную нагрузку, морфометрические характеристики.

Выводы. Таким образом, можно сделать следующие выводы:

1. В составе фитопланктона западных подстепных ильменей было зарегистрировано 233 таксона водорослей рангом ниже рода с преобладанием зеленых (97), диатомовых (52) и синезеленых (40) водорослей. Наибольшим видовым богатством отличались водоемы с плавневыми зарослями (147 таксонов водорослей рангом ниже рода).

2. Альгофлора изученных ильменей была представлена преимущественно видами-космополитами. По отношению к солености воды преобладали виды-индифференты с оптимумом развития в нейтральной или слабощелочной среде. Среди видов-индикаторов сапробности преобладали индикаторы низкой и средней степени органического загрязнения. Максимальное количество высокосапробных видов отмечено в ильменях с плавневыми зарослями.

3. Максимальное видовое разнообразие наблюдалось в ильменях, мелиорированных для рыборазведения (индекс Шеннона 4.62-4.78), наименьшее – в ильменях с плавневыми зарослями по численности (2.78) и в ильменях с отложениями соли по биомассе (2.28).

4. Наибольшим сходством (56%) характеризовалась альгофлора ильменей с плавневыми зарослями и ильмени, мелиорированные для рыборазведения, наименьшим (8%) – ильмени, мелиорированные для рыборазведения, и ультрагалинные ильмени с отложением соли.

Список литературы

1. Сокольский А. Ф. Биопродуктивность малых озер. Астрахань: 1995. 256 с.
2. Комчетчук Н. В. Несколько слов об организации озерных товарных рыбных хозяйств дельте реки Волги. М.: 2009. 256 с.
3. Кузьмин Г. В. Фитопланктон. Видовой состав и обилие // Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. М.: Наука, 1975. С. 73–87.
4. Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. М., 1975. 240 с.
5. Чертопруд М. В. Разнообразие водных систем: учеб. пособие. М.: Изд. МГУ, 2007. 64 с.

УДК 574.5; 504.054

ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ СООБЩЕСТВ ФИТОПЛАНКТОНА ВОДОЕМОВ САНКТ-ПЕТЕРБУРГА ПОСЛЕ МЕРОПРИЯТИЙ ПО ДНООЧИСТКЕ

О.А. Павлова, Н.В. Игнатъева, А.Л. Афанасьева

*Федеральное государственное бюджетное учреждение науки
Институт озероведения Российской академии наук,
196105, г. Санкт-Петербург, Россия, ksana.pavlova@gmail.com*

Проведен анализ состояния сообществ фитопланктона городских водоемов после мероприятий по дноочистке. Выявлены тенденции увеличения количества водорослей, связанные с возрастанием фона биогенных элементов.

Ключевые слова: фитопланктон, гидрохимические показатели, урбанизированные территории.

В рамках работ по изучению динамики состояния водоемов после проведенных мероприятий по дноочистке (2004-2010 гг.) и определения их установившегося трофического статуса исследованы сообщества фитопланктона 30 прудов в черте Санкт-Петербурга. Изучение количественных показателей водорослей, содержания биогенных элементов и хлорофилла *a* (Хл *a*) в воде, а также расчет индексов, характеризующих состояние альгоценозов, проводили весной и летом 2010-2013 гг.

Отбор и обработка материалов велись по стандартным методикам [1, 2]. Содержание хлорофилла *a* (Хл *a*) в планктоне определяли стандартным спектрофотометрическим методом в смешанном ацетоновом экстракте [3]. Сапробиологическое состояние водоемов определяли на основании индексов сапробности по Пантле и Букк в модификации Сладечека [4], индикаторная значимость водорослей оценивалась по спискам сапробных организмов [5].

По результатам восьми съёмок в планктоне было обнаружено 206 таксонов водорослей рангом ниже рода (без детального анализа диатомей на постоянных препаратах), в том числе весной – 75, летом – 173. Наиболее разнообразными были зеленые водоросли – 78 таксонов (38% общего числа встреченных форм), эвгленовые (17%), диатомовые (15%), и синезеленые (13%).

В весеннем планктоне возрастало значение холодноводных золотистых и диатомей; в пробах отмечалось до 38 таксонов, в среднем 16-20. Соотношение основных групп в летнем планктоне практически совпадало с таковым в общем списке. В середине июля, как обычно, в большинстве

исследованных водоемов наблюдали увеличение разнообразия зеленых, эвгленовых и синезеленых водорослей; в пробах определяли до 50 таксонов водорослей. Максимальным количеством форм, как правило, характеризовались пруды пригородной зоны – водоемы объекта «Зверинец» в г. Павловск, Каскадные и Колонистский (г. Пушкин), а также пруды на ул. Ольги Форш, в «Усадьбе Воронцова» и «Даче Шереметева», малый Ольгинский. Минимальное разнообразие отмечено для Черного пруда (г. Петродворец) при массовом развитии криптоноад; заросших макрофитами малого пруда «Дачи Бенуа», на ул. Будапештской у д. 66; прудов в усадьбе "Александрино" (пр. Стачек, д. 226), на углу Альпийского пер. и ул. Будапештской, большого «Дачи Бенуа» во время «цветения» воды цианобактериями; в прудах на реке Новой на фоне экстремально высоких концентраций биогенных элементов.

К массовым, определяющим более 10 % суммарной биомассы фитопланктона, относились более 30 таксонов водорослей. Наибольшего обилия достигали виды родов *Cryptomonas* (*C. marssonii* Skuja, *C. curvata* Ehr., *C. reflexa* (Marsson) Skuja, *C. erosa* Ehr.), *Chroomonas acuta* Uterm., *Anabaena planctonica* Brunnth., *A. crassa* (Lemm.) Kom.-Legn. et Cron., *A. lemmermanii* P.Richt., *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Rafls, *A. gracile* (Lemm.) Lemm., *Microcystis aeruginosa* Kütz. emend. Elenk., *M. wesenbergi* Kom., *Woronichinia naegeliana* (Unger) Elenk., *Limnothrix planctonica* (Wolosz.) Meffert, *Stephanodiscus* spp., *Botryococcus braunii* Kütz., *Chlamydomonas* spp., *Pandorina morum* (Müll.) Bory, *Volvox globator* Linn., *Ceratium hirundinella* (O.F.M.) Bergh., *Glenodinium gymnodinium* Penard, *Euglena* spp., *Trachelomonas hispida* (Perty) Stein emend. Defl. и др.

Весной уровень фитопланктона колебался от 0.32 до 12.33 мг/л, в большинстве водоемов биомасса в мае на протяжении четырех лет составляла 4-8 мг/л. Максимальные величины наблюдались в прудах южной части Санкт-Петербурга – в квартале «Ульянка» (т.н. «Дача Брюса», «Дача Шереметева», «Усадьба Воронцова»), на Альпийском пер. и в ряде водоемов Пушкина (Каскадные пруды) и Павловска. В большинстве случаев доминировали криптоноады (до 98 %), также отмечалось массовое развитие мелкоклеточных диатомей и золотистых из родов *Stephanodiscus*, *Chrysococcus*, *Kephyrion*, *Pseudokephyrion*, динофлагеллят *Glenodinium gymnodinium* и др. (до 48 %) и эвгленовых (43 %). Концентрация хлорофилла *a* изменялась в очень широких пределах – от 1.06 до 140.66 мкг/л. Традиционно высокие значения отмечались для прудов квартала «Ульянка» (20-50 мг/л), «Дачи Бенуа», в северной части города – на ул. Учительской и Ольги Форш, в пригородной зоне – для водоемов объекта «Зверинец» (Павловск). Экстремально высокие показатели наблюдались в прудах на реке Новой в юго-западной части Петербурга, где биомасса достигала 68 мг/л, концентрация растительных пигментов – 480 мкг/л. Это было связано с «цветением» эвгленовых водорослей (90-97 %) из родов *Euglena* (до 14 млн. кл./л), *Strombomonas Lepocinclis*, *Phacus*, являющихся хорошими показателями зон сильного загрязнения органическими веществами.

Летом биомасса в прудах составляла 0.84-92.62 мг/л, содержание Хл *a* – 1,50-266.40 мкг/л. По первому показателю максимальные величины наблюдались в прудах «Дача Шереметева» за счет развития динофитовых *Ceratium hirundinella*, *Peridinium cinctum* и *Glenodinium Gymnodinium*; «Усадьбе Воронцова», на Альпийском пер., малом пруду «Дачи Бенуа», Колонистском и 4-м Каскадном прудах в Пушкине во время «цветения» синезеленых *Planktothrix agardhii*, *Anabaena planctonica*, *Aphanizomenon flos-aqua*, *Woronichinia naegeliana*, полностью определявших общий уровень фитопланктона. Наименьшие количества отмечались в водоемах со значительным развитием высшей водной растительности, являющейся основным конкурентом при потреблении биогенных элементов и солнечной радиации – в большинстве прудов в Пушкине, на объекте «Зверинец» (Павловск), в черте города – на Полостровском пр. и на реке Новой.

По второму показателю (Хл *a*) высокие значения – более 30 мкг/л, были зарегистрированы в половине изученных прудов (5-й Каскадный, на пр. Стачек, д. 206, на ул. Ольги Форш, на углу ул. Учительской и Светлановского пр., большом «Дачи Бенуа» и др.), а в 4-м Каскадном, малом «Дачи Бенуа» и Колонистском содержание основного растительного пигмента достигало 100 мкг/л и более, в Черном пруду (Петродворец) отмечена максимальная концентрация – 266.40 мкг/л.

Индексы сапробности в исследованных водоемах изменялись в пределах 1.50-2.11 (в среднем 1.81). Наблюдалось массовое развитие видов-индикаторов зон умеренного загрязнения органическим веществом – различных зеленых и эвгленовых водорослей, а также синезеленых из родов *Aphanizomenon*, *Anabaena*, *Woronichinia*, *Aphanocapsa*. Максимальная величина индекса была отмечена в пруду на Альпийском пер. В большинстве водоемов степень сапробности характеризовалась как α -олигомезосапробная [5]. В целом, пруды по степени сапробности относятся к III классу чистоты (умеренно-загрязненные воды).

Современное состояние большинства исследованных прудов на основе анализа гидрохимических показателей может быть оценено как неудовлетворительное. Как правило, в прудах были выявлены серьезные нарушения кислородного режима. В течение периода наблюдений в водной массе регулярно отмечался дефицит кислорода, в конце подледного периода нередко фиксировалось полное отсутствие O₂ во всей водной массе, а летом у дна. Установление анаэробных

условий в пограничной зоне «осадок – вода» является причиной резкого увеличения потока фосфатов и ионов аммония со дна водоемов, концентрации которых у дна зимой и особенно летом, могут достигать чрезвычайно высоких значений – до 3.78 мг P/л и 6.97 мг N/л. Значения показателей органического вещества (ХПК, БПК₅, CO₂, цветности) свидетельствуют о высокой загруженности экосистем большинства водоемов органическим веществом и несбалансированности продукционно-деструкционных процессов. Наибольшие значения этих показателей относятся к придонному горизонту в июле.

По содержанию общего фосфора около половины водоемов характеризуются как эвтрофные, также значительную группу составляют гиперэвтрофные (более 0.1 мг P/л) (пруды на реке Новой, на пр. Стачек и др.) [6]. Главным фактором, определяющим эвтрофирование, является повышение нагрузки биогенных элементов на водоем, прежде всего фосфора, стимулирующего рост фитопланктона [7]. Общий уровень фосфора летом в значительной степени определялся концентрацией его минеральных (неорганических) форм, наиболее доступных для планктонных водорослей. При этом в большинстве прудов отмечалось значительное развитие видов, использующих смешанный (миксотрофный) тип питания и успешно существующих при сильном органическом загрязнении – представителей рода *Cryptomonas* (*C. erosa* и др.), *Chroomonas acuta*, *Ceratium hirundinella*, разнообразных жгутиковых *Chlamydomonas* и др., синезеленых водорослей, способных к азотфиксации и пр.

Анализ динамики биомассы, концентрации хлорофилла *a* и содержания общего и минерального фосфора в воде внутригородских водоемов в летний период показывает зависимость количественных показателей фитопланктона от фона биогенных элементов.

Исходя из вышесказанного, эффективность проведенных мероприятий по дноочистке вызывает определенные сомнения. В большинстве прудов отмечалось резкое увеличение содержания фосфора, в том числе наиболее доступного водорослям неорганического, в придонном и, в меньшей степени, в поверхностном горизонтах. Исследования сообществ фитопланктона 30 внутригородских водоемов в мае и июле 2010-2013 гг. показали существенный прирост количества водорослей и, особенно, содержания растительных пигментов в воде. Измерение концентрации Хл *a* в придонных слоях проводилось только для некоторых прудов, и, как правило, отмечались очень высокие – более 100 мкг/л, величины.

Многие из прудов, ранее исследовавшихся в 2006-2008 гг., изменили трофический статус в сторону увеличения – с мезотрофного до эвтрофного по фитопланктону и с мезоэвтрофного до гиперэвтрофного – по содержанию растительных пигментов; качество воды в них заметно ухудшилось. В ряде водоемов зафиксировано усиление роли синезеленых, часто наблюдалось их массовое развитие и «цветение». Определенную роль сыграли благоприятные погодные условия и аномально сильный и длительный прогрев воды (2010 г.), что в известной степени повлияло на состав и количество водорослей.

Негативное влияние урбанизированных территорий на водоемы не может быть полностью устранено, как невозможно исключить антропогенное воздействие на природную среду в целом. Единственный путь сохранения городских водоемов, отвечающих своему функциональному назначению, а также поддержания их в санитарном состоянии, безопасном для здоровья населения, – это оптимизация взаимодействия в системе «город – водоем». Общей рекомендацией по улучшению экологической ситуации на исследованных водоемах является необходимость предварительного их исследования с целью выявления причин развития негативных процессов, на основе чего для каждого водоема может быть разработан оптимальный комплекс оздоровительных мероприятий. Объектами подобного исследования должна быть как водная масса, так и донные отложения водоемов. Поскольку в пределах городской черты негативное влияние рассеянных источников поступления биогенных веществ в водоемы со склоновым стоком, почвенно-грунтовыми водами, атмосферными осадками и т.п., сложно контролировать, особое внимание нужно уделить внутренним мерам, направленным на снижение концентрации биогенных элементов в водоемах. Одним из эффективных методов является своевременное удаление части водной растительности из водоема, что позволит предотвратить избыточное накопление биогенных элементов как в водной массе, так и в донных осадках при отмирании водных растений в конце вегетационного сезона. Важнейшим требованием является экологически грамотное проведение оздоровительных мероприятий, предотвращающее вторичное поступление биогенных и загрязняющих веществ в водоемы.

Список литературы

1. Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений / Под ред. В.А. Абакумова. – Л.: Гидрометеиздат, 1983. – 239 с.
2. Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши. – Л., 1977. – 541 с.
3. UNESCO Working group № 17. – Determination of photosynthetic pigments in seawater. – Paris, 1966. – 69 p.

4. Sladeczek V. System of water quality from the biological point of view // *Ergebn. der Limnol.* – Н. 7. – Arsh. fur Hydrobiol. Bienenheft. 7. – 1973. – P. 1-218.
5. Барина С.С., Медведева Л.А., Анисимова О.В. Биоразнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды. – Тель-Авив, 2006. – 356 с.
6. Vollenweider R.A., Kerekes I. The loading concept as basis for controlling eutrophication philosophy and preliminary results of the OECD programme on eutrophication // *Progr. Wat. Technol.* – 1980. – Vol. 12, № 2. – P. 5-38.
7. Трифонова И.С. Экология и сукцессия озерного фитопланктона. – Л.: Наука, 1990. – 184 с.

УДК 574.632

СЕЗОННАЯ ДИНАМИКА ЗООПЛАНКТОНА В РАЙОНЕ ПОВЫШЕННОЙ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ В 2005-2007 ГГ. (ЮЖНЫЙ БАЙКАЛ, ВОСТОЧНОЕ ПОБЕРЕЖЬЕ)

Е.В. Пислегина

Научно-исследовательский институт биологии ФГБОУ ВПО «ИГУ»
664003, г. Иркутск, ул. Ленина, 3, а/я24, Россия, Helga_64@mail.ru

Приводятся данные по исследованию зоопланктона пелагической и шельфовой зон восточного побережья Южного Байкала в р-не Байкальского целлюлозно-бумажного комбината (БЦБК) в летне-осенний период 2005-2007 гг. Установлено, что в районе сброса очищенных сточных вод видовой состав отличался от такового на других полигонах обилием кладоцер и коловраток, которые реагируют на тепловое загрязнение увеличением численности. В условно «чистой» зоне развитие зоопланктона шло по обычной для Южного Байкала схеме.

Ключевые слова: зоопланктон, антропогенная нагрузка, пелагиаль Южный Байкал.

Важнейшая задача водной экологии – это оценка состояния и прогнозирование возможных изменений водных экосистем под влиянием внешних факторов. Одним из таких факторов считается антропогенное влияние на любые экосистемы, в том числе и водные.

Несмотря на то, что с начала работы Байкальского ЦБК (1966 г.) был принят ряд постановлений Правительства СССР и РФ по его перепрофилированию и закрытию, полная остановка производства целлюлозы произошла только 2 октября 2008 г. Таким образом, за период наших исследований комбинат работал, не останавливаясь. Объем сбросов очищенных сточных вод (ОСВ) в воды Байкала составила в 2005 г. – 36,8, в 2006 г. – 38,0, в 2007 г. – 41,4 млн. м³ [1]. Полигоны наших исследований располагаются таким образом, что есть возможность посмотреть развитие зоопланктона в районе водозабора, в районе сброса очищенных сточных вод (ОСВ) у берега и в 7 км от берега (на траверзе инжектора сброса ОСВ), т.е. в глубоководной зоне.

Зоопланктон в районе исследования характеризуется теми же признаками, которые присущи сообществу водной толщи озера – эндемизмом, своеобразной трофической структурой, напряженностью пищевых взаимоотношений и четко выраженной межгодовой изменчивостью [2]. В этом районе обитают все отмеченные в открытом Байкале виды, где ведущую роль играет эндемичный растительноядный рачок – эпишура (*Epischura baicalensis* Sars (Copepoda, Calanoida)), который в разные годы и в разные сезоны года может составлять от 80 до 99 % численности и биомассы зоопланктона [3]. К постоянному компоненту зоопланктона оз. Байкал относится не облигатный хищник *Cyclops kolensis* Lill. (Copepoda, Cyclopoida) – циклоп. В урожайные по циклопу годы в период максимального развития (август-сентябрь) его доля в пелагиали может составлять от 80 до 90% [4]. Представители Cladocera, как более теплолюбивые виды, встречаются с августа до ноября и составляют 1-12% от общей биомассы зоопланктона [5]. Коловратки, в том числе эндемичные, в общей биомассе зоопланктона имеют подчиненное значение [5].

Цель данной работы заключалась в анализе динамики численности зоопланктона в летне-осенний период 2005-2007 гг. с учетом предполагаемого усиленного антропогенного воздействия в районе исследования.

В летне-осенний период 2005-2007 гг. (август-сентябрь) отбор проб зоопланктона проводился в шельфовой и пелагической зонах юго-восточной оконечности озера в районе Байкальского ЦБК. Пробы зоопланктона отобраны на трех станциях: одна станция находится в глубоководной (пелагической) части Байкала – полигон П7 и две станции – в шельфовой зоне – полигоны П1 и П5.

Координаты станций отбора планктонных проб определены по спутниковому навигационному прибору GPS-48, установленному на экспедиционном теплоходе НИИ биологии при ИГУ «М. Кожов».

Полигон П1 удален от берега на 300 м. Он находится примерно на 350 м восточнее здания насосной станции, забирающей байкальскую воду для промышленных нужд комбината, над глубиной около 55 м. Его координаты: N – 51 31.63', E – 104° 11.25'.

Полигон П5 удален от берега на 300 м. Он находится в непосредственной близости от точки сброса очищенных сточных вод (ОСВ) Байкальского целлюлозно-бумажного комбината (БЦБК), над глубиной 55 м. Его координаты: N – 51° 30.17', E – 104° 14.67'.

Полигон П7 расположен на траверзе инжектора сброса очищенных сточных вод (ОСВ) Байкальского ЦБК, в 7 км от берега, над глубиной приблизительно 900 м. Его координаты: N – 51° 33.19', E – 104° 19.50'.

Пробы зоопланктона (всего 48 шт.) отбирали послойно: 0–25, 25–50 м. Орудием лова служила планктонная сеть Джели с диаметром входного отверстия 37.5 см и фильтрующим конусом из мельничного сита № 55 (100 мкм). Пробы фиксировали 4%-м раствором формалина. После отстаивания в течение 3-х недель пробы концентрировали; осадок исследовали в счетной камере при помощи светового микроскопа [6]. Для определения видовой принадлежности зоопланктона использовали справочники–определители [7]. Камеральная обработка проб была проведена Блохиной Н.П. и Русановской О.О.

На полигоне П1 максимум общей численности зоопланктона за рассматриваемый период пришелся на 2005 г. (2759.4 тыс. экз./м²), а минимум – на 2007 г. (512.3 тыс. экз./м²) (рис.1).

Численность эпишуры изменялась от 182.9 (2007 г.) до 855.2 (2006 г.) со средним значением 611.0 тыс. экз./м². Численность коловраток варьировала от 120.3 (2007 г.) до 1631.0 (2005 г.) со средним значением 666.1 тыс. экз./м². Численность *C. kolensis* на полигоне П1 сопоставима в 2005 г. и 2007 г. – 94.0 и 97.0 соответственно, а среднее значение составило 65.2 тыс. экз./м². Минимальное значение пришлось на 2006 г. и было ниже численности соседних лет почти в 20 раз – 4.9 тыс. экз./м². Максимум численности кладоцер зарегистрирован в 2005 г. – 240.0 тыс. экз./м², а минимум – в 2006 г. (8.1 тыс. экз./м²). Среднее значение численности для кладоцер за летне-осенний период 2005-2007 гг. составило 120.0 тыс. экз./м².

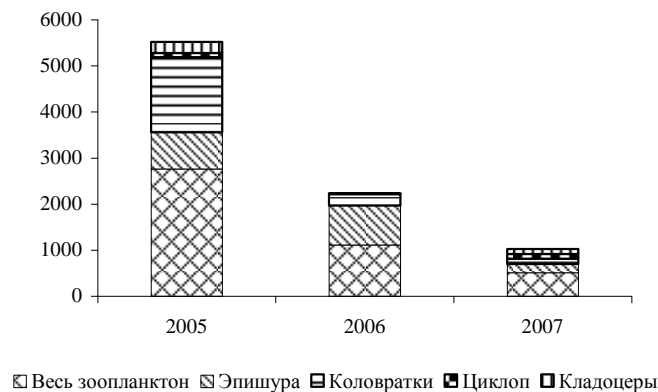


Рис. 1. Численность зоопланктона (тыс. экз./м²) и его отдельных групп в слое 0-50 м на полигоне П1 в летне-осенний период 2005-2007 гг.

Общая численность зоопланктона на полигоне П5 в слое 0-50 м в этот же период изменялась от 655.5 (2006 г.) до 4882.2 (2005 г.) и в среднем составила 2127.5 тыс. экз./м² (рис.2).

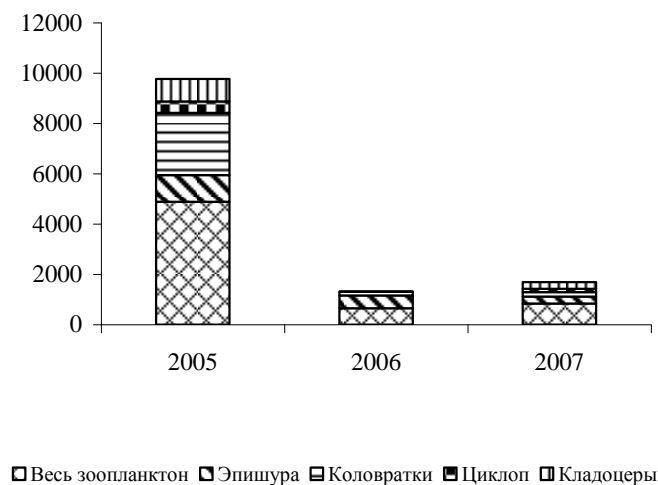


Рис. 2. Численность зоопланктона (тыс. экз./м²) и его отдельных групп в слое 0-50 м на полигоне П5 в летне-осенний период 2005-2007 гг.

Численность эпишуры изменялась от 269.2 (2007 г.) до 1066.4 (2005 г.) со средним значением 612.3 тыс.экз./м². Плотность коловраток варьировала от 143.1 (2006 г.) до 2472.5 (2005 г.) со средним значением 933.1 тыс. экз./м². Численность циклопа изменялась от 7.5 (2006 г.) до 450.2 (2005 г.) со средним значением 193.8 тыс. экз./м². Максимум кладоцер зафиксирован в 2005 г. (893.2 тыс. экз./м²), минимум – в 2006 г. (3.6 тыс. экз./м²), а среднее значение составило 388.3 тыс. экз./м².

На полигоне П7 общая численность зоопланктона в исследуемом слое за летне-осенний период 2005-2007 гг. изменялась от 673.3 (2007 г.) до 4295.8 (2005 г.) со средним значением 2064.8 тыс. экз./м² (рис.3).

Численность эпишуры варьировала от 278.1 (2007 г.) до 1919.0 (2005 г.) и в среднем составила 1080.0 тыс. экз./м². Численность коловраток изменялась от 169.3 (2006 г.) до 1848.1 (2005 г.) со средним значением 736.7 тыс. экз./м². Минимум численности циклопа зафиксирован в 2006 г. – 10.6, а максимум – в 2007 г. – 133.8 тыс. экз./м². Среднее значение этого показателя – 82.3 тыс.экз./м². Численность кладоцер за исследованный период варьировала от максимального 426.2 (2005 г.) до практически нулевых значений – 3.0 тыс. экз./м² в 2006 г. со средней величиной 1660 тыс. экз./м².

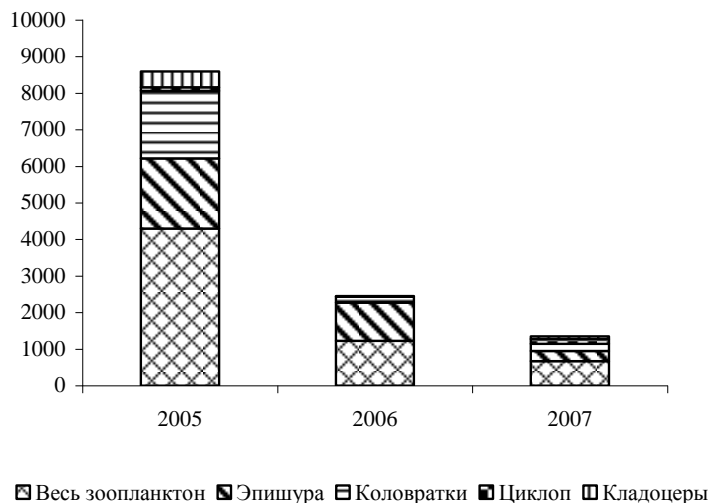


Рис. 3. Численность зоопланктона и его отдельных групп в слое 0-50 м на полигоне П7 в летне-осенний период 2005-2007 гг.

Таким образом, как для общей численности зоопланктона, так и для численности его отдельных видов и групп отмечается общая тенденция – на всех трех полигонах максимальные значения численности зафиксированы в 2005 г.

Качественный состав зоопланктона на полигонах выглядит следующим образом (рис 4).

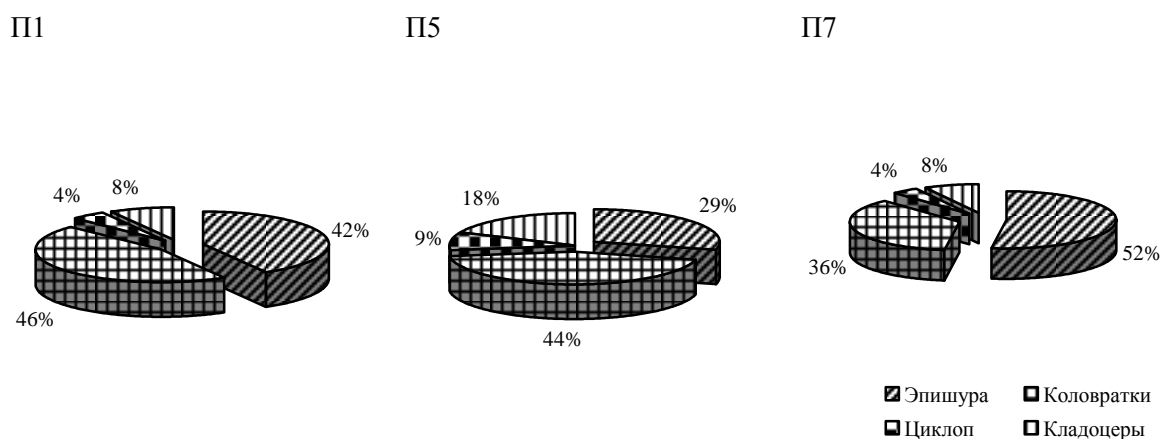


Рис. 4. Качественный состав зоопланктона в слое 0-50 м на полигонах П1, П5 и П7 в летне-осенний период 2005-2007 гг.

В среднем, на полигонах, расположенных в прибрежной зоне (П1 и П5), преобладают коловратки. Эндемичная эпишура здесь на втором месте, следом идут представители кладоцер и циклоп. Из рис.4 видно, что на П1, который расположен в условно «чистой» зоне (зона водозабора),

доля эпишуры сопоставима с долей коловраток. На П5, на котором вероятность теплового загрязнения ОСВ очень высока, доля эпишуры падает при возрастании доли кладоцер и коловраток.

Эпишура для байкальского пелагического планктона – вид эдификатор. Поэтому на исследуемых шельфовых полигонах П1 и П5, где в основном происходит развитие сибирского комплекса видов, она появляется только на время – до тех пор, пока прибрежные воды не прогрелись до лимитирующих температур.

В районе исследования к пелагическому относится полигон П7. Эпишура здесь должна доминировать, но в 2005 и 2007 гг. её численность не была основной, за исключением 2006 г. Так, в 2005 и 2007 гг. она составляла здесь лишь 45 и 41% соответственно, а в 2006 г. этот показатель был выше почти в 2 раза – 85%. Если рассматривать значения численности разных видов зоопланктона отдельно по месяцам, то получится, что в августе 2005-2007 гг. на полигоне П7 доминирует эпишура (от 82 до 99%). В сентябре только в 2006 г. её численность составила 82%, в 2005 г. – 49 % и в 2007 г. – 40%. В сентябре 2005 г., кроме коловраток (31%) в глубоководной зоне появляются кладоцеры (16%) и в незначительном количестве циклоп (4 %). В 2007 г. снизилась доля кладоцер (10%), зато доли циклопа (24%) и коловраток (26%) сравнялись.

Данный полигон расположен в пелагиали с более суровым терморезимом и это является тем ограничивающим фактором, который определяет здесь структуру зоопланктона в верхнем (0-50 м) слое. В течении большей части года видовой приоритет, безусловно, принадлежит эпишуре. Однако, с прогревом воды и с усиливающейся сезонной гидродинамической активностью здесь появляются и европейско-сибирские виды, которые не ежегодно обнаруживаются в пелагической зоне, например, кладоцеры.

Развитие зоопланктона в летне-осенний период 2005-2007 гг. проходило при непрерывной работе БЦБК. В районе сброса ОСВ видовой состав отличался от такового на других полигонах обилием кладоцер и коловраток, которые реагируют на тепловое загрязнение увеличением численности. В условно «чистой» зоне развитие зоопланктона шло по обычной для Южного Байкала схеме.

Список литературы

1. Государственный доклад «О состоянии озера Байкал и мерах по его охране в 2012 г.».-Иркутск: Сибирский филиал ФГУНПП «Росгеолфонд», 2013.- 436.
2. Кожова О.М. Экологический мониторинг Байкала/ О.М. Кожова, А.М. Бейм; Ред. В.П.Сергеева, Н.И.Долгова. – М: Экология, 1993. – 352 с.
3. Афанасьева Э.Л. Биология байкальской эпишуры/ Э.Л.Афанасьева; Отв.ред. Г.И.Галазий.– Новосибирск: Наука, 1977а. – 144 с.
4. Мазепова Г.Ф. Циклопы озера Байкал/ Г.Ф. Мазепова; Отв. ред. В.Д.Пастухов. – Новосибирск: Наука, Сиб. отд-ние, 1978б. – 144 с.
5. Помазкова Г.И. Сезонные и годовые изменения численности и биомассы зоопланктона в районе Больших Котов/ Г.И.Помазкова // Круговой оборот вещества и энергии в озерных водоемах. – Новосибирск, 1975. – С. 120–124.
6. Атлас и определитель пелагиобиев Байкала (с краткими очерками по их экологии) (Справочники и определители по фауне и флоре озера Байкал)/О.А.Тимошкин, Г.Ф.Мазепова, Н.Г.Мельник и др.; Отв.ред. О.А.Тимошкин.– Новосибирск: Наука, 1995. – 694 с.
7. Инструкция по обработке проб планктона счетным методом/ О.М.Кожова, Н.Г.Мельник; Отв.ред. Г.И.Помазкова. –Иркутск: Изд-во Иркут. ун-та, 1978. – 50 с.

УДК 581.526.325 (282.247.41)

СТРУКТУРА, ПРОСТРАНСТВЕННОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ И ТОКСИЧНОСТЬ СИНЕ-ЗЕЛЕННЫХ ВОДОРОСЛЕЙ В КУЙБЫШЕВСКОМ ВОДОХРАНИЛИЩЕ

Л.Ю. Халиуллина¹, Н.Ю. Степанова¹, М.Г. Борисович²

¹Казанский (Приволжский) федеральный университет, г. Казань, Россия, Liliya-kh@yandex.ru

²Министерство экологии и природных ресурсов РТ, Казань, Россия, csiac.eco@tatar.ru

В сообщении рассмотрены современный видовой состав, сезонная динамика и закономерности пространственного распределения сине-зеленых водорослей Куйбышевского водохранилища. В ходе работы также определены суммарные концентрации свободных микроцистинов для картирования зон водохранилища, подверженных наиболее интенсивному «цветению» воды в результате массового развития сине-зеленых водорослей.

Одним из главных негативных последствий массового развития сине-зеленых водорослей - их способность синтезировать токсические вещества – цианотоксины. Микроцистины – одни из самых известных и широко распространенных цианотоксинов в пресных водах, их основными продуцентами являются сине-зеленые водоросли родов *Anabaena*, *Microcystis*, *Planktothrix*, которые зачастую вызывают токсичное «цветение» воды в продуктивных водоемах по всему миру. В большинстве развитых стран установлены предельно допустимые концентрации (ПДК) для наиболее распространенных цианотоксинов, определена программа мониторинга токсичного «цветения» воды и комплекс мероприятий по предупреждению неблагоприятного воздействия цианотоксинов на здоровье населения. В нашей стране до сих пор отсутствуют стандарты безопасного для здоровья человека содержания цианотоксинов в воде. Работы, связанные с изучением токсикологического аспекта массового развития сине-зеленых водорослей в нашей стране на сегодня мало. Недооценка токсических последствий «цветения» водоемов не позволяет защитить население при использовании воды в питьевых и рекреационных целях.

В 2012 г. Центральной специализированной инспекцией аналитического контроля Министерства экологии и природных ресурсов Республики Татарстан были проведены гидробиологические исследования в период массового развития сине-зеленых водорослей (последняя декада августа и вторая декада сентября) в Волжском и Волжско-Камском плесах Куйбышевского водохранилища. В ходе экспедиций было отобрано более 50 проб воды на передвижном экологическом судне. У н.п. Боровое Матюшино (ст. 10) проводились наблюдения сезонной динамики фитопланктона. В период «цветения» воды сине-зелеными водорослями пробы отбирались 1 раз в 3-4 дня. При этом ежедневно регистрировались метеоусловия. Расположение точек отбора проб представлено на рис. 1. Отбор и камеральную обработку проб фитопланктона осуществляли согласно общепринятым методам (Методика..., 1975; Водоросли ..., 1989). Параллельно с отбором гидробиологических проб, проводился экспресс-анализ поверхностных вод с помощью аппаратуры судового природоохранного комплекса «Волга - М», установленного на судно. В ходе работы были определены суммарные концентрации свободных (без учета внутриклеточных) микроцистинов в пробах воды методом иммуносорбентного анализа с использованием стандартной тест-системы *Microcystins/Nodularins (ADDA) ELISA Kit (PN 520011, Abraxis)*, с последующей регистрацией на иммуноферментном анализаторе УНИПЛАН (АИФР-01) при длине волны 450 нм.

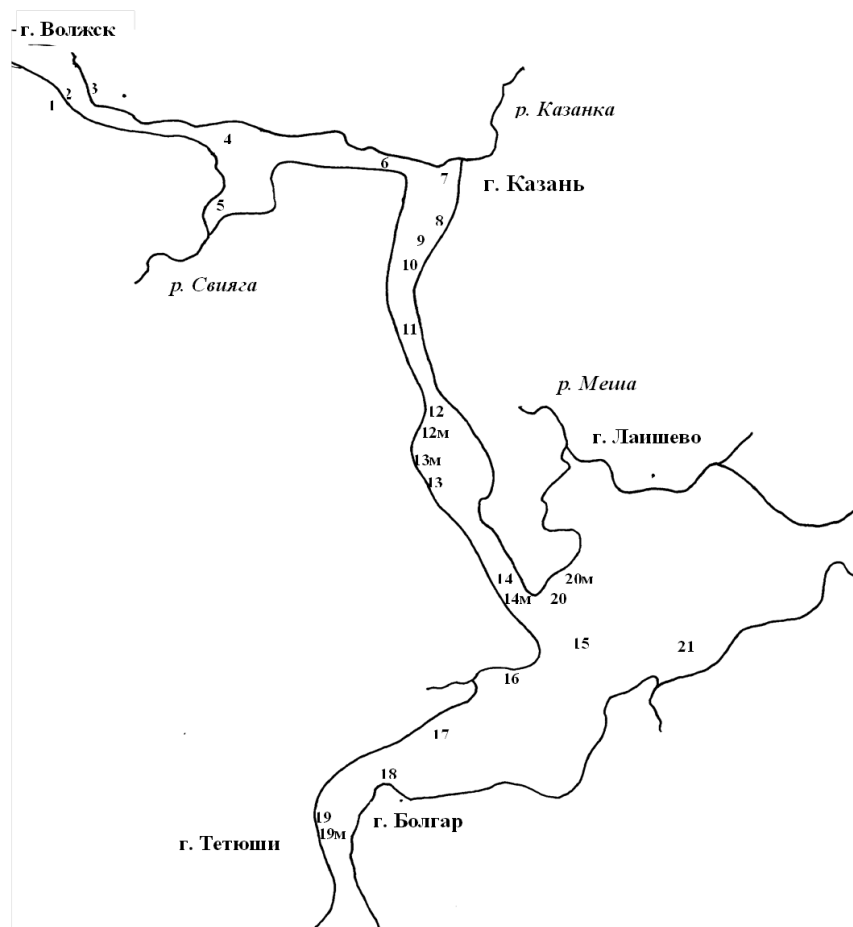


Рис. 1. Схема расположения точек отбора проб фитопланктона Куйбышевского водохранилища в 10-12.08.2012 г.(ст. 13 а – проба взята в пятне «цветения»).

В 2012 г. в вегетационный период среднемесячные температуры воздуха были выше нормы на 2-3 °С, отмечалась неустойчивая погода со значительными колебаниями температуры воздуха. Обильные осадки и грозы, которые распределялись неравномерно по территории и по времени, чередовались продолжительными периодами спокойной жаркой и сухой погоды. Уровень воды в водохранилище, в отличие от предыдущих лет, в течение всего безледного периода держался весьма высоко, близко к отметкам 53-54 м. Снижение уровня воды в водохранилище начался со второй половины июля. В конце июля наблюдался кратковременный подъем, далее с начала августа происходило неуклонное снижение, в конце августа уровень воды стала подниматься и далее не снижался.

За период наблюдений в фитопланктоне исследованных участков было обнаружено 16 таксонов сине-зеленых водорослей, принадлежащих двум классам и трем порядкам (данные по таксономической структуре сине-зеленых водорослей приведены в табл. 1). Наиболее высокое видовое разнообразие характерно для родов *Microcystis*, *Oscillatoria*, *Merismopedia*, *Anabaena*

Таблица 1. Список таксонов сине-зеленых водорослей Куйбышевского водохранилища в 2012 г.

Отдел Синезеленые водоросли – Cyanophyta	
Класс <i>Chroococcophyceae</i>	
Порядок <i>Chroococcales</i>	
1	<i>Merismopediaglauca</i> (Ehr.) Nag.
2	<i>Merismopediaminima</i> G.Beck
3	<i>Merismopediatenuissima</i> Lemm.
4	<i>Microcystis aeruginosa</i> Kutz. emend. Elenk.
5	<i>Microcystis aeruginosa</i> f. <i>flos-aquae</i> (Witr.) Elenk.
6	<i>Microcystispulverea</i> (Wood.) Forti emend. Elenk.
7	<i>Gloeocapsalimnetica</i> (Lemm.)Hollerb.
8	<i>Coelosphaeriumkuetzingianum</i> Nag.
9	<i>Gomphosphaerialacustris</i> Chod.
Класс <i>Hormogoniophyceae</i>	
Порядок <i>Oscillatoriales</i>	
10	<i>Oscillatoriaplanctonica</i> Wotosz.
11	<i>Oscillatoriasp.</i>
12	<i>Lyngbyalimnetica</i> Lemm.
Порядок <i>Nostocales</i>	
13	<i>Anabaenopsis</i> sp.
14	<i>Anabaenaflos-aquae</i> Breb.
15	<i>Anabaenascheremetievi</i> Elenk.
16	<i>Aphanizomenonflos-aquae</i> (L.) Ralfs.

Еще в начале вегетационного периода (май) сине-зеленые водоросли присутствовали в пробах, где преобладали виды *Aphanizomenon flos-aquae* и *Oscillatoria planctonica*. В пробах, взятых в течение июня, сине-зеленых водорослей содержалось в незначительных количествах. Во второй половине лета повысились все количественные показатели, в том числе и видовое разнообразие сине-зеленых водорослей. С середины июля на водохранилище повсеместно началось «цветение» воды, вызванное массовым развитием сине-зеленых водорослей родов *Aph. flos-aquae*, *O. planctonica*, *Microcystis aeruginosa*, *Anabaena flos - aquae*, *An. scheremetievi*, которые интенсивно развивались до сентября. Часто явления «цветения» воды на Куйбышевском водохранилище продолжаются до конца сентября, но в этот многоводный и прохладным летом год эти явления продолжались недолго и с сентября массовых всплесков развития сине-зеленых даже в водах р. Волга не наблюдалось.

Максимальные количественные показатели сине-зеленых наблюдались к середине июля (начинается «цветение») и к середине августа. В эти периоды общая численность фитопланктона составляла 2461,78 и 2376,00 млн. кл./л. Максимальная общая биомасса в период этих пиков составила 162,83 мг/л и 157,12 мг/л. Состав водорослей в пробах на 90-100 % состоял из сине-зеленых водорослей.

Как показывают результаты исследований пространственного распределения фитопланктона по ходу р. Волга (табл. 2), на узких с быстрым течением участках биомасса сине-зеленых водорослей не превышает 10 мг/л. В пробах, отобранных в мелководьях, биомасса приближается к значениям 50 мг/л. Видовое разнообразие и биомасса сине-зеленых возрастает ниже по течению после устьев рек, т.е. в экотонных зонах, а также в зонах смешения Волжских и Камских вод. Наибольшие концентрации сине-зеленых водорослей характерны для озеровидных расширений водохранилища, которые состоят из обширных мелководных зон с замедленным течением. На таких участках по ходу р. Волга в пятнах «цветения» биомасса сине-зеленых доходит до 28919,24 мг/л.

Ниже района слияния р. Волга и Кама биомасса составляла 1688,27 мг/л. Также высокая биомасса в 157,12 мг/л наблюдалась на ст. 21, где преобладает камское течение.

В 2012 г. все явления «цветения» воды в Куйбышевском водохранилище были вызваны массовым развитием сине-зеленых водорослей. При этом основными возбудителями «цветения» воды являлись виды *Aph.flos-aquae* и *M.aeruginosa*, сопутствующими видами выступали *An.flos-aquae* и *An.scheremetievi*. Вид *Aph. flos-aquae* массово развивается преимущественно в устьях реки, вид *M. aeruginosa* предпочитает расширенные участки с замедленным течением. Также на ст. 20-21, которые состоят преимущественно из Камских вод, преобладает *Aph. flos-aquae*, вида же *M. aeruginosa* в пробах этих участков в период данной экспедиции содержалось очень мало.

Таблица 2. Показатели, полученные на основе биомассы сине-зеленых планктонных водорослей и содержание микроцистинов Куйбышевского водохранилища в 10-12.08.2012 г.

Ст. №	Биомасса синезеленых водорослей (мг/л)	Индекс сапробности по биомассе	Индекс трофности Милиуса по биомассе	Суммарное содержание микроцистинов (мкг/л)
1	32,03	1,75	80,43	5,86
2	1,51	1,72	61,96	
3	37,56	1,70	82,50	3,34
4	55,44	1,70	85,38	
5	2,70	0,66	76,98	0,45
6	26,01	1,76	81,58	8,28
7	6,36	1,47	87,54	1,14
8	6,75	1,79	82,23	
9	0,00	1,63	73,80	
10	22,88	1,75	77,34	
11	112,41	1,75	93,05	1,25
12	157,12	1,75	96,07	0,65
12 а	24,05	1,70	77,39	
13	585,06	1,75	109,24	20,86
13 а	28919,24	1,75	148,46	22,97
14	3,08	1,71	62,22	0,28
14 а	5,13	1,78	65,19	0,44
15	1688,27	1,74	119,86	26,96
16	0,00	1,65	45,18	0,21
17	1655,72	1,75	119,61	2,41
18	20,04	1,62	79,21	1,13
19	11,69	1,76	69,67	2,01
19 а	4,90	1,80	62,63	2,15
20	2,32	1,32	61,07	0,54
20 а	3,80	1,32	61,40	2,83
21	157,12			

Оценка методом ИФА содержания микроцистинов в воде показала превышение рекомендуемых Всемирной организацией здравоохранения (ВОЗ) нормативов (1 мкг/л) на большинстве станций (табл. 2). Концентрация микроцистинов увеличивается с возрастанием численности и биомассы вида *M. Aeruginosa* в воде. Также концентрация микроцистинов повышается с началом отмирания и разложения этих водорослей, так как микроцистин, который вырабатывает этот вид, высвобождается из клетки в воду.

Особую тревогу вызывает факт превышения нормативов во много раз в районе Волжского водозабора г. Казань (ст.6; 8,28 мкг/л), т.к. микроцистины могут воздействовать через питьевую воду на здоровье населения.

Нами получены предварительные зависимости суммарного содержания цианотоксинов от численности синезеленых водорослей, которые носят экспоненциальный характер: $y = 0,454 \cdot e^{0,608x}$ ($R^2 = 0,70$). Предварительные данные показывают, что опасное содержание цианотоксинов, соответствующее 1 мкг/л, наблюдается уже при численности синезеленых водорослей выше 21 млн. кл./л, что может выступать как ориентировочный показатель в мониторинге водоемов в период «цветения».

Воды р. Волга 2012 г. в течение большей части вегетационного сезона относились к мезасапробному типу и соответствовали умеренно - загрязненной зоне (табл. 2). Трофический статус рассматриваемых районов исследований большей частью соответствовал эвтрофному, а в точках максимального развития планктонных водорослей часто и гиперэвтрофному типу (60 - 79 – эвтрофный, 80 - 100 – гиперэвтрофный).

Список литературы

1. Водоросли. Справочник. – Киев: Наук.думка, 1989. – 608 с.
2. Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. – М.: Наука, 1975. – 240 с.

УДК 574.5

О ВЛИЯНИИ БИОГЕННЫХ ЭЛЕМЕНТОВ НА ХАРАКТЕРИСТИКИ ФИТОПЛАНКТОНА ШЕРШНЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Н.И. Ходоровская¹, Т.В. Еремкина² Д.А. Расчектаева¹

¹ФГБОУ ВПО «Челябинский государственный университет»,
биологический факультет, кафедра биоэкологии,
454000, г. Челябинск, ул. Бр. Кашириных, 129, Россия, nikhod@yandex.ru
²Уральский филиал ФГУП «Госрыбцентр»,
620086, г. Екатеринбург, ул. Ясная, 1, корп. 6, Россия, tver60@mail.ru

В работе впервые приводятся данные по фотосинтетическим пигментам планктона Шершневского водохранилища, рассматриваются вопросы о связи показателей обилия фитопланктона с содержанием биогенов.

Ключевые слова: фитопланктон, хлорофилл *a*, азот, фосфор, Шершневское водохранилище.

Необходимость постоянных наблюдений за динамикой экологического состояния Шершневского водохранилища связана с его исключительным значением для крупного областного центра Южного Урала. Водоем до настоящего времени является единственным источником питьевого водоснабжения г. Челябинска и целого ряда населенных пунктов, расположенных в его окрестностях. Изучение гидрологического и гидрохимического режима, гидробиологических и токсикологических показателей экосистемы водохранилища проводилось разными исследователями, начиная с 1970-х г. [1, 2, 3, 4].

В настоящей работе рассматриваются первые результаты по изучению состава и содержанию фотосинтетических пигментов, полученные в 2010 и 2013 гг., а также предпринята попытка установить взаимосвязь между содержанием хлорофилла и биогенных элементов (минеральных форм азота и фосфора). Следует отметить, что исследования фотосинтетических пигментов для водоемов Уральского региона единичны [5, 6], хотя эти показатели относятся к наиболее распространенным при изучении планктонных альгоценозов [7].

Пробы воды отбирали батометром с лодки. Схема расположения станций представлена на рис. 1. Определение пигментов фитопланктона проводили в соответствии с ГОСТ 17.1.4.02-90 «Вода. Методика спектрофотометрического определения хлорофилла *a*». Химические показатели анализировали в аккредитованной лаборатории «Водных экосистем и технологии воды» Учебного научно-исследовательского центра биотехнологий (УНИЦБТ) Челябинского государственного университета (аттестат аккредитации № РОСС RU 0001.515711 от 06.08.2013). Одновременно с

определением пигментов подсчитывали численность водорослей в камере Горяева с использованием микроскопа Micros при увеличении 400х.

Водоохранилище расположено на Зауральской всхолмленной равнине в лесостепной зоне. Шершневецкий гидроузел расположен на р. Миасс, введен в эксплуатацию в 1968 году. Водоем выполняет функции многолетнего регулирования стока на среднем участке реки – от Аргазинского водохранилища до г. Челябинска. Водоохранилище руслового типа, имеет три плеса: верхний – речной, средний и приплотинный – озерный. В водоохранилище впадают реки Серзак и Биргильда. Водоем мелководный – около 50 % площади занимают глубины до 4 м. По размерам относится к разряду средних водохранилищ: площадь водного зеркала - 39,1 км². Область больших глубин находится в приплотинном участке. Параметры водохранилища при нормальных погодных условиях: длина - 18 км, максимальная ширина - 4 км, средняя – 1.6 км, полный объем - 176 млн. м³, максимальная глубина - 14 м, средняя – 4.5 м, площадь водосбора - 5460 км². Для водоема характерны значительные колебания гидрологических параметров [3].

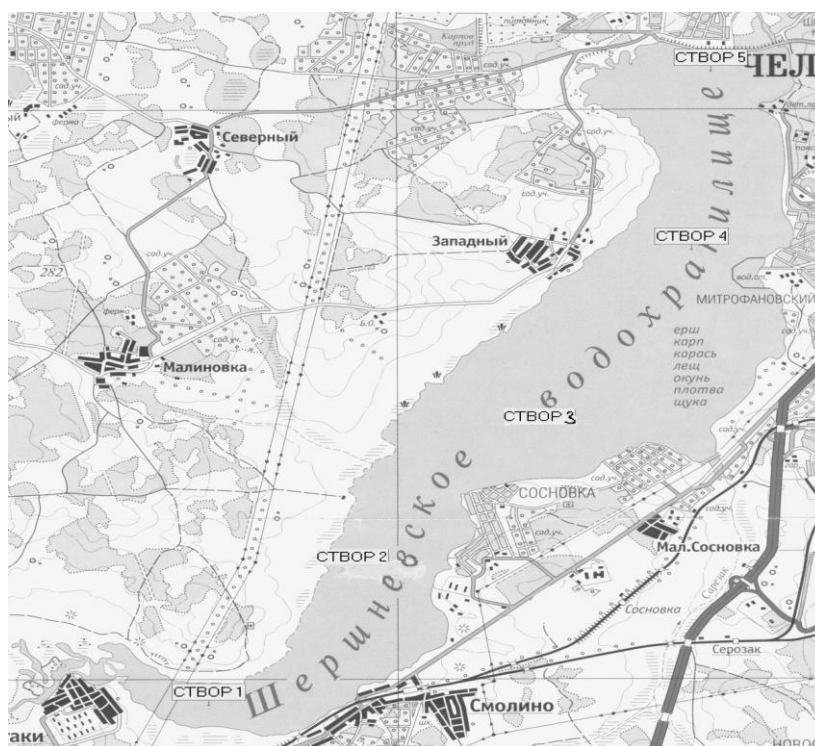


Рис. 1 Схема Шершневецкого водохранилища с расположением станций отбора проб. Створы: 1 – верховья водохранилища; 2 – граница санитарно-защитной зоны водозабора Сосновских очистных водопроводных сооружений; 3 - середина водохранилища напротив поселка Сосновка; 4 - 6,5 км от водозабора; 5 – приплотинный участок.

По химическому составу вода в водоохранилище пресная, среднеминерализованная, умеренно жесткая, гидрокарбонатного класса кальциевой группы. В настоящее время цветность воды достигает 100-120 градусов в паводок и 70-100 градусов в летний период, что позволяет отнести Шершневецкое водоохранилище к ультраполигугозным водоемам. В многолетнем аспекте выявлено существенное изменение трофического статуса водохранилища по сравнению с 1980-ми годами, выраженное в формировании полищелочных условий в летний период, с увеличением более чем в 2 раза БПК₃ и БПК₂₀, устойчивом повышении содержания ортофосфатов (более чем в 30 раз за 25 лет) [4].

Известно, что развитие фитопланктона и условия, определяющие это развитие, служат в качестве главных критериев трофии [7]. Значительное увеличение численности фитопланктона в Шершневецком водоохранилище впервые было отмечено в 1974-1975 гг. после реконструкции плотины и наполнения водоема. В 1976-1977 гг. во время «цветения» появились помехи в работе очистных сооружений водопровода, затем развитие водорослей снизилось [1]. С начала 2000-х и по настоящее время выявлена устойчивая тенденция к увеличению численности и биомассы фитопланктона [4]. При этом процессы «цветения», продолжающиеся с мая по сентябрь, вызывают ухудшение качества питьевой воды, которая приобретает характерный неприятный запах.

В Шершневецком водоохранилище содержание хлорофилла *a* (Хл *a*), отражающее динамику биомассы фитопланктона, за период наблюдений изменялось в широких пределах от 0.5 до 70.5 мкг/л. Диапазон наиболее часто встречающихся концентраций составил (2-8) мкг/л. Средние

показатели для водоема за лето варьируют в диапазоне 9.1-15.8 мкг/л, за сезон – 6.8-9.1 мкг/л, что сопоставимо с таковыми для Угличского водохранилища [7] и характеризует Шершневецкое водохранилище как мезотрофное. Максимальные величины (70.5 мкг/л) отмечены в речном плесе в верховье водохранилища в июле 2010 г. и в приплотинной части (60.2 мкг/л) - в сентябре 2010 г.

Сезонная динамика Хл *a*, представленная на рис. 2, имеет скачкообразный характер и характеризуется постепенным увеличением с апреля до середины мая, довольно высокими величинами в мае-начале июня, последующим их снижением в конце июня, новым пиком в июле-августе и значительным снижением в осенние месяцы.

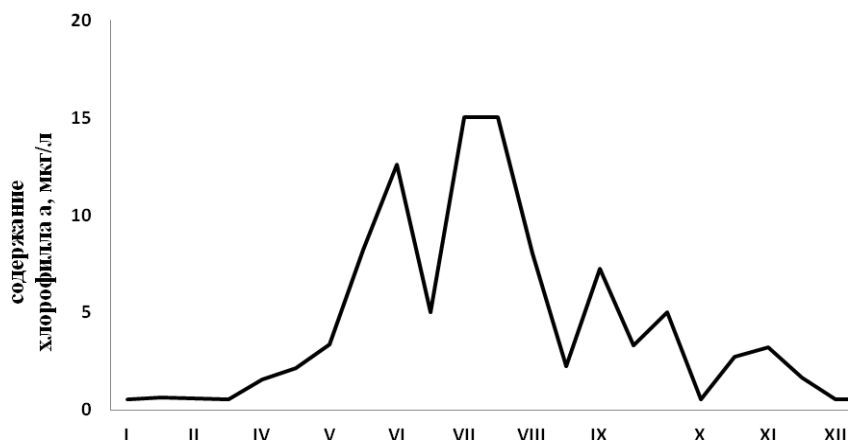


Рис. 2 Сезонная динамика Хл *a* в Шершневецком водохранилище

Распределение фитопланктона по акватории имеет ярко выраженную неоднородность только в отдельные периоды вегетационного сезона, при этом концентрации Хл *a* на речном и приплотинном участках отличаются от 2 до 60 раз. В то же время средние за лето 2010 г. концентрации хлорофилла достаточно близки: 15.8 мкг/л - для речного плеса и 12.3 мкг/л – для приплотинного. При сохранении общего характера сезонной динамики Хл *a* средние концентрации пигмента по постоянным створам наблюдений в летний период 2010 г. до 1.7 раза выше, чем в 2013 г.

Анализ имеющихся данных показал достаточно сильную связь между общей численностью фитопланктона и концентрацией Хл *a* (рис. 3) при $R^2 > 0.50$.

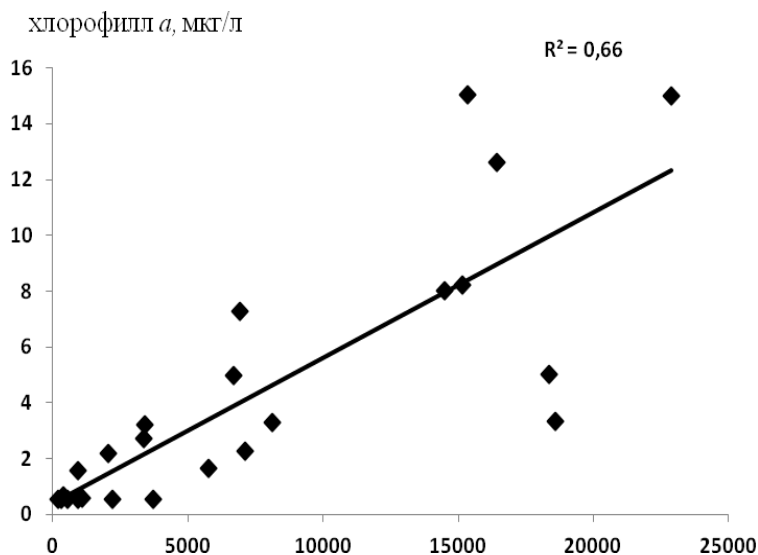


Рис. 3 Связь между содержанием Хл *a* (ось ординат) и общей численностью фитопланктона (ось абсцисс) в Шершневецком водохранилище

Прямой корреляции между содержанием хлорофилла и биогенных элементов (азотом и фосфором, соотношением азота к фосфору) не установлено ($R^2 < 0.10$).

Относительное содержание дополнительных хлорофиллов значительно ниже, чем доля Хл *a*, за исключением отдельных периодов весны и осени, когда возрастает численность диатомовых и

зеленых водорослей, что установлено ранее для водохранилищ р. Волги [7]. Доля Хл *b* варьирует в диапазоне от 10.0 до 45.5 %, Хл *c* – от 1.7 до 29.0 %.

Известно, что на таксономическую и размерную структуру фитопланктонного сообщества влияет не только содержание биогенных элементов, но и соотношение их концентраций в водной среде [4]. Вопросы зависимости между содержанием азота и фосфора и биомассой фитопланктона в Шершневском водохранилище подробно освещены в работе Танаевой Г. В. с соавт. [1]. Соотношение N/P выделяют как самостоятельный фактор регулирования альгоценоза. Как очень низкие, так и слишком высокие соотношения N/P являются неблагоприятными для активного роста и развития альгоценозов в вегетационный период. Оптимальным для развития фитопланктона считается соотношение N/P, равное 16:1. Сопоставление численности водорослей, N/P и содержания хлорофилла показало, что максимальная численность фитопланктона (22.9 млн. кл./л), отмеченная в 2013 г. в начале июля, совпадает с максимальной численностью Cyanophyta (14 млн. кл./л), максимальным содержанием хлорофилла *a* (15.0 мкг/л) и оптимальным соотношением N/P (0.80 : 0.05), равным 16:1. В то же время, при максимальных концентрациях азота и фосфора в паводковый период (вторая декада апреля 2013 г.) при низком соотношении азота и фосфора (7:1) наблюдалась минимальная за вегетационный период численность фитопланктона (937 млн. кл./л) и, соответственно, минимальное содержание Хл *a* (1.56 мкг/л).

Таким образом, результаты первых исследований растительных пигментов планктона Шершневского водохранилища, имеющие предварительный характер, позволяют уточнить трофический статус водоема на современном этапе и могут быть использованы в качестве основы для мониторинговых наблюдений.

Список литературы

1. Танаева Г.В., Кривопалова З.Ф. Влияние факторов среды на развитие фитопланктона в водохранилищах р. Миасс // Гидробиологическая характеристика водоемов Урала: сб. науч. тр. – Свердловск: УрО АН СССР, 1989. – С. 49-57.
2. Ярушина М.И., Танаева Г.В., Еремкина Т.В. Флора водорослей водоемов Челябинской области. – Екатеринбург: УрО РАН, 2004. - 308 с.
3. Ницкая С.Г., Ходоровская Н.И., Еремкина Т.В., Устименко А.В. Элементы гидрологического режима водохранилищ Челябинского промузла// Биологические ресурсы и рациональное рыбохозяйственное использование водоемов Урала: сб. науч. тр. Урал. фил. ФГУП «Госрыбцентр». - Екатеринбург, 2006. - Вып. 11. - С. 5-18.
4. Ходоровская Н.И., Дерябина Л.В., Крайнева С.В., Утопленникова А.Ю. Оценка экологического состояния Шершневского водохранилища в современных условиях// Вестник ЧГУ, 2013. - № 7 (298). – Биология. Вып. 2. - С. 165-167.
5. Мухутдинов В.Ф., Попов А.Н. Продукционные характеристики фитопланктона Белоярского водохранилища // Водное хозяйство России. – Т. 6. - № 3. – 2004. – С. 243-262.
6. Мухутдинов В.Ф. Продуктивность фитопланктона и гидрохимический режим Юмагузинского водохранилища (р. Белая, Башкортостан) в первые годы его существования. – Автореф. на соиск. уч. ст. к.б.н. – Борок, 2013. – 20 с.
7. Минеева Н.М. Растительные пигменты в воде волжских водохранилищ. – М.: Наука, 2004. – 156 с.

УДК 504.4.054.(470.51)(045)

ТРАНСФОРМАЦИЯ МАКРОЗООБЕНТОСА МАЛЫХ РЕК УДМУРТСКОЙ РЕПУБЛИКИ ПРИ ЗАГРЯЗНЕНИИ ВОДЫ И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ ХЛОРИДАМИ

Н.В. Холмогорова

Удмуртский государственный университет

426034, Удмуртская Республика, г. Ижевск, ул. Университетская, 1, корп. 1, Россия, nadjaholm@mail.ru

Проведена оценка изменения количественных и качественных характеристик макрозообентоса малых рек Удмуртской Республики при загрязнении воды и донных отложений хлорид-ионами. Рост их концентрации в воде ведет к сокращению числа видов и количественных характеристик личинок Trichoptera, увеличению доли личинок двукрылых по биомассе и уменьшению средней массы особи макрозообентоса за счет возрастания в сообществе роли мелких организмов (олигохет и хирономид). Повышение концентрации хлорид-ионов в донных отложениях ведет к заметному упрощению структуры сообщества донных беспозвоночных, которое наиболее наглядно выражается в сокращении числа видов (таксонов).

Одним из основных индикаторов загрязнения воды в результате нефтедобычи является повышенное содержание хлорид-ионов [1]. Они обладают высокой миграционной способностью, что обусловлено их хорошей растворимостью в воде, слабо выраженной способностью к сорбции взвесями, донными отложениями (ДО) и практическим отсутствием накопления водными организмами. Хлорид-ионы необходимы для нормального существования живых организмов, в то же время, повышение их концентрации в воде вызывает нарушение метаболизма у гидробионтов. Опасность хлоридов вызвана еще и тем, что при взаимодействии с фенолами и другими ПАВ, присутствующими в районах добычи нефти, они могут образовывать хлорбензолные соединения, в том числе диоксины [2].

В данной работе произведена оценка изменения количественных и качественных характеристик макрозообентоса при загрязнении воды и донных отложений хлоридами.

Сбор материала – макрозообентоса (МЗБ), воды и ДО проводили с 2001 по 2005 гг. по общепринятым методикам [3] Всего отобрано 61 количественная проба МЗБ и 61 проба ДО на определение плотного остатка и хлорид-ионов. Массовую долю нефтяных углеводородов в пробах ДО измеряли на анализаторе жидкости «Флюорат-02», аттестованный диапазон измерений от 0,005 до 20 мг/г (ПНД Ф 16.1.21-98), плотный остаток в % от водной вытяжки (ГОСТ 26423-85) и концентрацию хлорид-ионов (ГОСТ 26425-85) проводили методом прямой ионометрии. Данные химических анализов воды за 2001-2007 гг. были получены в химических лабораториях ООО «Грин» и ОАО «Удмуртнефть».

Исследования проводили на малых реках Удмуртской республики, 2 из которых (р. Нязь, р. Вотка) протекают по территории крупных месторождений нефти, р. Лоза взята для контроля. Кроме того, в 2004 – 2005 гг. были обследованы малые реки и ручьи на Ижевском, Мещеряковском, Бурановском, Гремихинском, Архангельском, Алексеевском, Никольском, Северо-Никольском и Ельниковском месторождениях нефти (м.н.). Все исследуемые реки относятся к бассейну Камы. На основании гидробиологических и химических данных рассчитывали коэффициенты ранговой корреляции Спирмена (r_s) и проводили однофакторный дисперсионный анализ в программе Statistica 6.

Для водных объектов рыбохозяйственного назначения предельно допустимая концентрация (ПДК) хлорид-ионов в воде – 300 мг/дм³, для объектов хозяйственно-питьевого и культурно бытового назначения ПДК – 350 мг/дм³. ПДК хлоридов для донных грунтов не разработана, поэтому степень опасности их загрязнения оценивали по превышению ПДК для почв (РД 39-00147275-056-2000).

Таблица 1 показывает степень загрязнения воды и донных отложений малых рек Удмуртии хлоридами.

Таблица 1. Концентрация хлоридов в ДО и воде малых рек Удмуртии

Исследуемый участок	Концентрация в воде, мг/дм ³	Превышение ПДК рыбохоз (300 мг/дм ³), раз	Концентрация в ДО, %	Степень засоления (РД 39-00147275-056-2000)
Р.Лоза: общее	21,7	0	0,013	незасоленные
верх. течение	5	0	0,002	// -//
средн. течение	38,4	0	0,022	слабо засоленные
Р. Нязь: общее	18,9	0	0,004	незасоленные
верх. течение	8,8	0	0,003	
средн. течение	21,1	0	0,004	
нижн. течение	30,7	0	0,007	
Р. Вотка: общее	186,4	0	0,007	незасоленные
верх. течение	208	0	0,008	
средн. течение	243,4	0	0,008	
нижнее течение	29,5	0	0,006	
Левый приток р. Сия, Архангельское м.н.	48,2	0	0,006	незасоленные
Правый приток р. Нечкинка, Ижевское м.н.	60,2	0	0,003	незасоленные
Р. Чультемка, Мещеряковское м.н.	57,4	0	0,040	средне засоленные
Р. Яганка, Бурановское м.н.	743,1	2,5	0,033	слабо засоленные
Р. Докшанка, Гремихинское м.н.	562,2	1,9	0,013	незасоленные
Р. Тушинка, правый приток р. Кама, Ельниковское м.н.	46,3	0	0,002	незасоленные
Ручей Красноярка, Северо-Никольское м.н.	–	–	0,001	незасоленные
Ручей Мельничный ключ, Алексеевское м.н.	–	–	0,002	незасоленные

На нефтяное происхождение хлоридов указывает достоверная положительная корреляция между содержанием нефтяных углеводородов и концентрацией хлоридов в грунте ($r_s = 0.67$; $n = 57$; $p < 0.01$). Концентрация хлоридов в ДО коррелирует также с изменением общей минерализации (плотный остаток) грунтов ($r_s = 0.48$; $n = 47$; $p < 0.001$).

Влияние нефтяных углеводородов на сообщества макрозообентоса описано в работе [4].

Степень удержания минеральных веществ в ДО зависит от наличия в них органических частиц, а также гелеобразных пленок, состоящих из оксидов и гидроксидов железа и алюминия. Эти компоненты участвуют в образовании поглощающего комплекса ДО. Каменистые и песчаные грунты содержат очень мало органических веществ, поэтому концентрация неорганических ионов в них наименьшая (табл. 2).

Несмотря на то, что хлориды необходимы для нормального существования живых организмов, повышение их концентрации в окружающей среде вызывает нарушение метаболизма у пресноводных животных [5].

При увеличении концентрации хлоридов в ДО отмечалось сокращение числа видов (таксонов) макрозообентоса ($r_s = -0.55$; $n = 61$; $p < 0.0001$), снижение показателя биотического индекса Вудивисса ($r_s = -0.44$; $n = 61$; $p < 0.001$). Сокращение общего числа таксонов происходило за счет снижения числа видов брюхоногих, двустворчатых моллюсков и ручейников ($r_s = -0.5$; $n = 61$; $p < 0.0001$). Выявлена также слабая отрицательная корреляция между содержанием хлоридов в ДО и долей олигохет семейства Lumbriculidae по численности ($r_s = -0.3$; $n = 61$; $p < 0.05$). В литературе есть сведения о том, что представители данного семейства не выносят даже солоноватую среду [6,7].

Таблица 2. Содержание хлоридов и плотного остатка в разных типах донного грунта малых рек Удмуртии

Показатель	Параметры	Тип грунта			
		Илистый	Глинистый	Галечный	Песчаный
Хлориды, % от сухой массы ДО	среднее	0.010	0.017	0.004	0.004
	min- max	0.002-0.108	0.002-0.154	0.002-0.009	0.002-0.007
Плотный остаток, % водн. вытяжки	среднее	0.150	0.106	0.093	0.083
	min- max	0.040-0.761	0.034-0.238	0.07-0.118	0.04-0.128

Увеличение концентрации плотного остатка в ДО отражается в сокращении доли моллюсков семейства Lymnaeidae по численности ($r_s = -0.45$; $n = 47$; $p < 0.01$) и уменьшении доли брюхоногих моллюсков по биомассе ($r_s = -0.39$; $n = 47$; $p < 0.01$).

На организмы МЗБ отрицательно воздействует повышение концентрации хлоридов, как в воде, так и в ДО. Выявлена отрицательная связь между концентрацией хлоридов в воде и показателями личинок ручейников (число видов; плотность, биомасса). Установлено уменьшение средней массы особи в сообществе ($r_s = -0.43$) (табл. 3).

На всех изученных водотоках концентрация хлоридов в ДО менялась от 0.001 до 0.156 % сухой массы. Для того чтобы проследить изменения гидробиологических показателей мы выделили три уровня загрязнения хлоридами:

1. Слабое: 0.001 – 0.005%;
2. Умеренное: 0.0051 – 0.01%;
3. Сильное: 0.011% и выше.

При увеличении концентрации хлоридов в ДО $> 0.005\%$ отмечалась тенденция сокращения плотности брюхоногих моллюсков с 31.4 экз./м² до 7.0 экз./м² и личинок ручейников с 50.2 экз./м² до 24.8 экз./м². Двустворчатые моллюски реагировали уменьшением плотности с 90.5 экз./м² до 30.0 экз./м² и доли в сообществе по биомассе с 26.1% до 22.4%. При этом отмечался рост доли двукрылых по биомассе с 17.4% до 29.7%. Доля олигохет по численности почти не менялась, но сокращалась плотность от 137.7 экз./м² до 85.2 экз./м². Общая плотность хирономид падала с 269.0 экз./м² до 188.9 экз./м², одновременно менялось соотношение подсемейств комаров-звонцов. Численность личинок подсемейства Orthocladiinae снижалась с 7.0 % (81.0 экз./м²) до 5.7 % (28.1 экз./м²), а Tanypodinae (и Prodiamesinae) возрастала соответственно с 6.6% (51.4 экз./м²) до 8.3% (57.3 экз./м²) и с 1.18% (6.0 экз./м²) до 2.43% (12.6 экз./м²).

Увеличение концентрации хлоридов в ДО свыше 0.01% отражалось в дальнейшем сокращении плотности ручейников (11.3 экз./м²), поденок с 112.3 экз./м² до 62.0 экз./м², исчезновении брюхоногих семейства Valvatidae, росте доли двукрылых семейства Tabanidae (с 0.95 до 1.56%). Освободившиеся экологические ниши занимали личинки хирономид и олигохеты, плотность которых возрастала в 3.4

и 2.4 раза соответственно. Доля личинок подсемейства Orthoclaadiinae по численности еще больше снижалась (4.2%, 14.3 экз./м²), а подсемейств Tanypodinae и Prodiamesinae росла, соответственно, до 17.2% (391.7 экз./м²) и 2.68% (116.7 экз./м²).

Таблица 3. Коэффициенты ранговой корреляции Спирмена между концентрацией хлоридов и показателями бентоценоза

Среда	Вода		ДО	
	41		61	
Размер выборки				
Показатель	r _s	p-level	r _s	p-level
Число видов Gastropoda	-0.43	0.0049	-	-
Плотность Gastropoda, экз./м ²	-0.45	0.0033	-	-
Число видов Bivalvia	-0.40	0.0090	-	-
Численность Bivalvia, %	-0.40	0.0103	-	-
Число видов Trichoptera	-0.67	0.0000	-0.50	0.0000
Плотность Trichoptera, экз./м ²	-0.51	0.0007	-0.39	0.0020
Численность Trichoptera, %	-0.60	0.0000	-	-
Биомасса Trichoptera, %	-0.54	0.0003	-	-
Численность Limoniidae, %	0.42	0.0062	-	-
Численность Limnephilidae, %	-0.46	0.0025	-	-
Биомасса Diptera, %	0.52	0.0004	-	-
Биотический индекс Вудивисса	-	-	-0.44	0.0004
Общее число видов (таксонов)	-	-	-0.55	0.0000
Средняя масса особи	-0.43	0.0053	-	-

Слабо загрязненные хлоридами грунты статистически значимо отличались от умеренно загрязненных по среднему числу таксонов в пробе (14.7 и 10.6 таксонов соответственно) ($p < 0.05$), а также от сильно загрязненных (8.0 таксонов в пробе) ($p < 0.0001$) по числу таксонов МЗБ в пробе. Показатели общей численности и биомассы при разных уровнях загрязнения хлоридами статистически не различались.

Таким образом, увеличение концентрации хлоридов в воде и ДО ведет к заметному упрощению структуры сообщества донных беспозвоночных, которое наиболее наглядно выражается в сокращении числа видов (таксонов).

Список литературы.

1. Баранова Е.Е. Анализ пространственно-временной изменчивости содержания хлоридов в реках юго-востока РТ // Современные аспекты экологии и экологического образования: материалы Всерос. конф., 19–23 сент. 2005 г. – Казань, 2005. – С. 332–333.
2. Гаев А.Я., Гауков В.Г., Лихненко Е.В. [и др.] О техногенной трансформации гидросферы при добыче нефти и газа (на примере регионов Предуралья) // Фундаментальные проблемы нефтегазовой гидрогеологии: материалы Междунар. науч. конф., Москва. – М., 2005. – С. 1–3.
3. Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах. Зообентос и его продукция / под ред. Барулина Ю.А. – Л.: ГосНИОРХ, 1984. – 51 с.
4. Холмогорова Н.В. Трансформация фауны макрозообентоса малых рек Удмуртии под воздействием факторов нефтедобычи: спец. 03.00.16 - Экология : дис. на соиск. учен. степ. канд. биол. наук. - Казань, 2009. - 200 с.
5. Виноградов Г.А. Процессы ионной регуляции у пресноводных рыб и беспозвоночных. – М.: Наука, 2000. – 216 с.
6. Michaelsen W. Die Oligochaeten-Fauna des Baikal-Sees // Verhandlungen des Naturwissenschaften Vereins. – Hamburg (3), IX (1901), 1902. – S. 43–60.
7. Берг Л.С. Климат и жизнь. – М.: Гос. изд-во, 1922. – 196 с. + Электронный ресурс. – Режим доступа: <http://abratsev.narod.ru/biblio/berg/content2.html>.

М.Л. Цепелева

*Вятский государственный гуманитарный университет**610002, Кировская область, г. Киров, ул. Красноармейская, 26, Россия, marinatsepeleva@mail.ru*

Представлены результаты исследования зообентоса р. Ивкина (приток р. Вятка), подверженных воздействию бытовых стоков с территорий санаториев, сельскохозяйственных стоков, поступающих с дачных участков, полей, пастбищ животных, расположенных по берегам этой реки. По результатам биоиндикационной оценки воды исследуемых станций по биотическому индексу Вудивисса и олигохетному индексу Гуднайта и Уитлея оцениваются как чистые и очень чистые. Хирономидный индекс Балускиной на большинстве станций реки характеризует воды как умеренно загрязненные. Таксономическое разнообразие зообентоса р. Ивкина высокое.

Ключевые слова: зообентос, численность, биомасса, биоиндикация, биотические индексы, качество воды.

Река Ивкина – приток р. Быстрица, малый левобережный приток р. Вятка второго порядка, берёт начало с высокой части Вятского Увала вблизи д. Опаринцы (Кировская область) и на всём протяжении течёт в северном направлении. Длина р. Ивкина 104 км, площадь водосбора 1120 км², русло извилистое шириной от 3 до 10 м. Глубина на верхних участках реки – 0.6-0.9 м, на нижних – 1.0-2.0 м, средняя скорость течения – 0.5-0.8 м/с [1, 2].

В пойме нижнего течения реки у с. Нижне-Ивкино расположены целебные минеральные источники и лечебные грязи, которые используются больницей, курортом республиканского значения и санаториями промышленных предприятий г. Кирова [3].

В бассейне р. Ивкина отсутствуют промышленные предприятия, в неё поступают только бытовые стоки с территорий санаториев, а также стоки с дачных участков, полей, пастбищ животных, расположенных по берегам этой реки.

Для выявления антропогенного воздействия на зообентос р. Ивкина в 2010-2011 гг. были проведены исследования зообентоса на следующих станциях: 1 и 2 расположены в верхнем течении реки, испытывающие влияние приусадебных участков; 4 и 6 – в нижнем течении в районе санаториев (рис. 1). Сбор и обработка проб зообентоса произведены по стандартным методикам [4, 5].

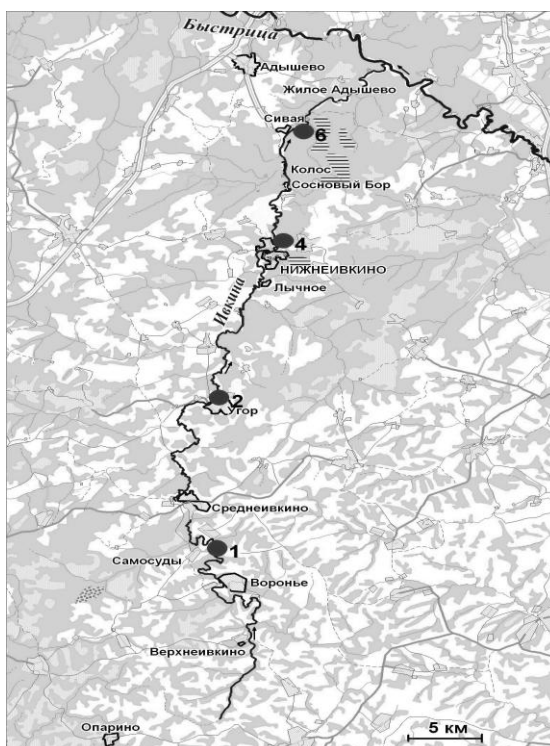


Рис. 1. Карта-схема района исследования зообентоса р. Ивкина

● Станции взятия проб: 1. У дер. Самосуды, у автомобильного моста; 2. У дер. Угор, у автомобильного моста; 4. 400 м выше сброса сточных вод санаторием «Нижне-Ивкино»; 6. В 1 км ниже дер. Сивая.

Таблица 1. Показатели зообентоса р. Ивкина на станциях по годам (1 – доля по численности, %, 2 – доля по биомассе, %)

Группа зообентоса	Ст. 1				Ст. 2				Ст. 4				Ст. 6			
	2010		2011		2010		2011		2010		2011		2010		2011	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
Hydrida	*	*	0.3	0.1	–	–	1.8	0.6	–	–	–	–	–	–	*	*
Oligochaeta	1.9	4.3	0.6	0.5	11.7	5.1	1.1	1.0	5.4	1.9	6.6	19.2	4.3	0.6	5.1	3.6
Hirudinea	<0.1	4.9	0.1	2.3	0.7	39.4	0.4	0.7	0.7	5.6	0.2	0.1	–	–	0.1	<0.1
Mollusca	0.3	5.8	0.3	9.3	0.4	11.7	–	–	2.0	14.4	1.0	9.2	6.7	90.9	3.6	60.8
Cladocera	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	*	*	*	*
Ostracoda	–	–	4.8	0.2	–	–	–	–	–	–	1.2	0.1	1.1	<0.1	17.1	0.2
Copepoda	*	*	–	–	–	–	–	–	–	–	3.2	0.2	0.1	<0.1	0.2	<0.1
Aranei	–	–	<0.1	<0.1	–	–	0.3	2.0	–	–	–	–	–	–	–	–
Hydrachnidia	1.1	0.5	2.9	0.9	2.6	0.1	7.3	4.0	2.4	0.6	1.8	1.0	*	*	0.2	<0.1
Odonata, lv.	*	*	–	–	*	*	–	–	0.3	9.1	–	–	0.9	1.4	0.2	17.0
Ephemeroptera, lv.	0.4	0.2	3.0	2.5	2.4	31.5	2.6	25.0	11.2	35.3	1.6	7.5	4.9	2.2	0.9	0.4
Plecoptera, lv.	<0.1	0.4	0.5	1.2	–	–	3.3	15.8	–	–	–	–	–	–	–	–
Heteroptera, lv.	<0.1	<0.1	0.1	<0.1	–	–	–	–	1.4	0.6	*	*	0.1	<0.1	1.0	0.1
Coleoptera, lv.	2.8	5.8	3.6	1.3	5.6	0.3	15.8	16.1	3.7	1.7	2.8	2.7	0.1	<0.1	0.4	0.1
Megaloptera, lv.	0.1	10.7	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	0.3	0.5	0.1	0.1
Trichoptera, lv.	1.8	12.1	10.7	41.2	1.6	3.3	1.1	1.6	0.3	0.2	0.2	0.1	0.5	0.6	0.3	1.4
Chironomidae, lv.	67.4	32.1	67.5	35.4	73.5	4.8	59.0	22.3	69.6	28.9	81.2	59.6	59.3	2.6	67.8	15.9
Другие Diptera, lv., pp.	24.2	23.2	5.6	5.1	1.5	3.8	7.3	10.9	3.0	1.7	0.2	0.3	21.7	1.2	3.0	0.4
Средняя численность, тыс.экз./м ²	14.0±2.2		5.6±1.0		5.5±1.2		6.7±1.6		2.5±0.5		4.2±0.4		7.6±1.2		7.6±1.3	
Средняя биомасса, г/м ²		7.4±0.2		2.4±0.4		25.4±5.6		1.8±0.4		4.6±0.9		1.2±0.2		105.4±18.5		17.6±4.3

Примечание. «*» – группа зообентоса найдена в качественных пробах; «–» – группа зообентоса не обнаружена.

Число групп и количественные показатели развития зообентоса р. Ивкина за 2010–2011 гг. показаны в табл. 1. Динамика средних показателей численности и биомассы зообентоса реки изображена на рис. 2.

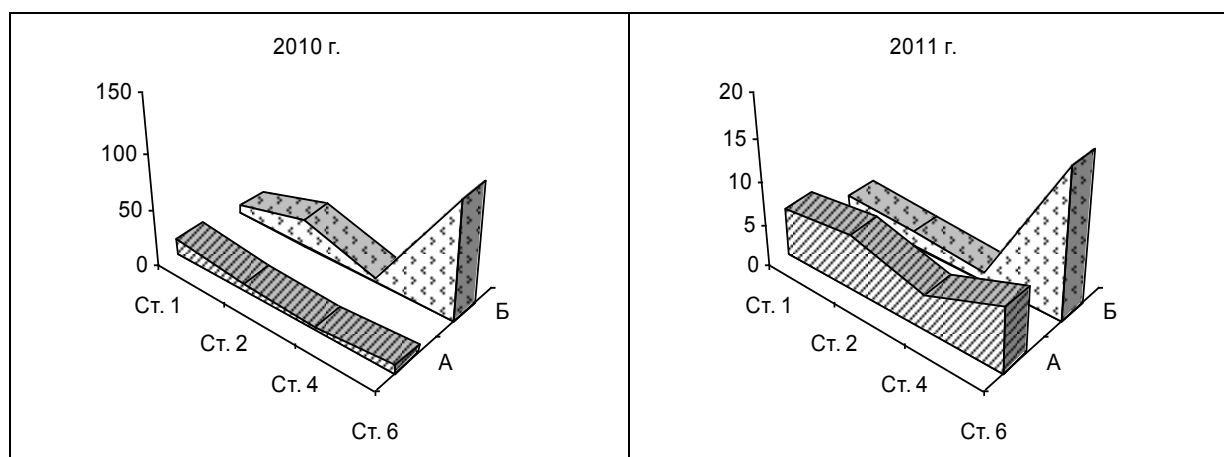


Рис. 2. Динамика средних показателей численности (А, тыс.экз./м²) и биомассы (Б, г/м²) зообентоса р. Ивкина по станциям в 2010–2011 гг.

Как видно из представленного рис. 2, численность речного зообентоса в 2010 г. изменяется от максимальных показателей, отмеченных на ст. 1, до минимальных – на ст. 4 и далее возрастает. В 2011 г. численность донных беспозвоночных изменяется скачкообразно. Биомасса донного населения в 2010 г. также изменяется скачкообразно: минимальные значения зафиксированы на ст. 4, максимальные – на ст. 6, за счёт преобладания моллюсков, составляющих 90.9 % биомассы зообентоса. В 2011 г. биомасса донного населения снижается от ст. 1 до ст. 4; на данном участке зарегистрированы наименьшие значения биомассы за весь период наблюдения. На ст. 6 наблюдается возрастание значений биомассы за счёт моллюсков, однако доля их заметно ниже (60.8 %), чем в 2010 г.

В структуре общей численности донных беспозвоночных р. Ивкина на протяжении 2010–2011 гг. доминировали личинки хирономид, их процентное содержание колебалось от 59.0 до 81.2 % (табл. 1, рис. 3). По биомассе в 2010 г. на верхнем участке (ст. 1) лидировали личинки хирономид (32.1 %) и комаров-болотниц (23.2 %), на ст. 2 – пиявки *Erpobdella octoculata* (L.) (39.4 %) и личинки подёнок *Ephemera vulgata* L. (31.5 %), на ст. 4 – личинки подёнок *E. vulgata*, *Potamanthus luteus* L. (35.3 %) и хирономид (28.9 %), на ст. 6 основу биомассы зообентоса составляли моллюски *Unio pictorum* L., *Sphaeriastrum rivicola* Lamarck, *Pisidium inflatum* (Muhlfield in Porro) – 90.9 % (табл. 1, рис. 4).

В 2011 г. на верхней станции по биомассе преобладали личинки ручейников *Hydropsyche angustipennis* Curtis (41.2 %) и хирономид (35.4 %), на ст. 2 – личинки подёнок *Cloeon bifidum* (Bengtsson), *Cloeon* sp. (25.0 %), хирономид (22.3 %), жуки *Oulimnius tuberculatus* Ph. Müll., *Elmis aenea* Ph. Müller (16.1 %), и личинки веснянок *Leuctra fusca* L., *Taeniopteryx nebulosa* L. (15.8 %), на ст. 4 – личинки хирономид (59.6 %) и олигохеты *Limnodrilus hoffmeisteri* Clap. (19.2 %), на ст. 6 основу биомассы, как и в 2010 г., составляли моллюски *Sphaeriastrum rivicola*, *Pisidium* sp., *Neopisidium* sp., доля которых была ниже, чем в 2010 г. – 60.8 % (рис. 4).

Следует отметить, что доля олигохет по численности и биомассе в зообентосе р. Ивкина не превышала 20 % (табл. 1).

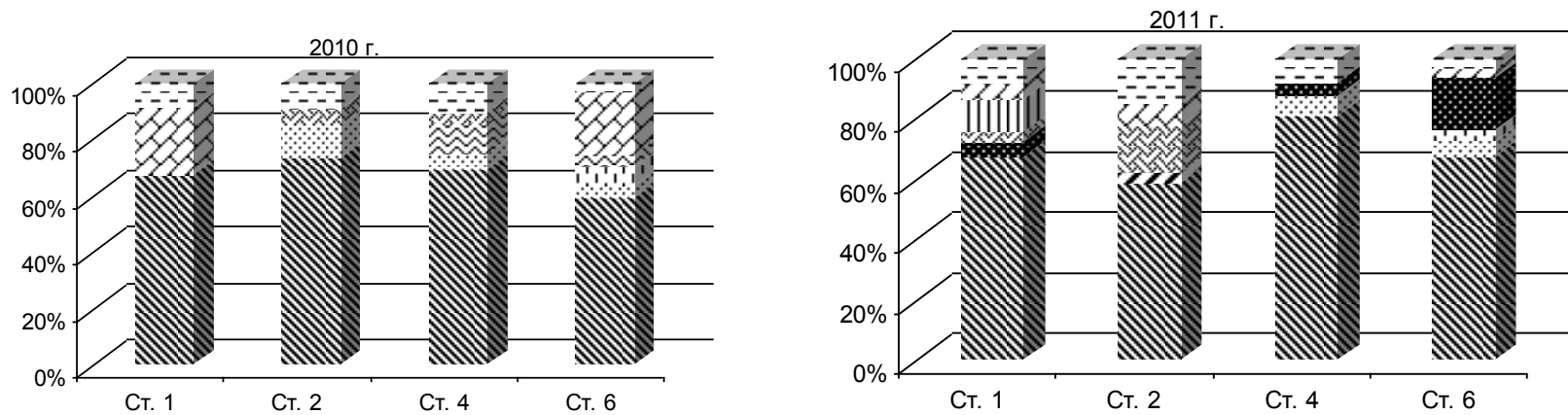


Рис. 3. Соотношение групп зообентоса р. Ивкина по численности по станциям в 2010–2011 гг.

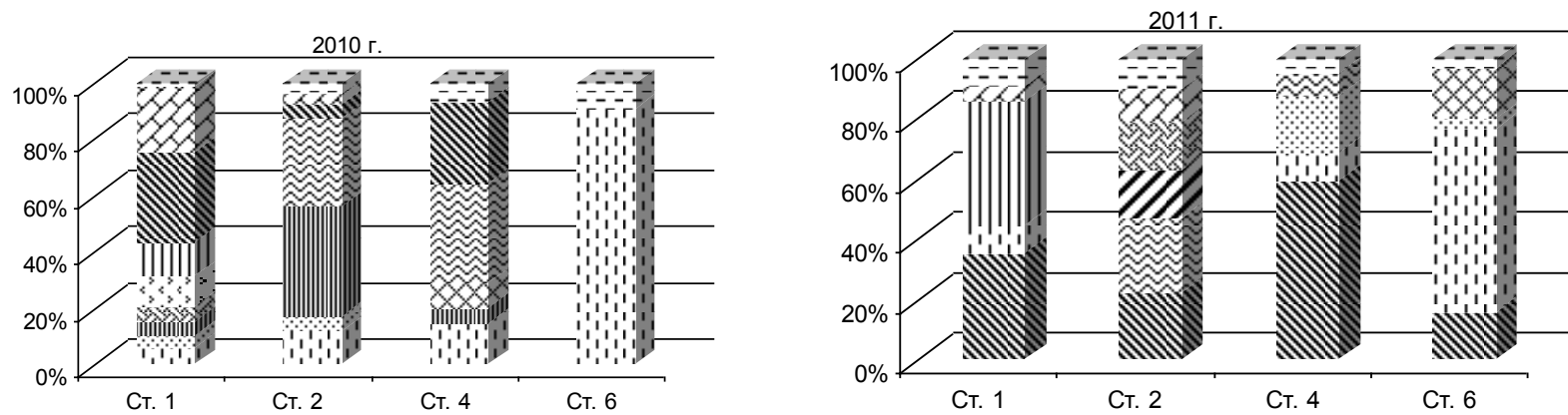
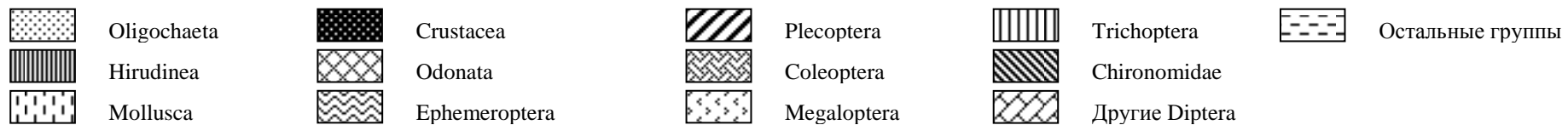


Рис. 4. Соотношение групп зообентоса р. Ивкина по биомассе по станциям в 2010–2011 гг.



Анализ биоиндикационных данных показал (табл. 2), что биотический индекс Вудивисса характеризовал воды р. Ивкина на протяжении всего периода исследований как чистые, а на ст. 2 в 2011 г. – как очень чистые.

Таблица 2. Результаты оценки по биоиндикационным показателям качества воды р. Ивкина

Показатель	Ст. 1		Ст. 2		Ст. 4		Ст. 6	
	2010	2011	2010	2011	2010	2011	2010	2011
Биотический индекс Вудивисса, баллы	9	9	9	10	9	9	9	9
Индекс Балушкиной	2.78	2.23	3.42	0.37	0.95	3.18	8.35	5.80
Индекс Шеннона, бит/экз.	1.60	1.37	1.66	2.17	1.62	1.29	2.11	1.83
Олигохетный индекс Гуднайта и Уитлея, %	3.3	1.6	22.9	3.6	4.7	7.0	4.3	4.9

Индекс Балушкиной (табл. 2) на большинстве станций оценивал воды реки как умеренно загрязнённые, лишь на ст. 2 в 2011 г. и на ст. 4 в 2010 г. – как чистые. На ст. 6 в 2010 г. воды р. Ивкина соответствовали четвёртому классу качества (загрязнённые).

Индекс Шеннона (табл. 2) был достаточно высоким на всех участках р. Ивкина.

По результатам олигохетного индекса Гуднайта и Уитлея (табл. 2) воды р. Ивкина на протяжении всего периода исследований оценивались первым классом качества – очень чистые, лишь на ст. 2 в 2010 г. – как чистые.

Таким образом, результаты исследования зообентоса р. Ивкина показывали, что на всех её участках зарегистрированы высокие показатели численности, биомассы и таксономического разнообразия донной фауны, что свидетельствует о нормальном состоянии водной экосистемы. По олигохетному индексу Гуднайта и Уитлея воды на всем протяжении реки в 2010–2011 гг. оценивались первым (очень чистые) и вторым (чистые) классами качества. Значение биотического индекса Вудивисса на всех исследованных станциях р. Ивкина было 9–10 баллов и ее воды оценивались как чистые, и очень чистые. Хирономидный индекс Балушкиной на большинстве исследованных станций реки характеризовал воды как умеренно загрязнённые. Таксономическое разнообразие зообентоса р. Ивкина высокое.

Список литературы

1. Природа Кировской области. Ч. II. Физико-географические районы. Киров, 1967. 400 с.
2. Каталог рек Кировской области. Киров, 1991. 34 с.
3. Кашина Л.Н., Кликашев А.Н., Русских А.В. Воды // Природа, хозяйство, экология Кировской области. Киров: Кировский гос. пед. ун-т, 1996. С. 136–186.
4. Жадин В.И. Методы гидробиологического исследования. М.: Высшая школа, 1960. 191 с.
5. Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений. Л.: Гидрометеиздат, 1983. 239 с.

УДК 574.52

ЗООПЛАНКТОННОЕ СООБЩЕСТВО ОЗЕРА КУЭТСЪЯРВИ В УСЛОВИЯХ ВЛИЯНИЯ МЕДНО-НИКЕЛЕВОГО ПРОИЗВОДСТВА

А.А. Черепанов¹, О.И. Вандыш², Т.А. Горбачёва³

*Институт проблем промышленной экологии Севера КНЦ РАН
Апатиты, 184209 Апатиты, Мурманская область, Россия¹
cherepanov@inep.ksc.ru, ²vandysh@inep.ksc.ru, tamahoma@inbox.ru³*

Приведены данные изучения зоопланктонного сообщества озера Куэtságьярви, подверженного влиянию стоков медно-никелевого производства и озерно-речной системы Пасвик, расположенной в приграничном районе Норвегии, России и Финляндии.

Ключевые слова: зоопланктон, Куэtságьярви, Пасвик.

Зоопланктонное сообщество, являясь большой и сложной частью экосистемы озера, тесно связано со всеми остальными звеньями биоты (фито- и бактериопланктоном, рыбами, бентосом), отражает общее состояние водоема и служит надежным индикатором качества вод [1]. Зоопланктон

играет важную роль в процессах самоочищения и формирования качества воды, а изменения в сообществе отражают особенности эколого-санитарного состояния водоема в целом [2].

Усиление антропогенного воздействия приводит к изменению условий существования организмов, что отражается на видовом составе, количественных показателях, соотношении отдельных таксономических групп, структуре популяций зоопланктеров [3].

Наибольшее влияние на состояние окружающей среды в исследуемом районе оказывает ГМК «Печенганикель», который является частью Кольской горно-металлургической компании – дочернего предприятия ОАО ГМК «Норильский Никель». Озеро Куэтсьярви является приемником загрязненных шахтных вод, содержащих в своем составе минеральные соли, взвеси, тяжелые и другие металлы, сбрасываемые в р. Колос-Йоки с месторождения Каула-Котсельваара, а также хозяйственно-бытовых (от пгт. Никель) и сельскохозяйственных стоков, вследствие чего происходит загрязнение его органическими веществами и биогенными элементами. В результате переработки медно-никелевого сырья образуется большое количество газообразного диоксида серы (SO₂) [4]. Следует отметить, что на протяжении всего периода исследований содержание основных загрязняющих веществ в воде озера (Ni, Cu, N_{общ}) превышало региональные фоновые значения: Ni – 83.5–132.5 мкг/л (фоновое – 1.0 мкг/л), Cu – 5.6–13.0 мкг/л (фоновое – 1.0 мкг/л), N_{общ} – 216.0–309.5 мкг/л (фоновое – 94.0–142.0 мкг/л). Концентрация P_{общ} (4.0–5.5 мкг/л) не превышала фоновых показателей (1.0–8.0 мкг/л), что, вероятно, связано с потреблением данного элемента организмами фитопланктона. Озерно-речная система Пасвик сообщается с озером Куэтсьярви посредством узкой протоки, соединяющей его с озером Сальмиярви.

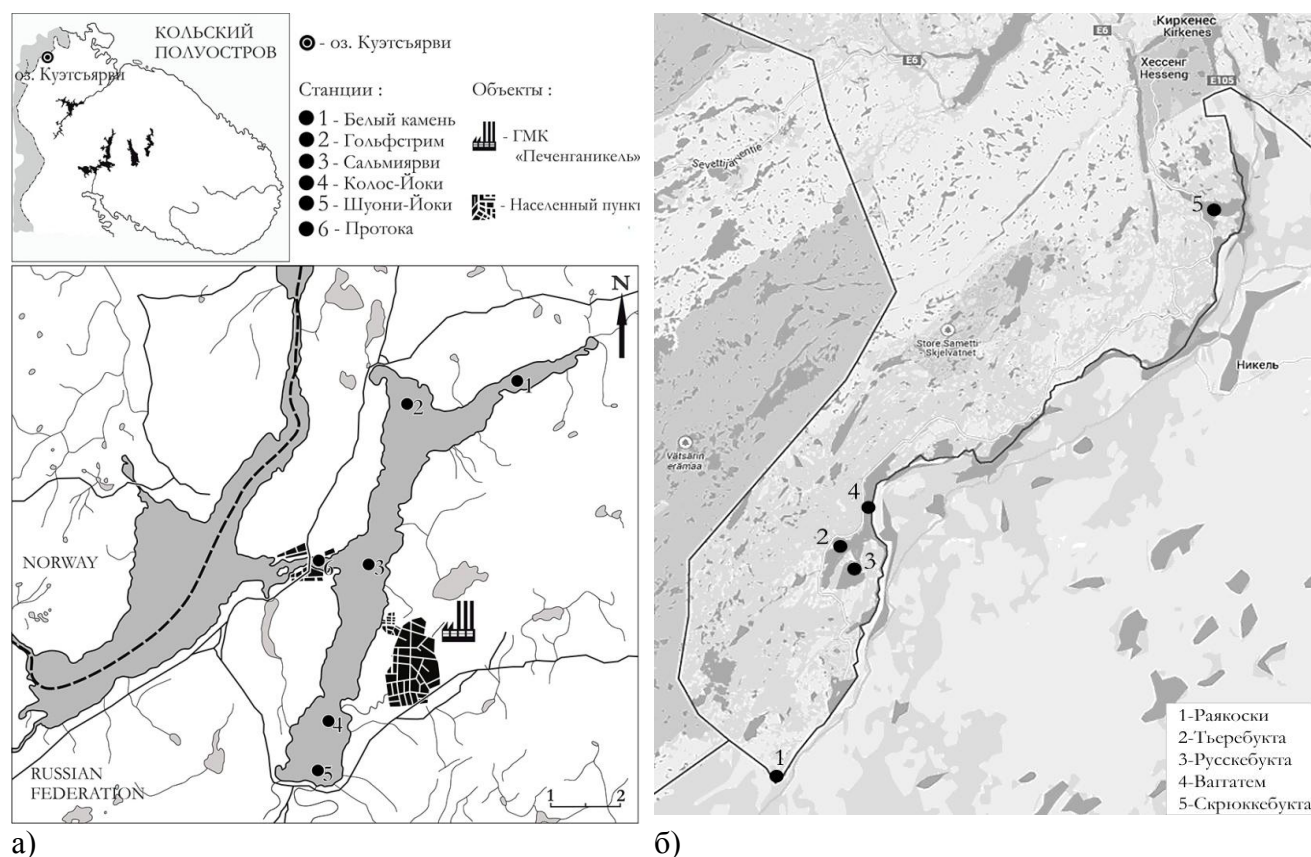


Рис. 1. Карта-схема расположения станций отбора проб зоопланктона в озере Куэтсьярви (а) и озерно-речной системе Пасвик (б)

Отбор проб зоопланктона оз. Куэтсьярви и озерно-речной системы Пасвик проводился в период гидробиологического лета 2012 г. Количественные пробы отбирались батометром (объем 6 литров) от поверхности до дна через 1 м с выделением слоев: поверхность – 2 м; 2–5 м, 5–10 м, 10 м–дно. Качественные – totally качественной сетью Апштейна. Пробы фиксировались раствором Люголя, обработка производилась согласно общепринятым методикам.

В 2012 г. на станциях 1, 3, 4, 5 в озере Куэтсьярви было выявлено 17 видов организмов: Rotifera – 9, Cladocera – 4, Cyclopoida – 3, Calanoida – 1. Доминировали коловратки *Keratella cochlearis*, *Notholca* sp. и *Polyarthra* sp. Результаты исследования озерно-речной системы Пасвик (объекты Раякоски, Тьеребукта, Рускебукта, Ваггатем, Скрюккебукта) показывают, что в составе зоопланктонного сообщества озерно-речной системы Пасвик были обнаружены виды, типичные для

олиготрофных, холодноводных водоемов и рек. Основу таксономической структуры сообщества зоопланктона в период отбора проб составляли «мирные» виды коловраток, эврибионты. Наиболее часто встречались *Asplanchna priodonta*, *Kellicottia longispina*, *Keratella cochlearis*, *Polyarthra vulgaris*, *Synchaeta* sp., среди ветвистоусых рачков – «тонких» фильтраторов *Bosmina obtusirostris* Sars, *Daphnia longiremis* Sars, *D. cristata* Sars. Также в исследуемых объектах (за исключением станции 5) были выявлены каланоиды, чувствительные к загрязнению и являющиеся ценными в кормовом отношении *Eudiaptomus gracilis* Sars, *Eudiaptomus graciloides* Lilljeborg. Количество видов зоопланктона варьировало в диапазоне 12–14, на станции 5 было выявлено всего 8 таксонов видового ранга.

Следует отметить аномально высокие величины общей численности и биомассы в озере Куэтсъярви по сравнению с предыдущими периодами исследований (численность 722.8–1229.9 тыс. экз./м³, биомасса 1.3–3.5 г/м³). В величине общей численности и биомассы преобладали коловратки ($B_{Crust}/B_{Rot} < 1$), которые составляли > 90% общей численности и 75% общей биомассы (рис. 2). Однако индекс Шеннона был невысок (1.2–1.8 бит/экз.), что отражает усиление доминантности отдельных видов коловраток и создание монокультур из устойчивых к загрязнению форм.

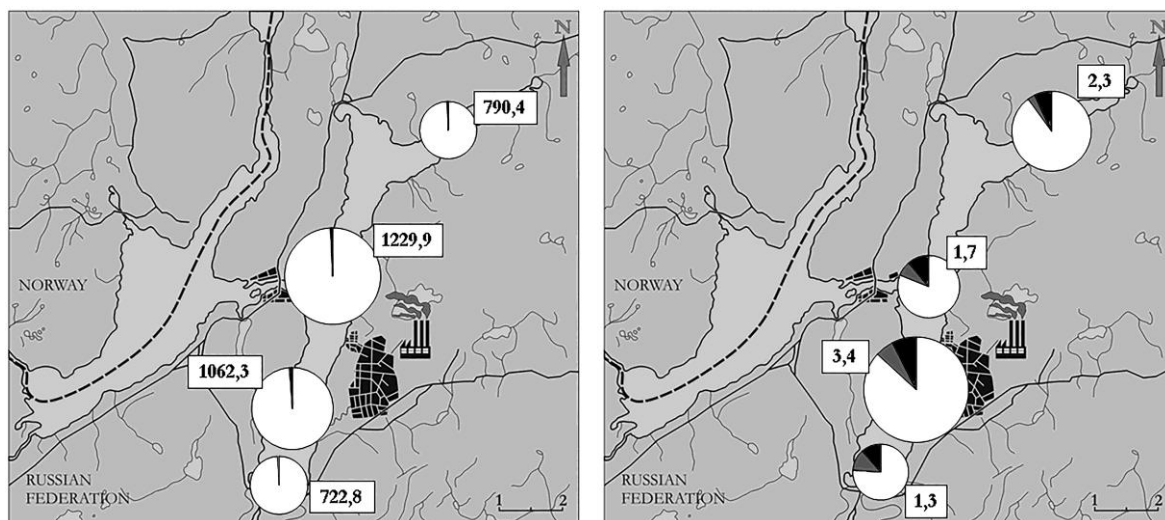


Рис. 2. Распределение общей численности и биомассы зоопланктона по группам (озеро Куэтсъярви) Заливка: черная – Copepoda, белая – Rotatoria, серая – Cladocera.

Ветвистоусые ракообразные по численности превалировали над веслоногими ($N_{Clad}/N_{Cop} > 1$), мирные формы над хищными ($B_3/B_2 < 1$). Средняя индивидуальная масса зоопланктона сообщества ($w=B/N$) невысока (0.001–0.002 мг), что также отражает превалирование мелкогабаритных форм с простыми жизненными циклами и высокой скоростью размножения (коловраток). Тип трофности – переходный от α - к β -мезотрофному.

В системе Пасвик наиболее высокая численность была отмечена на станции 3 – 239.8 тыс. экз./м³, биомасса – 1.8 г/м³. На остальных объектах величины общей численности и биомассы были не высоки и характерны для олиготрофных водоемов (37.6–76.4 тыс. экз./м³ и 0.2–0.7 г/м³). Соотношение основных таксономических групп зоопланктонного сообщества Rotatoria: Cladocera: Copepoda в величине общей численности отражает преобладание коловраток, биомассы – группа ветвистоусых рачков – «тонких» фильтраторов, на станции 5 в величине общей биомассы – группа веслоногих рачков – «грубых» фильтраторов. (рис. 3).

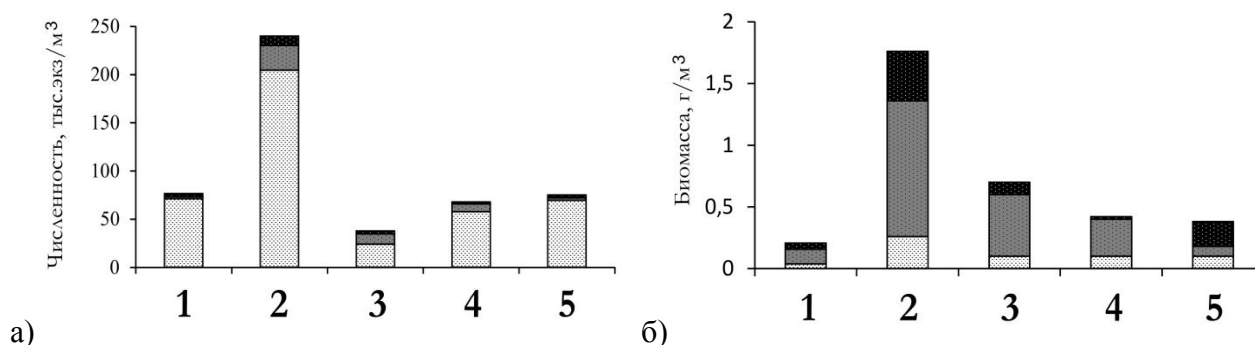


Рис. 3. Объекты: 1-Раякоски, 2-Тьеребукта, 3-Русскебукта, 4-Ваггатем, 5-Скрюккбукта. Распределение общей численности (а) и биомассы (б) зоопланктона по группам (система Пасвик). Заливка: черная – Copepoda, белая – Rotatoria, серая – Cladocera.

Таблица 1. Структурно-функциональные показатели зоопланктонных сообществ озера Куэтсьярви и озерно-речной системы Пасвик в период гидробиологического лета 2012г.

Параметр	Озеро Куэтсьярви				Озерно-речная система Пасвик				
	1	3	4	5	1	2	3	4	5
Rot: Clad: Cop, %N _{общ}	99.4: 0.3: 0.3	99.3: 0.4: 0.2	98.8: 0.7: 0.5	99.2: 0.6: 0.2	93.1: 2.7: 4.2	63.8: 28.3: 8.0	85.3: 10.7: 4.0	85.2: 12.1: 2.7	92.5: 3.3: 4.2
Rot: Clad: Cop, %B _{общ}	89.8: 3.3: 6.9	80.9: 7.6: 11.4	86.6: 5.8: 7.5	75.2: 12.8: 12.1	18.1: 58.2: 21.4	22.0: 64.8: 8.4	14.7: 62.6: 22.4	24.9: 70.0: 0.7	27.3: 16.6: 53.1
N общая (тыс. экз/м ³)	790.3	1229.9	1062.4	722.8	76.4	37.6	239.8	67.7	75.2
B общая (г/м ³)	2.3	1.7	3.5	1.3	0.2	0.7	1.8	0.5	0.4
H(N) бит/экз.	1.8	1.5	1.5	1.2	2.1	2.8	2.1	2.3	2.1
B _{Crust} /B _{Rot}	0.2	0.2	0.2	3.2	4.5	3.7	5.8	3	2.6
N _{Clad} /N _{Cop}	1.2	1.6	1.3	2.5	0.6	3.5	2.6	4.5	0.7
B ₃ /B ₂	0.9	0.7	0.9	0.8	0.2	0.2	0.3	0.1	1.7
w=B/N (мг)	0.002	0.001	0.003	0.002	0.002	0.02	0.007	0.007	0.005
Трофический статус	β-мезо- трофный	α-мезо- трофный	β-мезо- трофный	α-мезо- трофный	α-олиго- трофный	β-олиго- трофный	α-мезо- трофный	α-олиго- трофный	α-олиго- трофный

Примечание: N_{Rot}, N_{Clad}, N_{Cop} – численность коловраток, клadoцер и копепоид; B_{Rot}, B_{Clad}, B_{Cop} – биомасса коловраток, клadoцер, копепоид, B₃ – биомасса хищного зоопланктона, B₂ – «мирного».

Индекс видового разнообразия Шеннона по численности в водоемах системы Пасвикварьировал в диапазоне 2.1–2.8 бит/экз. Наиболее высокий показатель индекса Шеннона был отмечен на станции 2. Значение индекса средней индивидуальной массы зоопланктона в сообществе варьировал в пределах 0.002–0.02 мг. Самый низкий показатель данного индекса был получен на станции 1 реки Паз и составлял 0.002 мг. Наиболее высокий показатель индекса $w=B/N$ был получен на станции 2 и составлял 0.02 мг. Средний показатель индекса средней индивидуальной массы зоопланктона в сообществе исследуемых объектов озерно-речной системы Пасвик составлял 0.008 мг. Согласно индексу сапробности акватории исследуемых объектов характеризуется как α -мезосапробная, класс качества воды – III, по степени загрязненности – «умеренно-загрязненная».

Структурно-функциональные показатели зоопланктонного сообщества исследуемых водоемов приведены в таблице 1.

Полученные данные дополняют сведения об ответной реакции гидробионтов (аномально высокие показатели численности и биомассы зоопланктона, соотношение таксономических групп говорит об абсолютном доминировании коловраток, сильно отличающаяся структура популяции зоопланктона оз. Куэтсьярви от популяций озерно-речной системы Пасвик) на воздействие сточных вод горнопромышленных предприятий, а также о возможности использования зоопланктонного сообщества как надежного индикатора при оценке состояния водных экосистем.

Раскрытие закономерностей и понимание механизмов функционирования зоопланктонного сообщества в оз. Куэтсьярви требует продолжения систематических гидробиологических и гидрохимических исследований.

Список литературы

1. Андроникова И.Н. Классификация озер по уровню биологической продуктивности // Теоретические вопросы классификации озер. СПб, 1993. С. 51–72.
2. Яковлев В.А. Реакция зоопланктона и зообентоса на изменение качества воды субарктического водоема (на примере озера Имандра) // Водные ресурсы, 1998. Т. 25, № 6. С. 715.
3. Израэль Ю.А., Гасилина Н.К., Абакумов В.А. Гидробиологическая служба наблюдений и контроля поверхностных вод в СССР // Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям. Тр. II Советско-Английского семинара. Л., 1981. С. 7–15.
4. Доклад о состоянии и об охране окружающей среды Мурманской области в 2011 году. Мурманск: ООО «Ростсервис», 2012, 152 с.

УДК 254.124(262.5)

ПРОДУКЦИОННЫЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ АРТЕМИИ КАК БИОИНДИКАТОРЫ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ КРЫМСКИХ СОЛЕННЫХ ОЗЕР

В. Г. Шайда, И.И. Руднева

*Институт биологии южных морей
29901, 1 Севастополь, пр. Нахимова, 2, Россия, svg@mail.ru*

Изучены показатели выклева и хемилюминесценции цист артемии из разных озер Крыма. Показано, что данные характеристики зависят от экологического состояния местообитаний. Предлагается использовать исследуемые параметры для оценки статуса соленых озер.

Ключевые слова: артемия, цисты, хемилюминесценция

В Крыму расположено множество соленых озер, сформировавшихся около 6,5 – 7,0 тыс. лет назад. Глубина их в среднем составляет около 1 м, соленость колеблется в широких пределах от 60 до 250 г/л. [1]. Соляные озера находят широкое хозяйственное применение. Рапа используется для производства высококачественной поваренной соли, бромидов, солей магния, калия, мирабилита, совелита и др., лечебные грязи илов применяются в медицине. Помимо этого, в последнее время биоресурсы соленых озер стали все чаще использовать в аквакультуре и для получения биологически активных веществ при изготовлении фармпрепаратов.

За последние 70 лет в результате неконтролируемого антропогенного воздействия эти уникальные водные экосистемы либо исчезли, либо подверглись распреснению и превратились в водоемы совершенно иного типа, либо продолжают деградировать. Если до середины прошлого века общая площадь крымских приморских соляных озер составляла 390 км², то к концу столетия – 170 км², т.е. исчезло около 45% гипергалинных водоемов Крыма [2]. При этом утрачена не только значительная часть сырья для соледобывающей и химической промышленности и рекреационные возможности этих объектов, но и биоресурсы, основным из которых является артемия *Artemia sp.* [3].

Уникальная устойчивость к действию экстремальных абиотических факторов (температуре, солености, содержанию кислорода в воде), высокая жизнеспособность цист, значительное содержание ценных питательных веществ (более 60% белка, богатого незаменимыми аминокислотами, липидами, имеющими в своем составе все незаменимые полиненасыщенные жирные кислоты, ростовые гормоны, каротиноиды, витамины, минеральные компоненты, другие биологические активные вещества), неселективное питание и эффективная фильтрация, быстрое размножение, в том числе в искусственных условиях, сделали рачка эффективным объектом в современной аквакультуре. Его используют в качестве стартового корма для 70 видов различных личинок рыб, крабов и креветок, составляющих более 85% всех культивируемых в настоящее время гидробионтов [4]. Дальнейшее исследование свойств артемии открыло большие перспективы для применения ее в системах водоочистки, оценки качества воды, фармакологии и экотоксикологии.

Совершенно очевидно, что поиск новых природных источников артемии представляет большой интерес. В то же время качество цист рачка, характеризующих его продукционные свойства, во многом зависит от экологического состояния мест обитания. На этом основании целью настоящей работы явилось исследование параметров выклева цист артемии и их антиоксидантной активности из разных соленых озер Крыма, различающихся своим экологическим состоянием.

Цисты артемии *Artemia sp.* были собраны в крымских соленых озерах, относящихся к Евпаторийской группе: в прудах-испарителях Сасык-Сивашского солепрома, в западном бассейне Сакского озера, а также в озерах Конрадское, Ойбурское, Аирчи, Аджи-Байчи, и в двух водоемах, принадлежащих к Тарханкутской группе – озерах Ярылгач и Джарылгач в декабре 2012 г.

Цисты были подвергнуты стандартной процедуре отмывания, сепарации и высушивания для дальнейших исследований. Определение процента выклева цист проводили при 25 °С в 3-5 повторностях, и расчет вели в соответствии со стандартной методикой [5]. Показатели хемилюминесценции экстрактов цист анализировали на люминометре 1250 (LKB, Швеция) в соответствии с методом, описанным Владимировым [6].

Результаты были обработаны статистически с помощью ANOVA, уровень значимости различий составил $p < 0.05$. Корреляции между параметрами выклева и уровнем хемилюминесценции цист были рассчитаны с помощью компьютерной программы CURVEFIT.

Результаты исследований показали наличие существенных различий показателей выклева науплиев из цист из разных крымских озер (Рис. 1).

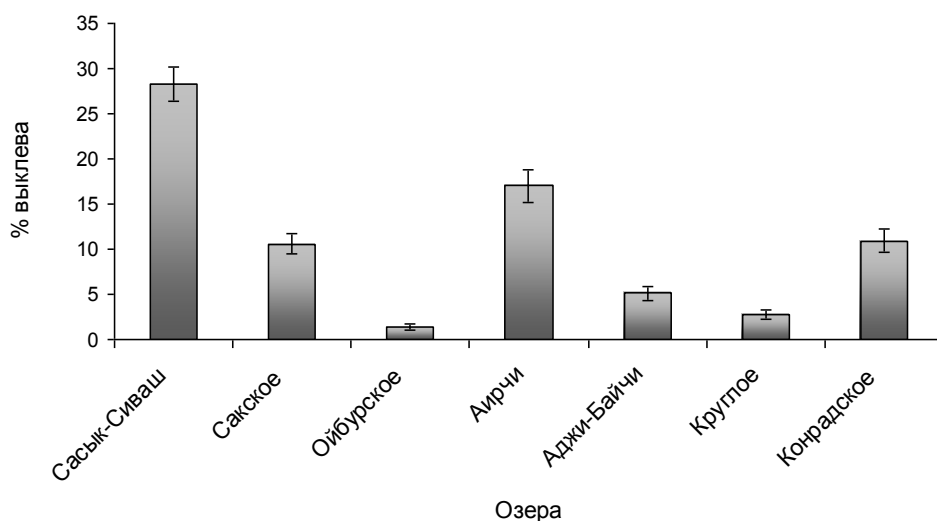


Рис. 1. Показатели выклева науплиев из цист артемии из разных соленых озер Крыма ($M \pm m$).

Выклев науплиев из цист артемии, собранных в исследуемых водоемах, варьировал в пределах от $1.4 \pm 0.3\%$ в озере Ойбурском до $28.2 \pm 1.9\%$ в озере Сасык-Сиваш. Однако самый низкий процент выклева личинок был отмечен для яиц рачка из озер Тарханкутской группы Ярылгач и Джарылгач, где в процессе инкубации цист были получены единичные науплии. Не обнаружено связи между соленостью рапы в озерах и выклевом личинок из яиц артемии.

Результаты показали различную интенсивность ХЛ в экстрактах цист из разных крымских озер (Рис. 2). Низкий уровень хемилюминесценции отмечен в экстрактах цист из озер Конрадское, Ойбурское, Сасык-Сиваш и Сакское по сравнению с показателями экстрактов из цист, собранных в озерах Джарылгач и Ярылгач. При этом не обнаружено существенной корреляции между величинами ХЛ и процентом выклева науплиев из цист.

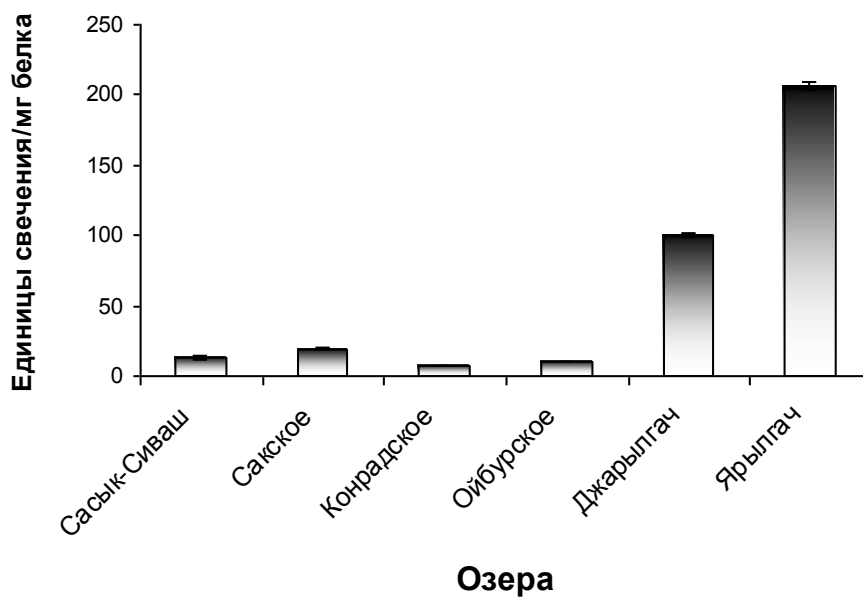


Рис. 2. Показатели ХЛ экстрактов цист артемии из разных озер Крыма ($M \pm m$)

Таким образом, результаты исследований показали, что качество цист артемии, собранных в разных озерах Крыма, во многом зависит от их экологического состояния. Озера Сасык-Сиваш и Сакское используются для добычи соли и рекреационных целей, состояние рапы и ее качество регулируются, и проводится ее мониторинг. Помимо этого, введен охранный режим с целью сохранения ресурсов этих водоемов. Процент выклева науплиев из цист этих соленых озер ($10.6 \pm 1.2\%$ в Сакском и $28.2 \pm 1.9\%$ в прудах-испарителях Сасык-Сивашского солепромысла), выше ($p < 0.05$) по сравнению с показателями цист из других исследуемых объектов, кроме озера Аирчи и Конрадского.

Озера Аирчи и Аджи-Байчи почти высохли, сохранились отдельные лужи по берегам, в которых удалось собрать небольшое количество цист артемии, выклев которых оказался низким в озере Аджи-Байчи (5.1 ± 0.8) и 17.0 ± 1.8 в озере Аирчи. Озеро Круглое находится в зоне сельскохозяйственной деятельности, выклев науплиев небольшой - $2.8 \pm 0.5 \%$. Озеро Ойбурское расположено в центре населенного пункта, подвержено антропогенному воздействию, сильно эвтрофировано. Процент выклева цист артемии очень низкий - $1.4 \pm 0.3\%$. Озеро Конрадское находится в удовлетворительном экологическом состоянии, хотя загрязнение берегов также имело место. Выклев цист составил $10.9 \pm 1.3\%$. Берега озера Круглого также загрязнены бытовым мусором, выклев цист артемии из этого водоема - $2.8 \pm 0.5 \%$.

Несмотря на то, что озера Тарханкутской группы Ярлгач и Джарылгач в меньшей степени подвержены антропогенному воздействию и находятся в относительно удовлетворительном экологическом состоянии, выклев цист артемии, собранных на их берегах, был самый низкий, и в стандартных условиях инкубации появились только единичные личинки.

Результаты проведенного анализа позволяют заключить, что продукционные характеристики цист артемии во многом определяются экологическим состоянием местообитаний, однако есть и другие причины, влияющие на качество яиц. Вероятно, к ним следует отнести особенности развития и, в частности диапаузу, которая может быть специфична для каждой исследуемой расы рачка. Нельзя исключать и качество питания, и накопления полезных веществ в цистах, которые обеспечивают оптимальный выклев и развитие личинки. В этом отношении показательны результаты анализа хемилюминесценции экстрактов цист артемии. Было показано, что яйца, имеющие относительно высокий процент выклева, имеют низкие показатели ХЛ, тогда как экстракты цист, собранные в озерах Джарылгач и Ярлгач и характеризующиеся самыми низкими продукционными показателями, демонстрируют самое интенсивное свечение. Можно предположить, что в этом случае в цистах отсутствует сбалансированный запас антиоксидантов, поступающих с пищей из микроводорослей и бактериопланктона, что вызывает повышенное свечение экстрактов при индуцированной хемилюминесценции.

Полученные данные свидетельствуют о том, что продукционные характеристики артемии могут служить прямыми и косвенными биоиндикаторами экологического состояния соленых озер, где обитают ракообразные, и тем самым дополнять мониторинговые программы оценки этих водоемов.

Список литературы

1. Заволодько Н.Н., Тимченко З.В., Новик В.А., Хромова Р.Н. Водное хозяйство Крыма. История развития, современное состояние. Симферополь. Из-во «Доля». 2003. 80 с.
2. Гулов О.А. Экоцид крымских соляных озер. Теория и практика восстановления внутренних водоемов. Сборник трудов международной научно-практической конференции. Санкт-Петербург, 15-18 окт. 2007. С. 91-101.
3. Rudneva I.I., Shaida V.G., Gulov O.A., Kovrigina P., Omelchenko S.O., Symchuk G.V. The current situation and perspectives on sustainable resource management of the Crimean salt lakes // In: 1st Plenary Meeting and Field Trip of Project IGCP-521 Black Sea-Mediterranean Corridor During the Last 30 KY: Sea Level Changes and Human Adaptation (2005-2009). October 8-15, 2005. Istanbul, Turkey. P. 158-160.
4. Sorgeloos P. The use of *Artemia* in aquaculture. The Brine Shrimp *Artemia*. Universa Press, Wetteren. 1989. V. 3. P. 25-46.
5. Van Stappen. Use of cysts. FAO Fisheries Technical Paper N 36.1996. P. 102-123.
6. Владимиров Ю.А. Свечение, сопровождающее биохимические реакции. Соросовский Образовательный Журнал. 1999. № 6. С. 25-32.

БИОМОНИТОРИНГ И ОЦЕНКА ЭКОТОКСИКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ, ПРОБЛЕМЫ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО НОРМИРОВАНИЯ

УДК 574.5

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ЭКОСИСТЕМЫ ВОДОЕМА – ОХЛАДИТЕЛЯ ХАРАНОРСКОЙ ГРЭС И ОЦЕНКА ЭФФЕКТИВНОСТИ ВСЕЛЕНИЯ РАСТИТЕЛЬНЫХ РЫБ

А.В. Афонин, Е.Ю. Афолина, Н.А. Ташлыкова, Е.П. Горлачева,
Г.Ц. Цыбекмитова, А.П. Куклин, Б.Б. Базарова, Н.В. Салтанова

*Институт природных ресурсов, экологии и криологии СО РАН
672014, Чита, Забайкальский край, Россия, kataf@mail.ru*

Негативное влияние увеличения температуры воды и мощности ГРЭС проявилось в снижении числа видов и обилия биоты на всех трофических уровнях. Интродуцирование растительных рыб имеет успешный результат.

Ключевые слова: водоем-охладитель, термический режим, гидрохимия, гидробионты, ихтиофауна, интродукция.

Натурные исследования по изучению современного состояния экосистемы водоема-охладителя Харанорской ГРЭС проводились в 2013 г. Отбор и обработка гидробиологических, ихтиологических и гидрохимических материалов проводились согласно общепринятым методам.

Водоем-охладитель Харанорской ГРЭС находится на юго-востоке Забайкальского края. Наливное водохранилище образовано путем обвалования дамбами участка поймы р. Онон в месте впадения в нее р. Турга. Площадь водного зеркала (при НПУ 574 м БС) составляет 4,1 км², объем водной массы - 15,6 млн. м³, средняя глубина - 4 м, периметр по урезу воды - 8,6 км. Установленная мощность ГРЭС при работе 3 энергоблоков составляет 655 МВт (рис. 1).



Рис. 1. Карта-схема водоема-охладителя Харанорской ГРЭС.

(Станции отбора проб: 1. Центральная, 2 – Береговая насосная станция, 3 – Водосбросный канал, 4 – Водозаборный канал)

По физико-географическому районированию район работ находится в центральноазиатской пустынно-степной области монгольской степной провинции Онон-Аргунского округа [1]. Климат данной территории отличается резко выраженной континентальностью, в то же время имеет муссонный характер с пониженным влагосодержанием воздуха [2]. Заметной приходной частью водного баланса являются забор воды из р. Онон и возврат фильтрационных потерь. Фильтрационные воды большей частью перехватываются дренажным каналом и подаются к береговой насосной станции. Кроме дренажных вод в водохранилище через канал поступает сток р. Турга, спрямленное русло которого напрямую связано с дренажным каналом. В расходных статьях водного баланса главное значение имеют потери воды на фильтрацию, испарение с водного зеркала и забор воды электростанцией. После использования в технологическом цикле основное количество воды сбрасывается обратно в водохранилище.

Температурный режим водохранилища отличается отсутствием закономерного изменения температур с глубиной и довольно высокой температурой придонных слоев воды вследствие более интенсивного ее перемешивания под действием ветровых и стоковых течений. По данным 1995-2003 гг. температура в толще воды была практически одинаковой, разность температур поверхностных и придонных слоев составляла 0.1-0.6°C и в некоторой степени являлась случайной. В весенний и осенний периоды происходило полное перемешивание воды, и температура воды выравнивалась по акватории и глубине [3]. В 2013 г. отмечалось заметное расслоение воды. Так, в июне температура воды изменялась от 26.3°C до 16.9°C в поверхностном слое и от 22.0°C до 14.3°C - в придонном. Наибольшая разница между слоями (8-10°C) отмечалась летом на фоновом участке и в районе сброса горячих вод (рис. 2).

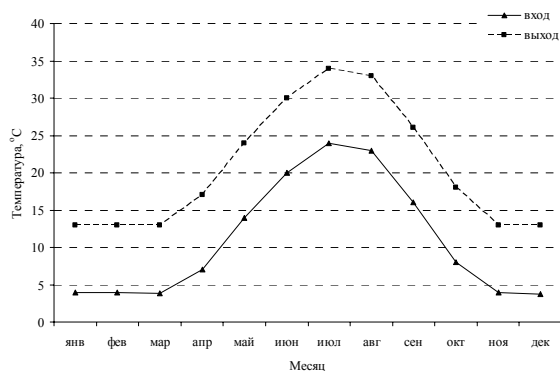


Рис. 2. Динамика среднемесячной температуры воды в водоеме-охладителе Харанорской ГРЭС в 2013 г. (по данным ОАО «Харанорская ГРЭС»)

Поступление дополнительного тепла инициировало рост температуры воды в водоеме. Среднемесячная температура воды в августе за период с 1995 по 2013 гг. в районе водосбросного канала повысилась более, чем на 10°C (рис. 3). Значительный подъем тепловой нагрузки способствовал увеличению вегетационного сезона в водохранилище, который в настоящее время начинается во второй декаде апреля и заканчивается в третьей декаде октября.



Рис. 3. Многолетнее изменение среднемесячной температуры воды в водоеме-охладителе Харанорской ГРЭС в августе на ст. Водосбросный канал

Согласно полученным гидрохимическим исследованиям общая жесткость воды соответствовала рамкам мягких вод (2.6–3.1). Среда слабощелочная (pH=7.1-8.6). Содержание растворенного кислорода было высоким и изменялось от 7.9 (в июле) до 11.1 мг/л (в январе). Содержание ионов Ca^{2+} и Mg^{2+} , Cl^- и SO_4^{2-} и концентрация биогенных элементов увеличились по сравнению с результатами предыдущих исследований [3]. По данным показателям водоем относится к умеренно загрязненному и загрязненному типу.

В составе фитопланктона обнаружено 72 вида, разновидности и формы планктонных водорослей из 6 отделов: Cyanoprocarvota, Chrysophyta, Dinophyta, Bacillariophyta, Chlorophyta, Euglenophyta. Количество обнаруженных видов в 1,5 раза ниже, чем при исследованиях 2000-2002 гг. [3]. Наибольшая роль в создании видового разнообразия принадлежала зеленым водорослям, среди которых лидирующее положение занимали хлорококковые водоросли. Однако массового развития представители данного отдела не достигали. Второе место по разнообразию принадлежало диатомовым водорослям, которые в некоторые сезоны являлись доминирующей в фитопланктоне группой. Золотистые водоросли занимали третье место в видовом разнообразии. Преимущественно представители этого отдела массово вегетировали в зимне-ранне-весенний период. У синезеленых

водорослей в планктоне доминировали *Aphanizomenon flos-aquae* Ralfs ex Bornet & Flahault, *Oscillatoria woronichinii* Anissimova, *O. fulgens* Bocher, которые создавали высокие значения численности фитопланктона в летний период. Роль других отделов водорослей (динофитовые и эвгленовые) в водоеме была незначительна. Значения численности и биомассы соответствовали $40.8 \pm 7.26 - 1700 \pm 225.41$ тыс. кл/л и $23.1 \pm 2.12 - 2503.53 \pm 120.24$ мг/м³. Эти показатели в несколько десятков раз ниже, по сравнению с 2001 г. [3]. В сезонной динамике отмечались два выраженных пика численности: весенний (апрель), обусловленный массовым развитием золотистых водорослей (*Chrysococcus rufescens* Klebs), и летний (август), вызванный интенсивным развитием синезеленых водорослей (*Aphanizomenon flos-aqua*).

Видовое разнообразие планктонных беспозвоночных слагалось из 27 таксонов рангом ниже рода (Rotifera 11 видов и подвидов, Cladocera - 10 видов, Copepoda - 6), что в два раза меньше, чем за аналогичный период в 2001 г. [3, 4]. В зоогеографическом отношении большинство видов зоопланктона являлись космополитами (46%), голарктические и палеарктические виды составляли 31% и 23%, соответственно. По биотопической приуроченности преобладали эврибионтные виды (58%), на втором месте - планктонные (23%), доля литоральных и бентических форм составляла 11% и 8%. Количественные показатели характеризовались высокими амплитудами флуктуации ($8,68 \pm 0,45$ до $376,0 \pm 21,56$ тыс. экз./м³ и от $177,7 \pm 39,74$ до $1526,23 \pm 190,58$ г/м³), однако лежали в пределах колебаний прошлых лет [3, 4]. Кривая сезонного изменения общей численности зоопланктона имела одновершинную кривую с максимумом в раннелетний период, за счет развития коловраток (*Keratella quadrata* (O.F. Müller), *Kellicottia longispina* Kellicott, *Polyarthra dolichoptera* Idelson). При этом на центральной станции количество гидробионтов в течение всего биологического лета мало изменялось и оставалось высоким. Сезонная динамика общей биомассы организмов имела также одновершинную кривую, на центральной станции - в сентябре, на горячей воде - на месяц раньше. Биомассу формировали ракообразные (*Bosmina longirostris* O.F. Müller, *Cyclops vicinus* Uljanin, *Thermocyclops crassus* Fischer). В целом, структурные преобразования зоопланктона проявились в сокращении видового разнообразия вследствие выпадения в отдельные сезоны не только отдельных видов, но и всей группы в целом (коловраток); сужении круга доминантов до образования монодоминантного сообщества, в котором преобладали наиболее резистентные к негативным факторам гидробионты (Cyclopoida).

Зообентос, как и ранее [3], был представлен тремя основными систематическими группами: хирономидами, олигохетами и брюхоногими моллюсками. Наиболее разнообразным в видовом отношении являлось семейство Chironomidae, среди которого выявлено 30 видов и форм из четырех подсемейств Diamesinae, Tanypodinae, Orthocladinae, Chironominae. Хирономиды встречались во всех биотопах и при любых условиях. Доминирующий комплекс зообентоса характеризовался как моллюсково-хирономидный. Общие значения численности колебались от 160 до 4840 экз./м², биомассы - от 0.08 до 134.41 г/м². Полученные данные на порядок ниже, по сравнению с 2000-2001 гг. [3].

В составе перифитона за период с 2005 г. произошло резкое сокращение числа видов. Из известных ранее 12 видов [3] было выявлено всего 3 (виды рода *Spirogyra* и *Cladophora fracta* (O.F. Müller ex Vahl) Kützing). Развитию водорослей в водоеме препятствовало отсутствие высшей водной растительности, неустойчивый характер грунта в литорали, а также конкурентные взаимоотношения с планктонными микроводорослями. Водоросли перифитона в настоящее время конкуренцию фитопланктону проигрывают. Следует отметить, что на фоне снижения видового разнообразия макроскопических водорослей отмечается тенденция роста их количественного развития.

Во флоре водоема-охладителя выявлено лишь 2 вида высших водных растений: *Batrachium circinatum* (Sibth.) Spach (шелковник жестколистный) и *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud (тростник обыкновенный). Для сравнения, в 2000-2001 гг. было отмечено 16 видов, относящихся к 11 семействам [3]. В настоящее время сообщества гидрофитов произрастают только в водозаборном канале, образуя небольшую полосу непосредственно в районе подкачки воды.

Разнообразие рыб по сравнению с предыдущим годами [3] сократилось, и в настоящее время состав ихтиофауны состоит из 17 видов, относящихся к 3 семействам. В уловах не были встречены сиг-хадары, озерный голяк, пескарь Солдатова, длинноусый или белоперый амурский пескарь, амурский подуст-чернобрюшка, налим. Отмечен новый вид - косатка-скрипун. Чаше стал встречаться амурский горчак, увеличилась численность сома и сазана, но значительно сократилось количество карася серебряного и краснопера. В целом, общая численность рыб в водоеме-охладителе ниже, чем в 1995-2003 гг. Размерно-весовые показатели и упитанность основных видов рыб (амурский плоскоголовый или красноперый жерех, амурский чебак, трегубка, серебряный карась, конь-губарь, амурский сом, сазан) высокие и мало отличались от предыдущих показателей [3]. Современный ихтиоценоз водохранилища относится к трегубово-чебаковому типу.

Пищевой спектр рыб водохранилища не отличался высоким видовым разнообразием. Уменьшение конкурентных отношений осуществлялось за счет использования различных биотопов. Основными объектами питания хищников (амурская трегубка, амурский плоскоголовый жерех, амурский сом) являлись мелкие непромысловые виды рыб (манчжурский пескарь, сибирский пескарь, озерный голянь, пескарь-губач, амурский чебак). Основной корм бентофагов (конь-губарь, сазан) состоял из личинок хирономид, ручейников, моллюсков, детрита. Амурский чебак за период существования водохранилища сменил свой тип питания с бентофага на эврифага. В его рационе отмечались личинки хирономид, моллюски, клопы, а также нитчатые водоросли, фитопланктон, растительность. В целом, для многих видов рыб сложились неблагоприятные условия, на что указывает низкий индекс наполнения желудочно-кишечных трактов.

Интродукция растительноядных рыб в водоем-охладитель Харанорской ГРЭС проводятся с 2000 г. Первыми вселенцами являлись белый амур, пестрый толстолобик и гибрид белого и пестрого толстолобиков [3]. Интродукция толстолобика, проведенная в 2012 г., имела положительный результат. Рыбы в уловах в октябре 2012 г. и апреле 2013 г. встречались в большом количестве. Их линейно-весовые показатели роста и упитанность, как весной, так и осенью, были высокими.

В заключение, экосистема водоема-охладителя Харанорской ГРЭС испытывает значительную антропогенную нагрузку. Главным фактором, вызывающим изменения биоты, является влияние дополнительного тепла. Изменение термического режима в сторону повышения способствовало как вселению и распространению видов-термофилов (трегубка, *Sinodiptomus sarsi* и др.), так и к элиминированию аборигенных видов гидробионтов [4, 5]. Увеличение температуры привело к ускорению химических и биохимических реакций; повышению скорости метаболизма и общего уровня оборачиваемости вещества; увеличению вегетационного периода, вызывающее повышение темпов роста гидробионтов и числа генераций. Это является положительным эффектом для экосистемы. Повышение температуры воды вызвало увеличение вегетационного сезона, что привело к росту линейно-весовых показателей рыб, вследствие достаточного количества кормовых ресурсов и отсутствия внутривидовой конкуренции. Отрицательные изменения повышенной температуры воды в водохранилище проявились в ускорении процессов развития организмов, увеличении темпов отмирания организмов с короткими жизненными циклами (коловратки); в «цветении» воды синезелеными водорослями; во вторичном загрязнении; в повышении минерализации воды; в обрастании гидротехнических объектов и систем водоводов. Гибель гидробионтов вызвана также и высокой амплитудой колебаний температуры водной толщи.

Введение на ГРЭС дополнительных мощностей (ввод третьего энергоблока ХГРЭС) привело к увеличению объемов воды, проходящих через системы охлаждения (до 35 раз). Положительный эффект этого проявился в отрицательном влиянии на развитие синезеленых планктонных водорослей (уровень «цветения» воды по сравнению с 2001 г. уменьшился), привел к формированию и функционированию реофильных биоценозов (хирономидное сообщество) с высокой деструкционной активностью. В периоды невысоких естественных температур (зимний, осенний, ранневесенний) газовый режим для гидробионтов улучшился за счет увеличения циркуляции воды, турбулизации потоков, фотосинтетической активности растений, уменьшения мощности и площади ледового покрытия (толщина льда не превышала 0.5 м и покрытие – не более 50%). С другой стороны, высокий водообмен способствовал увеличению гибели беспозвоночных, молодых рыб в технических системах, привел к размыванию грунтов, ресседиментации взвесей, нарушению биотопов бентических организмов и перифитона (отрицательный эффект). Увеличение циркуляционных потоков расширило зоны подогрева, вовлекло в них большие объемы воды с организмами планктона, расширило зоны дна, испытывающие термическое воздействие, что также отрицательно отразилось на развитии гидробионтов.

Работа выполнена при финансовой поддержке ОГК-3 ОАО «Харанорская ГРЭС».

Список литературы

1. Атлас Читинской области и Агинского Бурятского автономного округа. – М.: Федеральная служба геодезии и картографии России, 1997. – 48 с.
2. Восточное Забайкалье (Перспективы развития производительных сил Читинской области) / Недешев А.А [и др.] – Иркутск-Чита: Восточно-Сибирское книжное изд-во, 1968. – 188 с.
3. Водоем-охладитель и его жизнь / М.Ц. Итигилова [и др.]. – Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2005. – 192 с.
4. Афонина Е.Ю. Зоопланктон наливного водохранилища-охладителя Харанорской ГРЭС (Забайкалье): динамика формирования разнообразия и экология: Автореф. диссер. канд. биол. наук. – Иркутск, 2012. – 22 с.
5. Горлачева Е.П., Афонин А.В., Михеев И.Е. О нахождении амурской трегубки *Opsariichthys unieirostris amurensis* Berg в р. Онон //ж. Вопросы ихтиологии. – 1999. – Т.39. – №2. – с. 261.

**ИССЛЕДОВАНИЕ СОСТОЯНИЯ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД
НА ОСНОВЕ КОМПЛЕКСА БИОЛОГИЧЕСКИХ МЕТОДОВ**Е.Н. Бакаева^{1,2}, Н.А. Игнатова^{1,3}¹ *Институт водных проблем РАН, 344090 г. Ростов-на-Дону, Россия, rotaria@mail.ru*² *Южный федеральный университет, Институт наук о Земле, 344090 г. Ростов-на-Дону, Россия, rotaria@mail.ru*³ *ФГБУ «Гидрохимический институт», 344090 г. Ростов-на-Дону, Россия, ignatse@yandex.ru*

В работе рассматриваются особенности методов биоиндикации и биотестирования вод. Приведены примеры оценки состояния водных экосистем по комплексу результатов биотестирования водной и донной составляющих экосистем, по комплексу методов биоиндикации, биотестирования и концентрации хлорофилла *a*.

В последние годы в классификации экологических факторов среды из группы антропогенных отдельным самостоятельным блоком выделены техногенные факторы. Эти несвойственные природе искусственные факторы часто служат источником техногенных аварий и катастроф. Последние породили комплекс проблем, и в первую очередь, трудно решаемых экологических. Особенно актуальна проблема чистой пресной воды, поскольку экологическое неблагополучие в значительной степени проявляется именно в водной оболочке Земли. Самое важное и опасное – нарастает дефицит пресной воды.

В этом плане для жизнедеятельности человека поверхностные воды, включающие пресноводные водоемы и водотоки, являются наиболее важными. Многоплановость использования водных ресурсов (водоснабжение, транспорт, водные биоресурсы, гидроэнергетика, сельскохозяйственное и рекреационное направления) и негативные последствия для биоты требует современных подходов наблюдения и контроля состояния поверхностных вод. Главным фактором негативного воздействия не только на биоту водных экосистем, но и человека, является токсическое загрязнение. Именно с ним связано появление ряда экологических проблем в водных экосистемах, например, таких как проблема чистой воды, снижение биоразнообразия гидробиоты, резкое снижение уловов рыбы, доли ценных промысловых видов и другие.

Для оценки уровня загрязнения, в том числе токсичными химическими веществами, в настоящее время в мониторинге поверхностных вод суши используется триада методических подходов. Первоначальным и остающимся основным по настоящее время является аналитический метод, поскольку в РФ действует система нормирования по ПДК загрязняющих веществ. Затем химический метод был дополнен первой группой биологических методов - биоиндикацией. Вторая группа биологических методов – биотестирование, предваряющее дорогостоящие химические методы, имеет функцию сканирования, т.е. призвано служить сигнальным и отправным моментом для использования дорогостоящих химических методов в случае обнаружения острого токсического действия исследуемых вод и донных отложений.

Известно, что химический анализ тесно связан с биотестированием, так как установленные законодательно нормативы рыбохозяйственных ПДК основаны на анализе биологических эффектов химических веществ, выявляемых с помощью биотестирования с использованием тест-объектов различной систематической принадлежности и трофических уровней. Тем не менее, ясно, что количественный анализ какого-либо вещества в воде сам по себе не даёт ответ на главный вопрос о её опасности для биоты. Токсичность можно определить только с привлечением живых организмов методом биотестирования. Согласно ГОСТ 27065 СТ СЭВ 5184-85 биотестирование – это оценка качества воды по ответным реакциям водных организмов. Идентификация природы загрязняющих веществ и их количественных значений не входит в задачи биотестирования, однако позволяет получить оценку реальных токсических свойств воды, т.е. вредных эффектов природной воды на водные организмы.

Биотестирование, наряду с физико-химическими методами, широко используется в мировой практике мониторинга вод. Разработаны международные и национальные стандарты на методы биотестирования - биотесты на дафниях, водорослях, рыбах и других гидробионтах. Их назначение и область применения в России сформулированы в руководствах и ряде руководящих документов и рекомендаций [1]. Биотесты могут использоваться при осуществлении контроля источников загрязнения, контроля соблюдения нормативов водоотведения, оценке качества воды и проверке его соответствия установленным требованиям по биотестовым показателям, разработке нормативов предельно допустимых вредных воздействий (ПДВВ) хозяйственной и иной деятельности на водные

объекты. Методы биотестирования имеют практическое значение для оперативных и режимных работ в системе мониторинга поверхностных вод суши. Так, их используют для оценки токсичности вод на наиболее напряженных участках водных объектов, для выявления опасных источников загрязнения и зон их влияния, в том числе в случае чрезвычайных ситуаций, для оценки эколого-токсикологического состояния водных объектов, в том числе выявления зон экологического неблагополучия по данным многолетних наблюдений.

Биоиндикация, как первоначально разработанная группа биологических методов, закреплена нормативными документами в системе мониторинга поверхностных вод Росгидромета. Биоиндикация учитывает на основе сравнения результатов изменение количественных характеристик биологических объектов и систем исключительно для зависящей от времени оценки антропогенных или испытывающих антропогенное влияние факторов среды. Т.е. биоиндикация позволяет получать в зависимости от времени не только результат действия антропогенного фактора, но и следствие случайного отклонения от нормы в результате действия комплекса неподдающихся учёту факторов.

1. *Отличия биологических методов оценки качества вод.* В целом и биоиндикация, и биотестирование дают интегральную оценку воздействия исследуемой воды на биоту. Оценка качества воды оба подхода дают также на основе отклика живых организмов на антропогенное воздействие. Однако есть и различия [1].

Биоиндикация позволяет получить:

- отклик естественных ценозов ("аборигенов" данной водной экосистемы) по структурно-функциональному состоянию сообществ и наличию видов-индикаторов сапробности;
- отклик состояния сообществ экосистемы, прошедших адаптацию на уровне сообщества;
- оценку экологической ёмкости всей системы, обусловленную ее буферными свойствами, поскольку адаптация происходит с учетом всего комплекса действующих факторов, в том числе биотических;
- оценку состояния всей водной экосистемы и прогноз ее развития (регресс, прогресс, модификация) проводят в сравнении с фоновыми данными конкретной местности до антропогенного вмешательства (если они есть).

Биотестирование позволяет получить:

- отклик лабораторных культур представительных тест-объектов либо выборки "аборигенных" видов тест-объектов, взятых из фонового (условно чистого) участка;
 - отклик тест-объектов, адаптировавшихся к воздействию, как правило, на уровне организма.
- На уровне популяций можно получить данные по адаптации только на коротко циклических видах тест-объектов;
- информацию об условиях адаптации тест-объектов к воздействию исследуемой воды без учета такого важного фактора как биотический;
 - оценку токсического действия природных вод.

Получить прогноз развития экосистемы в естественных условиях затруднительно. Возможно получение только "сигнальной" (ориентировочной) информации об уровне влияния на те систематические группы сообществ, представители которых были взяты в качестве тест-объектов из "нормальных" для жизнедеятельности условий.

Качество воды с использованием двух подходов оценивается по-разному. Поскольку биотестирование природных вод опирается на принципы водной токсикологии, где существует оценка токсичности химических веществ и сточных вод, то качество воды методами биотестирования принято оценивать как токсичное и/или нетоксичное. То есть биотестирование подразумевает воздействие химической компоненты. Биоиндикация в большей мере опирается на трофический фактор (эвтрофирование) и дает возможность оценить качество воды разной степени загрязнения (от ксено- до полисапробной или от чистой до очень загрязненной).

2. *Особенности биотестирования природных вод.* Биотестирование природных вод и донных отложений как одна из подсистем мониторинга водных объектов – отвечает целям мониторинга, сформулированным как «наблюдение-оценка-прогноз» возможных негативных последствий антропогенных нагрузок.

В соответствии с "Правилами охраны поверхностных вод" [2], действующими в РФ с 1991 г., биотестирование является обязательным элементом системы контроля качества вод. В общие требования к составу и свойствам воды водных объектов рыбохозяйственного пользования включены показатели токсичности (острое и хроническое токсическое действие), по которым нормируется качество воды.

Использование методов биотестирования для определения качества природных вод является достаточно сложной задачей, т.к. химический состав природной воды обычно неизвестен, а концентрации загрязняющих веществ довольно низкие. Поэтому биотестирование природных вод требует использования высокочувствительных тест-объектов. Метод должен обладать широкой разрешающей способностью (чтобы учитывать как острое, так и хроническое токсическое

загрязнение), быть оперативным и достаточно удобным для проведения в полевых условиях. Кроме того, необходимо определение общей токсичности пробы, токсичности взвешенных веществ и токсичности фильтрованной или отстаивной воды, поскольку распределение токсикантов в экосистеме возможно в воде, донных отложениях, взвешенных веществах.

3. *Пример оценки состояния водного объекта по данным биотестирования двух компонентов водной экосистемы: водной и донной составляющих.* В целом состояние водного объекта или его участка по результатам биотестирования водной и донной составляющей экосистемы можно оценить согласно [3].

Проведены исследования токсичности вод и донных отложений озера Голубое, расположенного в зоне рекреации г. Ростова-на-Дону [4]. Водные объекты, расположенные в черте мегаполисов, используются для отдыха населения и подвергаются массивному воздействию. Токсичность оценивали методом биотестирования с использованием четырех тест-объектов: общепринятого рачка *Daphnia magna*, хлорококковой микроводоросли *Scenedesmus obliquus*, коловраток *Brachionus calyciflorus*, личинок комаров – хирономид *Chironomus plumosus* согласно утверждённым методикам Росгидромета. Исследовали пробы воды (1997-2007 г.г.), необработанные донные отложения и их водные вытяжки (2006-2007г.г.) у уреза воды и в центре озера.

Результаты биотестирования проб воды оз. Голубое показали отсутствие токсического действия по всем биотестам в 1997 году. Спустя 10 лет проба воды у уреза оказывала уже хроническое токсическое действие по всем биотестам. Проба воды в центре озера в одном из трех биотестов показала отсутствие токсического действия, в двух – хроническое токсическое действие. Согласно (РД 52.24.635-2002, Р 52.24.662-2004) итоговую оценку токсического действия проводят по показателю, проявившему наибольшую чувствительность. Таким образом, пробы воды оценивают как оказывающие хроническое токсическое действие. Аналогично этому пробы донных отложений также оказывают хроническое токсическое действие. Из всех использованных тест-показателей наиболее чувствительной оказалась плодовитость коловраток.

Анализ данных о токсичности воды и донных отложений о. Голубое позволяет оценить состояние исследуемого участка как неблагоприятное. Следует отметить, что токсическое загрязнение воды и донных отложений озера произошло в сжатые сроки - за 10 лет. Такой высокий темп появления токсичности озера, вероятно, связан с интенсивным его использованием в качестве места отдыха горожан.

Приведенные данные свидетельствуют о результативности оценки токсичности вод и донных отложений, а по их комплексу и состояния экосистемы в сочетании со временем методом биотестирования.

4. *Пример оценки состояния водного объекта по результатам биоиндикации, концентрации хлорофилла а, биотестирования.* Исследование эколого-токсикологической ситуации приплотинной части Цимлянского водохранилища проведено биологическими методами (биоиндикация, биотестирование) в рамках комплексной экспедиции Института водных проблем РАН. В ходе экспедиции общепринятыми методами были отобраны гидробиологические пробы (фитопланктон, хлорофилл а), пробы вод и донных отложений для биотестирования. Цимлянское водохранилище, расположенное на территории Волгоградской и Ростовской областей, образовано в результате перекрытия плотиной ГЭС долины Нижнего Дона. Создание водохранилища (заполнено оно в 1952-1953 гг.) и его многоцелевое использование привело в настоящее время к ряду серьёзных экологических проблем [5].

При исследовании токсичности проб воды в качестве тест-объектов были использованы три вида гидробионтов: общепринятый тест-объект рачок *Daphnia magna*, коловратка *Brachionus calyciflorus* и инфузории *Paramecium caudatum*. Для оценки токсичности донных отложений были исследованы необработанные (нативные) донные отложения и их водная вытяжка. При изучении необработанных донных отложений был использован экологически соответствующий тест-объект - личинки комаров *Chironomus plumosus*, при изучении водной вытяжки - микроводоросли *Scenedesmus obliquus*.

Результаты исследования как необработанных («нативных») донных отложений, так и их водные вытяжки оказывали не более чем хроническое токсическое действие. Тест-показатели (гибель, динамика численности и динамика коэффициента прироста микроводорослей) использованных тест-объектов (микроводоросли *Scenedesmus obliquus*, личинки *Chironomus plumosus*) не имели значительных отклонений. Только одна проба донных отложений оказалась нетоксичной, в остальных выявлено хроническое токсическое действие.

Воды водохранилища проявляли более высокую токсичность. В целом по результатам биотестирования с использованием трех тест-объектов (рачок *Daphnia magna*, инфузория *Paramecium caudatum*, коловратка *Brachionus calyciflorus*) действие воды трёх вертикалей из пяти исследованных можно квалифицировать как оказывающие острое токсическое действие. Высокое токсическое загрязнение вод, вероятно, можно связать с уже начавшимся «цветением» сине-зеленых водорослей. Последние, как известно, в процессе жизнедеятельности выделяют токсические вещества.

Особенности весны и лета с высокими температурами привели к раннему цветению сине-зеленых микроводорослей. В видовом составе ведущая роль принадлежала родам *Anabena* (3 вида), *Oscillatoria* (4 вида) и *Microcystis* (2 вида). Основную биомассу всего фитопланктона также составляли именно сине-зеленые микроводоросли, достигая в отдельных вертикалях 4,4 мг/л. На момент исследований основную долю фитопланктона составляли сине-зелёные микроводоросли: от 65,0 до 99,3 % от общей численности и от 76,1 до 83,6% общей биомассы. Видовой состав фитопланктона свидетельствовал о бета-мезосапробности (диапазон 2,0 – 2,26) вод Цимлянского водохранилища.

Трофность вод приплотинной части водохранилища согласно классификации Оксийук, Жукинского [6] по биомассе фитопланктона характеризовалась от эвтрофной до полигипертрофной, по концентрации хлорофилла *a* – от эвтрофной до политрофной. Содержание хлорофилла *a* имело широкий размах и варьировало в пределах 13,4 – 139,4. Высокая концентрация хлорофилла *a* соответствовала самой высокой концентрации микроводорослей.

Анализ результатов оценки токсичности проб воды, донных отложений методом биотестирования согласно Р 52.24.662-2004 позволил оценить состояние исследованного участка водохранилища как крайне неблагоприятное. Гидробиологические съемки вертикалей приплотинной части Цимлянского водохранилища по показателям биомассы фитопланктона и концентрации хлорофилла *a* выявили высокую трофность вод, наличие цветения фитопланктона в ранние сроки, качество воды как бета-мезосапробное. Сочетанное возрастание трофности, сапробности и, что крайне важно, – токсичности вод, свидетельствует о значительной токсификации экосистемы Цимлянского водохранилища. Сравнение с данными прошлых лет показало сохранение и усиление негативных процессов в приплотинной части экосистемы Цимлянского водохранилища.

Следует обратить внимание на обострение в настоящее время такой экологической проблемы как усиление «цветения» водных объектов, фиксируемое уже практически во всех климатических зонах Земли. Однако биологический анализ как всякий метод, основанный на экологических свойствах организмов, требует высокой специализации, знаний и навыков, а также зависит от общего существующего уровня знаний по таксономии, экологии и физиологии отдельных видов. Поскольку цветение обусловлено неконтролируемым развитием фитопланктона, в частности сине-зелёных микроводорослей (цианобактерий), необходимо уделить внимание использованию методов наблюдения, оценивающих пигментные характеристики микроводорослей. Определение концентрации хлорофилла *a* аналитическими или дистанционными методами позволяет предварительно установить наличие трофности, а последняя группа методов (разрабатываемая, в частности, для водных объектов юга России в ИВП РАН Сухоруковым Б.Л.) – показать наличие трёх основных таксономических групп фитопланктона (зелёных, сине-зелёных и диатомовых микроводорослей). В связи с этим необходимо обязательное включение в программу наблюдений по оценке состояния поверхностных вод, помимо определения таксономического состава фитопланктона, определение и его основного пигмента – концентрацию хлорофилла *a*. При биотестировании – необходимо использование экологически соответствующих тест-объектов по минерализации, температуре и органическому загрязнению водной среды.

В целом оценку состояния водных экосистем можно получить по комплексу биологических методов, включающих биоиндикацию и биотестирование. Однако адекватную оценку токсичности поверхностных вод можно получить существующей на данном этапе развития экотоксикологии триадой методов: биоиндикацией, биотестированием и аналитическим контролем загрязняющих веществ. Первоочередной задачей совершенствования методологии оценки токсичности поверхностных является разработка соответствующих шкал с учетом результатов всех трех методических подходов.

Список литературы

1. Бакаева Е.Н., Никаноров А.М. Гидробионты в оценке качества вод суши. М.: Наука, 2006.- 239 с.
2. Правила охраны поверхностных вод: типовые положения. М., 1991.- 42 с.
3. РД52.24.662-2004 Оценка токсического загрязнения природных вод и донных отложений пресноводных экосистем методом биотестирования с использованием коловраток. СПб.: Гидрометеиздат, 2006.- 56 с.
4. Игнатова Н.А. Оценка токсичности вод и донных отложений антропогенно загрязненных экосистем методом биотестирования (на примере бассейна Нижнего Дона). Автореф. дисс... канд.биол.наук. 2009. Ростов-на-Дону.- 24 с.
5. Бакаева Е.Н., Игнатова Н.А., Черникова Г.Г. Экотоксичность вод приплотинного участка Цимлянского водохранилища // Глобальная ядерная безопасность. № 3, 2012. С.5-11.
6. Оксийук О.П., Жукинский В.Н. и др. Комплексная экологическая классификация качества поверхностных вод суши // Гидробиологический журнал, 1993. – Т. 29, вып. 4. – С. 62-76.

**ТОКСИКОЛОГИЧЕСКИЕ И МИКРОБИОЛОГИЧЕСКИЕ ПОКАЗАТЕЛИ
ВОДОПРОВОДНОЙ ВОДЫ Г. РЫБИНСКА**

О.А. Ботяжова, Г.В. Кондакова, Н.А. Петрова

*Ярославский государственный университет им. П.Г. Демидова,
150057, г. Ярославль, Россия, botyazh@bio.uniyar.ac.ru*

Проведена оценка качества водопроводной воды с использованием токсикологических и микробиологических показателей в двух микрорайонах г. Рыбинска Ярославской области.

Ключевые слова: биотестирование, водопроводная вода, цериодафнии, выживаемость, токсичность, микробиологические показатели.

Глобальная проблема обеспечения населения мира водой гарантированного качества стала одной из основных задач XXI века.

В России, являющейся мощнейшей водной державой, состояние централизованного питьевого водоснабжения вызывает серьезные опасения. Ярославская область – не является исключением. Главная причина наличия в водопроводной воде вредных для здоровья нитратов, пестицидов, нефтепродуктов и солей тяжелых металлов – это катастрофическое состояние водопроводных систем.

Важнейшим решением экспериментальной оценки качества и контроля воды, поступающей непосредственно потребителю из распределительной водопроводной сети, является применение методов биотестирования и биоиндикации.

Цель нашего исследования состояла в токсикологической и микробиологической оценках качества водопроводной воды, используемой населением города Рыбинска для хозяйственно-питьевых нужд.

Для определения токсикологической характеристики применяли метод биотестирования, основанный на установлении различия между показателями выживаемости *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg в течение 48 часов в анализируемой пробе по сравнению с контролем [1].

По результатам биотестирования рассчитывали количество погибших цериодафний по сравнению с контролем по формуле:

$$A = (X_K - X_T) / X_K * 100, \text{ где}$$

A – количество погибших цериодафний (%);

X_K, X_T – среднее арифметическое количество цериодафний, выживших в контроле и в тестируемой воде соответственно.

Для оценки токсичности воды использовали критерии [2], при которых:

- вода не является токсичной, если гибель цериодафний составляет до 20%;
- вода является токсичной, если летальность цериодафний от 20 до 50%;
- вода является очень токсичной, если гибель цериодафний составляет 50-100%.

Для культивирования цериодафний, разбавления проб нативной воды при определении безопасного уровня водопользования (БУВ) и в качестве контрольной среды использовали отстоянную, аэрированную водопроводную воду.

До начала тестирования водопроводной воды проводили пробу на чувствительность *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg к эталонному токсиканту K₂Cr₂O₇, которая показала пригодность культуры тест-объекта для проведения биотестирования.

Для биотестирования отбирали пробы водопроводной воды в двух микрорайонах: Веретье-1 и Заволжье-2 города Рыбинска. По показателю выживаемости цериодафний и БУВ оценивали качество воды в разные сезоны года.

В таблице 1 приведены данные по результатам биотестирования нативной воды в исследуемых микрорайонах во все сезоны 2012-2013 годов.

Неразбавленная вода вызывала гибель 100% цериодафний. В апреле 2012 года в водопроводной воде микрорайона Заволжье-2, в отличие от остальных месяцев, летальность тест-объекта была меньше и составляла 80%. Однако в соответствии с критериями токсичности [2] она также была очень токсичной по сравнению с контролем.

Таблица 1. Летальность цериодафний в водопроводной воде микрорайонов Веретье-1 и Заволжье-2 в 2012-2013 гг.

микрорайон	гибель цериодафний, %									
	февраль		апрель		июль		октябрь		декабрь	
	2012	2013	2012	2013	2012	2013	2012	2013	2012	2013
Веретье-1	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Заволжье-2	100	100	80	100	100	100	100	100	100	100

Известно, что на качество воды, подаваемой потребителю, непосредственно влияют три фактора: состояние воды в источнике водозабора, методы очистки на станции водоподготовки и водопроводные сети, проходя по которым вода может подвергаться вторичному загрязнению.

Для сравнительной оценки токсичности воды, взятой из разных источников и в разные периоды исследования, используют такой показатель, как кратность разведения проб воды до безопасного уровня водопользования (БУВ). БУВ считается достигнутым при условии, что летальность рачков в разведённой пробе не превышает 20%. Данные по безопасным уровням использования воды представлены в таблице 2.

Таблица 2. Безопасные уровни водопользования в микрорайонах Веретье-1 и Заволжье-2 по сезонам 2012-2013 гг.

микрорайон период исследования	кратность разведения проб воды до БУВ			
	Веретье-1		Заволжье-2	
	2012	2013	2012	2013
февраль	1:8	1:16	1:4	1:16
апрель	1:16	1:8	1:4	1:8
июль	1:16	1:16	1:32	1:16
октябрь	1:4	1:16	1:8	1:8
декабрь	1:8	1:8	1:8	1:8

Для достижения безопасного уровня водопользования наибольшего разбавления в 16 и 32 раза требовала водопроводная вода летнего периода в 2012 и 2013 годах. Исходя из этого, можно сказать, что летние пробы воды обладали наиболее токсичными свойствами. В летнее время года происходит увеличение количества микроорганизмов в воде, что влечёт за собой повышение дозы дезинфектанта, применяемого для обеззараживания воды на станциях водоподготовки. Возможно, именно с этой причиной связано снижение выживаемости цериодафний в тестируемой воде.

Наиболее стабильными токсикологическими показателями характеризовались пробы воды зимнего периода, о чём можно судить по показателю БУВ. Для водопроводной воды обоих микрорайонов в декабре 2012 и 2013 годов кратность разбавления тестируемой воды составляла 1:8.

Таким образом, водопроводная вода в микрорайонах Веретье-1 и Заволжье-2 города Рыбинска по токсикологическим характеристикам не пригодна для питьевых целей. Можно рекомендовать отстаивание воды, которое приводит к исчезновению токсичности и улучшению качества воды, о чём свидетельствуют контрольные опыты, в которых выживаемость рачков составляет 100%.

При хозяйственно-питьевом водопользовании главным требованием, предъявляемым к качеству воды, поставляемой населению, является эпидемическая безопасность [3]. В связи с этим важно учитывать соответствие питьевой воды микробиологическим показателям в точках водозабора внутренней водопроводной сети. Для изучения микробиологических характеристик применяли следующие методы: чашечный метод Коха для подсчёта общего микробного числа (ОМЧ), титрационный метод для определения общих и термотолерантных колиформных бактерий (ОКБ и ТКБ) и метод прямого посева в столбики железо-сульфитного агара для обнаружения спор сульфитредуцирующих кластридий [4].

Установлено (табл. 3), что пробы водопроводной воды микрорайона Веретье-1 по микробиологическим показателям соответствовали нормативным требованиям за весь период исследования [5].

Таблица 3. Микробиологические показатели водопроводной воды микрорайонов Веретье-1 и Заволжье-2 г. Рыбинска в осенний и зимний сезоны 2013 года

показатель \ микрорайон	Веретье-1	Заволжье-2	Веретье-1	Заволжье-2
	осенний период		зимний период	
ОМЧ	менее 50 КОЕ в 1 мл	менее 50 КОЕ в 1 мл	менее 50 КОЕ в 1 мл	менее 50 КОЕ в 1 мл
ОКБ	не обнаружены в 100 мл	не обнаружены в 100 мл	не обнаружены в 100 мл	не обнаружены в 100 мл
ТКБ	не обнаружены в 100 мл	не обнаружены в 100 мл	не обнаружены в 100 мл	не обнаружены в 100 мл
споры сульфит- редуцирующих клубридий	не обнаружены в 20 мл	4 КОЕ в 20 мл	не обнаружены в 20 мл	не обнаружены в 20 мл

В пробах воды микрорайона Заволжье-2 в осенний период было выявлено превышение норматива по показателю «споры сульфитредуцирующих клубридий»: 4 КОЕ в 20 мл воды. Чувствительность различных микроорганизмов к воздействию дезинфектантов неодинакова. В ряду: бактерии – бактериальные споры – вирусы – цисты простейших эффективность действия хлора последовательно уменьшается в десятки раз [6]. Являясь анаэробными спорообразующими микроорганизмами, сульфитредуцирующие клубридии более устойчивы к обеззараживанию хлором и способны существовать в воде значительно дольше, чем колиформные бактерии [7].

В целом по результатам токсикологических и микробиологических исследований необходимо рекомендовать населению отстаивание, фильтрование и кипячение водопроводной воды, используемой для питьевых нужд.

На основании проведенного исследования сделаны следующие выводы:

1. Неразбавленная водопроводная вода микрорайонов Веретье-1 и Заволжье-2 города Рыбинска во все сезоны 2012 и 2013 годов была очень токсичной для цериодафний (летальность составляла от 80 до 100%). Разбавление тестируемых проб приводило к снижению уровня токсичности. Кратность разбавления нативной воды до безопасного уровня водопользования варьировалась от 4 до 32 раз.

2. В микрорайоне Веретье-1 наименьший токсический эффект по отношению к выживаемости цериодафний проявляла вода осеннего периода 2012 года, в Заволжье-2 – вода зимнего и весеннего периодов 2012 года. Наиболее выраженное токсическое влияние оказывала вода летнего периода 2012 и 2013 годов в обоих микрорайонах города.

3. Микробиологические показатели водопроводной воды микрорайона Веретье-1 в осенний и зимний сезоны 2013 года соответствовали нормативным требованиям. В микрорайоне Заволжье-2 в осенний период выявлено превышение норматива по показателю «споры сульфитредуцирующих клубридий».

Список литературы

1. РД – 118-02-90. Методическое руководство по биотестированию воды – М., 1991.
2. Флёров, Б.А., Комов, В.Т. Оценка экологического состояния водоемов при антропогенном воздействии // Гидробиологический журнал, 1991. – Т. 27 – № 3.
3. Недачин, А.Е., Артемова, Т.З., Дмитриева, Р.А. Обеспечение эпидемической безопасности населения при санитарно-микробиологическом контроле качества питьевой воды // Материалы научно-практических мероприятий V Всероссийского форума «Здоровье нации – основа процветания России». – Москва, 2009. – Том 5.
4. МУК 4.2.1018-01. «Методы контроля. Биологические и микробиологические факторы. Санитарно-микробиологический анализ питьевой воды. Методические указания» (утв. Главным государственным санитарным врачом РФ 09.02.2001) (ред. от 23.12.2010).
5. СанПиН 2.1.4.1074-01. Питьевая вода и водоснабжение населенных мест. Питьевая вода. Гигиенические требования к качеству воды централизованных систем питьевого водоснабжения. Контроль качества. Введ. 2002-01-01. – М.: Изд-во стандартов, 2002.
6. Костюченко, С.В., Смирнов, А.Д. Современные решения в технологии обеззараживания питьевой воды из поверхностных водисточников на объектах централизованного питьевого водоснабжения г. Новосибирска // Водоснабжение и канализация. – Москва, 2011. – № 5-6.
7. Кондакова, Г.В. Биоиндикация. Микробиологические показатели: учеб. пособие / Г.В. Кондакова; Яросл. гос. ун-т. – Ярославль: ЯрГУ, 2007.

УДК: 628.394.17(262.54)

ИССЛЕДОВАНИЯ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОДНОЙ СРЕДЫ АЗОВСКОГО МОРЯ ПЕСТИЦИДАМИ РАЗНЫХ ХИМИЧЕСКИХ КЛАССОВ В СОВРЕМЕННЫЙ ПЕРИОД

Л.А. Бугаев, А.В. Войкина, В.А. Валиуллин, Ю.Э. Карпушина

*ФГУП «Азовский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства»,
344007, Ростов-на-Дону, ул. Береговая 21/2в, Россия, bugayov@list.ru*

Исследовались остаточные количества пестицидов в воде прибрежной зоны Азовского в 2010-2012 гг. Определены значения концентраций поллютантов и оценена степень их опасности для гидробионтов. Показано, что концентрации растворенных в воде пестицидов были ниже предельно-допустимых значений (ПДК).

Ключевые слова: пестициды, ПДК, ВЭЖХ, действующие вещества, пестицидное загрязнение.

Помимо существенной роли как транспортной артерии, Азовское море всегда являлось важным рыбопромысловым водоемом. В условиях жесткого антропогенного прессинга становится реальной угрозой возникновения негативных изменений в водной экосистеме с нарушениями функционирования различных как биотических, так и абиотических звеньев. Значительную угрозу для водоема сегодня представляет пестицидное загрязнение. В Российской Федерации, по данным исследований сотрудников Федерального научного центра гигиены им. Ф.Ф. Эрисмана, наиболее загрязненными пестицидами районами являются Краснодарский край и Ростовская область (в среднем около 20 кг/га). В Ростовской области в последние годы (начиная с 2000 г.) пестицидная нагрузка на поля составляет около 2 кг/га по действующим веществам (Ракитский, 2004). В целом по области выявляется неравномерность применения пестицидов, которая находится в пределах от 0,2 до 11,6 кг действующего вещества на гектар пахотной площади. Основной водосбор Азовского моря приходится на сельскохозяйственные районы России и Украины, при этом главными источниками поступления пестицидов в Азовское море являются: речной сток, рассредоточенный сток, включая сточные воды предприятий, расположенных на прибрежных территориях моря, атмосферные осадки и эоловые выпадения (Кленкин и др., 2007).

В условиях круглогодичного поступления пестицидов в экосистему водоема необходима организация регулярных мониторинговых работ по оценке количественного и качественного анализа поллютантов (Бугаев и др., 2012; Войкина, 2013). С учетом того, что весной с сельскохозяйственных полей талыми и грунтовыми водами увеличивается смыв оставшихся с прошлогоднего сезона и примененных в текущем году пестицидов, возникает потенциальная угроза негативного воздействия токсикантов на рыб в критический для существования видов период жизни. Осенний сезон интересен с позиции оценки качества подготовки рыб к зимовке, которая является отражением качества среды обитания в течение нагульного летне-осеннего периода и восстановления организма после нереста. Кроме того, осень является окончанием сельскохозяйственного сезона, в том числе применения химических средств защиты растений.

В этой связи, целью исследования являлась оценка содержания остаточных количеств пестицидов, используемых в современном сельском хозяйстве в воде прибрежной зоны различных участков акватории Азовского моря в весенний и осенний сезоны 2010-2012 гг.

Пробы воды отбирались в прибрежной зоне акватории Азовского моря в 1-2 декадах апреля и сентябре-октябре каждого года. Выбор станций отбора проб производился исходя из гидрологических особенностей моря, ответственных за перенос, распределение и вынос загрязняющих веществ: как правило, вблизи впадения рек или районов наносных кос. География станций отбора проб воды и донных отложений представлена на рисунке 1.

Отбор проб воды производился в соответствии с «Унифицированными правилами отбора проб сельскохозяйственной продукции, продуктов питания и объектов окружающей среды для определения микроколичеств пестицидов» (№ 2051-79 от 21.08.79) в поверхностном горизонте до 50 см. Пробы воды хранили до осуществления химического анализа в темном прохладном (+4-10° С) месте не более 10 суток.



Рис. 1. Карта-схема районов отбора проб воды в прибрежной зоне Азовского моря

Химический анализ предусматривал количественное определение содержания пестицидов методом высокоэффективной жидкостной хроматографии. Экстрагирование веществ из образцов воды проводилось согласно принятым методикам (Другов, Родин, 2002). Полученные экстракты хроматографировались на жидкостном хроматографе фирмы «Applied Biosystems» (США) с ультрафиолетовым детектором, снабженном дегазатором и термостатом колонки. Условия хроматографирования были следующие: колонка Reprosil-PUR ODS (Элсико, Россия) (размер 4.6×150 мм, зернение 3.5 мкм); рабочая длина волны — 230 нм; термостатирование — +40 °С; подвижная фаза: ацетонитрил — 0.01 М ортофосфорная кислота в соотношении 3:2 (по объему) в изократическом режиме; скорость потока 0.6 мл/мин; объем вводимого в хроматограф экстракта пробы — 10 мкл.

Оценивалось содержание в воде следующих действующих веществ пестицидов: дифлуфеникан, имазалил, имазетапир, имидаклоприд, ипродион, метрибузин, пенцикурон, тиаметоксам, фамоксадон, флумиоксазин, хизалофоп-П-этил, ципросульфамид, этофумезат.

Многолетние мониторинговые исследования показывают, что содержание загрязняющих веществ, в том числе и пестицидов, в воде Азовского моря — величина очень динамичная и не постоянная. Флуктуации концентраций растворенных в воде токсикантов в условиях острых выбросов могут достигать значительных величин. При этом различия между географически смежными районами исследований могут характеризоваться не только количественным, но и качественным составом обнаруженных пестицидов (Бугаев и др., 2012).

Исследования показали, что в весенний сезон в течение 2010-2012 гг. в воде прибрежных акваторий Азовского моря были выявлены все исследуемые в данной работе пестициды кроме дифлуфеникана, имазалила и пенцикурона. Следует отметить, что в отдельных станциях обнаружены пестициды от 0 до 5 наименований, что говорит о значительной вариабельности данного вида загрязнения. Помимо качественного, значительно различался и количественный состав пестицидного загрязнения, что нашло отражение в больших значениях дисперсии. В осенний сезон в течение 3 лет наблюдения не были выявлены дифлуфеникан, ипродион и пенцикурон.

Неравномерность пестицидного загрязнения различных участков прибрежной акватории Азовского моря отражается в частоте обнаружения конкретного пестицида в общей массе проб, что также является информативным показателем того, насколько конкретное вещество может считаться приоритетным поллютантом. Исследования показали, что в изучаемый период только незначительная часть пестицидов встречалась в воде относительно часто. В весенний сезон это: имидаклоприд, метрибузин, флумиоксазин, ципросульфамид; данные вещества встречались в 25-39% проб воды. Из веществ, которые были относительно редки или встречались единично, следует отметить дифлуфеникан, пенцикурон, тиаметоксам, фамоксадон, хизалофоп-П-этил. В осенний сезон наиболее массовыми веществами были имазалил, имазетапир, имидаклоприд, метрибузин. В этой связи, при оценке опасности загрязнения воды следует учитывать не только абсолютные значения загрязнения, но и частоту встречаемости данного вещества в различных участках акватории.

Межсезонное сравнение абсолютных значений концентраций пестицидов показало, что более значительное загрязнение отмечалось в осенний сезон по сравнению с весной. Если говорить о тенденциях, то можно отметить, что те вещества, которые более часто встречались весной, имели и большие весенние концентрации, и наоборот. Межсезонные различия в загрязнении природных вод теми или иными поллютантами и, в том числе, пестицидами могут объясняться несколькими факторами. Прежде всего — это сезонные различия поступления чужеродных веществ в водоем вместе с поверхностными и грунтовыми водами, а также с осадками. Второй фактор — сезонность применения пестицидов. Весной преобладают дождевые и послежидовые гербициды, во второй половине весны — инсектициды. В осенний сезон — различные фунгициды.

При анализе загрязнения среды обитания важно определить, каковы в этой связи будут последствия для биологических систем. В токсикологии существует целый ряд количественных показателей для каждого из возможных поллютантов, описывающих опасность для живых организмов. Такой показатель, как ПДК (предельно допустимая концентрация) описывает граничную концентрацию, ниже которой наблюдается полное отсутствие воздействия токсиканта для каждого компонента водной экосистемы при любой длительности нахождения этого вещества в водоеме. Оценка возможного негативного воздействия присутствующих в воде прибрежных акваторий Азовского моря пестицидов с учетом их токсикометрических характеристик показывает, что за период наблюдения ни в одной станции не было зафиксировано концентраций, превышающих ПДК для водоемов рыбохозяйственного пользования. Таким образом, пестицидное загрязнение воды было незначительным и не представляло угрозы для гидробионтов всех трофических уровней организации.

Однако загрязнение водного объекта в данных случаях состоит из нескольких пестицидов одновременно. Токсикологические эффекты пестицидов накладываются друг на друга, усиливая токсическое действие. Так называемый эффект аддитивности. Обнаруженные вещества различаются уровнем своей токсичности (рис. 2) и стабильности, поэтому концентрация веществ в образцах сама по себе мало информативна. Если расположить изучаемые пестициды в ряду по возрастанию их токсичности (значение ПДК), а наименьшую токсичность (имidakлоприд или тиаметоксам) принять за единицу, можно отметить неоднородность уровня токсичности веществ.

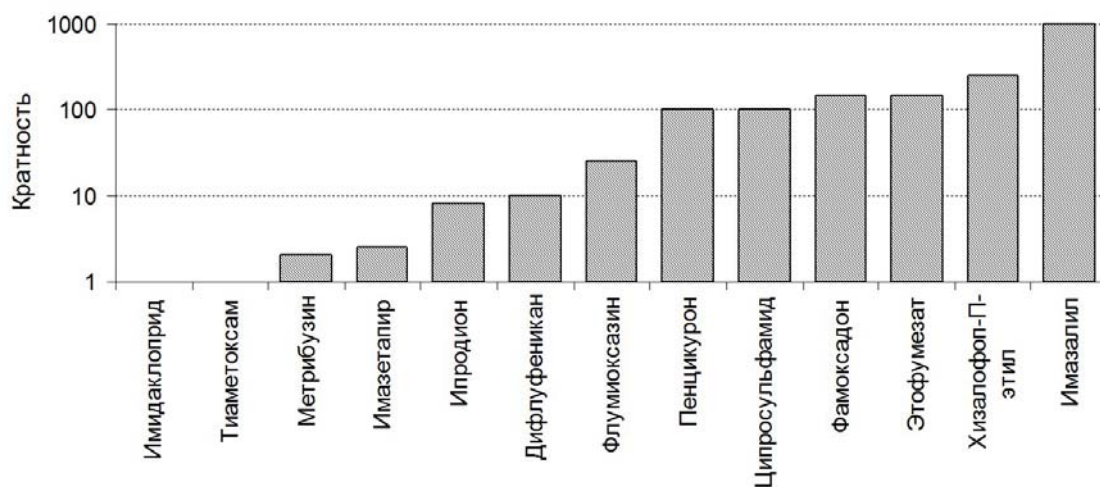


Рис. 2. Соотношение токсичности обнаруженных пестицидов по показателю ПДК.

В ситуации, когда в воде обнаруживаются вещества не только разной природы, стабильности, но и токсичности, закономерен вопрос об оценке уровня возможного токсического воздействия и, соответственно, угрозы состоянию организмов, обитающих в этих условиях. Для проведения анализа токсичности воды, загрязненной несколькими пестицидами, следует стандартизировать полученные данные. В токсикологии количественной мерой токсичности веществ могут выступать различные показатели: пороговые концентрации, ПДК, те или иные летальные концентрации. Для оценки степени опасности комбинированного действия химических агентов, обладающих аддитивным эффектом, применяется формула А.Г. Аверьянова (Кустов и др., 1975): $C_{общ} = \sum(C_i / ПДК_i)$, где: $C_{общ}$ — суммарная относительная токсичность образца, C_i — обнаруженная концентрация токсиканта, $ПДК_i$ — значение ПДК для данного вещества. Данная формула учитывает фактические концентрации химических веществ, обнаруженных в воде, к их предельно допустимым концентрациям. В этом случае суммарная относительная токсичность отражает степень негативного

влияния комплексного загрязнения для всей водной экосистемы. Среда считается не токсичной, если $C_{общ}$ будет меньше 1.

Исследование токсичности обнаруженных в воде пестицидов по отношению к ПДК показало, что основным фактором, определяющим общую токсичность среды обитания, являлись не абсолютные значения концентраций (табл. 1), а индивидуальная токсичность пестицидов, обнаруженных в пробах (табл. 2). В частности, наличие в пробах чрезвычайно токсичного пестицида имазалила определяло межсезонные различия токсичности воды Азовского моря. Следует указать, что за весь период наблюдения ни в одной станции не было отмечено суммарной токсичности больше 1, что может характеризовать воду прибрежной зоны Азовского моря как нетоксичную по фактору пестицидного загрязнения.

Таблица 1. Массовая доля каждого изучаемого вещества в суммарной массе, обнаруженных в воде пестицидов, %.

Наименование пестицида	2010 г.		2011 г.		2012 г.	
	Весна	Осень	Весна	Осень	Весна	Осень
Дифлуфеникан	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Имазалил	0.00	51.42	0.00	51.42	0.00	8.11
Имазетапир	5.75	6.10	5.75	6.10	23.11	6.56
Имидаклоприд	13.94	24.69	13.94	24.69	48.48	5.02
Ипродион	0.00	0.00	0.00	0.00	1.89	0.00
Метрибузин	14.13	1.71	14.13	1.71	19.32	37.45
Пенцикурон	0.00	11.22	0.00	11.22	0.38	0.00
Тиаметоксам	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Фамоксадон	2.82	1.17	2.82	1.17	1.14	0.00
Флумиоксазин	14.76	0.00	14.76	0.00	0.76	0.39
Хизалофоп-П-этил	40.17	1.59	40.17	1.59	0.00	37.84
Ципросульфамид	5.20	0.00	5.20	0.00	3.03	4.25
Этофумезат	0.00	0.00	0.00	0.00	1.89	0.39

Таблица 2. Доля каждого изучаемого вещества в суммарной токсичности пестицидов по отношению к показателю ПДК в пробах воды, %.

Наименование пестицида	2010 г.		2011 г.		2012 г.		ПДК. мкг/л
	Весна	Осень	Весна	Осень	Весна	Осень	
Дифлуфеникан	0.00	0.00	2.20	0.45	0.00	0.00	100
Имазалил	0.00	96.03	52.63	0.00	0.00	44.32	1
Имазетапир	0.12	0.03	0.31	0.55	6.03	0.09	400
Имидаклоприд	0.13	0.04	0.11	0.65	5.06	0.03	1000
Ипродион	0.00	0.00	0.15	0.00	1.46	0.00	125
Метрибузин	0.26	0.01	0.42	0.00	4.05	0.41	500
Пенцикурон	0.00	2.03	0.94	87.16	2.58	0.00	10
Тиаметоксам	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1000
Фамоксадон	3.22	0.30	2.64	2.57	19.23	0.00	7
Флумиоксазин	3.22	0.00	0.44	0.05	2.37	0.03	40
Хизалофоп-П-этил	87.35	0.72	0.00	0.00	0.00	52.29	4
Ципросульфамид	4.07	0.00	8.76	0.00	29.91	2.41	10
Этофумезат	0.00	0.00	31.41	8.56	29.31	0.43	7

Таким образом, проведенное исследование показало, что в прибрежных водах Азовского моря обнаруживается ряд действующих веществ пестицидов, применяемых в современном сельском хозяйстве. При этом загрязненность воды в осенний сезон была выше весеннего, что может объясняться особенностями сезонных гидрологических режимов и динамикой применения пестицидов в сельском хозяйстве.

Обнаруженные в течение всего периода наблюдений в воде концентрации пестицидов не превышали предельно допустимых показателей (ПДК) и, таким образом, не оказывали негативного влияния ни на один из уровней трофической цепи Азовского моря. Тем не менее, хроническое

воздействие выявленных действующих веществ даже при подпороговых концентрациях, а также кумуляция пестицидов в трофической цепи могут негативно сказаться на биоте водоема.

Качественный анализ данных пестицидного загрязнения воды на основе представлений о синергическом действии обнаруженных поллютантов показал, что во всех исследуемых районах уровень пестицидного загрязнения не отражался на функционировании таких трофических звеньев как зоопланктон, зообентос и рыбы.

Список литературы

Бугаев Л.А., Войкина А.В., Валиуллин В.А., Карпушина Ю.Э. Пестицидное загрязнение воды прибрежной зоны Таганрогского и Ясенского заливов Азовского моря в 2009-2011 гг. // Политематический сетевой электронный научный журнал Кубанского государственного аграрного университета (Научный журнал КубГАУ) [Электронный ресурс]. Краснодар: КубГАУ, 2012. №07(81).

Войкина А.В. Накопление пестицидов в компонентах экосистем Таганрогского и Ясенского заливов Азовского моря и их аддитивное воздействие на гидробионтов // Автореф. дис. канд. биол. наук. Ростов н/Д, 2013. 24 с.

Другов Ю.С., Родин А.А. Экологическая аналитическая химия. С-Пб: «Анатолия», 2002. 464 с.

Кленкин А.А., И.Г. Корпакова, Л.Ф. Павленко, З.А. Темердашев. Экосистема Азовского моря: антропогенное загрязнение. Краснодар, 2007. 324 с.

Кустов В.В., Тиунов Л.А., Васильев Г.А. Комбинированное действие промышленных ядов. М.: Медицина, 1975. 255 с.

МУ 2051-79. Унифицированные правила отбора проб сельскохозяйственной продукции, продуктов питания и объектов окружающей среды для определения микроколичеств пестицидов.

Ракитский В.Н., Синицкая Т.А. Ассортиментный индекс пестицидной нагрузки территорий в системе социально-гигиенического мониторинга // Гигиена и санитария. 2004, №5. С. 38-40.

УДК 504.064.3

БИОТЕСТИРОВАНИЕ В СИСТЕМЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА КАЧЕСТВА ВОД: РЕШАЕМЫЕ ЗАДАЧИ И УСЛОВИЯ, ОБЕСПЕЧИВАЮЩИЕ ПОЛУЧЕНИЕ ВОСПРОИЗВОДИМЫХ РЕЗУЛЬТАТОВ

Ю.С.Григорьев, Т.Л.Шашкова, Е.С.Стравинскене

Сибирский федеральный университет, 660041, г. Красноярск, Россия, gr2897@gmail.com

Биотестирование токсичности воды позволяет оперативно сигнализировать об опасности загрязнителей, попадающих в окружающую среду, что дает возможность предупредить возникновение в ней неблагоприятных экологических ситуаций. Рассмотрены требования к выполнению этого вида биологического анализа.

Ключевые слова: биотестирование, экологический мониторинг, токсичность вод, биотесты, условия проведения, воспроизводимость результатов

Биологические методы оценки состояния окружающей среды при их использовании в экологическом мониторинге наряду с традиционными приемами химического анализа позволяют более комплексно характеризовать качество этой среды. Это достигается благодаря тому, что живые организмы, реагируя сразу на все или большинство загрязнителей, позволяют оценить их реальную экологическую опасность. Методами аналитической химии, даже получив полную информацию о качественном и количественном составе ксенобиотиков в объектах окружающей среды, можно лишь приблизительно установить степень их воздействия на природные экосистемы. Это обусловлено тем, что в большинстве случаев остается неясен характер совместного действия загрязнителей, поскольку влияние каждого из них может взаимно усиливаться, подавляться или просто дополнять друг друга.

Биологический контроль загрязнения окружающей среды включает два методических подхода – это биоиндикация и биотестирование. В основе биоиндикации лежит определение состояния организмов, обитающих в исследуемой среде, тогда как биотестирование проводится с помощью специальных тест-организмов, вносимых в анализируемую среду или ее образцы. Методами биоиндикации можно установить реальную степень воздействия загрязнителей на природные экосистемы и спрогнозировать характер их изменения в будущем. Вместе с тем, дать такие заключения можно только после достаточно продолжительного периода воздействия на объект

исследования. Результаты биотестирования позволяют в более короткие сроки определить потенциальную опасность анализируемых проб воды, почвы и воздуха для окружающей среды. При этом биотесты не могут дать точный ответ на вопрос, какое воздействие выявленная токсичность стоков и выбросов окажет на водные и наземные экосистемы. Главная задача тестов на токсичность - оперативно сигнализировать о степени опасности загрязнителей и таким образом предупреждать возникновение неблагоприятных ситуаций в окружающей среде.

В Российской Федерации методы биотестирования получили наиболее широкое применение при установлении класса опасности отходов производства и потребления. В соответствии с вышедшим в 2001 году приказом №511 Министерства природных ресурсов РФ для подтверждения отнесения отходов к 5-ому классу опасности, установленному расчетным методом, из них делается водная вытяжка, которая подвергается биотестированию на токсичность. Для этого рекомендовано использовать не менее двух тест-объектов из разных систематических групп, например дафнии и инфузории, цериодафнии и бактерии или водоросли и т.п. Указано, что за окончательный результат принимается класс опасности, выявленный на тест-объекте, проявившем более высокую чувствительность к анализируемому отходу.

Трудно не согласиться с последним тезисом данного документа, однако большие сомнения вызывает тот факт, что не регламентировано положение о выборе этих двух тест-организмов. Ясно, что нет такого организма, который бы одинаково реагировал на все поллютанты и тем более на уровне ПДК. Поэтому в зависимости от выбранной пары тест-объектов результат биотестирования токсичности отхода и, следовательно, заключение о его классе опасности будут различными. С любой точки зрения это не допустимый факт. Более того, такой результат анализа компрометирует само использование биотестирования, как наиболее адекватного методического приема при определении возможного вреда отхода для окружающей среды и установлении его класса опасности.

Нам представляется, что решить эту проблему можно конкретно указав в нормативном документе, какие 2 или 3 биотеста надо применять при назначении класса опасности отходов. В понятие биотест должно входить название тест-организма и способ (тест-функция) оценки его состояния в токсикологическом эксперименте. Использование таких референтных методов позволит унифицировать процедуру биотестирования не только при установлении опасности отходов, но и при определении токсичности других водных сред, например, природных и сточных вод. Весь ассортимент других биотестов следует применять при выполнении скрининговых исследований, а также при проведении экспертизы проб воды в спорных ситуациях.

Назначаемые референтные методы, с помощью которых дается окончательное заключение о качестве воды, должны отвечать целому ряду требований. Используемые тест-организмы, на наш взгляд, должны не только принадлежать разным систематическим группам, но и разным трофическим уровням. Это позволит оценить возможное воздействие загрязнителей сразу на несколько звеньев водных экосистем.

Для получения воспроизводимых результатов биотестирования, выполняемых в разных лабораториях, все условия его проведения должны быть максимально стандартизированы. К ним относятся световой и температурный режимы, газообмен и состав культивационных сред. К сожалению, на практике все эти требования далеко не всегда строго выдерживаются, поскольку многие лаборатории не оснащены оборудованием для обеспечения климат-контроля при культивировании тест-организмов и проведении биотестирования. Относительно газообмена следует указать, что при выращивании автотрофных организмов (водорослей) необходимо не только обеспечить достаточное количество углекислого газа в культивационных средах, но и равное его содержание в контрольных и опытных пробах. Для гетеротрофных организмов точно такие же требования предъявляются к кислороду.

Что касается культивационных сред, то для рачковых биотестов обычно используется отстоянная водопроводная вода. Поскольку в большинстве регионов источником водоснабжения являются природные воды, состав которых значительно различается, то и тест-организмы при проведении биотестирования в этих средах могут находиться в неравных условиях. В результате взаимодействия загрязняющих веществ с компонентами природных вод токсические свойства поллютантов будут проявляться по-разному. Питательные среды, применяемые при культивировании водорослей и других тест-организмов, также могут в той или иной степени изменять биодоступность токсикантов и таким образом влиять на результаты биотестирования. В этой связи уже давно стоит вопрос о нормировании культивационных сред при биотестировании.

Причиной недостаточной воспроизводимости биотестов может быть и значительная сложность в подготовке и проведении таких анализов. При выполнении большого числа этапов токсикологического эксперимента, включающих покомпонентное внесение питательных элементов в

среды, соблюдение требований стерильности и др., могут быть допущены ошибки по причине утомления персонала. Решение этой проблемы видится в упрощении самих методик и автоматизации основных процедур в биотестировании.

Важным параметром, влияющим на результаты биотестирования, является его длительность. Считается, что чем дольше тест-организм находится в контакте с анализируемой пробой, тем сильнее проявится токсическое действие содержащихся в нем поллютантов. Часто это так и происходит, однако в ряде случаев большие времена экспозиции могут не дать ожидаемого результата. Дело в том, что тест-организмы, находящиеся в пробе воды, помещенной в замкнутый и ограниченный объем, будут испытывать реальное воздействие токсикантов только в первое время. В последующем, когда большая часть токсических веществ из пробы поглотится организмами и их концентрация в воде снизится вплоть до нулевых значений, продолжение токсикологического эксперимента не приведет к усилению токсического воздействия. Для минимизации данного эффекта надо, чтобы соотношение объема анализируемой пробы к количеству вносимых в него тест-организмов было как можно большим. Тогда, благодаря большому числу молекул, доступных каждому из присутствующих в пробе организмов, токсическое действие загрязнителей будет более значительным. Следует также указать, что при длительном экспонировании могут изменяться физико-химические свойства самой пробы воды, а увеличение сроков выполнения анализа не позволяет оперативно реагировать на возникающие экологические проблемы.

В этой связи хотелось бы также высказать свои соображения относительно понятий острый и хронический опыт в биотестировании. Классически острый эксперимент предполагает установление токсического действия в короткий период времени, тогда как хроническое воздействие выявляется после длительного периода наблюдений. Такой критерий деления этих двух методических приемов подходит при работе с теми тест-объектами, у которых токсический эффект в первом случае определяется по показателю их выживаемости, а во втором - по изменению плодовитости. В это деление не укладываются водорослевые биотесты, поскольку в обоих вариантах опыта токсичность воды обычно оценивается по изменению роста численности клеток водоросли, т.е. их продукционный потенциал. Более того, высокая скорость роста некоторых видов водоросли при создании оптимальных условий позволяет уже в первые сутки получать 5 и более поколений клеток (увеличение их численности в несколько десятков раз). В этом случае существующий критерий деления токсикологических процедур, по-видимому, теряет смысл. На наш взгляд острый и хронический эксперименты в биотестировании правильнее различать не только по их длительности, но и потому в каком поколении тест-организмов выявляется токсическое действие пробы воды. Если оно обнаруживается в первом поколении, то это острая токсичность, если в последующих – то хроническая. Тогда для водорослевых биотестов острая токсичность должна выявляться не по воздействию на рост тест-культуры водоросли, а по изменению функционального состояния ее клеток, например, их фотосинтетической активности. Учитывая высокие продукционные характеристики данных тест-организмов, оба вида токсичности можно установить в течение одних - двое суток.

При биотестировании на водорослях токсичности сточных и загрязненных природных вод в ряде случаев наблюдается стимуляция их роста. Главная причина этого состоит в повышенном содержании в таких водах органических веществ, доступных для тест-организма. В результате перехода водорослевых клеток на миксотрофный тип питания, эти загрязнители повышают продукционную активность тест-организма. Для природного водоема поступление органических веществ, вызывая его эвтрофикацию, может сопровождаться таким неблагоприятным явлением, как «цветение» воды. Поэтому при обнаружении эффекта стимуляция при биотестировании воды на водорослях эти воды надо рассматривать как потенциально опасные и, следовательно, токсичные.

Таким образом, биотестирование токсичности воды, в первую очередь позволяет оперативно сигнализировать об опасности загрязнителей, которые сбрасываются в окружающую среду, и тем самым дает возможность предупредить возникновение в ней неблагоприятных экологических ситуаций. При этом проведение такого рода биологического анализа должно соответствовать целому ряду требований и условий выполнения.

ОЦЕНКА ВЛИЯНИЯ КАЛИНИНСКОЙ АЭС НА КАЧЕСТВО ВОДЫ И ФИТОПЛАНКТОН ВОДОЕМОВ-ОХЛАДИТЕЛЕЙ ПЕСЬВО И УДОМЛЯ

И.Л. Григорьева¹, А.Б. Комиссаров¹, О.А. Липатникова², С.А. Серяков³

¹Иваньковская НИС Института водных проблем РАН
171251 г. Конаково, Тверская обл., Россия, Irina_Grigorieva@list.ru

²Московский государственный университет имени М.В.Ломоносова
119991 г. Москва, Россия, lipatnikova_oa@mail.ru

³ОАО «Концерн Росэнергоатом» филиал «Калининская атомная станция»
171841, г. Удомля, Тверская обл., Россия, sseryakov@mail.ru

В работе оценивается современное состояние качества воды и сообществ фитопланктона водоемов-охладителей Калининской АЭС по результатам гидрохимических и гидробиологических исследований в сентябре 2010 и в феврале-мае 2014 гг. Показано, что повышенные концентрации отдельных загрязняющих веществ в воде водоемов-охладителей определяются природными факторами и поступлением бытовых стоков от очистных сооружений г. Удомли. Оценка качества воды по индексу сапробности свидетельствует об умеренном загрязнении водоемов в результате поступления сточных вод от г. Удомли и Калининской АЭС.

Ключевые слова: водоемы-охладители, Калининская АЭС, гидрохимический режим, качество воды, фитопланктон, тяжелые металлы, индекс сапробности

Калининская атомная электростанция расположена на севере Тверской области, примерно в 120 км от города Тверь. Площадка АЭС находится на южном берегу озера Удомля около одноименного города, в 2.7 км восточнее оз. Песьво. Озера соединены между собой прорезью и используются для технического водоснабжения и охлаждения систем АЭС.

Станция состоит из четырёх энергоблоков, с реакторами типа ВВЭР-1000, электрической мощностью 1000 МВт, которые были введены в промышленную эксплуатацию в 1985, 1987, 2005 и 2012 годах.

Морфометрические характеристики озер представлены в таблице 1.

Таблица 1. Морфометрическая характеристика озер Удомля и Песьво [1]

Озеро	Высота над уровнем моря, м	Площадь, км ²	Объем воды, млн. м ³	Длина, км	Ширина, км	Наиб. глубина, м	Средняя глубина, м
Удомля	154.7	10.1	100	7.4	3.2	30	10
Песьво	154.7	6.6	17.8	4.3	3.0	5.2	2.7

Макрокомпонентный состав вод водоемов-охладителей (табл. 2-4) был определен методами объемного титрования и потенциометрии в гидрохимической лаборатории Иваньковской научно-исследовательской станции Института водных проблем РАН. Для анализа микрокомпонентов использовали масс-спектрометрический метод с индуктивно связанной плазмой (ИСП-МС). Измерения проводились на одноколлекторном масс-спектрометре ELEMENT 2 фирмы Thermo Finnigan на кафедре геохимии геологического факультета МГУ. Были определены содержания Fe, Mn, Cd, Zn, Pb, Co, Cu, Ni и редкоземельных элементов (REE). Результаты представлены в таблице 5.

Численность фитопланктона определяли путем подсчета клеток в камере «Учинская-2» (аналог камеры Ножотта) объемом 0.01 мл. Оценка биомассы проводилась счетно-объемным методом (приравнивание форм водорослей к геометрическим фигурам; объемы сложных клеток разбивались на простые). Для всех видов рассчитывали индивидуальные объемы [2]. Расчет индекса сапробности проводили на основании системы Пантле–Букка в модификации Сладечека [3].

Исследования показали, что по классификации О.А. Алекина [4] воды озер Удомля и Песьво относятся к гидрокарбонатному классу кальциевой группы. Минерализация вод в период исследования составляла 209–373 мг/дм³ (табл. 2). Наиболее высокие значения минерализации были зафиксированы в апреле 2014 г. в районе выпуска сточных вод г. Удомля.

Величина рН, одного из важнейших показателей качества вод, от которой зависит развитие и жизнедеятельность водных растений, устойчивость различных форм миграции элементов, агрессивное действие воды на металлы и бетон и т.д., в основном, не выходила за пределы допустимых значений (6.5-8.5) для водоемов рыбохозяйственного назначения (табл. 3). Повышенные значения рН (до 8.7) отмечались в мае месяце 2014 г. и, по всей видимости, связаны с развитием фитопланктона при прогреве воды свыше 20°C.

Таблица 2. Солевой состав воды озер Песьво и Удомля (минимум/максимум, мг/дм³)

Показатель	оз. Песьво	оз. Удомля	ПДК _{рыб}
Гидрокарбонаты, HCO ₃ ⁻	159/220	134/ 177	-
Кальций, Ca ²⁺	36/67.3	36/ 52	180
Магний, Mg ²⁺	5.5/14.6	5.2/14	40
Натрий и Калий, Na ⁺ + K ⁺	2.3/ 11	1.8 /12.3	-
Сульфаты, SO ₄ ²⁻	3.7/ 24.2	2.0/18.1	100
Хлориды, Cl ⁻	6.0/ 22.4	6.0/ 9.2	300
Минерализация	224/373	209/ 269	-

Превышение значений ПДК_{рыб} такими показателями как цветность и перманганатная окисляемость (табл. 3) является свидетельством поступления в озера органических веществ, в основном, природного происхождения, что хорошо согласуется с данными исследований предыдущих лет [1].

Таблица 3. Физико-химические характеристики и показатели содержания органического вещества водных масс озер Песьво и Удомля (минимум/ максимум)

Показатель	Единица измерения	оз. Песьво	оз. Удомля	ПДК _{рыб}
pH	ед. pH	7.1/ 8.7	6.79/ 8.7	6.5-8.5
Мутность	мг/дм ³	0.8/ 5.1	2.6/ 40.5	-
Кислород растворённый	мгО ₂ / дм ³	7.8/16.0	7.1/ 11.9	Не менее 6 летом, не менее 4 - зимой
Насыщение кислородом	%	75.8/154.4	80.4/125.1	100
Цветность	градусы Pt-Co шкалы	35/ 111	44/161	-
Перманганатная окисляемость (ПО)	мгО/дм ³	11.4/16	13/18	-
БПК ₅	мгО ₂ /дм ³	0.3/4.3	0.5/2.4	2.0

Значения мутности, в основном, были невысокими (табл. 3). Кислородный режим в озерах благоприятный, зафиксированные значения растворенного кислорода были во всех точках наблюдений выше допустимого значения в 6 мг/дм³ в теплый период и свыше 4 мг/дм³ - зимой (табл. 3). Перенасыщение воды кислородом отмечалось в весенний период.

Высокие значения БПК₅ (4.3 мгО₂/дм³), превышающие ПДК (2.0 мг/дм³) для рыбохозяйственных водоемов были зафиксированы в апреле 2014 г. в районе выпуска сточных вод от г. Удомля.

Концентрации биогенных элементов в большинстве точек наблюдений были невысокими и не превышали ПДК_{рыб} (табл. 4), за исключением аммонийного азота. Концентрации аммонийного азота, превышающие ПДК_{рыб} и на уровне ПДК_{рыб}, были зафиксированы в оз. Песьво и в протоке между озерами. В оз. Удомля наблюдались более низкие концентрации, по сравнению с оз. Песьво. Такое повышение содержания аммония в воде может быть связано со сбросом коммунально-бытовых сточных вод МУП ЖКХ г. Удомли в южной части оз. Песьво.

Таблица 4. Концентрации биогенных элементов в воде озер Песьво и Удомля (минимум/ максимум)

Показатель	Единица измерения	оз. Песьво	оз. Удомля	ПДК _{рыб}
Фосфор минеральный, P _{мин.}	мг P/дм ³	0.018/0.593	0.009/0.075	-
Фосфор общий, P _{общ.}	мг P/дм ³	0.052/0.698	0.043/0.138	-
Азот аммония, NH ₄ ⁺	мг N/дм ³	0.35/3.11	0.26/1.00	0.4
Азот нитритов, NO ₂ ⁻	мг N/дм ³	0.003/ 0.055	0.002/0.009	0.02
Азот нитратов, NO ₃ ⁻	мг N/дм ³	0.20/2.98	0.20/0.68	9,1
Кремний, Si	мг/дм ³	1.4/ 3.6	0.9/3.9	-

Анализ микрокомпонентного состава вод озер-охладителей (табл. 5) показал, что только для меди и цинка наблюдается превышение ПДК_{рыб}.

Таблица 5. Микрокомпонентный состав воды озера Песьво и Удомля (в числителе – минимум и максимум, в знаменателе – среднее), по [5, 6]

Ингредиент	Значение, мг/дм ³	ПДК _{рыб}
Железо	$\frac{0.02-0.15}{0.027}$	0.1
Кадмий	$\frac{0.00001-0.00024}{0.00002}$	0.005
Кобальт	$\frac{0.00004-0.00009}{0.00004}$	0.01
Марганец	$\frac{0.0006-0.0109}{0.0007}$	0.01
Медь	$\frac{0.029-0.038}{0,031}$	0.001
Никель	$\frac{0.0062-0.0068}{0.0065}$	0.01
Свинец	$\frac{0.00008-0.00135}{0.00014}$	0.006
Цинк	$\frac{0.0022-0.0239}{0.0057}$	0.01

По каждому из изученных микроэлементов была построена карта распределения. Для выявления взаимосвязи в распределении изучаемых металлов вычислена матрица коэффициентов парной корреляции и построена корреляционная дендрограмма, на основании которой все элементы разделились на 4 группы: Mn-Fe-Co-REE, Cd-Pb, Cu-Ni и отдельно Zn. Распределение в водах ТМ, принадлежащих одной группе, имеет сходный характер. На основании построенных карт были выявлены 4 области, в которых наблюдается повышение концентраций большинства изученных ТМ. Первая область повышения концентраций Fe, Mn, Co, Ni и REE в западной части оз. Песьво, вероятно, связана с проходящим поблизости железнодорожным полотном. Вторая область (Pb, Cd) приурочена к северной части оз. Удомля и, скорее всего, связана с влиянием асфальтовой дороги, пролегающей в непосредственной близости. Третий максимум, характеризующийся повышением концентраций Fe, Co и REE, расположен в районе перешейка между основной акваторией оз. Удомля и его северной частью. Объяснить причины его возникновения пока не удалось. Четвертый максимум связан с повышением концентраций Ni и Cu в южной части оз. Удомля. Возможно, это объясняется тем, что для Ni и Cu одной из форм существования в природных водах являются органоминеральные комплексы с фульвокислотами, а данный участок заболочен, т.е. количество растворенной органики здесь выше, чем на остальной территории озера.

Основу фитопланктона формировали в основном водоросли трёх отделов – зелёные, криптофитовые и диатомовые. Численность и биомасса фитопланктона изменялись в широком диапазоне - от 692 тыс. кл/л. до 3 164 тыс. кл/л и от 0.551 мг/л до 1.852 мг/л соответственно. Наибольшие значения численности и биомассы фитопланктона наблюдались в районе поступления сточных вод от АЭС. В целом, фитопланктон оз. Песьво отличался большими, по сравнению с фитопланктоном оз. Удомля, величинами численности и биомассы. Доминирующими видами, как по численности, так и по биомассе практически на всех станциях наблюдений были *Aulacoseira granulata* и *Cryptomonas ovata*.

Индекс сапробности в воде озера изменялся от 2.08 (оз. Песьво, напротив выпуска ОСВ) до 2.31 (оз. Песьво, Митрошинский ж/д переезд), что говорит об умеренном загрязнении воды озёра, которая относится к бета-мезосапробной зоне.

Исследования гидрохимического и гидробиологического (фитопланктон) режимов озера Песьво и Удомля осенью 2010 г. и в феврале-мае 2014 г. не выявили значительного загрязнения водных масс водоемов такими элементами как сульфаты, хлориды, биогены и тяжелые металлы. Повышенные концентрации аммонийного азота и общего фосфора отмечены в месте выпуска сточных вод от г. Удомля. Повышенные значения цветности, перманганатной окисляемости, высокие концентрации меди и цинка в воде водоемов определяются природными факторами, в частности значительной заболоченностью, прилегающих территорий и водосборов притоков. Стоит отметить, что по результатам проведенных исследований непосредственно к Калининской АЭС не приурочена ни одна из областей повышенных концентраций исследованных ТМ.

Оценка качества воды по индексу сапробности свидетельствует об умеренном загрязнении водоемов в результате поступления сточных вод г. Удомли и Калининской АЭС.

Список литературы

1. География Удомельского района//под общей ред. к.г.-м.н. Б.К.Виноградова. Тверь:РИУ Тверского университета, 1999. 356 с.
2. Кузьмин Г.В. Фитопланктон: видовой состав и обилие//Методика изучения биогеоценозов внутренних водоёмов. М.: 1975. С. 73-78.
3. Sladeczek V. System of water quality from biological point of view//Ergebn. der Limnol. N. 7. Arch. fur Hydrobiol. Beiheft. 7. – 1973. – P. 1-218.
4. Алекин О.А. Основы гидрохимии. Л.:Гидрометеиздат, 1970. 413 с.
5. Черных И.С., Липатникова О.А. Закономерности распределения микроэлементов в поверхностных водах озер-охладителей Калининской АЭС//Сб. научн. трудов «Актуальные проблемы экологии и природопользования», Вып. 15. М.: РУДН, 2013. С. 376-380.
6. Григорьева И.Л., Комиссаров А.Б., Ланцова И.Л., Липатникова О.А., Серяков С.А. Оценка современного состояния качества воды водоемов-охладителей Калининской АЭС//Промышленное и гражданское строительство, 2014, №2. С. 66-69.

УДК 574.633.587

СРАВНИТЕЛЬНАЯ ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДОТОКОВ И ВОДОЕМОВ БАСЕЙНА Р. ТЫМЬ (О-В САХАЛИН) ПО СТРУКТУРНЫМ ХАРАКТЕРИСТИКАМ СООБЩЕСТВ ЗООБЕНТОСА

Д.С. Даирова

*Сахалинский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства и океанографии (СахНИРО)
6930023, Южно-Сахалинск, Россия, dairova3110@mail.ru*

Впервые проведено изучение структурных характеристик зообентоса как биотической компоненты в оценке состояния экосистемы р. Тымь и ее притоков, дана оценка качества воды и экологического состояния с использованием различных методов биоиндикации.

Ключевые слова: р. Тымь, зообентос, качество воды, биоиндикация.

Река Тымь – наиболее значительная водная артерия острова Сахалин. Река берет начало на южном склоне горы Лопатина (1609 м) Набильского хребта в системе Восточно-Сахалинских гор, в среднем течении протекает по заболоченной Тымь-Поронайской низменности, впадает в Ныйский залив Охотского моря [4].

Цель работы – на основе анализа структурных характеристик бентосных сообществ оценить экологическое состояние и качество воды водотоков и водоемов бассейна р. Тымь.

Отбор проб макрозообентоса осуществлялся в водотоках и водоемах бассейна р. Тымь на небольшой глубине бентометром Леванидова (0.12 м²), глубже пробы отбирались малым дночерпателем Ван-Вина (0.025 м²). Отобранные пробы фиксировались 4 % формалином. Исследования проводились в эпиритрали р. Тымь (BR1), мезоритрали (BR2), метаритрали (BR3, BR5), а также в типичных для метаритрали небольших глинистых протоках (BR4) и в пойменном озере (BL1). В эпиритрали отбор проб производился на руч. Угловой; в мезоритрали – в основном русле р. Тымь в верхнем течении; в метаритрали – выше с. Зональное и в нескольких километрах ниже с. Иркир; в глинистых протоках пробы отбирались ниже детского дома у с. Кировское.

Для оценки качества воды были использованы традиционные индексы, используемые в системе биоиндикации: индекс сапробности Панле-Букка [6] в модификации Сладечека (**S**) [8]; Биотический индекс Вудивисса (**BI**) [2]; индекс Гуднайта-Уитлея в модификации Пареле (**D_I**) [3]; индекс видового разнообразия Шеннона-Уивера (**H**) [7], который был применен для оценки качества воды согласно градации чистоты вод В.А. Яковлева (1998); индекс Е.В. Балушкиной (**K**) [1].

Полученные данные по состоянию донных сообществ позволили оценить различными методами качество воды и экологическое состояние водоемов и водотоков р. Тымь. Ниже приведены результаты расчетов различных индексов для каждого из исследованных разрезов реки (таблица 1). Рассмотрим динамику качества воды по продольному профилю реки с использованием Биотического индекса (**BI**). Качество воды исследуемых участков согласно значениям **BI** можно охарактеризовать следующим образом: от эпиритрали до метаритрали, включая глинистые протоки, значения **BI** находится в диапазоне от 7 до 9 баллов, что позволяет согласно градации качества вод охарактеризовать исследуемые воды как «чистые» (II класс). Воды пойменного озера оцениваются в основном как «умеренно-загрязненные», что соответствует III классу качества вод (таблица).

Таблица. Сравнительная оценка методов биоиндикации по структурным характеристикам сообществ зообентоса

Разрезы	Руководящие виды и группы	Биотический индекс (BI)		Индекс Шеннона-Уивера (H)		Олигохетный индекс Гуднайта-Уитлея в модификации Пареле (D ₁)		Индекс Е.В. Балушкиной (K)	
		баллы	Класс качества воды	Значение индекса	Класс качества воды по В.А. Яковлеву (1998)	Значение индекса	Класс качества воды	Значение индекса	Класс качества воды
Эпиритраль – ручей Угловой									
BR 1	<i>Baetis (B.) sp.</i> , <i>Brachycentrus (O.) americanus</i> , <i>Cinygmula sapporensis</i> , <i>Suwallia sp.</i>	8	II	2.81	I- II	7.1	I	0.52	II
Мезоритраль р. Тымь									
BR 2	<i>Baetis (B.) sp.</i> , <i>Tvetenia gr. bavarica</i> , <i>Chaetocladius sp.</i> , <i>Rheotanytarsus curtistylus</i>	8	II	3.21	I- II	6.7	I	0.37	II
Верхний участок метаритрали р. Тымь									
BR 3	<i>Simulium sp.</i> , <i>Cinygmula sapporensis</i> , <i>Orthocladius (E.) abiskoensis</i> , <i>Orthocladius (E.) thienemanni</i> , <i>Orthocladius (M.) frigidus</i> , <i>Diamesa leona</i> , <i>Eukiefferiella sp.</i>	9	II	3.37	I- II	0.2	I	0.84	II
Нижний участок метаритрали р. Тымь									
BR 5	<i>Baetis (B.) sp.</i> , <i>Rhithrogena (R.) gr. lepnevae</i> , <i>Orthocladius (O.) gr. saxicola</i> , <i>Orthocladius (O.) setosus</i> , <i>Orthocladius (M.) frigidus</i>	9	II	3.17	I- II	6.1	I	0.27	II
Глинистые протоки метаритрали р. Тымь									
BR 4	<i>Oligochaeta</i> , <i>Polypedilum (s.str.) laetum</i>	7	II	2.29	II- III	31.3	II- III	5.08	III
Пойменное озеро р. Тымь у п. Чир-Унвд									
BL 1	<i>Oligochaeta</i> , <i>Glyptotendipes gr. paripes</i> , <i>Polypedilum (P.) sordens</i> , <i>Tanytus kraatzi</i> , <i>Chironomus gr. plumosus</i> , <i>Ceratopogonidae</i>	6	III	1.73	IV	57.5	IV	3.94	III

Значения Биотического индекса (*BI*) достаточно хорошо согласуются со значениями индекса Балушкиной (*K*), исключением являются глинистые протоки, отнесенные согласно хирономидному индексу к III классу, т.е. по степени загрязнения они являются «умеренно-загрязненными».

Значения олигохетного индекса Гуднайта-Уитлея в модификации Пареле (*D_I*) и индекса Шеннона-Уивера (*H*) характеризуют воды эпиритрали (BR1), мезоритрали (BR2), метаритрали (BR3, 5) как «очень чистые» и «чистые» (I-II класс). Глинистые протоки следует отнести к категории «чистых» и «умеренно-загрязненных» вод, что соответствует II-III классу, а пойменное озеро – к категории «грязных» вод (IV класс). Следует отметить, что значения Биотического индекса (*BI*) и индекса Балушкиной (*K*), рассчитанные по показателям зообентоса показывают сходные результаты оценки качества воды.

Сравнительный анализ приведенных выше методов биоиндикации показал, что они являются достаточно информативными и показывают согласованность результатов при оценке качества воды и экологического состояния водоемов и водотоков бассейна р. Тымь. Результаты проведенных исследований расширяют представления о структурно-функциональных особенностях лотических, лентических систем и о современном экологическом состоянии водотоков и водоемов о-ва Сахалин. Полученные данные могут быть использованы при составлении прогнозов, разработке рекомендаций для районирования различных участков р. Тымь по оценке их биологической продуктивности, для анализа кормовой обеспеченности рыб-бентофагов, а также при планировании природоохранных мероприятий. Данные о структуре бентосных сообществ в районах исследования могут служить основой для многолетнего мониторинга донной фауны бассейна р. Тымь. Кроме того, они могут быть использованы при проведении экологических экспертиз при строительстве и эксплуатации промышленных объектов и для определения ущерба, наносимого рыбным ресурсам при эксплуатации водозаборных сооружений, прокладке и ремонте трубопроводов и других видов хозяйственной деятельности.

Автор благодарен сотрудникам лаборатории Гидробиологии ФГУП «СахНИРО»: зав. лабораторией Гидробиологии, к.б.н. В.С. Лабаю, н.с. Л.А. Живоглядовой, м.н.с. Н.В. Куриловой, принимавшим участие в сборе и камеральной обработке материала.

Список литературы

1. Балушкина Е.В. Функциональное значение личинок хирономид в континентальных водоемах. – Л.: Наука, 1987. – 179 с.
2. Вудивисс Ф. Биотический индекс р. Трент. Макробеспозвоночные и биологическое обследование // Научные основы контроля качества поверхн. вод по гидробиол. показателям: Тр. советско-английского семинара. – СПб.: Гидрометеиздат, 1977. – С. 132-161.
3. Пареле Э.А. Олигохетофауна устьевого района реки Даугава в условиях загрязнения // Факторы самоочищения устьевого района р. Даугавы. – Рига: Зинатне, 1974. – С. 106-121.
4. Ресурсы поверхностных вод СССР. Т.18, вып.4: Дальний Восток. Сахалин и Курилы / Под. ред. М.Г. Васильковского / Сах. упр. гидромет. службы. – Л.: Гидрометеиздат, 1973. – 262 с.
5. Яковлев В.А. Оценка качества поверхностных вод Кольского Севера по гидробиологическим показателям и данным биотестирования (практические рекомендации). – Апатиты, 1998. – 27 с.
6. Pantle R. Buck H. Die biologische Überwachung der Gewässer und Darstellung der Ergebnisse // Gas- und Wasserfach, 1955. – В. 96. – N 8. – S. 1-604.
7. Shannon C.E., Weaver W. The Mathematical Theory of Communication. – Urbana (Illinois): Univ. of Illinois Press, 1963. – 345 p.
8. Sladeczek V. System of water quality from the biological point of view // Arch. Hydrobiol., Beiheftz., Ergebnisse der Limnol, 1973. – Bd. 7. – S. 1-218.

УДК 543.97

ПЕРСПЕКТИВЫ ПРИМЕНЕНИЯ МЕТОДА БИОТЕСТИРОВАНИЯ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ КРЕСС-САЛАТА ДЛЯ МОНИТОРИНГА И КОНТРОЛЯ ПРЭСНОВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ.

Д.В. Зейферт, И.Х. Бикбулатов, И.В. Овсянникова

*Филиал ФГБОУ ВПО Уфимского государственного нефтяного технического университета
453118 Стерлитамак, пр. Октября, Россия, dseifert@mail.ru*

Рассмотрены результаты фитотестирования различных природных и антропогенных водных объектов с использованием кресс-салата: природные и сточные воды, растворы химических веществ, растворы фармпрепаратов при их попадании в окружающую среду, табак, табачный пепел и др.

Использование кресс-салата в качестве референтного биотеста при определении токсичности различных природных и техногенных сред, позволяет, в силу простоты и дешевизны анализа, а также использования специалистов, не имеющих особой квалификации (преимущественно студентов), увеличить сеть пунктов наблюдений, частоту пробоотбора и соответственно повысить точность экологических прогнозов.

Ключевые слова: фитотестирование, кресс-салат, экологический мониторинг, экологический контроль.

В IV части перечня методик, внесённых в государственный реестр методик количественного химического анализа «Токсикологические методы контроля» используются два прибора «Биотестр» и «Эколюм», активные бактерии (по терминологии авторов методик), половые клетки млекопитающих *in vitro*, водоросль *Chlorella vulgaris* Beijer, инфузория туфелька *Paramecium caudatum* Ehrenberg, ракообразные: *Artemia salina* L, *Daphnia magna* Straus и цериодафни. В 2013 году в данном перечне появилась разработанная нами методика ПНД Ф Т 14.1:2:4.19-2013 «Методика определения токсичности питьевых, грунтовых, поверхностных и сточных вод, растворов химических веществ по измерению показателей всхожести, средней длины и среднего сухого веса проростков семян кресс-салата (*Lepidium sativum*)» [1]. Статистическую обработку данных проводили с использованием стандартных методов по программе «Statistica-5.0 for Windows». В чём же принципиальное отличие применённого нами подхода? Как правило, использование вышеперечисленных тест-объектов требует поддержания лабораторных культур вышеперечисленных организмов в оптимальных условиях существования [2]. Практика показывает, что даже генетически однородные культуры лабораторных тест-объектов в процессе адаптации в условиях существования в различных лабораториях существенно модифицируют свои токсикологические параметры, что влечёт за собой снижение точности измерений. В случае кресс-салата используются результаты всхожести семян, средней длины проростка и среднего сухого веса проростков в трёх модификациях с учётом условий проведения экспериментов.

В первой модификации (для оценки особо важных параметров) используются ростовые камеры с заданными и точно регулируемой температурой и фотопериодом. В наибольшей степени для этого подходят ростовые камеры фирмы BINDER (Германия) KBW-240.

Во второй модификации анализ проводится в помещении при комнатной температуре. Недостатком данной модификации является снижение точности измерений, а достоинством – осуществление большего числа измерений за единицу времени, чем в первой модификации.

В третьей модификации анализ проводится в природных условиях (на веранде или в не отапливаемом помещении) в вегетационный период. В данной модификации не предусмотрено определение среднего сухого веса (см. рис. 1).

Данная методика основана на методах экологической диагностики и испытана на следующих природных и техногенных объектах: природные и сточные воды, растворы химических веществ, растворы фармпрепаратов при их попадании в окружающую среду, табак, табачный пепел и др. [3,4].

В природных условиях в качестве экспериментального объекта нами исследовано состояние поверхностных вод, района верхнего бьефа Павловского водохранилища и эффективность работы Биологических очистных сооружений (СОЛУНИ) на разных стадиях водоочистки.[5, 6].

Показана принципиальная возможность оценки состояния поверхностных вод в пространственно-временном масштабе. [6]. В традиционных токсикологических экспериментах используется принцип «батареи тестов», когда сопоставляется токсичность пробы для разных систематических групп тест – объектов, однако, при использовании биотестирования для экологического мониторинга и контроля окружающей среды возникла необходимость в подходе с позиции принципа «единства измерений». Последний принцип требует калибровки получаемых результатов с данными физико-химического анализа и гармонизации используемых методов биотестирования на международном уровне. С этой целью нами были использованы подходы, описанные в разработанной специалистами ЕРА: Методическое руководство по общему тестированию стоков [7]. Различие в подходах заключается лишь в том, что в случае ЕРА используется концентрация в пробе анализируемых растворов (%), а в нашем случае – кратность разбавления растворов.



Рис. 1. Пример использования модификации методики для полевых условий.

Показано наличие достоверных положительных и отрицательных зависимостей между анализируемыми параметрами и кратностью разбавления проб. Отрицательная зависимость интерпретируется нами как преобладающее воздействие эвтрофикации. Отметим, что помимо биогенов в пробах могут содержаться и токсиканты, их воздействие проявляется, когда проба уже достаточно разбавленная (см. рис 2) [8].

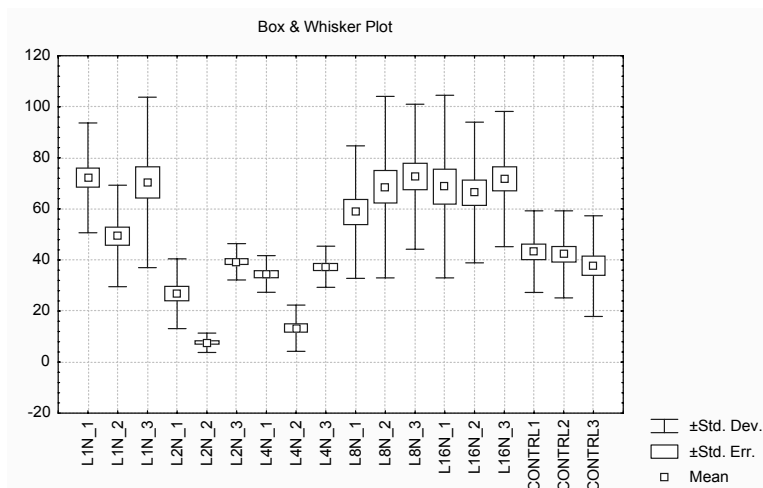


Рис. 2. Динамика средней длины проростка при разных разбавлениях на створе 2; на оси абсцисс приведены кратности разбавления в трёх повторностях, на оси ординат приведены значения средней длины проростков, мм.

Калибровка наших данных с результатами физико-химического анализа выявила обратную зависимость между средней длиной проростков и концентрацией азота аммонийного (эффект эвтрофикации) [3]. На примере поверхностных вод реки Белой в окрестностях города Стерлитамак показано, что в пробах, отобранных на различных исследованных створах и в разное время года, эти зависимости могут быть разнонаправленными, то есть возможна количественная оценка уровня эвтрофикации (см. табл. 1). Поскольку процессы эвтрофикации и токсикации поверхностных вод происходят совместно, то, скорее всего, это оценка будет являться результирующим эффектом воздействия двух или более факторов.

Использование кресс-салата в качестве референтного биотеста при определении токсичности различных природных и техногенных сред, позволяет, в силу простоты и дешевизны анализа, а так же использования специалистов, не имеющих особой квалификации (преимущественно студентов), увеличить сеть пунктов наблюдений, частоту пробоотбора и, соответственно, повысить точность экологических прогнозов.

Таблица 1. Характер зависимостей между кратностью разбавления и величинами анализируемых параметров на исследованных створах в разное время года.

номер пробы	всхожесть	длина	вес
Декабрь 2011 год			
1	0,68	-0,19	0,58
2	-0,25	0,50	0,15
3	-0,31	-0,38	0,22
4	-0,90	-0,57	-0,25
5	-0,29	-0,29	-0,19
6	-0,24	0,00	-0,14
Май 2013 год			
1	0,45	-0,15	-0,53
2	0,11	-0,13	0,3
3	-0,59	-0,05	-0,11
4	0,65	-0,27	-0,43
5	-0,19	0,26	0,35
6	0,14	-0,03	0,22
Август 2013 год			
1	0,45	0,44	-0,35
2	-0,42	0,29	-0,36
3	0,17	0,07	0,24
4	0,02	-0,22	-0,21
5	0,21	-0,22	0,05
6	0,36	-0,09	-0,33
Октябрь 2013 год			
1	-0,29	-0,54	-0,00
2	-0,04	-0,35	-0,39
3	-0,18	0,04	-0,26
4	0,41	0,13	-0,63
5	-0,14	-0,13	0,02
6	0,56	0,66	0,16

Примечание: Жирным шрифтом выделены достоверные величины коэффициентов корреляции при $P > 0,95$.

Список литературы

1. Методика определения токсичности питьевых, грунтовых, поверхностных и сточных вод, растворов химических веществ по измерению показателей всхожести, средней длины и среднего сухого веса, проростков семян кресс-салата (*Lepidium sativum*) / УГНТУ кафедра «Экологии и рационального природопользования» // ПНД Ф Т 14.1:2:4.19-2013/Москва, 2013.
2. Persoone G., Baudo R., Cotman M., Blaise C., Thompson K.Cl., Moreira-Santos M., Vولات B., Törökne A., Han T. Review on the acute *Daphnia magna* toxicity test – Evaluation of the sensitivity and the precision of assays performed with organisms from laboratory cultures or hatched from dormant eggs // Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems, 2009.- No. 393.-pp. 1-29.
3. Зейферт Д. В. Использование кресс-салата как тест-объекта при оценке токсичности природных и сточных вод Стерлитамакского промузла // Башкирский экологический вестник, 2010. - № 2.-с. 39-50.
4. Зейферт Д.В., Князева О.А., Конкина И.Г., Опарина Ф.Р., Тукумбетова Ф.Р., Уразаева А.И. Оценка фитотоксичности глюконатов и хлоридов ряда d-элементов с использованием кресс-салата (*Lepidium sativum*) // Башкирский Химический журнал, 2012.- т. 19, №4.- с. 20-23.
5. Зейферт Д.В., Овсянникова И.В., Султанов А.А., Гарифуллина И.И., Бахтиярова Л.А., Урмакаева А.Т. Перспективы применения биотестирования для оценки эффективности работы Биологических очистных сооружений // Сборник трудов Всероссийского научно-практического семинара «Применение методов биотестирования в мониторинге и контроле окружающей среды». – Уфа: УГНТУ, 2013.- с. 54-66.
6. Зейферт Д.В., Овсянникова И.В., Закирьянов Д.И., Гамерова Л.М., Ефремва В.А., Хайруллина Р.Р., Сакаева Э.И., Забирова А.Х., Рафикова А.Р. Оценка перспективности экологического мониторинга с использованием биотестирования поверхностных вод на примере Павловского водохранилища (Республика Башкортостан) // Сборник трудов Всероссийского научно-практического семинара «Применение методов биотестирования в мониторинге и контроле окружающей среды». – Уфа: УГНТУ, 2013.- с. 67-75.
7. EPA 2000. Method Guidance and Recommendations for Whole Effluent Toxicity (WET) Testing (40 CFR Part 136). - Office of Water (4303) EPA 821-B-00-004.- Washington, DC.
8. Аскарлов Р.Р., Зейферт Д.В., Овсянникова И.В. Определение фитотоксичности поверхностных вод р. Белой в районе Стерлитамакского промузла // Окружающая среда: эффективное природопользование и

УДК 591.524.11

СРАВНИТЕЛЬНАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ЗООПЛАНКТОНА ВОДОХРАНИЛИЩ КАЗАХСТАНА В УСЛОВИЯХ ОРГАНИЧЕСКОГО И СМЕШАННОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ

Е.Г. Крупа

*Институт зоологии КН МОН
аль Фараби 93, Алматы, Казахстан, 050060, elena_krupa@mail.ru*

Исследована структура зоопланктона 18 водохранилищ Казахстана с различным уровнем антропогенной нагрузки. Показано, что усиление органического загрязнения сопровождалось повышением обилия зоопланктона, наиболее интенсивным при уменьшении глубин водохранилищ. Состав доминирующих групп менялся с ротаторно-клагоцерного на копеподно-клагоцерный, копеподный или ротаторный. Происходило сближение кривых структуры доминирования видов, возрастало разнообразие зоопланктона по индексу Шеннона-Уивера, величина средней массы особи снижалась. В условиях смешанного загрязнения была характерна выраженная пространственно-временная вариабельность всех структурных показателей зоопланктона. Изменения разнообразия зоопланктона по Шеннона-Уиверу в сторону увеличения или уменьшения определялись интенсивностью, продолжительностью и характером антропогенного воздействия на водные экосистемы.

Ключевые слова: зоопланктон, водохранилища, антропогенная нагрузка, Казахстан

Основные последствия антропогенного воздействия на водные экосистемы – эвтрофирование, токсификация, ацидофикация, термофикация [1]. Чаще всего невозможно выделить последствия антропогенного воздействия на водоемы в чистом виде, поскольку процессы эвтрофирования ускоряются при термофикации, а признаки эвтрофирования размываются при токсическом загрязнении водоемов. В условиях аридного климата эвтрофирование водоемов часто сопровождается ростом минерализации воды.

В Казахстане имеется 3 крупных водохранилища (Бухтарминское, Капшагайское, Шардаринское), площадью от 900 до 5500 км², около 15 водохранилищ площадью 40-250 км² и множество более мелких. В 2000-2009 гг. нами исследован зоопланктон 18 водохранилищ (Шардаринское, Боген, Бадам, конечный накопитель ПСК, Сорбулак, Капшагай на одноименной реке, Самаркан, Интымак, Кашкорган, Буржар, Ташуткуль, К-32, Саз Талгар № 1, 2, 3, Терс-Ащибулак, Таргап, Курты). По Капшагайскому водохранилищу на р. Или привлечены литературные данные [2, 3].

Все водохранилища подвержены в той или иной степени антропогенному воздействию. Можно выделить два основных типа – преимущественно органическое загрязнение и смешанное (органическое в сочетании с токсическим). Токсическое загрязнение водохранилищ оценивали по содержанию тяжелых металлов и наличию в зоопланктоне уродливых особей циклопов (* в таблице и на рисунках), органическое загрязнение – по содержанию биогенных элементов. По уровню антропогенной нагрузки выделены: умеренно загрязненные (ум., отсутствуют организованные источники загрязнения, нарушенный водосбор), повышено загрязненные (пов., нарушенный водосбор, периодические сбросы из организованных источников), сильно загрязненные (сил., постоянные сбросы из организованных источников). Степень уязвимости природных экосистем зависит от ряда показателей, в том числе от морфометрических особенностей самого водоема [4]. При анализе структуры зоопланктона водохранилища были разделены на четыре морфометрические категории – олиготрофные (МО, глубины более 15 м), мезотрофные (ММ, глубины 6-10 м), эвтрофные 1, слабо зарастающие (МЭ, глубины менее 5,0 м) и эвтрофные 2, сильно зарастающие (МЭ_{зр}, глубины 1,0-3,0 м). Для описания структуры зоопланктона использовали перечень показателей, подробно описанных ранее [5].

Численность и биомасса планктонных сообществ возрастали в двух направлениях: при уменьшении глубин водохранилищ (МО→ММ→МЭ) и усилении антропогенной нагрузки в пределах каждой морфометрической категории (рисунок 1). Интенсивность нарастания количественных показателей зоопланктона находилась в обратной зависимости от глубины, достигая максимума в мелководных водохранилищах (МЭ) при отсутствии источников промышленного загрязнения. В технических водоемах (МЭ*) в условиях постоянного и сильного смешанного загрязнения рост

численности и биомассы зоопланктона отмечался при снижении токсической составляющей в ряду «Самаркан – Ынтымак – конечный накопитель ПСК». При этом величина биомассы планктонных беспозвоночных водохранилища Самаркан в условиях сильной биогенной и токсической нагрузки была сравнима с показателями водохранилищ системы Саз Талгар с умеренным уровнем биогенной нагрузки, но при отсутствии источников промышленного загрязнения.

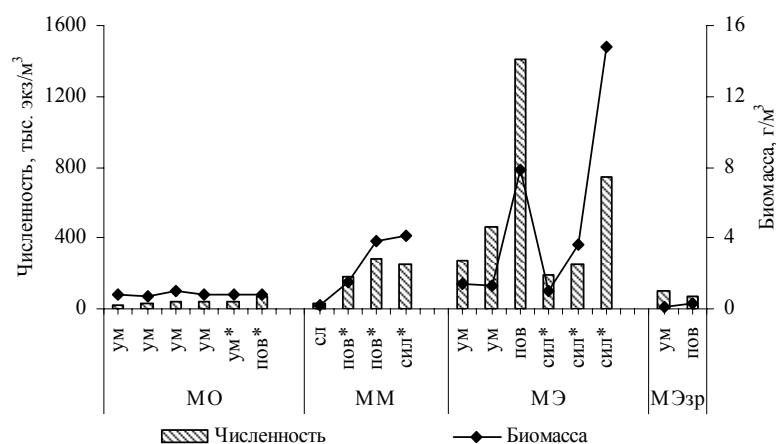


Рис. 1. Количественные показатели зоопланктона морфометрически разнотипных водохранилищ Казахстана при различном уровне антропогенной нагрузки.

Состав доминирующих групп в зоопланктоне водохранилищ менялся с ротаторно-кладоцерного на копепоодно-кладоцерный и далее при уменьшении глубин и усилении загрязнения – на копеподный или ротаторный (таблица). Доминантные комплексы глубоководных водохранилищ (МО) были близки и включали коловраток *Synchaeta sp.*, *Hexarthra sp.*, *Asplanchna priodonta*, *A. sieboldi*, *Brachionus angularis*, *Keratella cochlearis*, ветвистоусых рода *Daphnia*, *Bosmina longirostris*, циклопов рода *Thermocyclops*. В наибольшем по площади и наименее загрязненном Капшагайском водохранилище заметной численности достигали Calanoida (*Neurodiaptomus incongruens*, *Eudiaptomus graciloides*). Близкими по составу были доминантные комплексы зоопланктона водохранилищ других морфометрических категорий, за исключением сильно зарастающих. Они включали виды родов *Daphnia*, *Bosmina*, *Thermocyclops*, *Asplanchna*, *Acanthocyclops*.

В технических водоемах в условиях варьирующего смешанного загрязнения состав доминирующих видов сильно различался по годам исследований. Характерным компонентом летнего зоопланктона в сильно загрязненных условиях являлись циклопы *Cyclops vicinus* и *Acanthocyclops trajani*, численность которых, особенно половозрелых особей, существенно возрастала при усилении антропогенной нагрузки (см. таблицу).

При усилении антропогенного воздействия в зоопланктоне водохранилищ происходили изменения структуры доминирования видов: постепенное сближение кривых биомассы и численности, их пересечение и, в отдельных случаях (технические водоемы), расположение кривых численности выше кривых биомассы. В технических водохранилищах отмечались все типы структуры доминирования видов зоопланктона, что отражало варьирующую во времени интенсивность загрязнения их экосистем. Изменения величины показателя размерно-массовой структуры зоопланктона происходили в двух направлениях. Снижение средней массы особи отмечалось при уменьшении глубин водохранилищ (МО→ММ→МЭ→МЭзр) (рисунок 2), отражая в целом более высокий трофический статус мелководных водоемов.

Существенное влияние на величину показателя оказывало токсическое загрязнение, в условиях которого, в зависимости от соотношения органической и токсической составляющих, размерно-массовая структура сообществ могла меняться как в сторону увеличения, так и в сторону уменьшения. Это отмечалось не только при сравнении средних значений показателя между водоемами, но и в различные годы исследований технических водоемов (Сорбулак, Ынтымак).

Таблица. Сравнительная характеристика зоопланктона водохранилищ

Морфометрический тип водоема	Уровень антропогенной нагрузки	Структурные показатели зоопланктона								
		численность биомасса	доминирующая группа	доминирующие виды ¹	Нч Нб	средн. масса особи, мг	тип доминирования видов ²	♂♂:♀♀ Copepoda	численность	
									<i>C. vicinus</i>	<i>A. trajani</i>
олиготрофный (МО)	умеренный	<u>25-45</u> 0.7-1.0	<u>Rotifera</u> Cladocera	1, 6, 9-11	<u>1.9-2.3</u> 0.8-2.0	0,020-0,030	Б>Ч	0.6-3.0	0-6	0-2
	умеренный*	<u>20-70</u> 0.3-1.2	<u>Copepoda</u> Cladocera	1, 2, 6, 10	<u>0.8-2.2</u> 1.1-1.6	0,010-0,040	Б>Ч	0.5-1.5	0-2	0
	повышенный*	<u>10-140</u> 0.2-1.2	<u>Rotifera</u> Cladocera	1, 2, 6, 10	<u>2.1-2.7</u> 1.6-2.1	0,009-0,064	Б≥Ч, Б≈Ч, Б=Ч	0.7-7.4	0-6	0-2
мезотрофный (ММ)	слабый	<u>25-40</u> 0.2-0.4	<u>Rotifera</u> Clad/Cop	1, 7	<u>2.3-2.5</u> 2.1-2.4	0,004-0,009	БХЧ	1.5-2.7	4,6	0
	повышенный*	<u>150-300</u> 1.5-4.0	<u>Copepoda</u> Copepoda	1, 2, 6, 10	<u>1.9-2.4</u> 1.8-2.3	0,008-0,030	Б=Ч, БХЧ	0.2-20.8	0-4	0-1
	сильный*	<u>150-650</u> 1.5-9.0	<u>Copepoda</u> Copepoda	1, 2, 7, 8	<u>2.0-2.6</u> 1.8-2.1	0,011-0,012	Б≥Ч, ЧХБ	0.7-6.6	70-240	20-30
эвтрофный 1 (МЭ)	умеренный	<u>250-500</u> 1.3-1.4	<u>Rotifera</u> Cladocera	2-4, 5, 10	<u>3.0-3.2</u> 2.2-2.6	0,003-0,006	Б≥Ч	1.0-1.3	0	0
	повышенный	<u>500-1400</u> 4.8-9.6	<u>Rotifera</u> Rotifera	6, 10	<u>2.7-2.9</u> 1.5-3.2	0,004-0,007	Б≈Ч	0.9-1.0	0	0
	сильный*	<u>150-750</u> 3.5-15.0	<u>Cop/Rot</u> Cop/Cld	1, 2, 6-8	<u>1.5-2.2</u> 1.7-2.0	0,005-0,020	Б≥Ч, Б≈Ч, Б=Ч, БХЧ, Ч>Б	2.6-40.0	5-240	5-40
эвтрофный 2 (МЭ _{эп})	умеренный	<u>70-120</u> 0.1-0.2	<u>Rotifera</u> Rotifera	4, 5, 10,12	<u>3.6-3.9</u> 2.8-3.6	0,001-0,002	Б≈Ч	0.6-1.0	0	0
	повышенный	<u>60-70</u> 0.2-0.4	<u>Rotifera</u> Cladocera	4, 9, 11	<u>2.3-2.8</u> 1.4-1.7	0,003-0,006	Б>Ч	отсутствуют	0	0

Примечание – ¹Цифрами обозначены: 1 – *Daphnia*, 2 – *Bosmina*, 3 – *Ceriodaphnia*, 4 – *Diaphanosoma*, 5 – *Mesocyclops*, 6 – *Thermocyclops*, 7 – *Cyclops*, 8 – *Acanthocyclops*, 9 – *Calanoida*, 10 – *Asplanchna*, 11 – *Brachionus*, 12 – *Hexarthra*; ²обозначения по: (Крупа, 2011); численность – тыс.экз/м³, биомасса – г/м³.

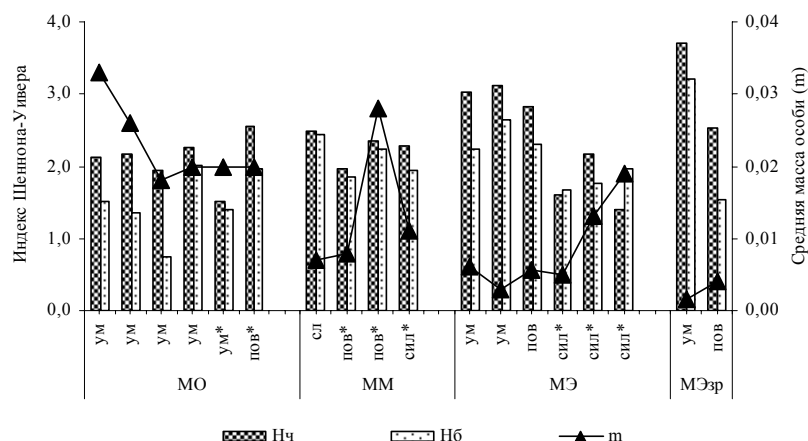


Рис. 2. Динамика разнообразия по Шеннону-Уиверу и величины средней массы особи в зоопланктоне морфометрически разнотипных водохранилищ Казахстана при различном уровне антропогенной нагрузки. H_4 – индекс Шеннона-Уивера, бит/экз, H_6 – индекс Шеннона-Уивера, бит/мг, m – средняя индивидуальная масса особи, мг.

При сравнении разнообразия зоопланктона по Шеннону-Уиверу по всем водохранилищам закономерности не прослеживались (см. рисунок 2). Более наглядно оказалось деление водоемов на две группы: с преимущественно органическим (рисунок 3, А) и смешанным (рисунок 3, Б) загрязнением.

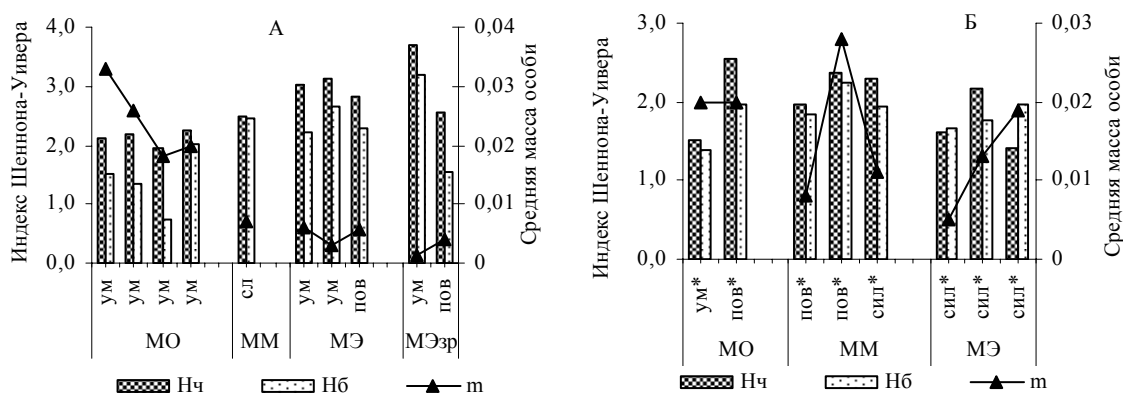


Рис. 3. Разнообразие по Шеннону-Уиверу и величина средней массы особи в зоопланктоне морфометрически разнотипных водохранилищ Казахстана при преимущественно органическом (А) и смешанном (Б) загрязнении

В водохранилищах первой группы разнообразие зоопланктона возрастало в направлении $MO \rightarrow MM \rightarrow MЭ \rightarrow MЭзр$, при обратной тенденции изменения величины размерно-массового показателя. В водохранилищах второй группы описанные выше закономерности изменений значений индекса Шеннона-Уивера и средней массы особи в сообществах планктонных беспозвоночных не прослеживались.

Одним из показателей антропогенного пресса были изменения половой структуры популяций веслоногих ракообразных [5]. Наиболее выраженные отклонения в сторону преобладания самцов (до 20-40 раз) наблюдались в условиях хронического смешанного загрязнения водохранилищ.

Таким образом, можно выделить специфические и неспецифические реакции зоопланктоценозов при двух типах антропогенной нагрузки – органическом и смешанном загрязнении. Усиление органического загрязнения сопровождалось повышением обилия зоопланктона, наиболее интенсивным при уменьшении глубин водохранилищ. Состав доминирующих групп менялся с ротаторно-клагоцерного на копеподно-клагоцерный, копеподный или ротаторный. Происходило сближение кривых структуры доминирования видов, возрастало разнообразие зоопланктона по индексу Шеннона-Уивера, величина средней массы особи

снижалась. Аналогичные изменения структуры зоопланктона были отмечены в озерных экосистемах Казахстана [6]. Интенсивное органическое загрязнение водохранилищ обуславливало более высокий уровень количественных показателей зоопланктона, по сравнению с озерами – в среднем 358.8 ± 118.6 тыс. экз./м³ и 3.5 ± 1.2 г/м³ против 117.2 ± 33.5 тыс. экз./м³ и 1.3 ± 0.2 г/м³.

В условиях смешанного загрязнения была характерна выраженная пространственно-временная вариабельность всех структурных показателей зоопланктона: разнообразия по Шеннону-Уиверу, состава доминирующих групп и видов, численности, биомассы, средних размеров особи, типов структуры доминирования видов. Аналогичное усиление размаха колебаний количественных показателей зоопланктона в межгодовом аспекте было отмечено ранее в условиях интенсивного загрязнения водоемов пестицидами, тяжелыми металлами и органическим веществом [2; 7]. К специфической реакции планктонного сообщества на смешанное загрязнение можно отнести также нарушения половой структуры и появление уродливых особей в популяциях веслоногих.

Следует остановиться на динамике индекса разнообразия Шеннона-Уивера. В условиях постоянного смешанного загрязнения значения индекса не превышали 1.5-2.0 бит на фоне высоких количественных показателей сообществ. В случае залповых увеличений концентраций токсикантов, сопровождающихся резким снижением общей численности организмов, значения индекса Шеннона-Уивера могли существенно возрастать (до 2.99-3.33 бит) [5] за счет угнетения в первую очередь доминирующих форм, и, как следствие, более равномерной представленности видов в сообществе. При более глубоких нарушениях структуры зоопланктона – снижении численности всех видов, элиминации ветвистоусых, коловраток, взрослых особей веслоногих – значения индекса Шеннона-Уивера не превышали 1.0 бит. Предположение об усилении выравниваемости видов в условиях токсического загрязнения водных экосистем было высказано Ю.С. Чуйковым [8], однако в дальнейшем общепризнанным стало мнение о снижении разнообразия сообществ при данном типе воздействия. Результаты наших исследований показали, что изменения разнообразия зоопланктонных сообществ по Шеннона-Уиверу в сторону увеличения или уменьшения определялись интенсивностью, продолжительностью и характером антропогенного воздействия на водные экосистемы.

Список литературы

1. Константинов А.С. Общая гидробиология. – М.: Высшая школа, 1967. – 432 с.
2. Шарاپова Л. И. Зоопланктоценозы нижней дельты р. Или в конце 80-х // Биол. основы рыбного хозяйства водоемов Средней Азии и Казахстана. – Алма-Ата, 1992. – С. 190-195. – Деп. в КазНИИНТИ 07.04.1992. – № 3675 (208).
3. Шарاپова Л.И. Интегральная оценка экологического состояния зоопланктоценоза Капшагайского водохранилища // Вестник КазНУ. Сер. биолог. – 2011. – №5. – С. 105-109.
4. Яковлев В.А. Проблемы и методы гидробиологического анализа качества поверхностных вод в условиях различных видов антропогенного воздействия // Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем. – Санкт-Петербург: ЛЕМА, 2007. –С.23-28.
5. Крупа Е.Г. Зоопланктон лимнических и лотических экосистем Казахстана. Структура, закономерности формирования. – Saarbrücken: Palmarium Academic Publishing. – 2012. – 346 с.
6. Крупа Е.Г. Ранговое распределение видов в зоопланктонных сообществах водоемов Казахстана как индикатор их экологического состояния // Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем: Сб. мат. междунар. конф. – СПб.: «Любавич», 2011. – С.175-180.
7. Крупа Е.Г., Смирнова Д.А., Амиргалиев Н.А., Садуакасова Р.Е. Многолетняя динамика зоопланктона Шардаринского водохранилища // Исследования, результаты. – 2009. – № 4. – С. 18-20.
8. Чуйков Ю.С. Экологический анализ состава и структуры сообществ водных животных как метод биологической оценки качества вод // Экология. – 1978. – № 5. – С. 53-57.

**ОЦЕНКА ТОКСИЧНОСТИ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД Р. БЕЛАЯ
В ЗОНЕ ВЛИЯНИЯ ПРЕДПРИЯТИЙ ГОРНОРУДНОГО КОМПЛЕКСА**Г.Ш. Кужина¹, И.Н. Семёнова^{1,2}, Ю.Ю. Серегина²¹*Сибайский институт (филиал) «Башкирский государственный университет»,
453838 Сибай, Республика Башкортостан, Россия, kigina@mail.ru*²*ГАНУ «Институт региональных исследований Республики Башкортостан»,
453838 Сибай, Республика Башкортостан, Россия, alexa-94@mail.ru*

В работе исследована пространственная изменчивость тяжелых металлов в поверхностных водах р. Белой на территории Белорецкого района Республики Башкортостан. Во всех точках отбора проб воды зафиксировано превышение допустимой нормы по меди, цинку и марганцу. Оценку токсичности вод реки проводили методом биотестирования с использованием семян кресс-салата *Lepidium sativum*. При этом выявлено наличие ряда достоверных связей между химическим составом воды исследуемого водотока и показателями изученной растительной тест-системы.

Ключевые слова: р. Белая, поверхностная вода, тяжелые металлы, токсичность, биотестирование.

В настоящее время загрязнение природных поверхностных вод является особо острой проблемой. Среди широкого спектра загрязнителей водной экосистемы наиболее опасными являются тяжелые металлы (ТМ), обладающие канцерогенными, мутагенными и патогенными свойствами даже в низких концентрациях. В отличие от других загрязнителей они обладают биологической активностью и высокой технофильностью, и, как следствие, отсутствием природных процессов их деструкции в ландшафте. Источники поступления этих веществ в водоемы весьма разнообразны, но основными принято считать предприятия металлургического и горнодобывающего комплекса [1].

Целью данной работы являлась оценка токсичности поверхностных вод р. Белая, одного из главных водотоков Республики Башкортостан, испытывающего антропогенное воздействие со стороны предприятий горно-металлургического комплекса Белорецкого района.

Материалом для работы послужили образцы воды, отобранные в летний период 2013 г. в соответствии с ГОСТ Р 51592-2000 с приповерхностного горизонта. Точки отбора проб находились как выше, так и ниже по течению от потенциальных и реальных источников загрязнения: 1 и 2 – до и после впадения р. Тирлян, ранее принимающей сточные воды листопрокатного завода; 3 – Бельский мост близ ОАО «Белорецкий металлургический комбинат»; 4 и 5 – до и после Пугачевского карьера, осуществляющего производство щебня из различных фракций известняка (рис. 1).

В образцах воды, прежде всего, методом атомной абсорбции определяли содержание ТМ (Cu, Zn, Fe, Mn, Pb, Cd, Ni, Co). Для экологической оценки качества вод использовали кратность превышения предельно допустимых концентраций (ПДК) металлов для водоемов рыбохозяйственного назначения.

Для определения токсичности вод р. Белой была применена методика определения токсичности питьевых, грунтовых поверхностных и сточных вод, растворов химических веществ по измерению показателей всхожести семян, средней длины и среднего сухого веса проростков семян кресс-салата *Lepidium sativum* сорта «Весенний» [2].

Анализ пространственной изменчивости концентраций ТМ в воде верховья р. Белая за летний период наблюдений в 2013 г. показал, что во всех исследуемых створах зафиксировано превышение допустимой нормы по меди, цинку и марганцу. Концентрация железа в воде превышала ПДК лишь на участке реки до впадения р. Тирлян – Бельский мост. Для данных металлов в зоне непромышленного освоения исследуемого водотока зафиксировано превышение нормы: по меди – в 8 раз, цинку – 6 раз, железу – 1,7 раза, марганцу – 2,4 раза, что обусловлено специфическими геохимическими особенностями района исследования.

Содержание меди в воде р. Белая превышало значение ПДК от 5 до 14 раз. В зоне промышленного освоения реки зафиксирована максимальная концентрация Cu, по-видимому, обусловленная влиянием выбросов предприятий горно-металлургического комплекса Белорецкого промузла.

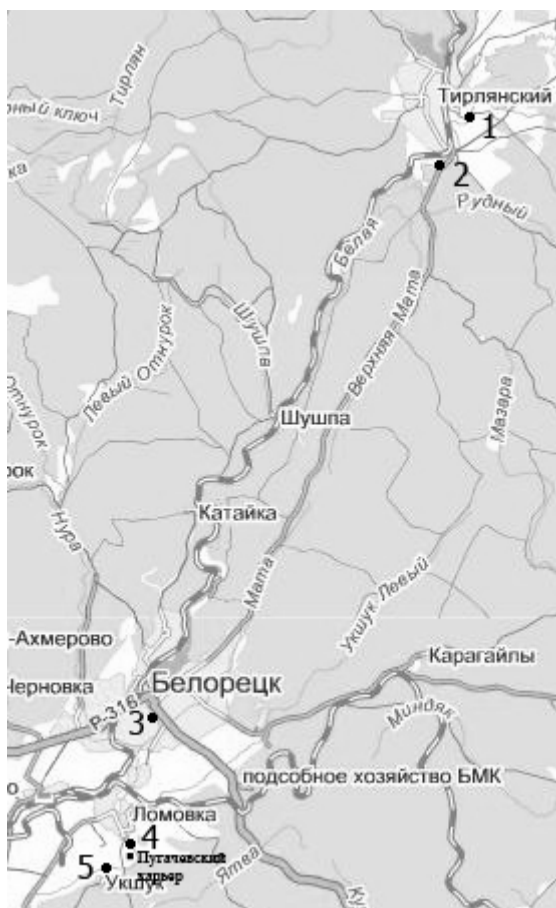


Рис. 1. Карта – схема расположения точек отбора проб в районе исследования

Аналогичная ситуация наблюдалась и по цинку. При этом его концентрация изменялась в диапазоне от 0,039 до 0,061 мг/дм³. Наибольшее же содержание Zn отмечено в створе после Пугачевского карьера.

Содержание марганца в воде исследуемого участка реки варьировало в пределах от 0,017 до 0,032 мг/дм³. Максимальное превышение ПДК зафиксировано после впадения р. Тирлян, что возможно, свидетельствует о существовании локальных источников загрязнения данным металлом: правый приток реки Белая принимал промышленные стоки одного из цехов ОАО «Белорецкий металлургический комбинат» - Тирлянского листопрокатного цеха.

Установлено, что концентрация кадмия в воде изученного участка реки составила 0,0001 - 0,0002 мг/дм³, кобальта и свинца – 0,0001 мг/дм³, никеля от 0,002 – 0,008 мг/дм³, что значительно ниже допустимых норм.

Статистический анализ первичных данных показал достоверную сильную отрицательную связь между Cu и Mn ($r = -0,92$), что возможно объясняется высоким сорбционным сродством соединений марганца по отношению к ионам меди. При этом значительная роль в адсорбционных процессах отводится гидроксидам марганца, которые постоянно присутствуют в составе взвесей речных вод [3].

Изучение пространственно-временной динамики различных показателей загрязнения является важной задачей экологического мониторинга поверхностных вод. Вместе с тем на экологическое состояние биоты может воздействовать огромное число веществ-загрязнителей [4]. Кроме того, в результате антропогенных преобразований природной среды могут синтезироваться новые токсичные вещества, например, соединения ТМ с детергентами и т.д. Для интегральной оценки экологического состояния объектов природной среды в последние годы используется метод биотестирования (в том числе фитотестирования), позволяющий уменьшить массовость проводимых анализов и снизить при этом экономические затраты [5].

В наших исследованиях в ходе биотестирования фиксировалось несколько тест-откликов на одном растительном тест-объекте: всхожесть семян, длина корня, длина побега, сухая масса корня и побега. В качестве контрольного образца была взята дистиллированная вода.

Выявлено, что во всех исследуемых створах длина корня различным образом коррелировала при всех разбавлениях. При этом его значение варьировало в широком диапазоне от 9 до 45 мм.

Однако по отношению к длине побега вариации незначительные. По данному показателю невозможно установить достоверную зависимость от содержания исследуемых металлов в тестируемой воде. В то же время с разбавлением концентрации воды масса корня изменялась в пределах от 0,0100 до 0,0176 г, а масса побега – от 0,0124 до 0,0366 г.

Однако при измерении таких показателей как средняя всхожесть семян, длина проростка, сухая масса выявлены некоторые закономерности. Минимальная средняя длина проростка наблюдалась в пределах 50 ± 11 мм в воде после впадения р. Тирлян. Максимальная средняя длина проростка зарегистрирована в воде створа после Пугачевского карьера и соответствовала 168 ± 14 мм. Средний сухой вес исследуемых проростков кресс-салата варьировал в пределах от 0,0199 до 0,0437 г. В отношении всхожести минимальными и максимальными показателями отличалась также проба воды из створа после Пугачевского карьера.

Фитотестирование поверхностных вод на территории Белорецкого промузла выявило наличие ряда достоверных связей между химическим составом исследуемого водотока и показателями эксперимента. Так, корреляционный анализ выявил сильную положительную зависимость длины корня кресс-салата от содержания Cu в воде ($r = 0,95$) (рис. 2А), что возможно, свидетельствует о выраженном стимулирующем эффекте соединений этого металла. Действительно, медь является необходимым и незаменимым элементом в жизни растений, активизирующим реакции восстановления нитритов, а также фиксацию молекулярного азота из атмосферы [6].

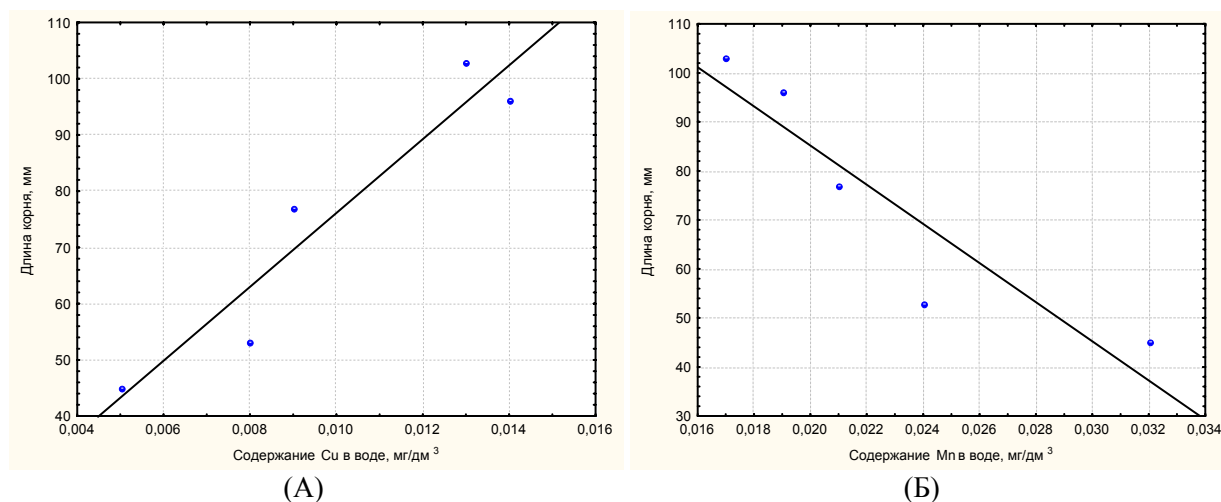


Рис. 2. Зависимость длины корня кресс-салата от содержания меди (А) и марганца (Б) в воде р. Белая

В то же время обнаружена отрицательная связь между этим же показателем и содержанием Mn в воде ($r = - 0,92$) (рис. 2Б), что, возможно, связано с выраженным подавляющим действием его соединений на растительный объект. Литературные источники указывают, что максимальное накопление соединений марганца наблюдается в корнях, далее в стеблях, а минимальное - в генеративных органах растений. При этом механизм токсического воздействия металла, прежде всего, связан с подавлением метаболизма железа и кальция [7].

Кроме этого установлена достоверная отрицательная зависимость между всхожестью семян кресс-салата и содержанием Ni ($r = - 0,90$) и Cd ($r = - 0,95$) в воде р. Белая. Характер данной зависимости позволил выдвинуть предположение об ингибировании всхожести семян под действием соединений данных металлов. Главным механизмом токсичности Ni является ограничение перераспределения железа от корней к верхушкам растения, вызванное его избытком. При этом у растений возникает хлороз [6]. Токсическое воздействие Cd на растения связано с подавлением им активности ферментов, связанных с дыханием и другими физиологическими процессами. Кадмий, взаимодействуя с клеточными мембранами, изменяет их проницаемость, вызывая разрывы. При высоком содержании данного элемента происходит торможение роста корней за счет снижения величины и скорости растяжения клеток [7].

Метод линейной регрессии позволил выявить изменчивость средней массы проростка кресс-салата от содержания цинка в воде р. Белая. При этом повышение его концентрации в воде способствовало стимулированию данного показателя кресс-салата ($r = 0,52$). Действительно, Zn является необходимым растением элементом, входящим в состав ферментов и участвующим в метаболизме нуклеиновых кислот и клеточном делении [7]. Однако выявленная взаимосвязь между параметрами являлась недостоверной.

Взаимосвязь среднего сухого веса проростка от концентрации меди, железа, марганца и никеля в воде р. Белая установлена с помощью варианта полиномиальной подгонки. Нелинейный характер зависимости среднего сухого веса проростка от содержания меди, железа, марганца и никеля позволил определить концентрации металлов в воде, при которых наступает максимальный эффект стимулирования данного показателя: для Cu – 0,01 мг/дм³, Mn – 0,024 мг/дм³, Fe – 0,13 мг/дм³, Ni – 0,05 мг/дм³ (рис. 3). При дальнейшем увеличении их концентрации в воде наблюдалось уменьшение массы проростка, что возможно связано с токсическим действием этих металлов.

Таким образом, изучение характера пространственного распределения тяжелых металлов в воде р. Белая позволило заключить, что содержание Cu, Zn, Mn, Fe является индикатором напряженности экологической ситуации на территории промышленного освоения реки. Фактором, отрицательно влияющим на всхожесть семян кресс-салата, оказалось повышенное содержание в воде кадмия и никеля, на длину корня – содержание марганца. Напротив, повышенное содержание ионов некоторых металлов в воде способствовало стимуляции роста и развития растительного объекта: увеличение концентрации меди коррелировало с удлинением корня, цинка – с повышением сухого веса изученной растительной тест-системы.

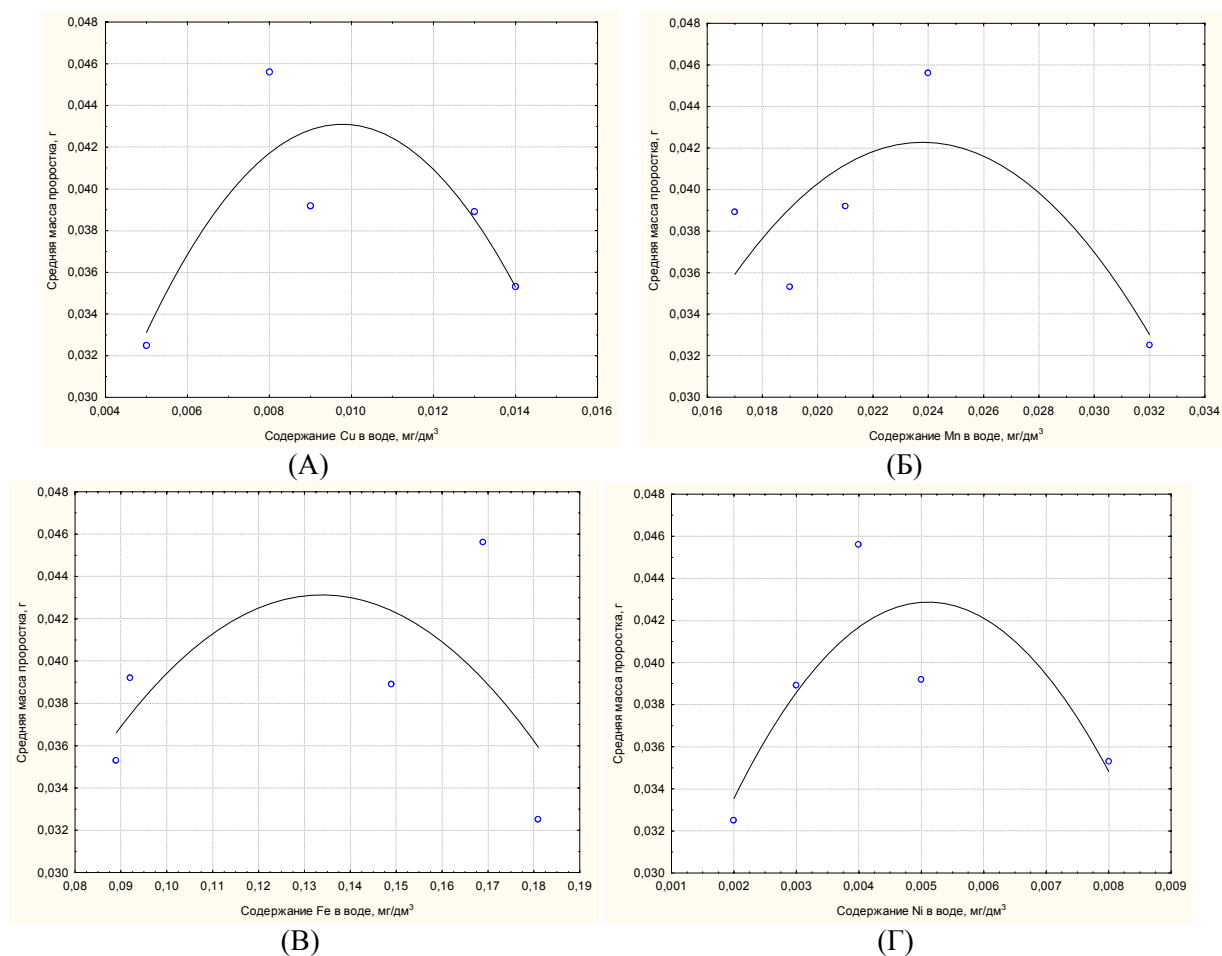


Рис. 3. Зависимость средней массы проростка кресс-салата от концентрации меди (А), марганца (Б), железа (В) и никеля (Г) в воде р. Белая

Список литературы

1. Мур Дж., Рамамурти С. Тяжелые металлы в природных водах: Контроль и оценка влияния. – М.: Мир, 1987. – 288 с.
2. Биологические методы контроля. Методика определения токсичности питьевых, грунтовых поверхностных и сточных вод, растворов химических веществ по измерению средней длины и среднего сухого веса, показателя всхожести проростков семян кресс-салата (*Lepidium sativum*). – Стерлитамак, 2013. – 23 с.
3. Линник П.Н., Набиванец Б.И. Формы миграции металлов в пресных поверхностных водах.– Л.: Гидрометеиздат, 1986. – 272 с.

4. Булгаков Н.Г. Контроль природной среды как совокупность методов индикации, экологической диагностики и нормирования // Проблемы окружающей среды и природных ресурсов: Обзорная информация. / ВИНТИ, 2003. - № 4. – С. 33 - 70.
5. Зейферт Д.В., Гареева Е.Ф., Габбасова Д.Т. Использование методов фитотестирования в экологическом мониторинге влияния биологических очистных сооружений на состояние вод водохранилища // Экологический вестник России, 2011. - № 11. – С. 34 – 39.
6. Магницкий К.П. Диагностика питания растений по их внешнему виду. В кн.: Агрехимические методы исследования почв. - М.: Изд-во АН СССР, 1960. - С. 360 - 361.
7. Бингам Ф. Т., Перья Ф. Д., Джерелл У.М. Токсичность металла в сельскохозяйственных культурах/ Некоторые вопросы токсичности ионов металлов. - М.: Мир, 1993. - С. 101-130.

УДК 504

СТОЙКИЕ ОРГАНИЧЕСКИЕ ЗАГРЯЗНИТЕЛИ (СОЗы) КАСКАДА АНГАРСКИХ ВОДОХРАНИЛИЩ. НА ПРИМЕРЕ ПОЛИХЛОРИРОВАННЫХ БИФЕНИЛОВ (ПХБ)

А.А. Мамонтов¹, Е.Н. Тарасова¹, Е.А. Мамонтова¹, А.М. Мамонтов²

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

²Лимнологический институт СО РАН
664033 Улан-Баторская 3 г. Иркутск, Россия, mamontov@lin.irk.ru

В настоящем сообщении представлены первые результаты исследования СОЗ четырех ангарских водохранилищ. Объектами исследований были: рыбы, планктон, взвесь, донные отложения и почвы всех четырех водосборных бассейнов.

Ключевые слова: СОЗ, ПХБ, Ангара

Каскад ангарских водохранилищ к настоящему времени является одним из крупнейших в мире. На его берегах и в водосборном бассейне расположены несколько крупных промышленных зон, которые могут быть источниками эмиссии СОЗ и в частности ПХБ в окружающую среду [1].

На всем протяжении от истока Ангары до плотины Богучанской ГЭС было определено 80 станций пробоотбора, на которых отбирались пробы. Отбор проб из водохранилищ производился с самоходной платформы, оборудованной ручной лебедкой. Отбор проб почв – конвертом, используя в качестве бура 90см² сечения стальную 30см трубу для отбора верхнего А слоя.

Анализ выполнялся по стандартной процедуре, описанной ранее [2] В каждой пробе были определены до 70 индивидуальных СОЗ (32-68 конгенов ПХБ, п,п –ДДЭ, гексахлорбензол).

К настоящему времени в ходе проводимых работ найдено:

Содержание ПХБ в почвах побережья ангарского каскада по уровню загрязнения относится большей частью к фоновым районам мира со свойственным им составом с преобладания низкохлорированных соединений. Наибольшие концентрации найдены в городах Братск, Усть-Илимск, Иркутск, Ангарск. Максимальные концентрации обнаружены в городе Усолье Сибирское, где концентрации в почвах достигали 1423нг Σ ПХБ/см² против обычных 2-3 нг Σ ПХБ/см² для большинства районов исследованной территории.

Повышенное содержание ПХБ в почвах Иркутского водохранилища объясняется преобладающими северо-западными ветрами, направленными в сторону Байкала, до которого достигает 2-3 % общей воздушной эмиссии ПХБ из зоны Усоля Сибирского. Возможно, этот локальный воздушный перенос и обеспечивает повышенные концентрации СОЗ в донных отложениях приустьевых зон глубоких заливов этого первого в каскаде водохранилища, где концентрации резко поднимаются с 5 нг Σ ПХБ/г района судового хода, до 105нг Σ ПХБ/г в глубине Курминского залива. Подобное же наблюдается и в приустьевом районе речки Вихоревки со стороны залива.

Общими закономерностями распределения и накопления СОЗ в донных отложениях каскада является их накопление в зонах минимального течения и волнового перемешивания вод. На речных участках накопление не отмечалось. Увеличение концентраций ПХБ в донных отложениях от истока Ангары до Богучанского водохранилища составило от 0,2 до 20-25нг Σ ПХБ/г сухого веса.

Содержание ПХБ в планктоне и взвешенных частицах изменялось как по пути движения вод, так и по сезонам года. Обнаружено сходство в составе и уровнях концентраций СОЗ между донными отложениями и планктоном. Биота-седиментационный фактор достигал не более 2-4 кратного значения. Что, возможно, связано с низким содержанием липидов в преобладающем в

июне месяце фитопланктоне.

Содержание ПХБ в рыбах колебалось в пределах от 194 нг Σ ПХБ /г липидов до 1332 нг Σ ПХБ/г липидов. Несколько повышенные концентрации отмечались в районе чуть ниже Усолья Сибирского Братского водохранилища и в Вихоревском заливе Усть-Илимского водохранилища.

Во всех пробах отмечалось присутствие п,п-ДДЭ иногда в значительных количествах, что вероятно является следствием широкого использования ДДТ в прошлом.

Работа выполнена при поддержке гранта РФФИ №13-05-00375 «и»

Список литературы.

1. Мамонтов А.А. Полихлорированные дибензо-пара-диоксины и родственные соединения в экосистеме озера Байкал. М.: Академия наук о Земле, 2001. – 68 с.
2. Полихлорированные бифенилы (ПХБ) в Байкальском регионе: источники, дальний перенос и оценка риска (результаты гранта INTAS 2000-00140) / Отв. Ред М.И. Кузьмин. – Иркутск: Изд-во Ин-та географии СО РАН, 2005. – 52 с.

УДК 556.555:504.4.054:665.6

НАТУРНОЕ МОДЕЛИРОВАНИЕ НЕФТЯНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ (ДО) С ЦЕЛЬЮ АПРОБАЦИИ УСТАНОВЛЕННОГО НОРМАТИВА

Л.В. Михайлова^{1,2}, Е.А. Исаченко-Боме¹

¹ФГБОУ ВПО Государственный аграрный университет Северного Зауралья
Факультет Водные биоресурсы и аквакультура

²ФГУП «Государственный научно-производственный центр рыбного хозяйства» Госрыбцентр.
625023, г. Тюмень, ул. Одесская 33, Россия, ecotoxic@gosrc.ru

Натурное моделирование нефтяного загрязнения донных отложений позволило в течение 62 сут проследить характер, степень колонизации и перестройку сообщества макрозообентоса в опытных моделях (мезокосмах) с концентрацией нефтепродуктов от 0.01 до 10 г/кг, а также подтвердить объективности экспериментально установленного норматива – предельно допустимый уровень нефти в донных отложениях (ПДУ_{до}) – 0.02 г/кг.

Донные отложения объектов гидросферы являются финальным этапом движения загрязняющих веществ (ЗВ), в том числе и ксенобиотиков. Содержание ЗВ в донных отложениях на 2-5 порядка превышает таковое в воде. При изменении физико-химических условий (взмучивание, изменение pH, eH, содержание O₂ и др.) ДО из аккумулятора ЗВ превращаются в источник повторного и вторичного загрязнения воды. Наиболее опасными загрязнителями являются углеводороды разной природы, в частности нефтяные, особенно ПАУ, и их хлорированные производные – пестициды, полихлорированные бифенилы, диоксины и др.

Накопление ксенобиотиков в ДО, в первую очередь, представляет опасность для бентоса, населяющего дно и придонный слой воды, и бентосоядных рыб, на долю которых в водоемах РФ приходится от 30% до 70% уловов и которые составляют важную часть рациона питания населения. Поэтому важность нормирования приоритетных загрязняющих веществ в ДО трудно переоценить.

Постановка и решение задач по установлению допустимого содержания ЗВ в ДО и оценки их состояния предпринималась неоднократно как в России, так и за рубежом. При этом использовались разные подходы и методы, которые обладают как достоинствами, так и недостатками [1]:

1. Геохимический подход (определение фонового содержания); 2. Биотический подход (использование данных биомониторинга); 3. Метод равновесного распределения (EqP); 4. Токсикологический подход (установление норматива в экспериментальных условиях на серии тест-систем); 5. Интегральный подход (метод триад – гидрохимия, гидробиология, токсикология).

Нами при разработке допустимого содержания нефти в ДО использован давно разработанный и хорошо апробированный токсикологический подход [2], адаптированный к условиям нормирования ЗВ в ДО [3].

Для оценки качества (токсичности) ДО, а тем более нормирования в них химических веществ, важнейшим этапом является пробоподготовка и характер выполнения исследований.

Существует несколько подходов, которые можно объединить в 2 группы.

1. Элюатные тесты – исследуется экстракт ДО (экстракция органическими растворителями или водой), либо поровая вода (интерстициальная жидкость, выделяемая путем центрифугирования влажных ДО). При использовании данного варианта выявляется потенциальное токсическое действие на гидробионтов вторичного загрязнения [4, 5].

2. Контактные тесты – эксперименты проводятся в системе вода – ДО, с использованием донных и придонных гидробионтов, испытывающих воздействие ЗВ, сорбированных ДО и содержащихся в интерстициальной влаге [6, 7, 8].

При установлении предельно допустимого уровня нефти в ДО (ПДУ_{до}) мы использовали второй подход [3, 9].

Отличия предлагаемого нами подхода от предыдущих методических разработок касаются:

1. Методологии выполнения экспериментов (опыты проводятся в системе ДО – вода – 1:10) и подготовки серий ДО с токсикантом;

2. Набора тест-систем (используются тест-объекты, жизненный цикл которых связан с ДО);

3. Апробации экспериментально установленного норматива в природных условиях.

Результаты выполненных экспериментальных исследований опубликованы [9, 10]. Данная работа посвящена методическим особенностям и результатам апробации установленного регионального норматива нефти в ДО в натуральных условиях путем моделирования нефтяного загрязнения с помощью мезокосмов (МК) на неглубокой чистой реке Балде (приток Оби – V порядка).

На дно р. Балда размещали 60 экспериментальных установок – мезокосмов, заполненных песчано-илистым грунтом из реки с дозированно внесенным количеством нефти – от 0.01 до 10.0 г/кг (4 варианта и контроль). МК представляли собой круглые пластиковые емкости высотой 4.5 см, площадью 0.037 м². С 4-х сторон к ним был прикреплен шпагат длиной, соответствующей глубине водоема в месте исследований (1.2 м). Все отрезки шпагата прикреплялись к пронумерованному поплавку из пенопласта, который плавал на поверхности воды. Перед погружением на дно емкости заполняли специально подготовленным грунтом (по 1 кг), который готовили следующим образом. В исходную пробу сухих ДО вносили сырую нефть (50 мл/кг), тщательно смешивали, оставляли на сутки. Затем помещали в ведро и заливали водой. Несвязавшаяся нефть всплывала. Воду сливали до тех пор, пока переставала образовываться пленка. Исходный образец высушивали, определяли остаточное содержание нефти и готовили серию разбавлений путем добавления соответствующего количества чистого грунта. Среднее содержание НП в МК (за вычетом естественного фона – 0.012 г/кг) составило: МК_I – 0.028 (0.01 – 0.03), МК_{II} – 0.130 (0.05 – 0.150), МК_{III} – 0.535 (0.5 – 1.0), МК_{IV} – 7.95 (5.0 – 10.0) г/кг. В МК_K (контроль) содержание НП соответствовало фону ДО реки – 0.012 г/кг. В каждом варианте было по 12 повторностей. Довольно широкий диапазон колебаний содержания в них нефтепродуктов (НП) свидетельствует о трудности гомогенного внесения нефти в ДО.

МК опускали на дно реки, накрытыми тяжелой крышкой с веревкой, наполовину вдавливали в дно, затем крышку поднимали. Банки располагали так, чтобы вверху по течению были МК_K, затем опытные МК по мере увеличения концентрации. Фоновые пробы макрозообентоса отбирались выше МК_K. Одновременно производилась выемка 3-х фоновых и 20 МК на 10, 29, 62 сут. Определяли характер и степень колонизации МК организмами макрозообентоса в динамике, а также сравнительную характеристику донных сообществ по общей биомассе и численности, видовому составу, структурно-информационным индексом (Шеннона, Вудивисса, Гуднайта-Уитли, выравненности, плотности) и индексу отклонения [11]:

$$D = \frac{\sum_{i=1}^K \frac{N_i - n_i}{N_{i\max}}}{K} \cdot 100,$$

где D – индекс отклонения, N_i – оценка значимости каждого вида (численность, биомасса) в МК_K; n_i – оценка значимости каждого вида (численность, биомасса) в опытных МК; $N_{i\max}$ – максимальное значение численности (биомассы) организмов каждого вида на одном из двух сопоставляемых МК; K – число видов в МК_K.

Отклонение от K характеризует степень загрязнения ДО и силу влияния на биоценоз: до 30% – слабое, 31–65 – среднее, >66% – сильное.

Постоянно контролировали содержание НП в воде и ДО реки выше и ниже МК. Между содержанием НП в МК и биологическими показателями были рассчитаны корреляционные зависимости.

Колонизация МК происходила довольно быстро (рис.1).

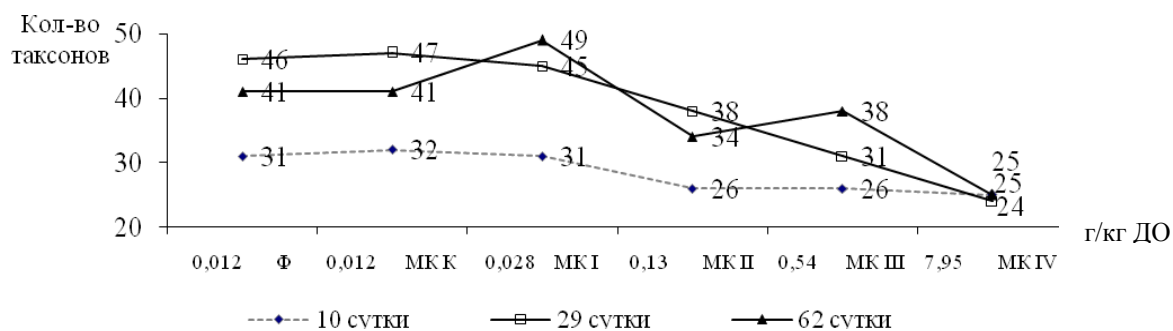


Рис. 1. Изменение общего количества таксонов в фоновых пробах (Ф), контрольных МКк и опытных (нефте содержащих) мезокосмах (МКI – МКIV)

Уже к 10 сут во всех опытных МК и МКк организмы макрозообентоса (25 – 32 вида) обнаруживались в 1-сантиметровом слое нанесенного детрита. Это были в основном личинки хирономид и мокрецов, моллюски и олигохеты (рис.2).

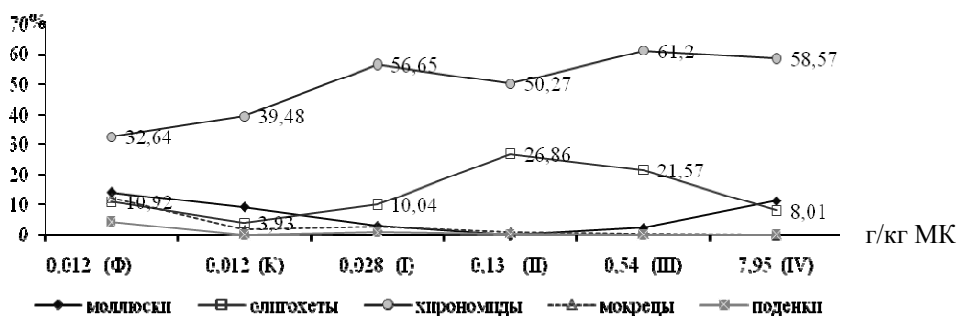


Рис 2. Изменение индекса плотности основных групп макрозообентоса в фоновых пробах, контрольных и опытных мезокосмах к 62 сут

На 29 сут число видов в МК возросло до (25 - 47), отмечались по всей толще ДО личинки насекомых и олигохетыв МКк, МКI и МКII (до 0.150 г/кг), в МКIII и МКIV – только на поверхности. К 62 сут хирономиды олигохеты проникали внутрь грунта и в МК с максимальными концентрациями (до 10 г/кг). Общее количество таксонов – от 24 до 49.

Индекс отклонения (D) позволяет оценить не только количественные, но и качественные изменения биоценоза по отношению к фону и контролю, что важно для установления пограничной концентрации, при которой экосистема начинает претерпевать изменения от естественного состояния. К 10 сут величина D по численности (N) и биомассе (B) донных сообществ в опытных МК колебалась от 21.4 до 47.9% и от 17.9 до 44.9%, соответственно, в зависимости от концентрации НП в ДО, то есть слабое и среднее отклонение. К 29 сут величина D составила по N – от 46.1 до 71.0% и по B – от 17.9 до 44.9%. К 62 сут МКI не отличался от МКк, а в МКII начиналась перестройка сообщества, и возрастал D от МКII до МКIV: по N – от 56.9 до 75.6%, по B – от 57.9 до 70.4%. ВМКI, в котором содержание НП было близко к ПДУ_{до} нефти (0.02 г/кг), степень отклонения была «слабой», то есть обусловленной естественными процессами. ВМКII индекс D был «средним», что свидетельствует о воздействии не только природных, но и других факторов, в частности действия НП. ВМКIII и МКIV величина отклонения была «сильной», что отражает существенное влияние нефтяного загрязнения на биоценоз МК. Именно переход от «слабого» к «среднему» отклонению определяет порог воздействия. В пороговом диапазоне (0.05 – 0.15 г/кг) донное сообщество начало перестраивается в сторону преобладания наиболее устойчивых к нефти видов хирономид, олигохет, моллюсков и некоторых других групп. Среди традиционно чувствительных к загрязнению групп обнаружены виды, выдерживающие уровень нефтяного загрязнения ДО от 0.05 до 1.0 г/кг. Это поденки *Caeni shoraria* L., хищные ручейники *Neureclipsis bimaculata* и *Hydropsyche ornatula*, пиявки *Helobdella stagnalis*, моллюски *Anisus stroemi*, *Cincinna piscinalis*, *Spherium corneum*.

По мере увеличения концентрации нефти в ДО более наглядно просматривалась перестройка биоценоза, что можно пронаблюдать на примере доминирующей группы хирономид (рис. 3).

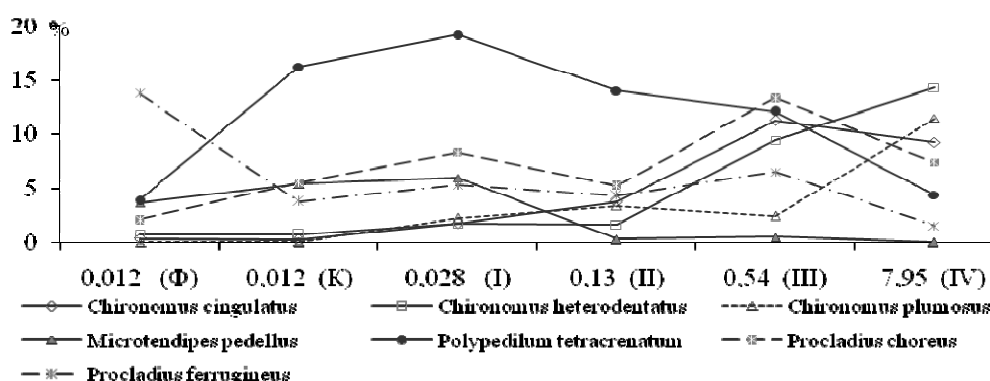


Рис.3. Изменение индекса плотности преобладающих видов хирономид в фоновых пробах, контрольных и опытных (нефте содержащих) мезокосмах к 62 сут

В фоновых пробах преобладали хищники р. *Procladius*, преимущественно *P.ferrugineus*. В МК_к, МК₁ и МК_{II} доминировали мирные хирономиды р. *Polypedilum*. В МК_{III} в доминирующую группу вошли *Polypedilum tetracrenatum*, *Procladius choreus*, *Chironomus heterodentatus*. В максимальной концентрации НП (МК_{IV}) произошло снижение плотности прокладиусов и дальнейший рост хирономид. В доминирующей группе остались представители крупных и устойчивых видов хирономид - *Ch. cingulatus*, *Ch. plumosus*, *Ch. heterodentatus* *Procladius choreus*.

Перестройка сообщества сопровождалась и сокращением числа видов и крупных таксонов по мере увеличения концентрации НП в ДО. С 46 – 47 видов в фоновых и контрольных пробах до 24 – 25 видов в МК_{IV}.

Между содержанием НП в МК и биологическими показателями зообентосного сообщества, обнаружилась сильная статистически достоверная ($p \leq 0.05 - 0.01$) отрицательная корреляция: общая численность – 0.84, численность хирономид –0.80, численность и биомасса вислоккрылок – 0.6 – 0.64, количество крупных таксонов –0.80 и положительная корреляция с индексом выравнивания, что подтверждает факт обеднения сообщества по мере возрастания концентрации НП.

Итак, за 62 сут был прослежен характер, степень колонизации и перестройка сообщества макрозообентоса опытных МК, удалось подтвердить объективность экспериментально установленного норматива нефти в ДО – **0.02 г/кг**. Фоновые пробы, МК_к и МК₁ (0.01 – 0.03 г/кг) имели сходную структуру зообентического сообщества по количественным и качественным показателям и существенно не отличались друг от друга. В пороговом диапазоне (0.05 – 0.15 г/кг) сообщество макрозообентоса начинало перестраиваться в сторону преобладания наиболее устойчивых к нефти видов хирономид, олигохет, моллюсков и некоторых других групп. С 0.5 г/кг начиналось обеднение донного сообщества и выпадение чувствительных видов ручейников, поденок, вислоккрылок, мокрецов, пиявок, двухстворчатых моллюсков. При критическом загрязнении нефтью (5.0 г/кг и больше) в ДО происходило нарушение всех структурно-функциональных показателей, встречались только наиболее устойчивые виды хирономид р. *Chironomus*, *Procladius* и олигохет р. *Limnodrilus*.

Таким образом, экспериментально установленные нормативы ПДУ_{до} для приоритетных загрязняющих веществ в одной из аттестованных токсикологических лабораторий могут быть апробированы на реках любых географических зон с помощью мезокосмов (возможны технические вариации) и откорректированы для местных условий, то есть с меньшими затратами могут быть определены региональные нормативы. Это снимает один из дискуссионных вопросов – отсутствие соответствия между лабораторными и природными моделями [12].

Список литературы.

1. Михайлова Л.В., Степанова Н.Ю. Актуальность нормирования приоритетных загрязняющих веществ в донных отложениях поверхностных водных объектов // IV Съезд токсикологов России. Москва, 2013. С. 318-319.
2. Методические указания по установлению эколого-рыбохозяйственных нормативов (ПДК и ОБУВ) загрязняющих веществ для воды водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение. М.: ВНИРО, 1998. 145 с.

3. Временное методическое руководство по нормированию уровней содержания химических веществ в донных отложениях поверхностных водных объектов (на примере нефти). М.: РЭФИА, НИА-Природа, 2002. 133 с.
4. American Society for Testing and Materials: Standard guide for collection, storage, characterization and manipulation of sediments for toxicological testing. ASTM E 1391-94, Philadelphia. ASTM. 1994.
5. Руководство по определению методом биотестирования токсичности вод, донных отложений, загрязняющих веществ и буровых растворов. М.: РЭФИА, НИА-Природа. 2002. 117 с.
6. Петрова И.В. Способ расчета наибольших недействующих концентраций загрязняющих веществ для донных отложений // Влияние биологически активных веществ на гидробионтов: Сборник научных трудов. 1988. Вып. 287. С.79-87.
7. Burton G.A. Sediment quality criteria in use around the world // *Limnology*, 2002. №3. P. 65-75.
8. Томилина И.И., Комов В.Т. Донные отложения как объект токсикологических исследований (обзор) // *Биология внутренних вод*. 2002. №2. С. 20 – 26.
9. Михайлова Л.В., Исаченко-Боме Е.А. Разработка и апробация норматива содержания нефти в донных отложениях поверхностных водных объектов // *Водные ресурсы*.- 2012. Т. 39.№ 5. С. 530-536.
10. Михайлова Л.В., Исаченко-Боме Е.А., Петухова Г.А., Рыбина Г.Е., Соколовская Е.А. Токсичность нефтезагрязненных донных отложений по отношению к пресноводным гидробионтам разного таксономического уровня // *Водные экосистемы Сибири и перспективы их использования: Матер. Всероссийской конф., посвящ. 100-летию со дня рождения Б.Г. Иоганзена и 80-летию открытия в ТГУ кафедры ихтиологии и гидробиологии, 19-21 апреля 2011 г. Томск, 2011. С. 332-335.*
11. Матковский А.К. Один из подходов оценки предельно допустимого вредного воздействия (ПДВВ) на водоем // *Контроль и реабилитация среды: Матер. IV Междунар. симпоз. Томск, 2004. С. 145-146.*
12. Левич А.П., Забурдаева Е.А., Булгаков Н.Г., Максимов В.Н., Машихин С.В. Лабораторные методы определения ПДК следует дополнить методами установления экологически допустимых нормативов вредных воздействий по данным экологического мониторинга // *Антропогенное влияние на водные организмы и экосистемы: Материалы конференции и школы-семинара, 11-16 ноября. Борок, 2008. Ч. 1. С. 92 – 107.*

УДК 504.064.3:574(262.5)

ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ ПОВЕРХНОСТНОГО СЛОЯ ВНУТРЕННЕЙ И ВНЕШНЕЙ АКВАТОРИЙ БАЛАКЛАВСКОЙ БУХТЫ (КРЫМ, ЧЕРНОЕ МОРЕ)

В.Н. Поповичев, М.А. Попов, О.В. Плотицына, А.П. Стецюк, Н.Ю. Родионова,
Т.В. Царина, Н.И. Бобко

*Институт биологии южных морей им. А.О. Ковалевского
299011 Севастополь, Россия, popovichev@ukr.net*

В работе приведены результаты сезонного экологического мониторинга поверхностной воды внутренней и внешней акваторий Балаклавской бухты, проведенного в период 2012 – 2013 гг. По уровню эвтрофирования и ртутному загрязнению экологическая обстановка в этих акваториях оценивается как удовлетворительная, за исключением места выпуска городских сточных вод.

Ключевые слова: Черное море, Балаклавская бухта, экологический мониторинг, первичная продукция, ртутное загрязнение

Экологическое состояние прибрежной полосы Черного моря зависит от совокупности природных и антропогенных факторов, которые необходимо учитывать при решении задач рационального природопользования. Неконтролируемое загрязнение прибрежной морской акватории из разных источников приводит к деградации экосистем и необратимым последствиям в импактных зонах.

Балаклавская бухта, с глубиной в разных местах от 5 до 36 м, занимает особое место среди участков крымского побережья. Уникальная история, географическое расположение, природно-климатические факторы и геоморфологические особенности бухты открывают широкие возможности для развития здесь рекреационно-туристического комплекса. Эта бухта издавна считается рыбным местом (топоним Балаклава переводится с тюркского «балык юве» – рыба гнездо). Здесь происходит нагул и зимовка многих, как промысловых, так и редких пород рыб. Превращение данной бухты в секретную базу подводного флота СССР на Черном море в 1961 г. стало причиной не только закрытия этого района для гражданских исследователей, но и

исключило на долгие годы в научной литературе самого названия – «Балаклавская бухта». Изменение геополитической обстановки к началу 90-х годов XX века, а затем и вывод подводного флота позволили возобновить здесь научные исследования после длительного перерыва [1].

Нерациональное с экологической точки зрения использование акватории бухты и прилегающей к ней территории привело к серьезным последствиям, хотя некоторое снижение антропогенного пресса после вывода подводного флота положительно отразилось на экологическом состоянии бухты. Однако, в связи с предполагаемым развитием здесь рекреационно-туристического комплекса, антропогенный пресс на экосистему бухты может резко усилиться. Сброс неочищенных бытовых сточных вод, дноуглубительные работы, промышленные стоки, ливневая канализация, утечки нефтепродуктов с судов, базирующихся и ремонтирующихся в бухте, смыв с полей и поступление удобрений и пестицидов с водами реки Балаклавка отрицательно сказываются на качестве вод. Небольшие размеры бухты, относительно примыкающих акваторий открытого моря, позволяют с одной стороны быстро восстанавливать естественные концентрации веществ и планктонных организмов в её акватории за счёт обмена с открытым морем, с другой стороны – её извилистость и относительная замкнутость препятствуют процессам свободного водообмена. Перспективы развития здесь яхтинга, сопутствующего туризма и марикультуры априори предполагают высокие стандарты качества природной среды [1].

Целью наших исследований, проведённых в период 2012 – 2013 гг., было получение сезонных количественных и качественных характеристик экологического состояния поверхностного слоя во внутренней акватории Балаклавской бухты и внешней – в смежном заливе Мегало-Яло (Большой берег). Традиционное внимание было обращено на оценку биотических (первичная продукция (ПП) и концентрация общей взвеси ($C_{взв}$)) и абиотических (температура воды ($T_{в}$), её солёность (S), содержание минеральных форм азота и фосфора) показателей среды рассматриваемых акваторий, а также – на уровень загрязнения их ртутью (Hg), как одним из потенциально токсичных для биоты тяжёлых металлов [2].

На рис. 1 показана карта с месторасположением реперных станций, выполненных в ходе экологического мониторинга внутренней (Ст-1 и Ст-2) и внешней (Ст-3 – Ст-6) акваторий Балаклавской бухты, а в табл. 1 указаны координаты станций, дата отбора проб воды, а также её температура ($T_{в}$, °C) и солёность (S, ‰).

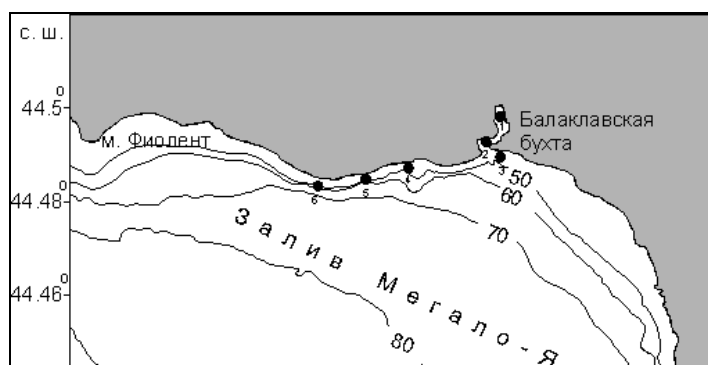


Рис. 1. Карта-схема с указанием реперных станций (тёмные кружки), где проводился мониторинг экологического состояния поверхностной воды во внутренней и внешней акваториях Балаклавской бухты

Таблица 1. Координаты реперных станций во внутренней и внешней акваториях Балаклавской бухты, дата отбора проб воды, её температура ($T_{в}$, °C) и солёность (S, ‰)

№ ст.	Север. широта	Восточ. долгота	22.08.2012		24.10.2012		14.01.2013		21.03.2013	
			$T_{в}$, °C	S, ‰	$T_{в}$, °C	S, ‰	$T_{в}$, °C	S, ‰	$T_{в}$, °C	S, ‰
1	44°30.07'	33°35.88'	18.61	17.76	19.59	18.15	7.97	18.00	9.16	17.83
2	44°29.74'	33°35.63'	18.25	17.82	19.55	18.13	8.49	17.89	9.24	17.86
3	44°29.60'	33°35.93'	15.40	17.84	19.61	18.14	8.65	17.81	9.23	17.94
4	44°29.46'	33°34.54'	17.23	17.88	19.57	18.15	8.86	18.03	9.31	17.99
5	44°29.31'	33°32.83'	18.84	17.91	19.55	18.12	8.86	18.03	9.25	18.00
6	44°29.30'	33°32.94'	19.64	17.81	19.45	18.11	8.88	18.05	9.29	17.97

Для определения ПП органического вещества (ОВ) использовали радиоуглеродный метод, основанный на допущении, согласно которому внесённый в склянки меченый углерод (обычно в

форме $\text{Na}_2^{14}\text{CO}_3$ или $\text{NaH}^{14}\text{CO}_3$), включается в процессы фотосинтеза ОВ с той же скоростью, что и стабильный изотоп углерода (^{12}C) [3]. Определение ПП радиоуглеродным методом осуществляется по стандартной схеме: отбор проб воды, добавление изотопа, экспозиция, фильтрация и определение радиоактивности фильтров. Радиоуглеродной методикой «в модификации склянок» рекомендуется одновременно со светлыми склянками в тех же условиях экспонировать пробы воды в тёмных склянках, и при расчёте продукции за величину фотосинтеза принимается разность между фиксацией углекислоты в светлой и тёмной склянках. Поэтому, в процессе постановки экспериментов светлые и тёмные «склянки» (пластиковые флаконы объёмом 67 мл) с водой после внесения ^{14}C возвращали в условия близкие *in situ* на 1-суточную экспозицию, за время которой можно получить продукцию, близкую к «чистой» ПП [3, 4].

В основе расчёта скорости продуцирования ОВ лежит формула: $C_{\text{ф}} = C_{\text{к}} \times r / R$, где $C_{\text{ф}}$ – величина фотосинтеза за время экспозиции, $\text{мг С} \times \text{л}^{-1}$; $C_{\text{к}}$ – общее количество углерода во всех формах углекислоты в воде (CO_2 , HCO_3^- , CO_3^{2-}), $\text{мг С} \times \text{л}^{-1}$; r – радиоактивность, приобретённая фитопланктоном за время экспозиции, $\text{кБк} \times \text{л}^{-1}$; R – радиоактивность, внесённая в опытные склянки, измеренная при тех же условиях, что и r , и выраженная в тех же единицах ($\text{кБк} \times \text{л}^{-1}$) [3].

При расчёте ПП фитопланктона для акваторий вблизи Севастополя нами использовалось значение $C_{\text{к}} = 36 \text{ мг С} \times \text{л}^{-1}$, при этом исходная радиоактивность ^{14}C в склянках (R) составляла $50 \text{ кБк} \times \text{л}^{-1}$, погрешность определения ПП – 18 %. Радиометрические измерения ^{14}C в аликвотах воды из инкубируемых склянок и во взвеси, осаждённой на мембранных фильтрах «Sartorius», проводили на жидкостно-сцинтилляционном бета-спектрометре «RackBeta – 1219» с использованием сцинтилляционной жидкости «OptiPhase – II» и периодическим контролем работы прибора по прилагаемому ^{14}C -стандарту [4].

Концентрацию взвешенного вещества ($C_{\text{взв}}$, $\text{мг(сух)} \times \text{л}^{-1}$) в пробах поверхностной воды определяли методом мембранного фильтрования, при этом нуклеопоровые фильтры с размером пор 0.45 мкм взвешивали на микроаналитических весах «Sartorius», чувствительностью 0.1 мг, затем фильтровали через них 0.5 – 1.5 л воды. Фильтры с осаждённой взвесью высушивали и взвешивали. Средняя погрешность определения концентрации взвеси составила 32 % [4].

Гидрохимические параметры проб воды определялись в аккредитованной гидрохимической лаборатории отдела аквакультуры и морской фармакологии ИнБЮМ НАНУ согласно «Руководству по химическому анализу морских вод» [5].

Подготовку проб воды для измерения ртути проводили в лабораторных условиях по методу мониторинга фоновых загрязнений природной среды. Пробы воды фильтровали через мембранный фильтр с диаметром пор 0.45 мкм и в фильтрате анализировали растворённую форму ртути, а на фильтрах – взвешенную. В основе выделения и измерения ртути из компонентов морских экосистем находится метод беспламенной атомно-абсорбционной спектрофотометрии (метод холодного пара). Измерения концентрации ртути проводили на анализаторе «Юлия-2» с чувствительностью 1 нг. Анализ серии проб показал удовлетворительную воспроизводимость данных с относительными ошибками, составившими 6.4 % для водного фильтрата и 13.4 % – для взвешенного вещества [2].

Первичная продукция и концентрация взвеси. Анализ экспериментальных данных по определению скорости продуцирования ОВ в поверхностной воде акваторий Балаклавской бухты показал, что максимальные значения ПП ($\text{мг С} \times \text{м}^{-3} \times \text{сут}^{-1}$) в основном были приурочены к внутренней акватории бухты (Ст-1 и Ст-2) и к летне-осеннему периоду года, когда температура воды и световые условия оптимальны для развития фитопланктона [4, 6]. В целом для внутренней и внешней акваторий бухты полученные величины ПП варьируют в пределах: 12.3 – 172.9 $\text{мг С} \times \text{м}^{-3} \times \text{сут}^{-1}$ – летом; 10.0 – 84.7 $\text{мг С} \times \text{м}^{-3} \times \text{сут}^{-1}$ – осенью; 3.5 – 8.3 $\text{мг С} \times \text{м}^{-3} \times \text{сут}^{-1}$ – зимой и 3.6 – 43.9 $\text{мг С} \times \text{м}^{-3} \times \text{сут}^{-1}$ – весной. Летние значения ПП в воде внутренней акватории бухты близки и превышают условный уровень эвтрофности, определённый по летним оценкам ПП для северо-западной части Черного моря и равный 100 $\text{мг С} \times \text{м}^{-3} \times \text{сут}^{-1}$ [6].

Результаты определения концентрации взвешенного вещества ($C_{\text{взв}}$, $\text{мг(сух)} \times \text{л}^{-1}$) в поверхностной воде изучаемых акваторий свидетельствуют о превалировании во все сезоны года содержания взвеси в воде на Ст-3, приуроченной к месту выпуска сточных хозяйственно-бытовых вод Балаклавского коллектора. При этом, диапазоны значений $C_{\text{взв}}$ имеют соответствующий сезонный размах, обусловленный совокупностью биотических и абиотических факторов: 0.7 – 10.0 $\text{мг(сух)} \times \text{л}^{-1}$ – летом; 0.5 – 25.0 $\text{мг(сух)} \times \text{л}^{-1}$ – осенью; 0.4 – 12.0 $\text{мг(сух)} \times \text{л}^{-1}$ – зимой и 0.8 – 16.7 $\text{мг(сух)} \times \text{л}^{-1}$ – весной.

Содержание минеральных форм азота и фосфора. Гидрохимический режим вод Балаклавской бухты формируется под воздействием гидрометеорологических условий, сгонно-нагонных явлений и антропогенного воздействия. Известно [1], что наиболее загрязнена мелководная кутовая часть бухты, принимающая сточные и ливневые воды, что в значительной

мере обусловлено ограниченным водообменом через основную её узкость. Объём поступающих в бухту сточных вод оценивается в 4.4 млн. м³×год⁻¹, из которых 3.0 млн. м³×год⁻¹ проходит через главный коллектор. Не менее значимый источник загрязнения – стоки, поступающие в бухту с водами речки Балаклавка в объёме 169.6 тыс. м³×год⁻¹. Ветровые условия определяют интенсивность перемешивания вод, и тем самым, оказывают влияние на экологическое состояние бухты.

Результаты определений в поверхностной воде изучаемых акваторий Балаклавской бухты концентраций минеральных форм азота (NO₂, NO₃, NH₄) и фосфора (PO₄), являющихся основными биогенными элементами, влияющими на биопродуктивность вод, характеризуются следующими диапазонами величин: концентрация нитритного азота (NO₂) изменялась от 0.1 до 35.3 мкг×л⁻¹, нитратного (NO₃) – от 1.4 до 127.0 мкг×л⁻¹, аммонийного (NH₄) – от 3.5 до 1174.1 мкг×л⁻¹ и фосфатов (PO₄) – от 0.7 до 341.7 мкг×л⁻¹. Из полученного материала значимо выделяются данные по максимальной концентрации этих соединений, зарегистрированных в пробах воды на Ст-3, приуроченной к выпуску сточных вод городской канализации.

Ртуть (Hg). Концентрации растворённой, взвешенной и общей (суммарной) форм ртути в поверхностной воде внутренней и внешней акваториях Балаклавской бухты, определённые в ходе посезонного мониторинга с лета 2012 г. по весну 2013 г. характеризуются широкими диапазонами их изменения, обусловленными как природными, так и антропогенными факторами. Во время летней съёмки, выполненной 22 августа 2012 г., наибольшее значение общей формы ртути (124.3 нг×л⁻¹) зарегистрировано на Ст-1, находящейся в кутовой части бухты, причём, определяющее значение приходится на растворённую её форму (93.0 нг×л⁻¹). В целом по указанным акваториям значения концентрации общей формы Hg варьировали в диапазоне от 9.9 до 124.3 нг×л⁻¹, растворённой – от 8.0 до 93.0 нг×л⁻¹ и взвешенной – от 1.9 до 31.3 нг×л⁻¹.

Осенняя мониторинговая съёмка, проведённая 24 октября 2012 г., зафиксировала максимальные значения концентрации Hg на трёх станциях (Ст-1, Ст-3 и Ст-5) и также с преобладающим содержанием растворённой её формы. В целом по акваториям диапазоны значений составляли размах: 7.0 – 279.0 нг×л⁻¹ для растворённой формы; 2.7 – 72.3 нг×л⁻¹ для взвешенной и 26.7 – 281.9 нг×л⁻¹ для общей формы Hg, причём, это были максимальные уровни концентрации ртути за все проведённые съёмки в период 2012 – 2013 гг.

Результаты исследований, проведённых зимой (14 января) и весной (21 марта) 2013 г., дали относительно низкие значения содержания изучаемых форм ртути в воде по сравнению с летне-осенними оценками, с относительными экстремумами величин на Ст-3 и Ст-4. Соответствующие диапазоны значений концентрации Hg для зимней и весенней съёмок имели размах: 2.0 – 61.0 нг×л⁻¹ и 0.0 – 49.0 нг×л⁻¹ для растворённой формы; 3.6 – 8.2 нг×л⁻¹ и 1.8 – 29.0 нг×л⁻¹ для взвешенной; 6.6 – 66.4 нг×л⁻¹ и 1.8 – 57.0 нг×л⁻¹ для общей формы ртути.

В общем, полученные результаты свидетельствуют о пока ещё удовлетворительной экоситуации в отношении загрязнения ртутью поверхностной воды исследованных акваторий Балаклавской бухты. Это следует из сравнения наших данных с величиной предельно допустимой концентрации (ПДК) ртути для воды (100 нг×л⁻¹) рыбохозяйственных водоёмов [7], а также с литературными данными [2]. Вместе с тем необходимо обратить внимание на значения суммарной формы ртути, эпизодически превышающие данный уровень ПДК, особенно для кутовой части Балаклавской бухты, а также для внешней её акватории, подверженной влиянию выпуска сточных вод городским коллектором (Ст-3).

Заключение. В результате проведённых исследований нами получены количественные оценки биотических и абиотических факторов водной среды, обуславливающих и отражающих экологическое состояние внутренней и внешней акваторий Балаклавской бухты. Их анализ свидетельствует, что по уровню эвтрофирования и загрязнения воды ртутью экологическая обстановка в акваториях бухты в целом характеризуется как удовлетворительная, за исключением места выпуска городских сточных вод.

Вместе с тем экологическая обстановка в бухте может быть улучшена путём введения новых и модернизации существующих очистительных сооружений, а также развития на её акватории мидийных ферм. Из неотложных мер по снижению антропогенного пресса на экосистему рассматриваемой акватории несомненно важным является перенос оголовка выпуска городских хозяйственно-бытовых вод и заглублиение его под основной черноморский пикноклин [1].

Список литературы

1. Попов М.А. Океанологическая характеристика Балаклавской бухты, оценка загрязнения её вод и прилегающей акватории Черного моря: Дис. ... канд. геогр. наук. – Севастополь, 2013. – 162 с.
2. Костова С.К. Распределение ртути в акватории черноморского побережья Крыма / С. К. Костова, В. Н. Поповичев // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа: Сб. научн. тр. – Севастополь, 2002. – Вып. 1(6). – С. 118 – 127.

3. Методическое пособие по определению первичной продукции органического вещества в водоёмах радиоуглеродным методом. – Минск: Белгосуниверситет, 1960. – 26 с.
4. Поповичев В.Н. Продукционные характеристики биотического компонента природной взвеси в системе экологического мониторинга акватории Балаклавской бухты в 2012 г. / В.Н. Поповичев, М.А. Попов, Н.Ю. Родионова, Т.В. Царина // Материалы науч. конф. «Ломоносовские чтения» 2013 г. и Междунар. науч. конф. студентов, аспирантов и молодых ученых «Ломоносов-2013» / Под ред. М.Э. Соколова, Г.А. Голубева, В.А. Иванова, Н.Н. Миленко, В.В. Хапаева. – Севастополь: ООО «Экспресс – печать», 2013. – С. 45 – 46.
5. Руководство по химическому анализу морских вод (РД52.10.243-293). – СПб.: Гидрометеоздат, 1993. – 264 с.
6. Финенко З.З. Региональная модель для расчёта первичной продукции Черного моря с использованием данных спутникового сканера цвета SeaWiFS / З. З. Финенко, В. В. Суслин, Т. Я. Чурилова // Морск. экологич. журн., 2009. – Т. VIII. – № 2. – С. 81 – 106.
7. Перечень предельно допустимых концентраций и ориентировочно безопасных уровней воздействия вредных веществ для воды рыбохозяйственных водоёмов. – М.: Медикор, 1995. – 220 с.

УДК 574.24

КОМЕТНЫЙ АНАЛИЗ КАК ТЕСТ НА ГЕНОТОКСИЧНОСТЬ МОРСКИХ ПРИБРЕЖНЫХ АКВАТОРИЙ

В.В. Слободскова¹, С.П. Кукла², В.П. Челомин¹

¹*Тихоокеанский океанологический институт им. В.И. Ильичева ДВО РАН,
690041 Владивосток, Россия, slobodskova@poi.dvo.ru*

²*Дальневосточный федеральный университет, 690600 Владивосток, Россия*

Выявлена глубокая деградация молекулы ДНК у гребешков на акватории, прилегающей к г. Владивосток (м. Кунгасный), и у мидий в бух. Горностай. Отмечено, что деструктивным изменениям подвержена практически 1/3 часть молекулы ДНК клеток жабр моллюсков.

Ключевые слова: двустворчатые моллюски, метод ДНК-комет, повреждение ДНК, генотоксичность

В настоящее время масштабы загрязнения морских экосистем все сильнее опережают возможности научно-обоснованных оценок и прогнозирования последствий антропогенного воздействия.

Залив Петра Великого можно охарактеризовать как один из уникальнейших районов России по своим географическим особенностям, биологическому разнообразию и богатству ресурсов. Здесь хорошо развито рыболовство, функционируют марикультурные хозяйства, в промышленных объемах добываются водоросли. Но, тем не менее, в его состав, наряду с чистыми акваториями морского заповедника, входят заливы и бухты, которые по поступлению в них объемов загрязняющих веществ можно отнести к сильно загрязненным. Поэтому до сих пор остается актуальной проблема по разработке и усовершенствованию экспресс - методов контроля, диагностики и прогнозирования влияния загрязняющих веществ на состояние биоты. При этом использование традиционных гидробиологических методов оценки негативных изменений в экосистемах не позволяет оперативно оценить экотоксикологическую ситуацию в акваториях.

В связи с этим представляется целесообразным применение подходов, основанных на анализе отдельных ключевых биохимических параметров (молекулярных биомаркеров), отражающих общее изменение физиологического состояния организма в ответ на воздействие неблагоприятных факторов. А оценка опасности развития отдаленных эффектов может быть более эффективной, если основывается на данных о генотоксичности поллютантов [4]. Учитывая исключительную роль генома в функционировании биологических систем, выявление повреждений в структуре молекулы ДНК следует отнести к наиболее важным проявлениям токсичности. В последние годы было разработано много методов, позволяющих регистрировать повреждения ДНК, а также исследовать процессы репарации. Наибольший интерес представляют показатели, характеризующие уровень повреждения ДНК, который выявляется в настоящее время с помощью метода ДНК-комет.

Подобного рода исследования в экотоксикологии только начинаются. Но именно в этом направлении следует ожидать появления интересных научных публикаций, учитывая широкое

распространение в медико-биологических исследованиях метода-ДНК-комет, позволяющего оценивать состояние генома индивидуальной клетки [5].

Цель нашей работы состояла в оценке степени повреждения ДНК морских организмов, испытывающих воздействие негативных факторов окружающей среды.

Для оценки качества среды в прибрежной зоне зал. Петра Великого на основе генотоксичности были использованы моллюски *C. grayanus*, *M. yessoensis*, *C. japonica* из акваторий, отличающихся друг от друга степенью антропогенной нагрузки. Отбор животных выполняли в весеннее время, преимущественно в мае. Моллюски были собраны водолазным способом в различающихся по антропогенной нагрузке акваториях залива Петра Великого.

Известно, что наибольшую антропогенную нагрузку имеет прибрежная зона г. Владивосток (м. Кунгасный) [2]. Бухты Северная, Восточная и Алексеева максимально удалены от влияния бытовых и промышленных стоков. Однако известно, что в бух. Алексеева существуют природные источники загрязнения – ртутные аномалии, обнаруженные на ее акватории [1].

Для биохимических анализов использованы жабры, как основной орган контакта со средой, через который происходит поступление токсикантов в организм гидробионтов.

При определении количества повреждений в молекуле ДНК использовали щелочной вариант кометного анализа [7], адаптированного к морским организмам [6]. В основе метода лежит опосредованная воздействием постоянного электрического поля миграция ДНК единичных клеток в агарозном геле. Наблюдаемый при этом во флуоресцентном микроскопе геном индивидуальной клетки представлен в виде электрофоретического следа, или так называемой «кометы». Критериями оценки степени фрагментации ДНК в клетке являются длина хвоста кометы и доля мигрировавшей ДНК [3]. Метод включает в себя следующие этапы: приготовление геля-слайда, лизис клеток, щелочную инкубацию, электрофорез, нейтрализацию, окраску слайдов, анализ и обработку данных.

Визуализацию и регистрацию ДНК-комет осуществляли с помощью сканирующего флуоресцентного микроскопа (Zeiss, AxioImager A1), оснащенного цифровой фотокамерой AxioCam MRc. Для обработки цифровых изображений была использована компьютерная программа CometScore Freeware v1.5, которая позволяет вычислять различные параметры комет, указывающие на степень повреждения клеточной ДНК. В работе определяли в каждой комете два параметра: долю ДНК в хвосте кометы и длину хвоста кометы. Для визуальной классификации комет применялся метод, предложенный А. Коллинзом с коллегами (Collins et al., 1995). Данный подход предполагает деление комет на 5 классов (C0, C1, C2, C3, C4) по степени фрагментации молекулы ДНК. Исходя из количества комет, принадлежащих к каждому классу, рассчитывали индекс генетического повреждения (ИГП) $(C1+2*C2+3*C3+4*C4)/(C0+C1+C2+C3+C4)$. Во всех исследованных группах моллюсков анализировали по 15 слайдов (1 слайд = 1 особь), содержащих не менее 50 комет в каждом.

Статистическая обработка полученных результатов проводилась с использованием пакета прикладных программ STATISTICA 6.0 и Microsoft Excel 2003. Оценку результатов проводили по каждому эксперименту путем сравнения среднегрупповых показателей ($P < 0,05$ с использованием непараметрического критерия Даннета).

Отмечены значительные повреждения ДНК цепи у моллюсков, собранных из района с выраженной антропогенной нагрузкой (м. Кунгасный), полученные кометы можно отнести к классам C3 и C4 как наиболее поврежденные. У животных, полученных из незагрязненных участков (бух. Восточная), в том числе и из хозяйства марикультуры (бух. Северная), отмечено отсутствие ДНК-разрывов или слабое их проявление, что говорит о принадлежности таких клеток к классам C0/C1 (рис. 1).



Рис. 1. Микрофотографии комет, формируемые клетками жабр *M. yessoensis*: (а) бух. Восточная; (б) бух. Северная; (в) м. Кунгасный.

Максимальное значение индекса генетического повреждения (ИГП) наблюдалось у моллюсков из акватории, прилегающей к Владивостоку. У гребешков из бухт Северной и Восточной этот показатель ниже почти в 2,2 и 2,9 раза соответственно (табл. 1).

Таблица 1. Основные параметры ДНК-комет клеток жабр *M. yessoensis*, собранных в разных районах зал. Петра Великого (среднее \pm стандартное отклонение, n = 15)

Район Показатель	Повреждение ДНК		
	Длина «хвоста» кометы (рх)	% ДНК в «хвосте» кометы	Индекс генетического повреждения (ИГП)
Бух. Восточная	7,54 \pm 2,71	11,35 \pm 3,48	0,9
Бух. Северная	11,94 \pm 5,74*	12,09 \pm 6,79*	1,2
Мыс Кунгасный	93,79 \pm 33,96*	43,85 \pm 12,5*	2,58

Примечание: * – достоверное отличие ($P \leq 0,05$) по сравнению с гребешками из бух. Восточная.

Усредненные параметры полученных комет (доля ДНК в «хвосте» кометы, длина «хвоста» кометы), отражающие степень повреждения ДНК клеток жабр моллюска, приведены в табл. 6. Необходимо отметить, что доля ДНК, мигрирующей из ядра кометы, в клетках моллюсков, из бух. Северная и бух. Восточная, не превышала 13%, тогда как в клетках моллюсков, отобранных из окрестностей м. Кунгасного, этот показатель для основной массы комет составлял 40-45%. Длина хвоста комет, образуемых клетками жабр моллюсков, подверженных негативному влиянию, также значительно увеличивается.

Таким образом, данные показывают, что у гребешков, обитающих у м. Кунгасный, ДНК клеток жабр подвержена патологическим изменениям. Важно отметить, что гребешки, полученные из хозяйства марикультуры в бух. Северная, практически не имели повреждений в молекуле ДНК. Это свидетельствует о том, что садковое выращивание моллюсков не оказывает негативного воздействия на их жизнедеятельность.

Клетки жабр *S. grayanus*, обитающих на акватории с высокой антропогенной нагрузкой (бух. Горностай), формировали явно выраженные кометы, принадлежащие к классам С3 и С4 (табл. 2). Они указывают на значительные повреждения в молекуле ДНК, обусловленные негативным действием факторов среды обитания. В свою очередь, повреждения ДНК жаберных клеток, обнаруженные у моллюсков из бух. Алексеева, принадлежали преимущественно к классу С2, что характеризует клетки как жизнеспособные, но с выраженными повреждениями (рис. 2).

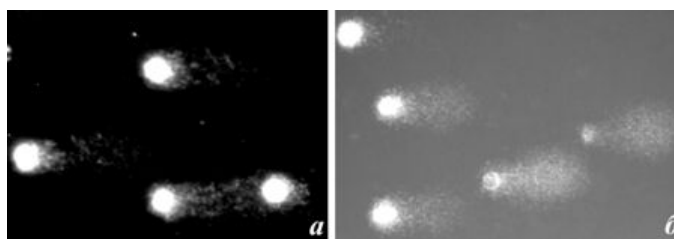


Рис. 2. Степень повреждения молекулы ДНК жаберной ткани *S. grayanus* (а) бух. Алексеева, о. Попов; (б) бух. Горностай

Как видно, % мигрированной ДНК в клетках жабр *S. grayanus*, доставленных из бухты Горностай, почти в 2 раза выше, чем у моллюсков из бух. Алексеева, а длина «хвоста» кометы выше в 4 раза (табл. 2).

Таблица 2. Основные параметры ДНК-комет клеток жабр *S. grayanus*, собранных в разных районах залива Петра Великого (среднее \pm стандартное отклонение, n = 15)

Район Показатель	Повреждение ДНК		
	Длина «хвоста» кометы (рх)	% ДНК в «хвосте» кометы	Индекс генетического повреждения (ИГП)
Бух. Алексеева (о. Попова)	25,4 \pm 3,32	21,65 \pm 5,9	1,99
Бух. Горностай (Уссурийский залив)	102,02 \pm 39,77*	38,61 \pm 10,86*	3,23

Примечание: * – достоверное отличие ($P \leq 0,05$) по сравнению с мидиями из б. Алексеева (о. Попова).

Показано, что в условиях хронического действия неблагоприятных условий среды наблюдается накопление повреждений в молекуле ДНК. Так, у животных, обитающих в бух. Горностай, процент повреждения ДНК клеток жабр значительно выше, чем у моллюсков,

обитающих в бух. Алексеева. Отметим, что у мидий, обитающих в бух. Алексеева ИГП выше единицы (табл. 2). Возможно, это связано с тем, что в бухте обнаружены ртутные аномалии [1], которые могут оказывать негативное влияние на моллюсков.

Таким образом, полученные данные свидетельствуют о том, что неблагоприятная среда обитания может инициировать серьезные нарушения в структуре молекулы ДНК, которые, в свою очередь, могут привести к возникновению мутаций и злокачественных трансформаций клетки.

В заключение можно отметить, что метод ДНК-комет обладает достаточной чувствительностью, необходимой для регистрации повреждений ДНК на уровне отдельной клетки и может быть применен для оценки генотоксичности морской среды.

Работа поддержана грантом Правительства Российской Федерации, договор № 11.G34.31.0010 и программой «Научный фонд ДВФУ»

Список литературы

1. Лучшева Л.Н. Содержание ртути в компонентах экосистемы бухты Алексеева (залив Петра Великого Японского моря) // Биол. моря. 1995. Т. 21, № 6. С. 412–415.
2. Огородникова А.А. Эколого-экономическая оценка воздействия береговых источников загрязнения на природную среду и биоресурсы залива Петра Великого. Владивосток: ТИПРО-Центр. 2001. 193 с.
3. Тронов В.А., Пелевина И.И. Метод ДНК-комет индивидуальных клеток. Принцип и применение метода // Цитология. 1996. Т. 38, № 4/5. С. 427–439.
4. Depledge M.H. The ecotoxicological significance of genotoxicity in marine invertebrates // Mutat. Res. 1998. Vol. 399. P. 109–122.
5. Jha A.N. Ecotoxicological applications and significance of the Comet assay // Mutagenesis. 2008. Vol. 23, Issue 3. P. 207–221.
6. Mitchelmore C.L., Birmelin C., Livingstone D.R., Chipman J.K. Detection of DNA strand breaks in isolated mussels (*Mytilus edulis*) digestive gland cells using the “Comet” assay // Ecotoxicology and Environmental Safety. 1998. Vol. 41. P. 51–58
7. Singh N.P., McCoy M.T., Tice R.R., Schneider E.L. A simple technique for quantitation of low levels of DNA damage in individual cells // Exp. Cell Res. 1988. Vol. 175. P. 184–191.

УДК 504.4.054, 504.75.

ИЗУЧЕНИЕ МУТАГЕННОЙ АКТИВНОСТИ ВОДЫ Р. ВОЛГИ И Р.КОТОРОСЛИ В АКВАТОРИИ Г.ЯРОСЛАВЛЯ

Е.И. Соловьева, М.И. Дронина, В.В.Шагина, М.И.Ковалева

*Ярославский государственный университет им. П.Г.Демидова
150000, Ярославль, ул. Советская, 14, SolovievaEkaterina93@yandex.ru*

Проведено исследование мутагенной активности воды р. Волга на 4 станциях в черте г. Ярославля. Показано, что изученные пробы воды вызывают видимые мутации у одноклеточной зеленой водоросли *Chlorella vulgaris*. Максимальный уровень индуцированных мутаций регистрируется в районе Центрального питьевого водозабора и на пляже р. Которосль. Показано, что мутагенное загрязнение претерпевает сезонную динамику.

Ключевые слова: *Chlorella vulgaris*, мутагенная активность воды, метод макроколоний.

Загрязнение природных вод мутагенами является одним из наиболее опасных последствий хозяйственной деятельности человека. Мутагены - это факторы, способные повреждать наследственный материал всех живых организмов, в том числе и человека. В организм человека генотоксиканты могут поступать различным путем (например, перорально либо перкутанно). Последствия воздействия мутагенов могут проявиться как у организмов, подвергшихся воздействию, в виде соматических мутаций, сокращения продолжительности жизни, общего ухудшения состояния здоровья, онкологических заболеваний, так и у последующих поколений в виде наследственных заболеваний, увеличения частоты спонтанных прерываний беременности, врожденных пороков развития и др. Рост частоты индуцированных мутаций может привести к увеличению генетического груза популяции, что может иметь следствием вырождение и вымирание вида.

Поэтому контроль за содержанием мутагенов в природных средах является одним из необходимых направлений экологического мониторинга. Особенно необходимо проводить такие

исследования на водоемах, которые являются источниками питьевого водоснабжения и рекреационными зонами для населения крупных городов, где расположены основные источники загрязнения.

Ярославль является одним из крупнейших и динамично развивающихся промышленных центров Верхней Волги с населением более 600 000 человек. Промышленность Ярославля представлена главным образом предприятиями нефтехимической, топливно-энергетической, химической, машиностроительной и пищевой промышленности.

Изучение мутагенной активности воды в районе городских пляжей г. Ярославля никогда не проводилось. Проведенные ранее исследования в лаборатории генетики Ярославского госуниверситета показали наличие мутагенного загрязнения рек р. Волга и р. Которосль [1, 2]. Целью работы стало изучение мутагенной активности проб воды рек Волги и Которосли в акватории г. Ярославля.

В качестве материала использовались воды, отобранных в разные сроки 2012-2013 гг. на 4 станциях в черте г. Ярославля:

- станция 1 - городской пляж на р.Которосль,
- станция 2 - городской пляж на р.Волга (р-н Тверицы)
- станция 3 - напротив Северного водозабора (р.Волга)
- станция 4 - напротив Центрального водозабора (р.Волга).

Пробы воды отбирались батометром с поверхностного горизонта, далее в лаборатории концентрировались методом вымораживания в 20 раз. [3] Пробы хранились в замороженном состоянии. Проводилось изучение суммарной мутагенной активности (СМА). Этот показатель позволяет оценить мутагенность пробы с учетом взаимодействия компонентов такой сложной смеси как природная вода [4].

Мутагенную активность проб воды определяли с помощью метода учета видимых мутаций (ВМ) у одноклеточной зеленой водоросли *Chlorella vulgaris* (Beijer.). В работе использовался альгологически и бактериально чистый штамм ЛАРГ-1, полученный из института Общей генетики им. Н.И.Вавилова РАН (г. Москва). Тест позволяет регистрировать видимые генные мутации (ВМ, %) на уровне макроколоний. Регистрировались пигментные, морфологические мутации. Частота появления мутантных колоний характеризует мутагенное действие фактора. А также проводилась оценка выживаемости клеток по сравнению с контрольным вариантом. Выживаемость клеток позволяет характеризовать цитотоксическое и цитостатическое действие проб воды.

Постановка эксперимента проводилась по стандартной методике в нашей модификации [5]. Время экспозиции - 30 минут. Все эксперименты сопровождалось интактным контролем, в этом случае суспензия водоросли готовилась на стерильной дистиллированной воде.

Учет результатов проводился после подращивания колоний через 7-10 суток. Далее проводилась статистическая обработка полученных результатов. Сравнение средних показателей в контрольном и опытном варианте проводилось с помощью t-критерия Стьюдента. Различия считались достоверными при $p < 0.05$.

Анализ полученных результатов позволяет отметить следующее. Выживаемость клеток *Chlorella vulgaris* при воздействии проб воды из районов питьевых водозаборов г. Ярославля снижается в среднем до 80%. Следовательно, в пробах воды содержатся митотоксические факторы. При этом сезонных изменений митотоксичности не выявлено.

Результаты исследования мутагенной активности воды представлены в таблице 1 и на рисунках 1 и 2.

Таблица 1. Частота видимых мутаций у *Chlorellavulgaris* при воздействии проб воды

Название станций	Станция 1 Которосль пляж	Станция 2 Волга пляж	Станция 3 Северный Водозабор	Станция 4 Центральный Водозабор
Дата отбора				
Контроль	0.67±0.06%			
2012 г.				
Май	1.76 ± 0.06	2.41±0.36	-	-
Июнь	2.73 ± 0.45	1.88±0.40	-	-
Июль	1.59 ± 0.17	-	-	-
Август	2.81 ± 0.17	2.13±0.32	-	-
2013 г.				
Июль	3.36 ± 0.73	2.12±0.34	1.35±0.03	3.22±0.68
Август	1.24 ± 0.12	1.88±0.27	1.36±0.12	3.04±0.13
Октябрь	-	-	2.27±0.17	1.83±0.38

Из представленных данных видно, что в районе водозаборов во все изученные сроки частота индуцированных мутаций достоверно превышает контрольный уровень (рис. 1). Причем при воздействии проб воды, отобранных в районе Центрального водозабора в июле и августе 2013 года, частота мутаций более чем в 3 раза превышает спонтанный уровень, достигая максимума в июле $3.22 \pm 0.68\%$. К октябрю частота зарегистрированных мутаций в районе Северного и Центрального водозабора выравнивается. Из представленных данных видно, что более выраженное мутагенное загрязнение характерно для центральной части города, где расположен Центральный водозабор г. Ярославля.

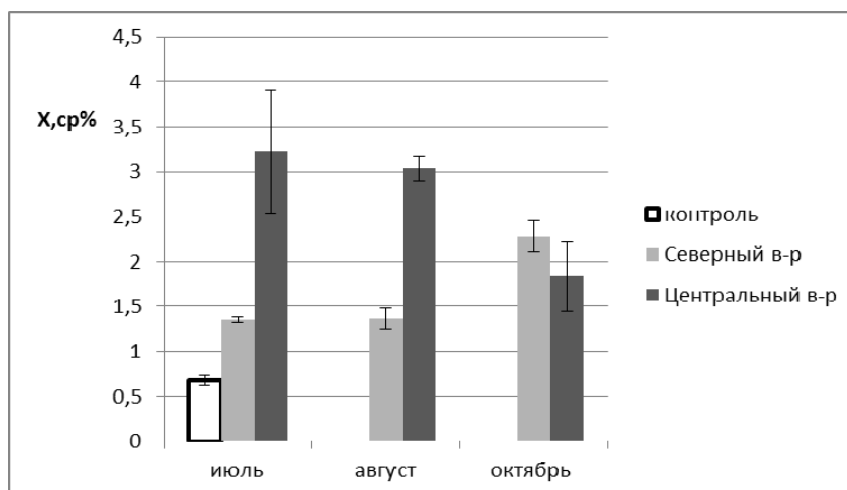


Рис. 1. Частота ВМ у хлореллы при воздействии проб воды р. Волга (2013 г.)

Данные по частоте видимых мутаций, полученные при изучении проб воды с городских пляжей представлены в таблице 1 и на рисунке 2. Пробы воды изученных станций во все сроки исследования повышают частоту видимых мутаций у хлореллы, следовательно, содержат мутагенные факторы. В течение периода наблюдений мутагенность воды в районе волжского пляжа не меняется, частота мутаций остается на уровне около 2%.

На пляже р. Которосль отмечены колебания уровня мутагенной активности воды, максимальная частота индуцированных мутаций зарегистрирована в июле 2013 года и составляет $3.36 \pm 0.73\%$. Такие колебания мутагенной активности характерны для проточных водоемов и более выражены на реках с небольшой водностью [2].

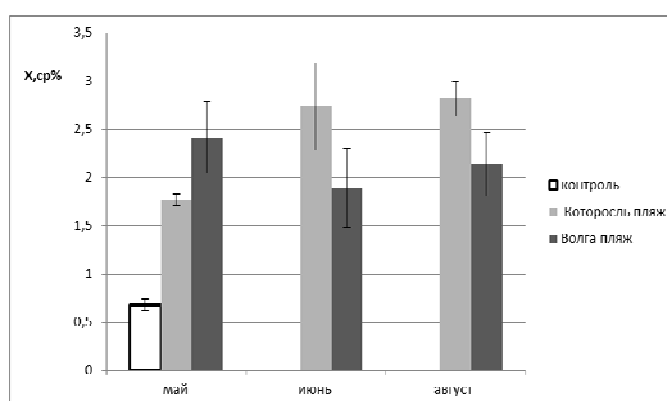


Рис. 2. Частота ВМ у хлореллы при воздействии проб воды городских пляжей г. Ярославля.

Наличие мутагенного загрязнения р. Которосль показано ранее, в том числе в тесте ДЛМ у *Drosophila melanogaster* [6]. Следовательно, мутагены, содержащиеся в воде р. Которосль, могут вызывать генетические нарушения как у растительных, так и животных объектов.

На рисунке 3 представлены усредненные показатели частоты индуцированных мутаций на каждой станции за весь период исследования. Как видно из представленных данных, на всех станциях частота видимых мутаций в 1.5-2.7 раза превышает спонтанный уровень. Но самый высокий показатель СМА наблюдается в районе центрального водозабора. Превышение контрольного уровня более чем в 2.5 раза соответствует среднему уровню мутагенной активности.

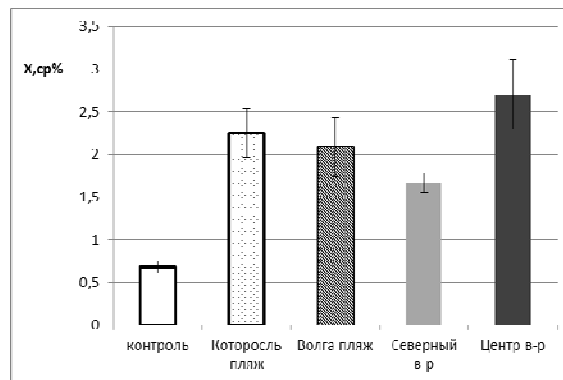


Рис. 3. Пространственное распределение мутагенной активности воды.

Выводы:

1. Мутагенное загрязнение рек Волги и Которосли в акватории г. Ярославля носит стабильный характер. Из 17 изученных проб 100 % увеличивает частоту видимых мутаций у *Chlorella vulgaris*. Высокий уровень мутагенной активности характерен для 53 % проб, средний отмечен для 41.2% и слабый – 5.8% проб.

2. Проведенное исследование проб воды показало, что в воде реки Волга в районе Северного и Центрального питьевого водозабора имеются митозмодифицирующие и мутагенные факторы.

3. Анализ временной динамики показал изменчивость уровня мутагенной активности. При этом закономерных сезонных изменений не выявлено.

Список литературы

1. Прохорова И.М., Ковалева М.И. О сезонной изменчивости генотоксической активности волжской воды на территории Ярославской области// Актуальные проблемы экологии Ярославской области: Материалы третьей научно-практич. Конференц., Вып.3, том 1. Ярославль: издание ВВО РЭА, 2005. С. 255-258.
2. Фомичева А.Н., Прохорова И.М. Мониторинг мутагенного загрязнения малых рек. // Водные ресурсы. – 2005. – Т. 32., №3. – С. 347-351.
3. Методические указания по экспериментальной оценке СМА загрязнений воздуха и воды / М.: МЗ СССР, 1990. 25 с.
4. Журков В.С. Методология интегральной оценки мутагенных загрязнений водных объектов // Мутагены и канцерогены в окружающей среде. СПб.: Издательство С-ПбГУ, 1998. С. 126-130.
5. Прохорова И.М., Ковалева М.И., Фомичева А.Н. Генетическая токсикология (Учебное пособие). - Ярославль: ЯрГУ, 2005. 132 с.
6. Прохорова И.М., Шешина К.А., Кондакова Д.С. и др. Оценка сезонной динамики мутагенной активности воды р. Которосль // Вестник Ярославского регионального отделения РАЕН. - 2011. - Т.5, №1. - С. 32-39.

УДК 574.632

МЕТОДИЧЕСКИЕ ПОДХОДЫ К ОЦЕНКЕ СОСТОЯНИЯ КОРМОВОЙ БАЗЫ АНТРОПОГЕННО ИЗМЕНЕННЫХ ВОДОТОКОВ

Е.Э. Сони́на, Е.А Джаяни, Ю.А. Малинина, Е.И. Филинова

Саратовское отделение ФГБНУ «ГосНИОРХ»
г. Саратов, ул. Чернышевского, 152, Россия, eesonina@rambler.ru

Определение влияния сточных вод на биоту водотоков основано на сравнении показателей развития компонентов экосистемы на фоновом (незагрязненном) участке, расположенном выше по течению, и в зоне воздействия. На примере исследований, проведенных на р. Дунайка (Оренбургская область) и ручье в овраге Малая Кубра (Самарская область), в случае, если водоток образован только стоками предприятия и природный водный объект выше участка выпуска стоков отсутствует, предложено использовать в качестве контрольного створа водоток следующего порядка.

Ключевые слова: фоновый створ, влияние сточных вод, малые водотоки.

В настоящее время определение влияния сточных вод на экосистему водотоков основано на сравнении качественных и количественных показателей развития гидробионтов на участках, подверженных негативному влиянию стоков и на условно «чистых» участках, как правило, расположенных выше по течению от источника загрязнения. Однако, в реальных условиях выше участков, на которых исследуется негативное влияние, могут быть расположены селитебные территории и другие источники загрязнения. Зачастую вышерасположенные зоны резко отличаются по гидрологическим условиям (наличие плотин, мостов). В отдельных случаях фоновые участки не обводняются в связи с перенаправлением природных водотоков в новые русла (чаще всего это наблюдается с небольшими водными объектами в пределах городской застройки), либо полностью разбираются на хозяйственные нужды. В этих условиях природное русло водотока заполняется исключительно сточными водами.

Отсутствие обводненного русла природного водного объекта на «традиционном» фоновом участке выше источника загрязнения требует иных методических подходов к определению контрольных показателей развития компонентов гидроценозов. Анализ результатов проведенных исследований на малых водотоках Пензенской, Оренбургской и Самарской областей позволил нам предложить вариант использования в качестве контрольных створов нижележащих участков водотоков следующего порядка.

В качестве примера рассмотрим выпуск недостаточно очищенных сточных вод в русло р. Дунайка (Оренбургская область) и оврага Малая Кубра (Самарская область). Сбор и обработка гидробиологического материала осуществлялись по общепринятым в гидробиологии методикам.

Река Дунайка является притоком третьего порядка р. Урал, впадает в р. Сухая Губерля в 15 км от устья, в Гайском районе Оренбургской области. Протяженность реки Дунайки составляет 9 км, площадь водосбора – 46 км³. Максимальная глубина – 1.3 м, минимальная – 0.2 м. Грунты дна – ил, песок.

В отдельные годы в летний период водность р. Дунайки снижается, вплоть до полного пересыхания. Выпуск сточных вод после очистных сооружений МУП ЖКХ находится на правом берегу р. Дунайка, в верхнем течении, в 7 км от устья. Выше выпуска сточных вод река пересыхает. Сток сухого русла в летне-осеннюю и зимнюю межень формируется за счет сточных вод с расходом 0.19 м³/с.

На всем протяжении р. Дунайки ее берега плотно зарастают гелофитной, гигрофитной и луговой растительностью: тростником обыкновенным *Phragmites australis* (Cav.) Trin. Ex Steud., рогозом узколистным *Typha angustifolia* L., осоками, горцем, чередой, вейником, бодяком, лопухом, крапивой и т.д., местами встречается ива.

Для проведения гидробиологических исследований были отобраны пробы фитопланктона, зоопланктона и зообентоса на пяти участках рр. Дунайка и Сухая Губерля:

- выпуск сточных вод из пруда-отстойника очистных сооружений в сухое русло р. Дунайка (станция №1);
- 1.5 км ниже выпуска недостаточно очищенных сточных вод, р. Дунайка (станция №2);
- 7 км ниже выпуска стоков, р. Дунайка (станция №3). На этом участке русло р. Дунайки запружено, вся вода забирается в канал и направляется на сельскохозяйственные поля орошения. Ниже запруды, вплоть до впадения в р. Сухая Губерля, русло р. Дунайки осушено;
- 0.5 км выше по течению от впадения русла р. Дунайки в р. Сухая Губерля – контрольный участок (станция №4);
- 0.5 км ниже впадения р. Дунайка в р. Сухая Губерля (станция №5).

На всех исследованных участках рр. Дунайка и Сухая Губерля было встречено 52 разновидности микроводорослей из 5 отделов, из них 37% составляли зеленые, 31% - диатомовые, 19% - пиррофитовые, 11% - эвгленовые и синезеленые – 2%. Наиболее распространенными были представители рода *Scenedesmus*, *Ankistrodesmus*, *Chlamydomonas*.

На участке выпуска сточных вод из пруда-отстойника в сухое русло р. Дунайки численность фитопланктона составляла 2.049 млн. кл./л, биомасса – 1.086 мг/л. По численности и биомассе доминировали зеленые водоросли (80% и 56% соответственно).

В 1.5 км ниже выпуска сточных вод в русло р. Дунайки 89% численности и 70% биомассы фитопланктона приходилось также на зеленые водоросли. Численность составляла 10.141 млн. кл./л, биомасса – 3.542 мг/л.

На контрольном участке р. Сухая Губерля, не подверженном влиянию сточных вод из русла р. Дунайки, численность фитопланктона составляла 0.386 млн. кл./л, биомасса – 0.997 мг/л. Численно преобладали зеленые и пиррофитовые водоросли (36% и 34% соответственно), по биомассе - диатомовые водоросли – 37% в сопровождении зеленых и пиррофитовых (по 26%).

Зоопланктон, отобранный в месте выпуска недоочищенных сточных вод из пруда-отстойника, представлен 3 видами, из них высокие количественные показатели развития отмечены

для коловраток – *Brachionus calyciflorus* и *Brachionus quadridentatus* – показателей повышенной трофности водоемов. Среди меропланктона в массе зарегистрированы олигохеты и статобласты мшанок. Средняя численность зоопланктона составила 7.5 тыс. экз./м³, биомасса – 0.619 г/м³.

Ниже по течению наблюдалось снижение количественных показателей – численности до 0.42 тыс. экз./м³, биомассы до 0.041 г/м³. В зоопланктоне отмечены *Bosmina longirostris* и *Brachionus quadridentatus*. Меропланктон представлен личинками поденок, олигохетами, статобластами мшанок и нематодами.

Зоопланктон р. Сухая Губерля представлена 3 видами ветвистоусых ракообразных, из веслоногих ракообразных зарегистрированы *Eucyclops serrulatus*, *Paracyclops fimbriatus*, их науплиальные и копепоидные стадии. Из коловраток встречены *Trichocerca sp.*, *Brachionus quadridentatus*. Меропланктон представлен личинками поденок, хирономид, олигохетами, статобластами мшанок и остракодами. Средняя численность зоопланктона составила 0.60 тыс. экз./м³, биомасса – 0.138 г/м³.

Зообентос на обследованных участках водотоков представлен разнообразной гетеротопной и постоянноводной фауной. Всего зарегистрировано 26 видов и групп видов донных макробеспозвоночных. Специфика донных грунтов, выстилающих ложе водотоков, и высокая степень зарастания высшей водной растительностью обусловили богатство гетеротопной фауны (19 видов и групп видов) и невысокое видовое обилие постоянноводной (7 видов и групп видов). Из гетеротопных донных беспозвоночных обнаружены личинки хирономид – 8 видов, ручейников и стрекоз – по 4, поденок – 3. Постоянноводная фауна представлена кольчатými червями – пиявками и олигохетами (по 3 вида и групп видов), моллюсками (1 вид). Максимальное количество видов (18) зарегистрировано на контрольной станции №4 в р. Сухой Губерле (500 м выше впадения р. Дунайки), минимальное (8) – на участке выхода сточных вод.

В исследованных водотоках количественные показатели развития кормового зообентоса на станциях отбора проб изменялись незначительно. В водотоке в русле р. Дунайки общая численность донных организмов варьировала от 1700 до 2480 экз./м², общая биомасса – от 9.56 до 10.16 г/м², в р. Сухой Губерле – соответственно от 1620 до 2240 экз./м² и от 10.9 до 11.52 г/м². По численности на всех станциях лидировала группа гетеротопных беспозвоночных.

В водотоке, вытекающем из пруда – отстойника в сухое ложе р. Дунайки, на станции №1 зарегистрированы исключительно гетеротопные беспозвоночные, среди которых доминировали по численности личинки хирономид с коротким жизненным циклом. По биомассе доминировали крупные личинки ручейников, большой удельный вес которых обусловил высокие показатели биомассы данной группы гидробионтов при невысокой численности.

На станции №2 (в 1.5 км ниже по течению от выпуска сточных вод), доля хирономид в общей биомассе зообентоса снижалась, и увеличивалась доля личинок прочих насекомых – поденок, ручейников, стрекоз. На данной станции постоянноводные беспозвоночные составляли около 20% от общей численности зообентоса и около 13% от общей биомассы. Постоянноводная фауна составляла немногим большую долю от общих показателей количественного развития зообентоса на контрольной станции №4 в р. Сухой Губерле.

Таким образом, согласно проведенным исследованиям, средняя биомасса планктона и бентоса р. Дунайки в месте выпуска сточных вод сопоставима с контрольными показателями – участок р. Сухая Губерля выше впадения р. Дунайки.

Аналогичная ситуация наблюдалась на ручье в овраге Малая Кубра (Самарская область). Сброс сточных вод Сызранской ТЭЦ после механической очистки в прудах-отстойниках осуществляется в овраг Малая Кубра по одному сосредоточенному выпуску. После весеннего снеготаяния водоток в русле оврага Малая Кубра образован только сбросом сточных вод.

Длина оврага Малая Кубра – 8 км. Площадь водосбора – 25 км². Ручей оврага Малая Кубра впадает в овраг Деловая Кубра на 3 км от устья. Русло ручья слабо извилистое, шириной 1.0-1.5 м, в отдельных местах до 4.0-8.0 м, глубина водотока 0.1-0.5 м. Берега высотой 1.0-2.0 м, в низовье – обрывистые, грунты ложа – суглинки, супеси, дно заиленное. В верховьях оврага дамбами образованы пруды, полностью разбирающие природный сток ручья.

Гидрохимические исследования показали, что практически в течение всего года в воде ручья наблюдается превышение ПДК_{рыб-хоз} взвешенных веществ, общей минерализации, жесткости и сухого остатка.

Русло и берега оврага заросли деревьями (клен, ива, лох), кустарниками (боярышником), луговой и прибрежно-водной (тростник, рогоз, осоки) растительностью, погруженной растительности нет, на дне – оброст из нитчатых водорослей.

В меженный период сточные воды попадают в обширные тростниковые заросли и не достигают водотока следующего порядка. После окончания активной вегетации водной растительности (октябрь), были проведены гидробиологические исследования:

– на участке выпуска недостаточно очищенных сточных вод в русло оврага Малая Кубра (станция №1);
– 750 м ниже выпуска сточных вод (станция №2);
– в 900 м ниже по течению от места сброса сточных вод (станция №3), 5 м выше устья оврага Малая Кубра;
– овраг Деловая Кубра в 10 м выше по течению от впадения оврага Малая Кубра (станция №4). Ширина ручья – 6-8 м, глубина – 0.2 м. Дно сложено плотным известняком с наилком и растительным опадом;

– овраг Деловая Кубра в 10 м ниже по течению от впадения оврага Малая Кубра (станция №5).

В осеннем фитопланктоне водотока оврага Малая Кубра было встречено 48 видов и разновидностей микроводорослей. Это представители 5 отделов. По видовому разнообразию преобладали диатомовые – 34 таксона, остальные отделы были представлены меньшим количеством видов: зеленые – 6, синезеленые – 4, криптофитовые и эвгленовые – по 2.

Наиболее часто встречались из диатомовых виды р. *Navicula* из зеленых – *Scenedesmus quadricauda* Meуen, из синезеленых – *Microcystis aeruginosa* Kurz.

Численность фитопланктона на всех исследованных участках водотоков колебалась незначительно – от 1.03 до 1.49 млн. кл./л. Наименьшие количественные показатели развития водорослей отмечались в месте выпуска сточных вод (станция №1) – 0.09 млн. кл./л и 0.16 мг/л. Наибольшая биомасса зарегистрирована в р. Деловая Кубра, на участке ниже впадения водотока оврага Малая Кубра (станция №5) – 2.06 мг/л.

По показателю развития фитопланктона водотоки оврагов Малая Кубра и Деловая Кубра – мезотрофные. Абсолютные значения численности и биомассы микроводорослей соответствуют средним показателям, характерным для водотоков этой климатической зоны в осенний период.

Осенние гидробиологические исследования выявили отсутствие организмов голозоопланктона, связанное с небольшой глубиной водотока, в толще воды встречены только дрейфующие представители мейобентоса.

Зообентос на обследованных участках ручьев оврагов Малая Кубра и Деловая Кубра был представлен эврибионтными и характерными для равнинных водотоков формами гетеротопных и постоянноводных представителей донной фауны. Из гетеротопных донных беспозвоночных были встречены личинки хирономид, поденок, мошек и ручейников. На станции №4 по биомассе доминировали эврибионтные личинки хирономид *Chironomus plumosus* (Linne, 1758), на всех остальных – личинки ручейников *Hydropsyche ornatula* McLachen, 1878, предпочитающие твердый субстрат. Все прочие донные гидробионты встречались единично. Это личинки хирономид – *Anatopynia plumipes* (Fries, 1823), *Cryptochironomus gr. defectus* (Koeffer, 1921), р.р. *Paratanytarsus*, *Glyptotendipes*, *Tanypus*, *Cricotopus*, поденок – *Caenis macrura* Stephens, 1835, *Baetis sp.*, стрекоз *Caloptera splendens* (Harris, 1782), *Gomphus sp.*, ручейников *Anobolia laevis* (Zetterstedt, 1840) *Oecetis furva* (Rambur, 1842), и вид, относящийся к семейству Leptoceridae. Постоянноводная фауна представлена моллюсками *Limnaea peregra* (O.F. Muller, 1774), *Acroloxus sp.* и *Sphaerium sp.* Постоянноводная фауна зарегистрирована только на станциях №3 и №4.

На станциях №№ 1, 3, 5 на донных грунтах, представленных плитняком с наилком, биомасса зообентоса была высокой. Сравнительно низкой биомассой донных беспозвоночных характеризовались станции №2 (донный грунт характеризовался присутствием корней тростника и специфического запаха гниения) и №4 (отсутствовал наилком на плитняке).

Таким образом, количественные показатели развития организмов планктона и бентоса ручья в овраге Малая Кубра сопоставимы с таковыми на участке его впадения в водоток следующего порядка – ручей Деловая Кубра.

Проведенные гидробиологические исследования показали, что в случаях, когда сточные воды не обладают токсичностью для гидробионтов (коммунальные стоки, охлажденные воды ТЭЦ) в качестве фоновых (контрольных) створов для исследования влияния выпусков сточных вод, для водотоков, русло которых на вышележащих участках не обводнено, можно рассматривать водотоки следующего порядка. Подобный подход целесообразен при соблюдении ряда условий:

- если выпуск осуществляется в малый водоток (овраг, ручей) небольшой протяженности,
- при отсутствии других источников загрязнения ниже по течению от исследуемого выпуска,
- если водоток следующего порядка располагается на незначительном удалении (до 10 км) от выпуска стоков и сходен по гидрологическому режиму, типу выстилающих дно грунтов с исследуемым водным объектом.

Действующая нормативная база (Методика исчисления размера вреда, причиненного водным биологическим ресурсам, 2012) предполагает расчет вреда водным биоресурсам от уменьшения количественных показателей развития компонентов кормовой базы рыб (биомассы) и не учитывает изменений в видовом богатстве гидрофауны. Согласно нашим исследованиям,

видовое богатство гидробионтов на участках водотоков следующего порядка, рекомендуемых нами в качестве фоновых, выше, чем в месте выпуска стоков, однако количественные показатели могут быть сопоставимы по величине и использоваться для определения размеров вреда.

УДК504.45:504.064

НОРМИРОВАНИЕ СОДЕРЖАНИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ

Н.Ю. Степанова

*Казанский (Приволжский) федеральный университет, Институт экологии и природопользования
420008 ул. Кремлевская, 18, г. Казань, Россия, step090660@yandex.ru*

Приводится пример использования интегрального метода на основе данных физико-химических, биоиндикационных и токсикологических исследований для нормирования содержания тяжелых металлов в донных отложениях.

Ключевые слова: донные отложения, нормативы, металлы, макрозообентос, биотестирование

Отсутствие нормативов качественного состава донных отложений (ДО) является существенным недостатком Российской системы мониторинга и управления водными ресурсами и выводит химический мониторинг ДО за рамки Единой Государственной системы мониторинга за состоянием окружающей природной среды. Однако определение уровня загрязненности донных отложений остается актуальным при решении вопроса о необходимости выемки донного грунта для улучшения условий нереста рыб, оздоровления экосистемы в целом и решения технических задач, связанных с улучшением условий судоходства, прокладывания трубопроводов по дну реки и т.д.

Работа по нормированию качества донных отложений (ДО) в разных странах ведется на протяжении последних 25 лет. Перечень основных подходов включает геохимический, биоиндикационный, токсикологический, равновесного распределения и интегральный. Каждый из перечисленных методов имеет свои преимущества и недостатки, подробная характеристика которых приводится в обзорной статье[1].

Целью данной работы было применить интегральный подход для нормирования содержания тяжелых металлов в донных отложениях Куйбышевского водохранилища.

Для определения содержания тяжелых металлов (Cu, Cd, Pb, Zn, Cr, Ni, Hg) были отобраны пробы ДО Куйбышевского водохранилища с помощью дночерпателя модели Петерсона в створах, расположенных на расстоянии от организованных источников загрязнения и имеющие разный гранулометрический состав.

Измерение массовой доли элементов методом АЭС-ИСП проводили по методике М-МВИ-80-2008 [2]. Содержание металлов было пересчитано на стандартный образец (4,2% органических веществ и 4,1% глинистых частиц) по методике [3].

Камеральную обработку бентосных проб проводили по стандартной процедуре[4]. Токсикологические исследования включали острое и хроническое тестирование с использованием тест-объектов из различных таксономических групп и трофических уровней[5]: водоросли – *Scenedesmus quadricauda* (острый элюатный тест), инфузории – *Paramecium caudatum* (хронический элюатный тест) и ракообразные – *Daphnia magna* (хронический контактный тест).

Суть интегрального подхода заключается в сочетании данных физико-химических, биоиндикационных и токсикологических анализов по методу TRIAD [6]. При его использовании учитывается состояние биотической составляющей по данным биоиндикационных исследований, геохимические особенности региона и выявляются причинно-следственные связи между наблюдаемым в лабораторных условиях токсическим эффектом и содержанием индивидуальных соединений в ДО [1].

Процедура расчета критериев оценки качества ДО состоит из нескольких последовательных этапов [7]: на первом (анализ биоиндикационных данных) для каждого таксона по всем нормируемым загрязняющим веществам рассчитывали значения 5 и 95-й перцентили.

В результате обработки данных по встречаемости бентосных таксонов получили интервал значений для каждого загрязняющего вещества: нижний уровень Lowest Effect Levels – LEL, при котором можно гарантировать присутствие максимального количества бентосных таксонов. Соответственно верхний уровень интервала содержания загрязняющих веществ Severe Effect Levels - SEL характеризует уровень, при котором возможно выживание лишь 5% или менее таксонов в природных условиях (табл. 1).

На втором этапе (анализ результатов токсикологических экспериментов) базу данных результатов биотестирования поделили на 2 группы: наличие и отсутствие токсического эффекта на всех использованных тест-объектах.

Для каждой группы рассчитали значения 15-й, 85-й перцентилей содержания металла в ДО. Медиана значений нижнего интервала формирует Threshold Effect Concentration – TEC, а медиана значений верхнего интервала – Probable Effect Concentration – PEC. Диапазон значений, указывающий на границы, внутри которых возможен токсический эффект, определяется нижним пороговым уровнем Threshold Effect Levels - TEL как среднегеометрическое от медианы в группе с отсутствием токсического эффекта и 15-й перцентили в группе с наличием токсического эффекта. Верхний пороговый уровень, характеризующий высокую вероятность проявления токсического эффекта Probable Effect Levels – PEL, рассчитали как среднегеометрическое значение от медианы в группе с наличием токсического эффекта и 85-й перцентили в нетоксичной группе (табл.1).

Таблица 1. Критерии содержания (мг/кг) металлов в донных отложениях Куйбышевского водохранилища (в пересчете на содержание 4,2% органических веществ и 4,1% глинистых частиц)

Металл	Фон (медиана)	LEL	SEL	TEL	PEL	Нижний допустимый * уровень	Верхний допустимый ** уровень	Рекомендуемый **** критерий
Cu	11	3	47	7,5	16,2	5	32	11,4
Cd	0,72	0,17	1,6	0,4	1,0	0,3	1,3	0,6
Pb	7,9	1,4	26	3,1	11,0	2,2	18	5,9
Zn	38	9	135	26	75	17	105	39
Cr	11	4	57	8	23	6	40	14
Ni	33	19	160	28	54	24	107	46
Hg	0,03	0,01	0,09	0,02	0,04	0,02	0,06	0,03

Примечание: значения, рассчитанные как среднее арифметическое между LEL и TEL; ** значения, рассчитанные как среднее арифметическое между SEL и PEL; *** значения, рассчитанные как среднегеометрическое от LEL, SEL, TEL и PEL.

Следующий этап состоит в гармонизации биоиндикационных и токсикологических данных. Бельгийский подход [7] заключается в согласовании биоиндикационных и токсикологических показателей через усреднение значений LEL и TEL, определяющих безопасный уровень содержания загрязняющего вещества, при котором обеспечивается низкий уровень токсического эффекта и большое биологическое разнообразие бентосного сообщества. Усреднение значений SEL и PEL характеризует уровень загрязнения, вызывающий гибель аборигенных бентосных организмов за счет сильного токсического действия загрязняющих веществ. Для практического применения в управленческой деятельности предложено использовать критерий, рассчитанный как среднегеометрический от значений, полученных различными методами [8].

Сравнение приведенных ДО Куйбышевского водохранилища значений с зарубежными нормативами показало, что для большинства металлов они лежат в одном интервале (табл. 2). Исключение составляют Hg, Pb и Zn, для них значения на порядок ниже по сравнению с другими странами, что отражает геохимические особенности и специфику антропогенной нагрузки региона.

Существующее мнение специалистов по нормированию качества донных отложений о невозможности использовать единые для различных географических широт нормативы качества ДО приводит к необходимости разрабатывать бассейновые или региональные критерии оценки. Предложенные в данной работе нормативы носят региональный характер и отражают геохимические, гидродинамические, биотические и антропогенные особенности водной экосистемы Куйбышевского водохранилища, нацелены на сохранение устойчивого функционирования водной экосистемы, обеспечение благоприятных условий протекания процессов самоочищения, сохранение и поддержание биоразнообразия.

Таблица 2. Нормативы содержания (мг/кг) металлов в донных отложениях, применяемые в разных странах мира (цитирую по [1])

Металл	Бельгия	Нидерланды	Канада	Австралия и Новая Зеландия	Гонконг	США	Россия
As общ	19,0	2,9	5,9	20,0	8,2	7,0	18,4
Cd общ	1,0	0,8	0,6	1,2	1,5	0,9	0,6
Cr общ	62,0	-	37,3	81,0	80,0	55,0	14,0
Cu общ	20,0	36,0	35,7	34,0	65,0	28,0	11,4
Hg общ	0,55	0,30	0,17	0,15	0,28	0,20	0,03
Pb общ	40,0	85,0	35,0	50,0	75,0	42,0	5,9
Ni общ	16,0	-	18,0	21,0	40,0	35,0	46,0
Zn общ	147	140	123	200	200	150	39

Список литературы.

1. Степанова Н.Ю. Обзор существующих подходов к нормированию качества донных отложений // Успехи современной биологии. 2014. №6 (принято в печать).
2. М-МВИ-80-2008. Методика выполнения измерений массовой доли элементов в пробах почв, грунтов и донных отложений методами атомно-эмиссионной и атомно-абсорбционной спектроскопии. Санкт-Петербург. 2008.
3. Deckere de E., Cooman W., Florus M. et al. Characterizing the sediments of Flemish Watercourses: a Manual produced by TRIAD. Brussel: AMINAL-Department Water, 2000. 110 p.
4. Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах // Зообентос и его продукция. Л., 1983. 52 с.
5. Временное методическое руководство по нормированию уровней содержания химических веществ в донных отложениях поверхностных водных объектов (на примере нефти). Москва: РЭФИА, НИА – Природа. 2002. 138 с.
6. Chapman P.M. The sediment quality triad approach to determining pollution-induced degradation // Sci Tot Environ. 1990. №97-98. pp.815-825.
7. De Deckere E., De Cooman W., Leloup V., Meire P., Schmitt C & Vonder Ohe P.C. Development of sediment quality guidelines for freshwater ecosystems // J. Soils Sediments. 2011. №. 11. P.504–517.
8. MacDonald D.D., Ingersoll C.G., Smorong D.E., Lindscoog R.A. Development and Applications of Sediment Quality Criteria for Managing Contaminated Sediment in British Columbia / British Columbia Ministry of Water, Land and Air Protection Environmental Management Branch. 2003. 112p.

УДК 574.64

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ОСТРАКОД *HETEROCYPRIS INCORGUENS* ДЛЯ ОЦЕНКИ ТОКСИЧНОСТИ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ

Н.Ю. Степанова, В.А. Матвеева

Казанский (Приволжский) федеральный университет, Институт экологии и природопользования
420008 ул. Кремлевская, 18, г. Казань, Россия, step090660@yandex.ru

Приведено сравнение уровня токсичности донных отложений малых рек, испытывающих разный уровень антропогенного воздействия, в условиях хронического тестирования на рачках *Heterocypris incongruens* и *Daphnia magna*.

Ключевые слова: донные отложения, металлы, нефтепродукты, биотестирование.

Большое внимание, уделяемое изучению качественного состава донных отложений и прогнозу воздействия на гидробионтов в модельных экспериментах, связано с тем, что содержание загрязняющих веществ в донных отложениях может быть на несколько порядков выше, чем в водной толще, а накопленные поллютанты могут влиять, как на самих обитателей донных отложений, так и передаваться по трофическим цепям, аккумулируясь в конечном звене -

в рыбах, и этим создавать непосредственную опасность для здоровья человека. Другой возможный способ воздействия накопленных в донных отложениях загрязняющих веществ на водные экосистемы и на человека обусловлен вторичным загрязнением вод под воздействием природных и антропогенных факторов.

Целью данной работы было оценить токсичность донных отложений рек с помощью рачков *Heterocypris incongruens* и *Daphnia magna*.

Объектами исследования были донные отложения, отобранные в Республике Татарстан (реки Казанка, Сумка, Шешма) и Марий Эл (река Юшут). Выбор водных объектов обосновывался разным уровнем антропогенной нагрузки на водосбор рек. Река Шешма и ее притоки характеризуются нагрузкой на водосбор со стороны нефтедобывающей деятельности. Реки Казанка и Сумка испытывают воздействие сельскохозяйственной деятельности на водосборе. Для сравнения были отобраны донные отложения рек Республики Марий Эл, в водосборе которых отсутствуют значимые источники антропогенного воздействия.

Донные отложения отбирали из поверхностного слоя с помощью дночерпателя модели Петерсена. Измерение массовой доли элементов методом АЭС-ИСП проводили по методике М-МВИ-80-2008[1]. Содержание нефтепродуктов определяли методом ИК-спектроскопии на приборе АН-2 [2]. Тестирование на *Heterocypris incongruens* проводилось с помощью коммерческого набора «OstracodtoxkitF»[3]. Тест-организмы получали из покоящихся (зимних) яиц. Перед началом тестирования замеряли размеры вылупившихся рачков. В каждую ячейку плашки помещали 1 г ДО, добавляли 4 мл культивационной воды, несколько капель суспензии водорослей *Chlorella vulgaris* в качестве корма и 10 свежеслупившихся остракод. Плашки закрывали крышками и помещали в темное место при температуре 25⁰С. По истечении 6 дней оценивали количество живых рачков, измеряли длину каждой особи после иммобилизации раствором Люголя. Определение токсичности каждой пробы проводили в шести параллельных сериях. Токсичность рассчитывали по критерию выживаемости и ингибирования роста в конце процедуры по сравнению контролем. Результаты считали удовлетворительными, если смертность в контроле не превышала 20%, а средний размер рачков в конце эксперимента в контроле был не меньше 400 мкм.

Биотестирование на *Daphnia magna* проводили согласно методике [4] в хроническом эксперименте в контактном тесте сДО (соотношение культивационная вода – грунт 4:1) в 10 повторностях в течение 24 дней (до третьего вымета молоди в контроле). Токсическое воздействие на дафний определяли по смертности и ингибированию репродукции по сравнению с контролем.

Для большинства элементов обнаруживается тенденция увеличения содержания в ДО р. Юшут < р. Казанка < р. Сумка < р. Шешма. Такая последовательность объясняется увеличением в ДО содержания органических веществ, глинистых частиц, а также гидроксидов Mn и Fe, которые способствуют аккумуляции металлов в донном грунте. Эти факторы формируются природными геохимическими особенностями берегообразующих пород, гидрологическим режимом водоема, а также привносом с поверхностным и организованным стоком. Река Юшут протекает в основном своем течении через лесной массив, характеризуется быстрым течением и песчанистым типом донных отложений, что не способствует накоплению металлов и нефтепродуктов. Реки Казанка и Сумка характеризуются интенсивной аграрной деятельностью в водосборе, почвенной эрозией, что приводит к накоплению в донных отложениях органических и глинистых частиц, а следовательно, увеличению содержания металлов и нефтепродуктов. Река Шешма характеризуется наибольшими показателями отмеченных выше факторов, способствующих сорбции, и наличием активной нефтедобывающей деятельности в водосборе. Таким образом, отмеченная тенденция накопления металлов и нефтепродуктов в донных отложениях исследованных объектов укладываются в отмеченные закономерности формирования качественного состава донного грунта.

Проведенная кластеризация полученных данных по химическому составу ДО исследованных рек показала близость образцов, отобранных в нефтедобывающих районах. Полученные результаты позволили объединить водные объекты по двум доминирующим признакам формирования качества ДО: природный (географическое расположение) и доминирующий антропогенный (сельскохозяйственная и нефтедобывающая деятельность). В первую группу вошли реки, протекающие на северо-западе исследованной территории (Юшут, Сумка, Казанка), характеризующиеся воздействием диффузных источников воздействия, главным образом, сельскохозяйственных. Во вторую – реки юго-востока с преобладанием нефтедобывающей деятельности на водосборе.

Проведенное сравнение содержания элементов в ДО рек, протекающих на северо-западе и юго-востоке Республики Татарстан, показало, что значимые (при $p < 0,05$) различия отмечены для Cu, Ni, Co, As и Cr. В этих же объектах отмечается повышенное содержание Fe, Al и P. Первые два

элемента характеризуют повышенную сорбционную способность ДО, а элементный Р свидетельствует о наличии антропогенного фактора – аграрная деятельность на водосборе.

По содержанию нефтепродуктов разделенные объекты исследования демонстрируют различия: в ДО рек юго-востока почти в 2 раза выше по сравнению с ДО рек северо-западного региона.

Сравнение регистрируемых показателей (увеличение размера остракод и количество молоди в пересчете на 1 самку дафний) на сходимость между параллельными опытами (рис. 1-2) показало, что как в пробах ДО рек северо-западного, так и юго-восточного регионов тест на остракодах демонстрирует малый разброс данных.

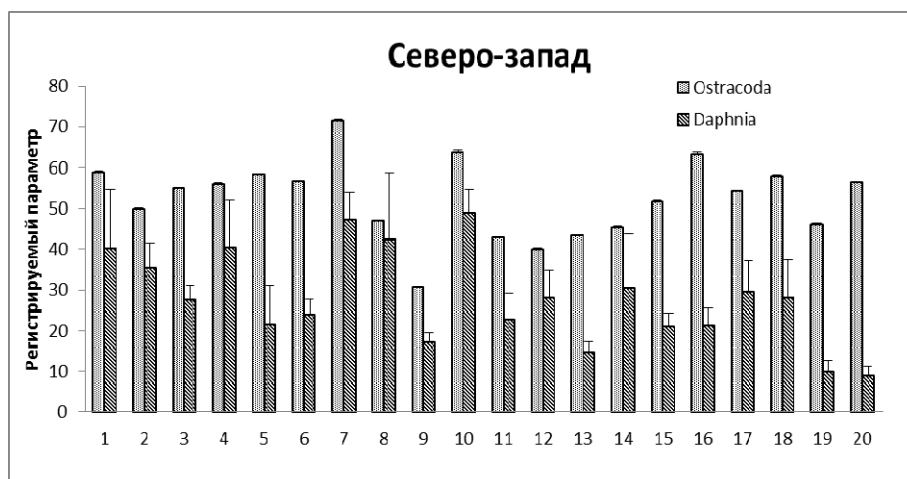


Рис. 1. Сравнение сходимости регистрируемых показателей в тесте на остракодах (размер остракод в п-10 мкм) и дафниях (количество молоди на 1 самку) в пробах ДО рек северо-западного региона.

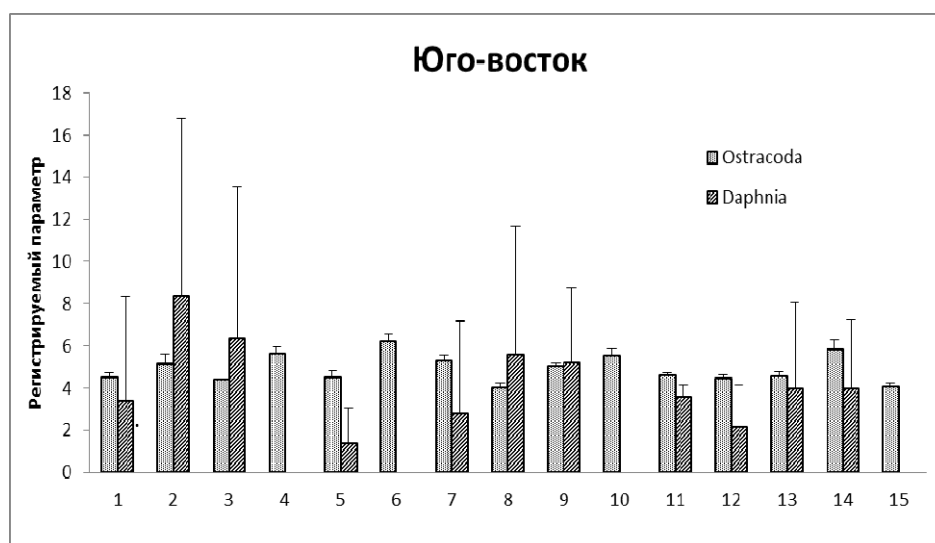


Рис. 2. Сравнение сходимости регистрируемых показателей в тесте на остракодах (размер остракод в п-10 мкм) и дафниях (количество молоди на 1 самку) в пробах ДО рек юго-восточного региона.

Сравнение токсичности, полученной с использованием двух тестов, не выявило схожей картины в ответной реакции рачков. Различия в уровне средней токсичности на использованных тест-объектах в большей степени проявляется для ДО рек с преобладанием природных факторов формирования токсикогенной нагрузки (северо-западный регион). Это может быть связано с большим разнообразием типов ДО, что определяет их сорбционную способность в отношении загрязняющих веществ и биодоступность последних (рис. 3).

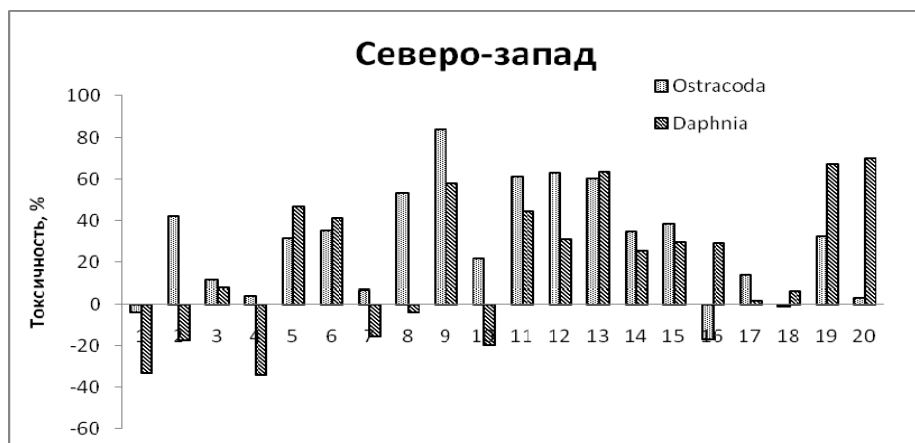


Рис. 3. Токсичность проб донных отложений рек северо-западного региона на *Heterocypris incongruens* и *Daphnia magna*.

Для ДО рек юго-восточного региона наблюдается схожее проявление токсичности на обоих тест-объектах (рис. 4). Общим признаком является большая токсичность на дафниях по сравнению с остракодами, что, как уже отмечалось выше, связано с токсикогенной нагрузкой антропогенного происхождения, проявившейся в виде отложенных хронических эффектов.

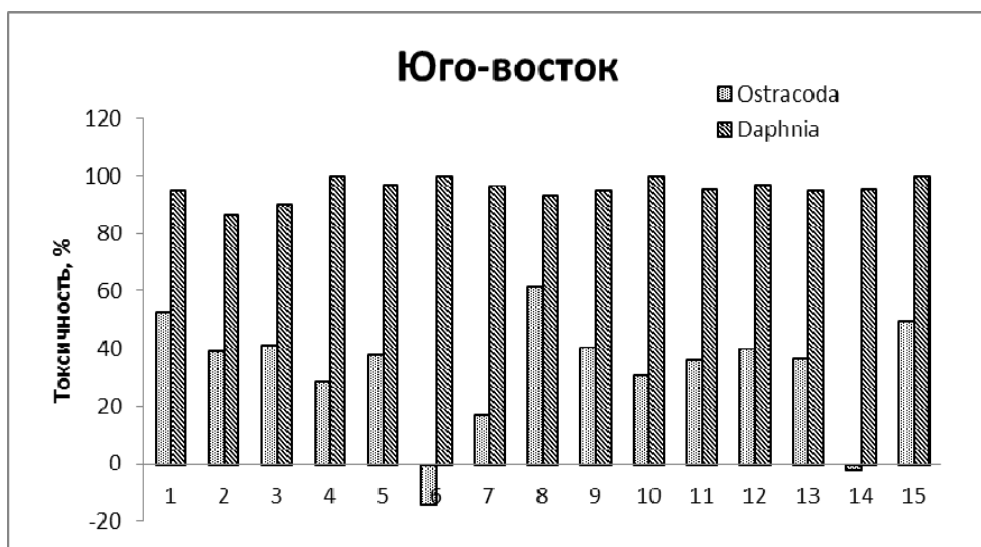


Рис. 4. Токсичность проб донных отложений рек юго-восточного региона на *Heterocypris incongruens* и *Daphnia magna*.

Ингибирование репродукции представляется более сложным механизмом проявления токсичности, затрагивающим совокупность биохимических, генетических, морфологических изменений в организме. Такие сложные ответные реакции живой системы проявляются в большей зависимости от состояния индивидуального организма и проявляются в разбросах по количеству родившейся молодежи от одной самки. Особенно сильно это различие проявляется в пробах юго-востока, где вДО, по-видимому, содержатся продукты биотрансформации нефти, представляющие собой полициклические ароматические углеводороды, обладающие мутагенными свойствами.

Если оценивать средний уровень токсичности ДО исследованных объектов, то можно отметить, что попарное сравнение методом однофакторного дисперсионного анализа показало значимое различие по признаку токсичности на *Daphnia magna* для всех объектов, кроме рек Казанка и Сумка (рис. 5). Высокий уровень ингибирования репродукции дафний в пробах ДО реки Шешма за счет поллютантов, связанных с нефтедобывающей деятельностью, отличает этот водный объект. С другой стороны, отсутствие токсической реакции дафний в пробах реки Юшут также отличает ее от других объектов исследования. Реки Казанка и Сумка схожи по типологии формирования токсикогенной нагрузки (природные факторы в сочетании с диффузными источниками загрязнения), что и отразилось на схожей токсической реакции на дафниях.

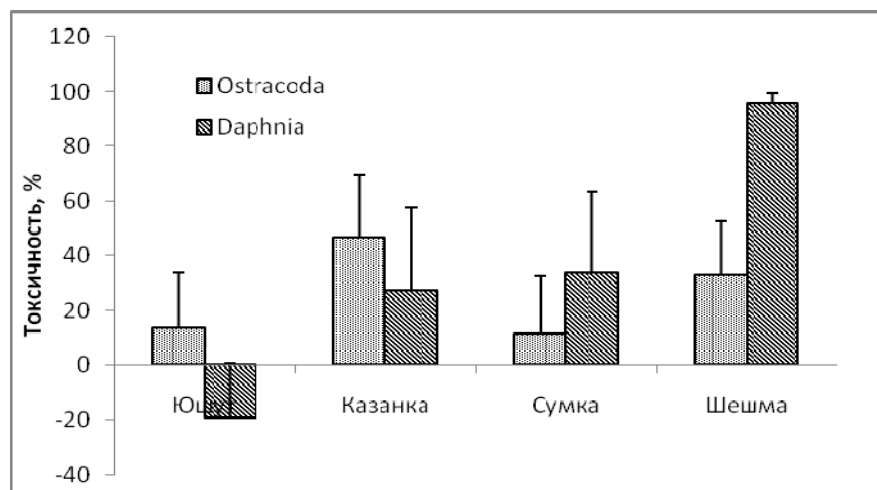


Рис. 5. Средняя токсичность проб донных отложений исследованных рек на *Heterocypris incongruens* и *Daphnia magna*.

В отношении изменения морфометрических показателей остракод статистически значимые токсические реакции были отмечены только для рек Казанка и Сумка. Для ДО этих рек значимые различия в химическом составе были отмечены только для двух металлов – Pb и Co. Возможно именно их присутствие в большем количестве в ДО р. Казанка повлияло на ингибирование роста остракод. В целом можно отметить, что повышенный уровень токсичности на остракодах отмечен только для рек Казанка и Шешма.

Проведенные результаты исследования выявляют преобладающие факторы формирования качественного состава донных отложений малых рек: природные (содержание глинистых, органических частиц) и антропогенные (диффузные источники и нефтедобывающая деятельность на водосборе). Увеличение содержания ряда металлов (Cu, Zn, Ni, Cr, Cd, Co) и нефтепродуктов в донном грунте в ряду р. Юшут < р. Казанка < р. Сумка < р. Шешма связано с увеличением факторов, способствующих сорбции загрязняющих веществ, а также усилением антропогенной нагрузки на водосбор. Меньший уровень токсичности на использованных тест-объектах был отмечен для донных отложений рек с преобладанием природных факторов формирования токсикогенной нагрузки (северо-западный регион) по сравнению с реками юго-восточного региона, где преобладают антропогенные факторы и выявляет наличие в них токсических загрязняющих веществ с пролонгирующим механизмом действия.

Можно отметить преимущества методики определения токсичности донных отложений с помощью микробитеста с *Heterocypris incongruens* в виде отсутствия необходимости поддержания культуры, однородности биологического материала в начале тестирования, малого разброса данных между повторностями, сокращении времени проведения эксперимента до 6 дней. Однако данная методика уступает по чувствительности контактному хроническому тесту на *Daphnia magna*.

Список литературы

1. М-МВИ-80-2008. Методика выполнения измерений массовой доли элементов в пробах почв, грунтов и донных отложений методами атомно-эмиссионной и атомно-абсорбционной спектроскопии. Санкт-Петербург. 2008
2. ПНД Ф 16.1:2.2.22-98. Количественный химический анализ почв. Методика выполнения измерений массовой доли нефтепродуктов в минеральных, органоминеральных, органо-минеральных почвах и донных отложениях методом ИК-спектроскопии
3. <http://www.microbiotests.be/SOPs/Ostracodtoxkit%20F%20SOP%20-%20A5.pdf>
4. American Society for Testing and Materials. Standard guide for conducting sediment toxicity test with freshwater invertebrates. ASTM E 1391-93, Philadelphia. ASTM, 1993.

**НОВЫЙ ОПЕРАТИВНЫЙ МЕТОД БИОТЕСТИРОВАНИЯ МОРСКИХ ВОД
НА ВОДОРΟΣЛИ *DUNALIELLA TERTIOLECTA***

Е.С. Стравинскене, Ю.С. Григорьев

*Сибирский федеральный университет
660041 г. Красноярск, Россия, ignislynx@rambler.ru*

Показана возможность создания более оперативного биотеста для оценки качества морских вод на основе микроводоросли *Dunaliella tertiolecta*, применение которого позволит сократить время анализа проб до 48 часов, а также автоматизировать и упростить значительную часть процесса биотестирования.

Ключевые слова: Биотестирование, морские воды, водоросль *Dunaliella tertiolecta*, условия выращивания, токсичность ионов меди

Практика биотестирования вод зарекомендовала себя в РФ и мире как простой и удобный подход к оценке качества водной среды путем определения интегральной токсичности. Способность давать отклик на воздействие сразу всех поллютантов, присутствующих в воде, позволило биотестам эффективно дополнять методы химического анализа в системе экологического мониторинга водных объектов. Процесс активного внедрения биологических методов, наблюдающийся в последние годы во многих лабораториях РФ, требует их стандартизации и унифицирования. С 2011 года в России введены два межгосударственных стандарта (основанных на международных стандартах ISO), касающихся биотестирования качества природных, питьевых, сточных вод, а также водных вытяжек из почв и отходов на одноклеточных водорослях [1, 2]. Вместе с тем, важной задачей остается разработка более быстрых и менее трудоемких биотестов для целей рутинного лабораторного анализа.

Коллектив кафедры экологии и природопользования Сибирского федерального университета уже более 20 лет занимается разработкой и внедрением новых оперативных методов биотестирования вод. В настоящее время методики и оборудование для определения токсичности пресных вод, созданные в СФУ, используются более чем в 250 лабораториях по всей территории РФ. Вместе с тем, коллективом намечено новое направление разработки экспрессных методов биотестирования морских вод.

Введенный с 1 января 2014 года межгосударственный стандарт [1] определяет регламент проведения оценки токсичности морских вод по замедлению роста морских одноклеточных водорослей *Phaeodactylum tricornerutum* Bohlin и *Skeletonema costatum* (Greville) Cleve. Согласно данному документу биотестирование проводится в течение 72-96 часов, при этом колбы с образцами встряхивают вручную 1-2 раза в сутки (либо непрерывно взбалтывают) для перемешивания. Контроль численности клеток проводят методом прямого счета в камере Горяева либо с использованием метода флуориметрии. Вместе с тем, применение для целей биотестирования созданных в СФУ оборудования и методологии могло бы позволить существенно сократить время анализа проб, а также максимально автоматизировать процесс. В последние годы в качестве тест-объекта при оценке качества морских вод, донных отложений и веществ активно применяют другую микроводоросль - *Dunaliella tertiolecta* Butcher [3, 4, 5]. Поскольку для рода *Dunaliella* описан достаточно быстрый рост культуры (процесс деления в зависимости от условий окружающей среды может длиться от 30 минут до 3.5 часов [6]), нами были проведены исследования, нацеленные на создание нового оперативного биотеста для морских вод на основе водоросли *Dunaliella tertiolecta*.

Род *Dunaliella*, насчитывающий 28 видов, объединяет одноклеточные зеленые водоросли с двумя жгутиками. Хлоропласт один, большей частью чашевидный или блюдцевидный. Клеточная оболочка отсутствует, вследствие чего клетки легко изменяют свою форму. Однако форму, которую приобретает большинство свободно движущихся клеток данного вида в благоприятной для него среде, можно считать типичной для этого вида [6].

Культура водоросли *Dunaliella*, полученная из коллекции Всероссийского научно-исследовательского института рыбного хозяйства и океанографии, выращивалась на среде Гольдберга (в модификации Кабановой) на основе искусственной морской воды с минерализацией 20‰. Для приготовления искусственной морской воды использовалась морская соль марки «Aqukraft». Состав среды приведен в таблице 1.

Таблица 1. Состав среды Гольдберга.

№ исходного раствора	Реактив	Количество реактива (мг) в 1дм ³ морской воды
1	KNO ₃	202
2	NaH ₂ PO ₄ × 2 H ₂ O	38
3	MnCl ₂ × 4H ₂ O	4
	CoCl ₂ × 6H ₂ O	4
4	FeCl ₃ × 6H ₂ O	6

Культивирование водоросли производилось на специализированном оборудовании, разработанном в СФУ, позволяющем поддерживать необходимые условия по облучению белым светом (60 Вт/м² ФАР) и температуре (от 22 до 38°C) при одновременном выращивании 18-24 образцов. За счет вращения кассеты с образцами в таких культиваторах (КВМ-05, УЭР-03) обеспечивается интенсивный газообмен, что способствует более быстрому росту культур водорослей. Маточная культура поддерживалась в конических колбах при естественном освещении и температуре 20-25°C, периодически перемешивалась и пересевалась в свежую питательную среду 1 раз в неделю. Концентрация клеток определялась путем измерения ее оптической плотности (при длине волны 560 нм в кювете толщиной 2 см) на приборе ИПС-03, разработанном также в СФУ. Исходная оптическая плотность засева клеток в экспериментах составляла 0.005.

Рекомендуемой температурой для выращивания и проведения биотестирования на водорослях *Phaeodactylum* и *Skeletonema* согласно стандарту является 20±2°C. Нами были проведены эксперименты по выращиванию водоросли дуналиелла в диапазоне температур от 22 до 38°C для выявления оптимальных условий проведения анализа на данном тест-объекте. Результаты, представленные на рисунке 1, показали, что максимальный рост тест-культуры наблюдался при температуре 32°C. В данном варианте количество клеток в культуре за 48 часов увеличилось приблизительно в 70 раз, что соответствует более 6-ти кратному делению клеток. Однако и при температуре 22°C данная культура сохраняла достаточно высокий рост, поскольку количество клеток в этом случае к концу эксперимента увеличивалось в 20 раз, а согласно ГОСТу плотность клеток *Phaeodactylum* и *Skeletonema* по окончании эксперимента должна увеличиться как минимум в 3 раза.

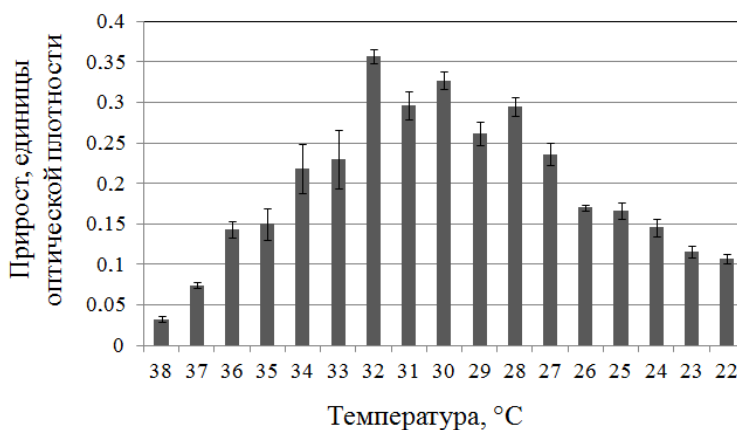


Рис. 1. Зависимость 48-часового прироста культуры водоросли *Dunaliella* от температуры.

При проведении биотестирования морских вод согласно межгосударственному стандарту тестируемые пробы не должны отличаться по солености от контрольного образца более чем на 5%. В случае, если минерализация тестируемых вод выходит за указанные пределы, рекомендуется провести предварительную адаптацию культуры водоросли к необходимой солености [1]. В связи с этим определение диапазона солености, при котором можно проводить биотестирование на водоросли дуналиелла без предварительной адаптации, являлось важной задачей. Как видно из рисунка 2, в диапазоне солености среды Гольдберга от 10‰ до 50‰ оптимальный рост культуры водоросли за 48 часов наблюдался при 20, 25, 30, 40 и 50‰. За это время количество клеток в образцах увеличилось приблизительно в 50-55 раз. В то же время снижение солености на 5‰ по сравнению с исходной средой для маточной культуры (20‰) вызывало заметное снижение прироста водоросли. Таким образом, предварительные исследования

показывают, что биотестирование, не требующее адаптации культуры водоросли, можно проводить при превышении солености образца на 5-30%. Поскольку большинство морских объектов РФ имеют соленость от 35 до 41‰, биотест на основе водоросли *Dunaliella* может существенно снизить трудоемкость анализа таких проб.

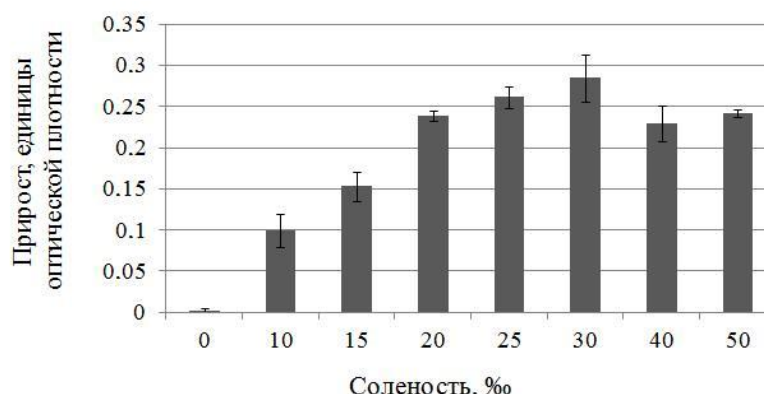


Рис. 2. Прирост культуры водоросли *Dunaliella* в среде Гольдберга разной солености. Температура культивирования 32°C.

Следующая серия экспериментов была направлена на выявление оптимального содержания питательных элементов в среде Гольдберга. Для этого были подготовлены питательные среды соленостью 20‰ с разным содержанием реактивов (табл.1): от 5% до 800% по отношению к исходной. Оптическая плотность тест-культуры во всех образцах измерялась автоматически каждый час в течение 4-х суток в автоматизированном культиваторе УЭР-03. По снятым с помощью компьютера данным были построены кривые роста тест-культуры водоросли *Dunaliella* (рис.3).

Как видно на рисунке 3, в средах с наименьшим содержанием питательных элементов (10% и 5%) рост тест-культуры замедлился после 50 часов. Наиболее вероятной причиной этого может являться дефицит питательных веществ, имевший место в образцах по истечении 50 часов культивирования. Вместе с тем, в вариантах 500% и 800% замедление роста наблюдалось значительно раньше (начиная с 30 часов), что может свидетельствовать о неблагоприятном действии избытка элементов питания. Оптимальным содержанием микро- и макроэлементов в 20‰ среде Гольдберга, согласно полученным данным, можно считать 50% и 100% ее состава.

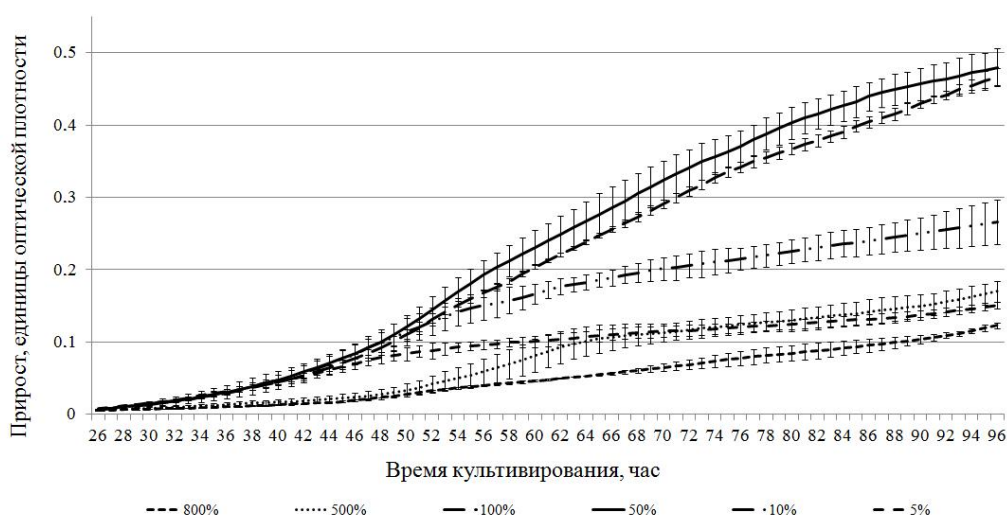


Рис. 3. Кривые роста тест-культуры водоросли *Dunaliella* в среде Гольдберга с разным содержанием питательных элементов (5%, 10%, 50%, 100%, 500%, 800%). На графике представлены данные с 24 по 96 час культивирования. Температура культивирования 32°C.

Для оценки чувствительности 48-часового биотеста к загрязнению были проведены эксперименты по воздействию модельного токсиканта (ионов меди, вносимых в форме сульфата $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$) на кривые роста тест-культуры водоросли *Dunaliella*. Ряд концентраций ионов данного тяжелого металла составлял от 0,04 мг/дм³ до 2,56 мг/дм³. Результаты представлены на

рисунке 4, где хорошо видно, что уже наименьшая концентрация вызывает достоверное снижение прироста культуры водоросли. Расчетным методом было получено значение EC_{50} для данного металла, которое составило $0,07 \text{ мг/дм}^3$.

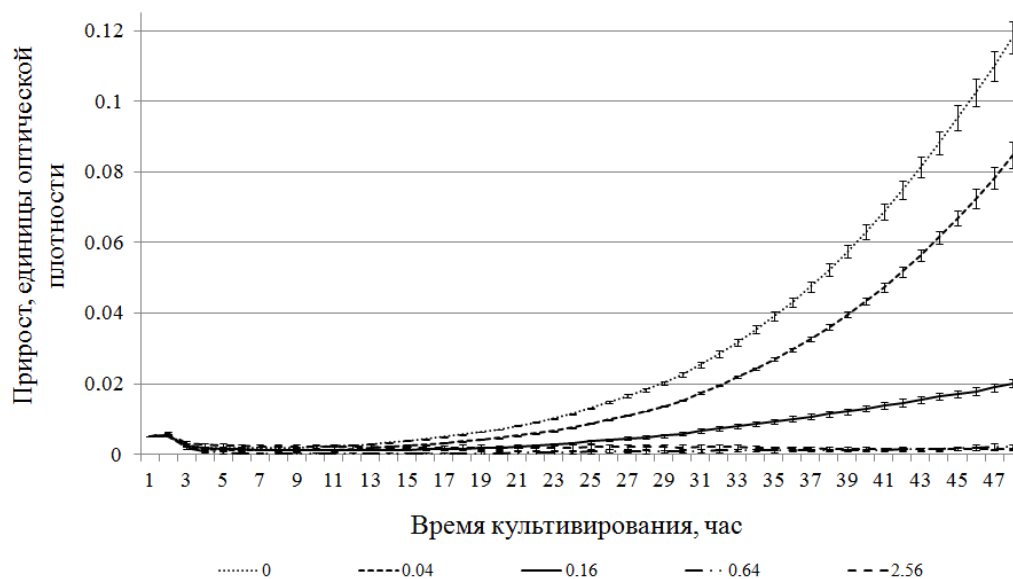


Рис. 4. Зависимость прироста тест-культуры водоросли *Dunaliella* от концентрации ионов меди в среде. Температура культивирования 32°C .

Таким образом, показана потенциальная возможность создания оперативного биотеста для оценки качества морских вод на основе микроводоросли *Dunaliella tertiolecta*. Определены оптимальные условия для проведения биотеста. Наиболее высокого прироста тест-культуры водоросли удалось достигнуть при выращивании образцов в специализированных культиваторах (КВМ-05, УЭР-03) при температуре 32°C и содержании питательных элементов в среде Гольдберга на уровне 50-100%. При этом, если минерализация проб отличается от среды культивирования на 5-30% в сторону увеличения, возможно проведение биотестирования без предварительной адаптации тест-культуры к солености. При сравнительно высокой скорости роста исследуемый тест-объект обладал и достаточно высокой чувствительностью к модельному токсиканту — ионам меди. Значение EC_{50} для данного металла составило $0,07 \text{ мг/дм}^3$. Использование такого биотеста может сократить время анализа проб до 48 часов, а также автоматизировать значительную часть процесса биотестирования.

Список литературы

- ГОСТ 31960-2012 Вода. Методы определения токсичности по замедлению роста морских одноклеточных водорослей *Phaeodactylum tricornutum* Bohlin и *Skeletonema costatum* (Greville) Cleve
- ГОСТ Р 54496-2011 Вода. Определение токсичности с использованием зеленых пресноводных одноклеточных водорослей
- Tornambè A. Toxicity evaluation of diethylene glycol and its combined effects with produced waters of offshore gas platforms in the Adriatic Sea (Italy): Bioassays with marine/estuarine species / A. Tornambè, L. Manfra, L. Mariani, O. Faraponova, F. Onorati, F. Savorelli, A. M. Cicero, C. V. Lamberti, E. Magaletti // Marine Environmental Research, Volume 77, June 2012, Pages 141–149
- Oukarroum A. Inhibitory effects of silver nanoparticles in two green algae, *Chlorella vulgaris* and *Dunaliella tertiolecta* / A. Oukarroum, S. Bras, F. Perreault, R. Popovic // Ecotoxicology and Environmental Safety, Volume 78, 1 April 2012, Pages 80–85
- Wong C.K.C. Toxicological assessment of coastal sediments in Hong Kong using a flagellate, *Dunaliella tertiolecta* / C.K.C. Wong, R.Y.H. Cheung, M.H. Wong // Environmental Pollution, Volume 105, Issue 2, May 1999, Pages 175–183
- Масюк Н.П., Посудин Ю.И., Лилицкая Г.Г. Фотодвижение клеток *Dunaliella* Teod. (*Dunaliellales*, *Chlorophyceae*, *Viridiplantae*). - Национальная академия наук Украины, Институт ботаники им. Н.Г. Холодного, Национальный аграрный университет. Киев, 2007. - 264 с.

ВЛИЯНИЕ ТОКСИЧНОСТИ СОЕДИНЕНИЙ КАДМИЯ НА СПЕКТРЫ ВОСХОДЯЩЕГО ИЗЛУЧЕНИЯ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ МЕЗОКОСМОВ.

Б.Л. Сухоруков

*Институт водных проблем РАН, Южный отдел
344090, г. Ростов-на-Дону, пр. Стачки, 198; Россия, bls-phys@yandex.ru.*

В работе приведены результаты одного из направлений оперативного мониторинга водных экосистем, использующего дистанционно полученную спектрометрическую информацию видимого спектра со спектральным разрешением менее 2 нм. Объект исследования – модельные экосистемы поверхностных вод в низовье р. Дон.

Ключевые слова: мезокосмы, дистанционная спектрометрия, водная экосистема, токсичность металлов.

Известно, что кадмий и его соединения входят в перечень приоритетных загрязняющих веществ и относятся к особо токсичным металлам. Поэтому исследование влияния кадмия на водные экосистемы является задачей актуальной. Данные по подобным исследованиям в литературе практически отсутствуют. В Гидрохимическом институте работы по интегральным оценкам влияния кадмия на состояние экосистем проводились в течение ряда лет. Результаты этих работ опубликованы в периодических изданиях и в монографии А.М.Никанорова с соавторами [1], но ряд вопросов оказался вне рассмотренных в монографии задач. Поэтому в настоящей работе приведен ряд ранее не опубликованных данных по результатам натуральных экспериментов, проведенных в 2008 и 2009 гг., и обсуждаются полученные результаты.

Основная задача сообщения – показать, что токсичные металлы вызывают изменения в водных экосистемах, такие, которые могут отражаться в спектрах яркости восходящего от воды излучения и могут быть зарегистрированы методами дистанционной спектрометрии. Побочные – рассмотреть трансформацию загрязняющего вещества, но именно в свете его влияния на компоненты экосистемы, влияющие на спектры восходящего излучения.

Натурный эксперимент организован следующим образом. В рыбноводном пруду, расположенном в низовье р. Дон размещают мезокосмы, в которые вносят загрязняющие токсичные вещества в виде соединения кадмия, детали см. в работе [1]. Нагрузки мезокосмов 2009 г. представлены в табл. 1.

Таблица №1. Условия нагрузки мезокосмов в натурном эксперименте 2009 г.

Номер мезокосма	Концентрации Cd ²⁺ , мкг/дм ³	Количество ПДК (р/хоз)	Режим и сроки внесения, сут.
1	не вносили	0	не вносили
2	25	5	однократно в 1-е сутки
3	375	5+5+5...+5=75	Множкратно (по 5 ПДК в течение 15 сут.)
4	50	10	однократно в 1-е сутки
5	125	25	однократно в 1-е сутки
6	250	50	однократно в 1-е сутки

Процедура определения концентрации кадмия дорогостоящая, поэтому определения выполняли в ограниченном объеме по индивидуальной программе для отдельных мезокосмов. В таблице 2 представлены результаты определения металла в течение первых 12 суток эксперимента в 2008 и 2009 гг. Считали, что продолжительность контроля токсического воздействия достаточна для того, чтобы убедиться в факте целостности экосистем мезокосмов. Данные контроля концентрации кадмия представлены в табл.2. В результате установлено, что при рН в диапазоне от 8 до 9 и температуре более 20⁰С, характерными для этих водных объектов, наблюдается равновесная концентрация в диапазоне 11-14 мкг/дм³. Возможно, этот факт является следствием таких процессов, как гидролиз, сорбция, комплексообразование и т.д., но дополнительные исследования, которые могли бы подтвердить тот или иной процесс не проводили. Интересно отметить тот факт, что в аналогичном эксперименте 1990 г., концентрация меди, использовавшейся в качестве токсиканта экосистемы, была такой же, около 10 мкг/дм³. При этом можно отметить, что ПДК кадмия и меди различны: для кадмия 5 мкг/дм³, для меди 1 мкг/дм³. Таким образом, внесение токсичных металлов в больших концентрациях приводит к их весьма резкому уменьшению, причем,

как видно из табл.2, большие начальные концентрации не соответствуют большим конечным. Особенно удивительным является тот факт, что ежедневное внесение кадмия по 25 мкг/дм³, не приводит к его накоплению и его концентрация через 12 суток остается практически в тех же пределах, что и концентрация этого металла при больших разовых нагрузках.

Таблица 2. Концентрация кадмия в пробах воды мезокосмов в экспериментах 2008, 2009гг.

№ мезо-косма	Расчетная концентрация, мкг/дм ³	Концентрация, мкг/дм ³							
		1сут. вечер	2 сут. утро	2 сут. вечер	3 сут.	4 сут.	6 сут.	9 сут.	12 сут.
июль - август 2008 года									
2	262	187	124	97,5	73,8	66,0	36,0	19,7	11,0
3	417	329	229	153	149	106	37,0	13,5	8,8
4	825	433	291	199	166	143	59,0	22,5	13,0
5	637	385	270	168	175	136	117	47,9	44,0
июль-август 2009 года									
№ мезо-косма	Расчетная концентрация, мкг/дм ³	1сут. утро	1 сут. вечер	2сут. вечер	3 сут.	5 сут.	7 сут.	9 сут.	12 сут.
2	25	7,5	13,8	16,7					14,2
3	25*)	7,2	1,2	15,7	13,1	14,2	18,4	16,3	17,0
4	50	9,6							16,3
5	125	20,6	19,2	19,2					13,4
6	250	21,9							11,1
7	375	25,9	32,0	25,9					13,9

Примечание: *) вносили по 25 мкг/дм³ кадмия каждые сутки

Спектры коэффициентов яркости несут информацию о состоянии водных экосистем за счет рассеяния и поглощения солнечного света видимыми компонентами, к которым относят фитопланктон, растворенные и минеральные взвешенные вещества. Спектры регистрируют в видимой области в диапазоне волн 450-750 нм, с разрешением менее 2 нм. Форма спектров определяется присутствием в фитопланктоне экосистемы различных пигментов: хлорофиллов (минимум на волне 675 нм и максимум на волне около 700 нм), фикобилинов (минимум на волне около 645 нм), каротиноидов (минимум на волне около 450 нм). Интенсивность максимумов и минимумов связана с количественным соотношением пигментов.

Спектры регистрировали ежедневно (за исключением отдельных дней, когда по техническим условиям съемка представлялась невозможной) в течение всего времени эксперимента около 28 суток. На рис. 1 представлены ряды спектров коэффициентов яркости 4-го и 6-го мезокосмов.

Увеличение максимумов на волне 700 нм в экосистеме 4 мезокосма указывает на бурное развитие фитопланктона начиная с 9 по 23 сутки. наблюдается «проседание» минимума на волне 645 нм, что связано с увеличением концентрации синезеленых микроводорослей, но уже на 28 сутки их концентрация начинает снижаться – «проседание» уменьшается.

В этот же период отчетливо видно, что экосистема 6 мезокосма испытывает угнетающее влияние: спектральная структура становится слабо выраженной, «синяя» область спектра поднимается, что свидетельствует об угнетении всего фитопланктонного сообщества.

Кроме рассмотренного способа экспертной оценки состояния водной экосистемы известны иные методы интерпретации спектрометрической информации (см. [1]). Наиболее наглядна интерпретация, использующая пространство оптических образов, где внутриводоемные процессы отражаются в виде траектории обобщенных координат. Подобные траектории построены и по результатам эксперимента с мезокосмами 2009 г.

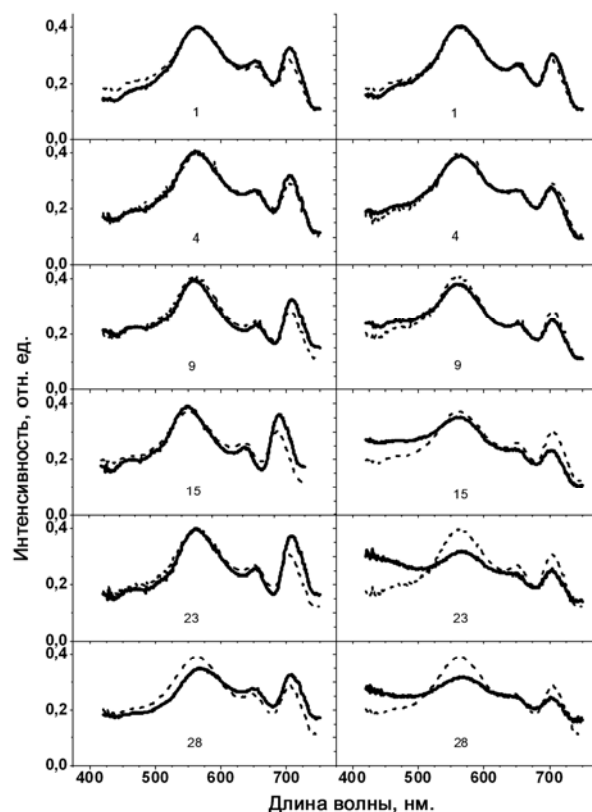


Рис. 1. Спектры коэффициента яркости 4 (столбец слева) и 6 (столбец справа) мезокосмов (сплошная линия), в сравнении со спектрами материнской экосистемы (пунктирная линия), полученными в те же дни. Цифрами указаны сутки эксперимента.

На рисунке 2 представлена временная зависимость третьей обобщенной координаты (ОКЗ), максимально коррелирующей с концентрацией фитопланктона по данным модельных расчетов, для всех мезокосмов и материнской экосистемы [1]. Начиная с 3-их суток, траектории оптического образа экосистем мезокосмов начинают незначительно различаться и «расходиться». Заметно это различие проявляется, начиная с 9 суток эксперимента. Максимальные отличия возникают на 23 сутки. Затем траектории оптического образа экосистем показывают тенденции к сближению.

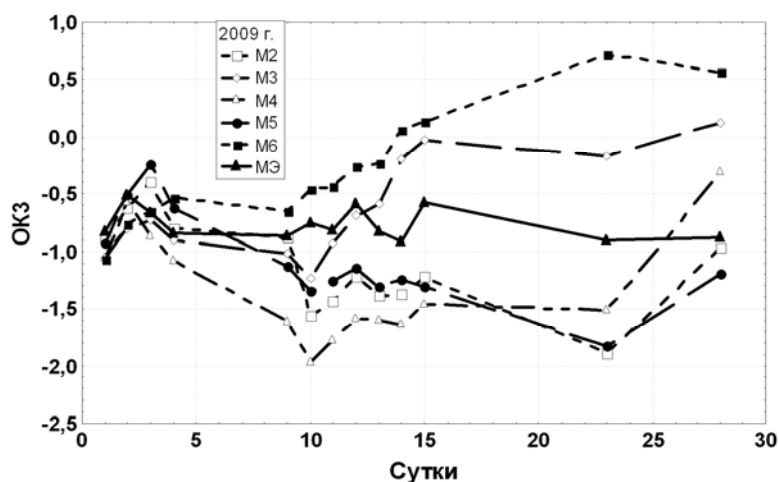


Рис. 2. Траектории третьей обобщенной координаты по данным дистанционной спектрометрической съемки натурального эксперимента 2009 г.

Если считать, что ОКЗ отражает изменение состояния всей водной экосистемы, то такое поведение экосистем, изначально имеющих приблизительно одинаковый биохимический состав и практически одинаковое значение ОКЗ до внесения токсического загрязнения, вполне объяснимо

(см. рис.2 и значение ОКЗ всех мезокосмов и материнской экосистемы). На начальном этапе, в первые сутки эксперимента, экосистемы подверглись существенно различному внешнему воздействию. Биота экосистем различно прореагировала на это воздействие, процессы саморегулирования в каждой экосистеме пошли с различной интенсивностью. Экосистемы, 3-го и 6-го мезокосма начали погибать. Экосистемы 2-го, 4-го и 5-го мезокосмов наоборот, восприняли это загрязнение как стимулирующий фактор, что привело к бурному развитию планктона. Иначе можно проинтерпретировать поведение экосистемы 4 мезокосма. Интенсивное развитие фитопланктона отмечено уже на 4-е сутки эксперимента, достигло максимума на 10 сутки, и затем началось медленное затухание развития экосистемы, приведшее к ее угнетению, нарушению экосистемных связей в заключительной фазе эксперимента после 23 суток. Причина заключается, по-видимому, в истощении питательной базы планктона за счет замкнутости и ограниченного объема мезокосмов. Причем заметное угнетение наблюдается и у экосистем других мезокосмов, что проявляется в изменении их траекторий в направлении, противоположном развитию, тогда как траектория материнской экосистемы, хотя и испытывает незначительные колебания, но даже в заключительной фазе значение ОКЗ остается на уровне начала эксперимента и не показывает тенденций к какому-либо направленному изменению ее состояния. Пролонгированная нагрузка экосистемы 3-го мезокосма приводит к заметному угнетению развития планктона и приближению траектории этого мезокосма к траектории экосистемы 6-го мезокосма.

Такое поведение экосистем мезокосмов на качественном уровне вполне ожидаемо и укладывается в рамки фундаментальных представлений о развитии экосистем – понимания механизма их гомеостаза и саморегулирования. По рис. 2 гомеостатическое плато всех экосистем находится в пределах траектории материнской экосистемы в районе $ОКЗ = -1$ по шкале ОК [2]. Траектория первого мезокосма, не подвергавшегося загрязнению, находится вблизи этого плато (на рис. 2 не нанесена). Более сильное загрязнение вызывает положительную обратную связь, невысокое загрязнение – отрицательную. Следует обратить внимание на то, что на заключительной стадии эксперимента экосистемы всех мезокосмов имели тенденцию к угнетению и, возможно, гибели за счет истощения их питательного ресурса.

Таким образом, в натуральных экспериментах показано, что высокие (порядка 250 мкг/дм^3 и более) разовые или невысокие (около 25 мкг/дм^3), но пролонгированные нагрузки приводят к нарушению экосистемных связей, ведущих к угнетению и возможной гибели экосистемы на ранней стадии воздействия токсиканта на водную экосистему.

Невысокие разовые нагрузки стимулируют развитие экосистем, но на заключительной стадии экосистемы мезокосмов гибнут за счет истощения ресурса питательных веществ, причем тем быстрее и сильнее, чем более интенсивный всплеск их развития наблюдается на начальном этапе эксперимента. Время латентного периода достигало от 4 до 9 суток в зависимости от нагрузки мезокосмов, причем однозначной зависимости этого периода от величины нагрузки не отмечено.

При изучении поведения дистанционно зарегистрированных спектров коэффициентов яркости восходящего от воды излучения и в результате представления этих спектров в виде обобщенных координат можно делать выводы о направленности внутриводоемных процессов, происходящих в экосистемах мезокосмов. При этом, если контролировать состояние экосистемы по концентрации загрязняющего вещества процессы в экосистемах зафиксировать невозможно. Метод дистанционной спектрометрии можно условно считать методом «дистанционной биоиндикации» где в качестве тестобъекта выступает фитопланктон, причем форма спектров коэффициентов яркости позволяет выделять его «синезеленую компоненту». Контроль за состоянием экосистемы возможно выполнять в реальном времени, практически непосредственно во время проведения съемки. Учитывая высокую оперативность и объективность получения спектрометрической информации внутриводоемные процессы экономически целесообразно наблюдать с использованием рассмотренного подхода.

Список литературы

1. Никаноров А.М., Трофимчук М.М., Сухоруков Б.Л. Методы экспериментальной гидроэкологии: монография.- Ростов/Д: «НОК», 2012. – 309 с.
2. Сухоруков Б.Л., Новиков И.В. Гомеостаз водных экосистем по данным дистанционной спектрометрии/ Материалы IV науч. конференции «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» 24-29сен 2011. – Борок: – 2011. – Ч. 1. – С. 59-63.

**ТОКСИКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ВОДЫ ВОЛГО-ДОНСКОГО СУДОХОДНОГО КАНАЛА
(КАРПОВСКОЕ ВОДОХРАНИЛИЩЕ) В ВЕСЕННИЙ ПЕРИОД
МЕТОДОМ БИОТЕСТИРОВАНИЯ**

А.В. Ткачева, М.С. Смолянский

*Волгоградское отделение – ФГБНУ «ГосНИОРХ»
400001 г. Волгоград, ул. Пугачевская, д.1, Россия, navov@mail.ru*

В работе исследуется токсичность воды Волго-Донского судоходного канала (Карповское водохранилище) методом биотестирования в хроническом опыте - на стандартных пресноводных тест-организмах - *Daphnia magna*.

Ключевые слова: Карповское водохранилище, биотестирование, зоопланктон, токсичность.

Вследствие нарастающего загрязнения и осложнения экологических условий в реках их изучение не теряет своей актуальности. За последние десятилетия значительно изменилась антропогенная нагрузка на водные экосистемы. С каждым годом увеличивается количество судов различных назначений, в результате чего в воде идет накопление нефтепродуктов, тяжелых металлов и других разных загрязняющих веществ, что существенно влияет на эколого-токсикологические показатели среды обитания водных биоресурсов. Любое антропогенное вмешательство в естественный ход процессов в водных экосистемах в свою очередь может существенно сказаться на уровне их рыбопродуктивности.

Роль биологических методов в оценке качества природной воды в последние годы значительно возросла в связи с непрекращающимся поступлением в водные объекты токсических веществ, степень опасности которых может быть установлена лишь методами прямой оценки их воздействия на живые организмы. Одним из таких методов является биотестирование.

Таким образом, актуальность настоящего исследования определяется необходимостью токсикологической оценки состояния экосистемы Волго-Донского судоходного канала (Карповского водохранилища), в связи с усилением антропогенной нагрузки на данный рыбопромысловый водоем.

Объектом исследования является Волго-Донской судоходный канал им.В.И.Ленина протяженностью 101 км. Глубина не менее 3.5 м. Канал соединяет Волгу у Волгограда с Доном у города Калач-на-Дону. Канал питается донской водой из Цимлянского водохранилища, так как Дон лежит выше Волги на 44 м. Для прохождения полного пути из Волги в Дон нужно пройти 13 шлюзов. Пропускная способность канала оценивается в 16.5 млн тонн грузов в год.

Карповское водохранилище - одно из водораздельных водохранилищ, созданных по трассе Волго-Донского судоходного канала, расположено на р. Карповке и служит для регулирования стока реки. Кроме того, водохранилище является водопроводящим трактом для питания вышерасположенных Береславского и Варваровского водохранилищ из Цимлянского водохранилища. Водоохранилище является рыбопромысловым водоёмом, в котором обитают ценные промысловые виды рыб (лещ, судак, синец, сом и др.) [3].

Для исследования были выбраны участки Карповского водохранилища с наибольшей антропогенной нагрузкой напротив населенных пунктов: Мариновка, Ильевка, Пятиморск. Оценку токсичности отобранных проб воды проводили в лаборатории гидрохимии и токсикологии Волгоградского Отделения ФГБНУ «ГосНИОРХ».

Отбор проб и проведение анализов выполнялось в соответствии с установленной методикой [1]. Воду биотестировали на лабораторных пресноводных тест-организмах – ветвистоусых рачках *Daphnia magna* Straus. Для опытов использовали аквариумную отфильтрованную воду, содержащую весь естественный набор химических компонентов и биологических микрокомпонентов. Эксперимент проводили в лабораторных условиях при температуре воды 21 – 22 °С. Критериями наличия хронической токсичности являются гибель 20 % и более дафний и (или) достоверное отклонение их плодовитости в речной воде по сравнению с контрольной в течение 24 суток от начала биотестирования.

При исследовании проб воды на зоопланктонных тест-организмах в каждый опытный и контрольный сосуд вносили по 10 экземпляров организмов. Биотестировали пробы воды без их разбавления, каждый опыт проводили с трехкратной повторностью.

Результаты длительного токсикологического эксперимента показали довольно высокую смертность рачков во всех пробах, так в пробе «Ильевка» смертность составила 17 %, в пробах

«Мариновка» и «Пятиморск» смертность взрослых особей превысила критические 20 % и достигла 23 % и 37 % соответственно (таблица 1).

Таблица 1. Динамика выживаемости *Daphia magna* в хроническом эксперименте

Название пробы	Показатель	Экспозиция, сутки					
		4-е	10-е	14-е	18-е	21-е	24-е
контроль	% от контроля	100	100	100	100	100	100
	M±m	10±0	10±0	10±0	10±0	10±0	10±0
	δ	0	0	0	0	0	0
	t _d	0	0	0	0	0	0
Мариновка	% от контроля	100	100	93	90	83	77
	M±m	10±0	10±0	9.33±0.33	9±0	8.33±0.33	7.67±0.33
	δ	0	0	0.58	0	0.58	0.58
	t _d	0	0	2	0	5	7
Ильевка	% от контроля	100	100	97	93	83	83
	M±m	10±0	10±0	9.67±0.33	9.33±0.33	8.33±0.33	8.33±0.33
	δ	0	0	0.58	0.58	0.58	0.58
	t _d	0	0	1	2	5	5
Пятиморск	% от контроля	100	97	93	87	73	63
	M±m	10±0	9.67±0.33	9.33±0.33	8.67±0.33	7.33±0.33	6.33±0.33
	δ	0	0.58	0.58	0.58	0.58	0.58
	t _d	0	1	2	2	8	11

Плодовитость дафний во всех пробах воды имеет достоверно высокое отличие от контроля (таблица 2). Нельзя не обратить внимания на очень низкую плодовитость самок в воде из пробы «Пятиморск» показатель достоверности отличая от контроль достигает 14.85. В пробах «Ильевка» и «Мариновка» показатель достоверности составляет 4.56 и 4.34 соответственно (таблица 2).

Таблица 2. Динамика выживаемости *Daphia magna* в хроническом эксперименте по плодовитости

Название пробы	Показатель	Экспозиция, сутки				
		9-е	14-е	18-е	21-е	24-е
контроль	% от контроля	100	100	100	100	100
	M±m	15.33±0.67	8.33±0.47	10±0.82	8.33±0.47	3.67±0.47
	δ	0.58	0.58	1	0.58	0.58
	t _d	0	0	0	0	0
Мариновка	% от контроля	98	92	87	84	84
	M±m	15±0.67	7.67±0.47	8.67±0.67	7±0	3±0.67
	δ	1	0.58	0.58	0	0
	t _d	0.5	1.41	2	4	4.34
Ильевка	% от контроля	100	98	97	90	82
	M±m	15.33±0.47	8±0.33	9.67±0.67	7.33±0.47	3±0.33
	δ	0.58	0	0.58	0.58	0
	t _d	0	0	0.5	2.12	4.56
Пятиморск	% от контроля	95	68	43	16	-
	M±m	14.64±0.47	5.67±0.47	4.33±0.67	1.33±0.47	-
	δ	0.58	0.58	0.58	0.58	-
	t _d	1.41	5.66	8.5	14.85	-

Таким образом, процедура биотестирования позволила выявить изменение качества воды в Карповском водохранилище, выразившееся как в повышении смертности взрослых дафний, так и снижении их плодовитости. Хроническое токсическое действие по смертности тест-организмов оказывают две пробы воды: «Мариновка» и «Пятиморск». Кроме того, все три пробы оказывают

хроническое токсическое действие по плодовитости, причем проба воды «Пятиморск» оказалась наиболее токсичной.

Эти эксперименты определяют необходимость комплексного изучения взаимовлияния компонентов природной среды и судоходства с целью выявления экологически оптимального их соотношения. Результаты разработки данной проблемы являются важнейшим основанием для разрешения конфликтов во взаимоотношениях судоходства с другими отраслями хозяйства.

Продолжаются вестись комплексные научно-исследовательские работы по определению эколого-токсикологических показателей среды обитания водных биологических ресурсов Волго-Донского судоходного канала (Карповское водохранилище) с целью изучения влияния антропогенных факторов на состояние среды обитания; и разработки рекомендаций по оптимизации экологического состояния исследуемого водоёма.

Список литературы

1. Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадочных сточных вод, отходов по смертности и изменению плодовитости дафний. ФР.1.39.2007.03222. Изд. «АКВАРОС», М., 2007г.
2. Приказ Росрыболовства № 695 от 04.08.09 «Об утверждении Методических указаний по разработке нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения».
3. Рыбохозяйственная характеристика Карповского, Береславского и Варваровского водохранилищ и обоснование участков, рекомендуемых для сброса дренажных вод. Отчет. / Рук. В.М. Тюняков. ВО ФГНУ ГосНИОРХ. – Волгоград, 1979 – 88 с.

УДК 574:597, 553.2:502.5

ДИНАМИКА ЗАГРЯЗНЕНИЯ ЛОСОСЕВЫХ РЕК В ЗОНЕ ВОЗДЕЙСТВИЯ АГИНСКОГО ГОРНО-ОБОГАТИТЕЛЬНОГО КОМБИНАТА

А.В. Улатов

Камчатский НИИ рыбного хозяйства и океанографии (КамчатНИРО), ул. Набережная, 18, Петропавловск-Камчатский, 683000, tt-kamchatka@ya.ru

Показана динамика уровней загрязнения лососевых водотоков в басс. р. Ича в зоне техногенного воздействия Агинского горно-обогадительно-го комбината (АГОК). С учетом фоновых (ретроспективных) характеристик природных вод в районе месторождения показаны современные масштабы воздействия на водные объекты. По критериям Росгидромета [1] концентрации ряда загрязняющих веществ (ЗВ) в воде водотоков-приемников сточных вод достигают уровней высокого загрязнения (ВЗ) и экстремально высокого загрязнения (ЭВЗ). По критериям МПР РФ [2] текущая экологическая обстановка характеризуется как напряженная, близкая к критической.

Ключевые слова: лососевые водотоки, техногенное воздействие, загрязняющие вещества, взвешенные вещества, тяжелые металлы, экологическое состояние.

Район исследования располагается в верхней (горной) части бассейна одной из крупнейших лососевых нерестовых рек Западного побережья Камчатки – р. Ичи. Работы выполнялись на участке речной системы в зоне техногенного воздействия АГОК – р. Ага (длина 15 км), впадающая в р. Копылье (длина 45 км) в 11 км от устья. Р. Копылье впадает в р. Ича (длина 233 км) в 188 км от устья. Предприятие построено и введено в эксплуатацию в период с 2003 г. по 2006 г.

В басс. р. Ича нерестятся более 10 видов лососевых рыб, в т.ч. все 6 видов тихоокеанских лососей, микижа и её проходная форма — камчатская сёмга (вид 1 категории Красной книги России), 3 вида голецов. Верховья реки р. Ичи (выше устья р. Шануч) играют существенную роль в воспроизводстве лососевых ресурсов. В зоне возможного воздействия АГОК находятся нерестилища, на которые по данным авиаучетов ежегодно заходят на нерест от 100 тыс. до 1 млн. (редко – до 5 млн.) лососевых рыб [3].

Водоприемником сточных вод АГОК является р. Ага, в которой основным видом лососевых был и остается голец-мальма. В нижнем течении р. Ага, до начала эксплуатации месторождения наблюдался заход на нерест кижуча и горбуши. По нашим оценкам в р. Ага до 3% речного русла (0,23 га) могут занимать нерестилища гольца. Нерестовый фонд тихоокеанских лососей: в р. Ага –

0,0011 га; в р. Копылье – 4,35 га, в т.ч. ниже устья р. Ага – 2,75 га [3]. На этих площадях возможно воспроизводство до 90 т/год лососевых рыб.

В работе проанализированы материалы гидрохимических исследований КамчатНИРО, а также материалы контролирующих органов и недропользователей [7], за период с 1991 г. по 2012 г. (на разных этапах эксплуатации месторождения), на участках рек выше и ниже источников воздействия, а также на ненарушенных участках рек. Расположение станций отбора проб из года в год не менялось.

Количественный химанализ (КХА) выполнен в аккредитованных лабораториях ФГБУ «Камчатское УГМС», ФГУП «КамчатНИРО», ФГУП «Александровская опытно-методическая экспедиция», ОАО «Камчатгеология», ФГБОУ ВПО «РГАУ-МСХА им. К.А. Тимирязева», ФГУП «ИМГРЭ». При оценке качества воды использовался интегральный гидрохимический показатель – индекс загрязнения воды (ИЗВ) [4], рассчитанный согласно [5] по неограниченному числу компонентов (показатель техногенной нагрузки Z_T).

Изменение гидрохимического качества природных вод в районе Агинского месторождения. С начала промышленного освоения Агинского месторождения значительно увеличилось техногенное воздействие на водотоки в басс. рр. Ага и Копылье [6]. Согласно результатам гидрохимических исследований в последние годы в воде р. Ага превышение валового содержания относительно природного фона и рыбохозяйственных ПДК (ПДК_{р/х}) наблюдается для 12-ти элементов: Cu, Zn, Fe, Al, Ni, Co, Mn, Se, V, Mo, Sb и $P_{\text{общ}}$. Так на контрольном створе № 2 АГОК (КС № 2), расположенном в 500 м ниже всех источников воздействия, в отдельные фазы гидрологического режима концентрация Cu достигает 114,4 ПДК_{р/х}, Mo – 9,14 ПДК_{р/х}, Se – 6,83 ПДК_{р/х}, Zn – 19,04 ПДК_{р/х}, Al – 36,7 ПДК_{р/х}, Fe – 15,98 ПДК_{р/х}, V – 5,21 ПДК_{р/х}, Sb – 2,23 ПДК_{р/х}, Mn – 2,0 ПДК_{р/х}, Co – 1,57 ПДК_{р/х}, Ni – 1,11 ПДК_{р/х}, $P_{\text{общ}}$ – 71,33 ПДК_{р/х}, взвешенных веществ – 638,1 крат, хлор свободный растворенный ($Cl_{\text{акт}}$) – 38000 ПДК_{р/х}. Итого установлено 14 загрязнителей, нарушающих рыбохозяйственные нормативы. Согласно РД 52.24.643-2002 [1], ВЗ определены по 8-ми компонентам – 6-ти металлам (Cu, Fe, Al, Mo, Se, Zn), взвешенным веществам и $P_{\text{общ}}$, ЭВЗ – по 6-ти компонентам – 3-м металлам (Cu, Mo, Se) взвешенным веществам, $Cl_{\text{акт}}$ и $P_{\text{общ}}$, характерная и устойчивая повторяемость загрязнения установлена по 9-ти компонентам – 8-ми металлам (Cu, Fe, Mn, Mo, Sb, Se, V, Zn) и взвешенным веществам.

Информация об истинно фоновом – до начала геологоразведочных работ (ГРП) – содержании ЗВ в бассейне р. Ага отсутствует. ГРП на Агинском месторождении проводились в 1972-1985 гг. в объемах [7]: 19 штолен общей длиной 51,48 км (размещено в отвал 264150 м³ горной массы на площади 17 га); пройдено 740000 м³ канав на площади 75 га; буровых площадок – 18 га; пос. Агинский – 40 га; пос. Вьюнский – 200 га; транспортных магистралей – 250 га; итого механических нарушений ландшафта – не менее 600 га; объем перемещенной горной массы превысил 1 млн. м³ (≈1,8 млн. т). Отвалы не разделялись на «рудный» и «породный», в последних – повышенное содержание рудных и сопутствующих элементов.

В 1991-1992 гг. (в период опытно-промышленной разработки (ОПР) месторождения с отбором валовой пробы руды массой 10000 т открытым способом, через 6-7 лет после ГРП) содержание взвешенных веществ в р. Ага составляло в среднем 2,1 мг/л (минимум 0,2 мг/л, максимум 9 мг/л) [7]. Утвержденная практика определения рыбохозяйственного норматива по минеральным взвесям в каждом конкретном районе предполагает превышение фона не более, чем на 0,25 мг/л. Следовательно, норматив содержания взвешенных веществ для р. Ага и ее притоков условно составляет 2,35 мг/л. Согласно накопленным данным, концентрации взвешенных веществ в р. Ага на КС № 2 колебались в диапазоне от 0,2 мг/л (период консервации месторождения) до 1450-1500 мг/л (период активных сбросов сточных вод вследствие размыва техногенных отвалов, внутри- и межплощадочных проездов, откосов и обнажений минерального грунта). В паводки шлейф мутности от АГОК регулярно прослеживается по р. Ага и р. Копылье на 22 и более км ниже КС № 2. Изменения максимальных концентраций взвешенных веществ в р. Ага на КС № 2 и кратности превышения норматива представлены на рис. 1.

Согласно графику аппроксимации средняя мутность в р. Ага к настоящему времени близка к 250-300 мг/л (превышение норматива в 100-130 раз), при пиковых значениях до 1500 мг/л (превышение норматива и фона в 600 раз и более), что значительно превосходит критические (35-40 мг/л) для лососевых рек устойчивые средние уровни техногенной мутности в межень, при достижении которых, по данным, полученным на россыпных разработках в бассейнах рек Корякского нагорья [8], водные экосистемы испытывают тяжелое техногенное воздействие, нерест лососей прекращается, сообщества донных беспозвоночных характеризуются как сильноизмененные со снижением метаболизма (биомассы) до 100 крат.

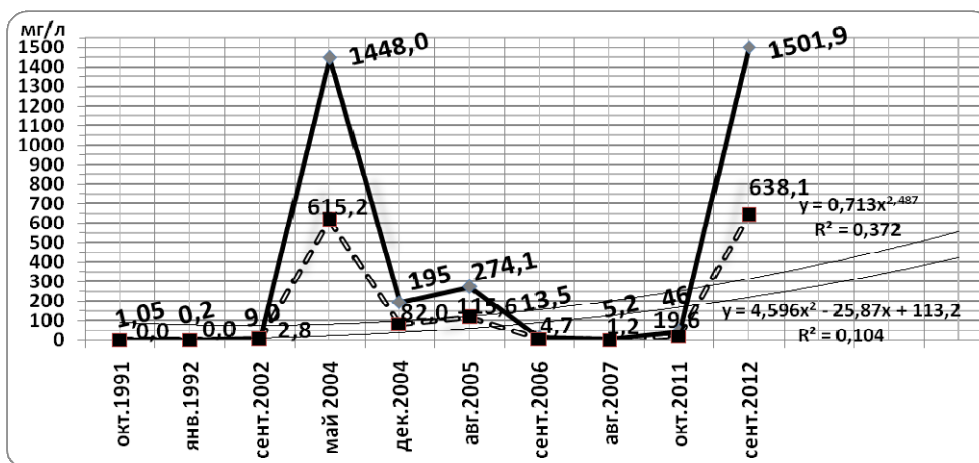


Рис. 1. Максимальные концентрации (мг/л) взвешенных наносов (сплошная линия), кратность превышения нормативов (пунктирная линия) в р. Ага на КС № 2 АГОК.

В материалах [7] отмечается, что «существенно значимых проявлений опасных экзогенных процессов, таких как водная эрозия, сели, осыпи, камнепады при проведении ГРП не отмечено, ...опасные эрозионные процессы, связанные с водной эрозией и осыпными явлениями отсутствуют». Таким образом, оба пика (рис. 1) экстремального загрязнения р. Ага взвешенными веществами в 2004-2005 гг. (период строительства АГОК) и в 2011-2012 гг. (период реконструкции и расширения хвостохранилища) связано с эрозией техногенных форм рельефа и сбросами сточных вод.

По результатам КХА проб воды, отобранных в 2005 г., до начала эксплуатации АГОК, получены превышения по:

- Mn (1,47 ПДК_{р/х}), Se (3,0 ПДК_{р/х}) и V (3,1 ПДК_{р/х}) – р. Ага, на КС № 2;
- V (3,0 ПДК_{р/х}) – р. Ага, устье;
- Se (3,5-4,0 ПДК_{р/х}) и V (2,6-3,8 ПДК_{р/х}) – в р. Копылье, ниже устья р. Ага.

В 1991 г. (за 13 лет до начала строительства АГОК) в р. Ага на КС № 2, находящемся ниже по течению от участков ГРП, выпуска шахтных вод и пос. Агинский в устье руч. Лавинный, содержание Cu и V составляло – 2-4,6 ПДК_{р/х}. Постоянное превышение ПДК_{р/х} в воде рр. Ага, Копылье и их притоках, почвах и снеге (вероятно, за счет ветровой эрозии отвалов и аккумуляции пыли на старый снег) отмечалось по Mn и V, периодическое – по фенолам, нефтепродуктам, Cu, Zn и V [7]. Причем, фенолы и нефтепродукты – загрязнители техногенного происхождения (обусловлены использованием механизмов и рудстойки в ходе горнопроходческих работ), не имеющие отношения к природному фону горного водотока. Cu, Zn, Mn и V – загрязнители двойного (и природного, и техногенного) генезиса, присутствие которых в воде в значительной степени обусловлено длительной историей ГРП (1972-1985 гг.) и ОПР (1991 г.) месторождения.

Анализ имеющихся сведений по гидрохимии р. Ага указывает на их недостаточность для установления ретроспективных (фоновых) характеристик природных вод, что затрудняет расчет индексов, учитывающих геохимический фон элементов и их токсичность для местной фауны по критерию ПДК.

В 1991 г. в р. Ага на КС № 2 превышения ПДК_{р/х} наблюдалось по 4 элементам (Cu, Mn, V, Zn) с коэффициентами агрессивности от 2 до 4,6 ПДК_{р/х} (концентрация Ni, определенная Камчатгеологией в 1,11 ПДК_{р/х}, не подтверждается более ранними и поздними исследованиями). Указанные концентрации, в силу техногенной трансформации фона в период ГРП и ОПР, можно признать «фоновыми» лишь условно. В 2002 г. превышения общероссийских нормативов наблюдалось лишь по 1 элементу – Cu – с коэффициентом агрессивности 2 ПДК_{р/х} (концентрация Hg, определенная Камчатгеологией в 150 ПДК_{р/х}, не подтверждается более ранними и поздними исследованиями).

Изменение содержания ЗВ (выраженные в коэффициентах агрессивности – крат ПДК_{р/х}) в поверхностных водах р. Ага в районе КС № 2 и в устье представлены на рис. 2 и 3. В первый год эксплуатации АГОК произошли 2 аварии [6]. В частности, повреждение противофильтрационного экрана (ПФЭ) в янв.-фев. 2006 г. на площади 1,73 га накопителя отходов цианирования (хвостохранилища), что могло привести к инфильтрации сточных вод в подземные водоносные горизонты, а оттуда – в систему лучевого дренажа ложа накопителя отходов (дренажные воды сбрасываются без очистки в р. Ага). Во втором случае 28.08.2006 г. произошел аварийный сброс 3-8 м³ раствора гипохлорита кальция из чанов реагентного отделения обогатительной фабрики (ОФ),

р. Ага испытала мощнейший химический стресс – концентрации $Cl_{акт.}$ в районе КС № 2 по данным Камчатского ЦЛАТИ составили 0,38 мг/л (38000 ПДК_{р/х}, превышение уровня ЭВЗ в 7600 раз).

В 2005-2007 гг. (окончание строительства и начало эксплуатации АГОК) в р. Ага на КС № 2 и в устье превышения нормативов и условного «фона» отмечены по 3-6 элементам (Al, Cu, Fe, Mn, V, $P_{общ.}$) с коэффициентами агрессивности от 1,1 до 9,75 ПДК_{р/х} (за исключением содержания $Cl_{акт.}$ – 38000 ПДК_{р/х} в авг.-сент. 2006 г.).

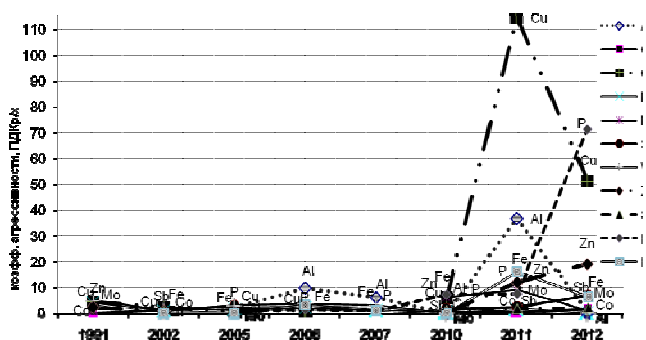


Рис. 2. Изменения коэффициентов агрессивности ЗВ (крат ПДК_{р/х}) в р. Ага на КС № 2.

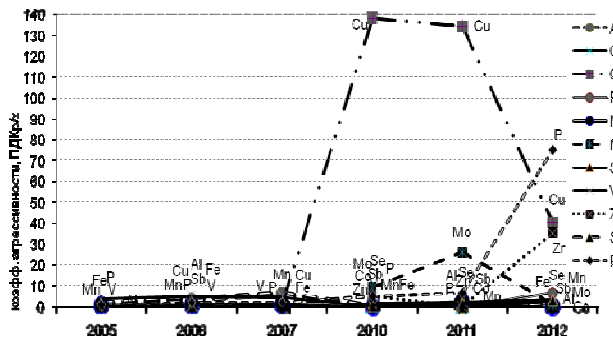


Рис. 3. Изменения коэффициентов агрессивности ЗВ (крат ПДК_{р/х}) в устье р. Ага (12-14 км ниже АГОК).

Динамика изменений концентрации ЗВ в 2005-2007 гг. была невыраженной (рис. 2 и 3). В 2008-2009 гг. гидрохимические исследования не проводились.

В 2010-2012 гг. количество ЗВ в р. Ага на обеих станциях (КС № 2 и устье), концентрации которых превысили природный «фон» и нормативы ПДК_{р/х}, увеличилось, и составило от 4-х до 10-ти (Al, Co, Cu, Fe, Mn, Mo, Se, Zn, Sb, $P_{общ.}$). В р. Копылье (условно «фоновый» водоток) тот же показатель составил от 3-х до 5-ти. Превышения ПДК_{р/х} в р. Ага на КС № 2 и в устье выявлены по тем элементам, концентрации которых ранее не выходили за нормативы, в частности, по Mo, Zn, Sb, Fe, Se, Al, Co, $P_{общ.}$. Коэффициенты агрессивности по 6-ти ЗВ в р. Ага – 5-ти металлам (Al, Cu, Fe, Mo, Zn) и $P_{общ.}$ – повысились до второго порядка (превышение ПДК_{р/х} в десятки раз), а по Cu – до третьего порядка (превышения ПДК_{р/х} в сотни раз). В р. Копылье этот же показатель выражается значениями 2-го порядка только по 3-м металлам – Cu, Mo, Zn.

Концентрации ЗВ на КС № 2 и в устье р. Ага в 2010-2012 гг. имеют выраженную динамику роста (рис. 2, 3). Выход в р. Копылье концентраций ряда ЗВ по коэффициентам агрессивности во второй порядок (Cu, Mo, Zn) и выявление новых загрязнителей (Cu, Mo, Zn, Sb), концентрации которых ранее (2005-2006 гг.) не превышали ПДК_{р/х} – свидетельствуют об ухудшении качества воды и в этой реке. Причина – загрязнение сточными водами вместе со стоком р. Ага.

Изменение качества природных вод демонстрируется показателями техногенной нагрузки (Z_T) – интегральными индексами загрязнения вод (ИЗВ). Анализ имеющегося гидрохимического материала выявил картину ухудшения качества воды р. Ага. Если в период с 1991 г. по 2010 г. воды на КС № 2 соответствовали чистым (с однократным выявлением в сент. 2006 г. последствий сброса – умеренное загрязнение), то в 2011-2012 гг. воды перешли в категорию «загрязненных» и «грязных».

В 2005-2006 гг. в устье р. Ага воды классифицировались как чистые, но уже в 2007 г. стали умеренно загрязненными, в 2010 г. – очень грязными, в 2011 г. – от умеренно загрязненных до очень грязных, в 2012 г. – от загрязненных до грязных. Очевидно, сверхвысокие показатели Z_T в 2010-2011 гг. зарегистрировали значительные сбросы ЗВ с предприятия именно в этот период. После пика наблюдалось некоторое снижение техногенной нагрузки, а затем её дальнейшее постепенное нарастание. Более высокие, чем на КС № 2, показатели техногенной нагрузки (Z_T) в устье р. Ага могут косвенно указывать на признаки вторичного загрязнения природных вод металлами вследствие перехода некоторой их части в растворимую форму из аккумулятивных в донных отложениях.

За последние 7 лет произошло также ухудшение качества воды в р. Копылье в 200 м выше устья р. Ага (условно «фоновый» створ). Так, если в 2005-2006 гг. воды классифицировались как чистые, то в 2010-м, 2011-м и 2012-м гг. перешли в категорию загрязненных. Это могло быть связано с горно-проходческими (добычными) работами на Агинском месторождении в басс. руч. Вьюн (прав. приток р. Копылье).

В р. Копылье ниже устья р. Ага в течение последних 7 лет закономерное ухудшение качества воды было более заметным, чем в «фоновом» створе, расположенном 0,5 км выше. В

2005 г. ниже устья р. Ага воды были чистыми, в 2006-2010 гг. пробы не отбирались, в 2011 г. воды перешли в разряд умеренно загрязненных, а в 2012 г. – загрязненных и грязных.

Заметное ухудшение качества воды по гидрохимическим показателям отмечено в р. Копылье и в 6,3 км ниже по течению от устья р. Ага (18,3 км ниже КС № 2). В 2005-2011 гг. воды р. Копылье на данной станции мониторинга соответствовали чистым, но к 2012 г. перешли в категорию загрязненных и грязных.

Большинство водотоков в пределах горного отвода АГОК в 2005-2007 гг. соответствовали чистым, за редким исключением (р. Ага 500 м выше КС № 2 – умеренно загрязненная, руч. Лавинный – загрязненный). Данные с 2008 г. по настоящее время отсутствуют. Но, есть фрагментарные сведения о качестве сточных вод предприятия. Штольневые воды по показателям техногенной нагрузки относятся к чистым, а избыточная вода пруда-отстойника № 1 хвостохранилища является очень грязной. Заметно ухудшается качество дренажных вод хвостохранилища, которые являются сточными водами и неконтролируемым источником техногенного загрязнения р. Ага. За 5 лет (с 2005 г. по 2010 г.) из категории чистых они перешли в категорию грязных. Более чем вероятно это произошло вследствие инфильтрации сточных вод через поврежденный ПФЭ и как результат – увеличения содержания ЗВ в подземных водоносных горизонтах под ложем хвостохранилища. С 2005 г. по 2007 г. в дренажных водах увеличились концентрации: Al – с 1,43 до 3,25 ПДК_{р/х}, S_{общ.} – с 0,35 до 1,8 ПДК_{р/х}, P_{общ.} – с 0,53 до 1,5 ПДК_{р/х}, Mn – с 0,08 до 1,4 ПДК_{р/х}. В 2010 г. в дренажных водах хвостохранилища зафиксировано снижение pH до 5,72 (что близко к кислотности избыточной воды пруда-отстойника хвостохранилища pH=5,8) и превышение нормативов по нитрит-иону – 23 ПДК_{р/х}, P_{общ.} – 6,7 ПДК_{р/х}, Co – 3,0 ПДК_{р/х}, Mn – 2,8 ПДК_{р/х}, иону аммония – 2 ПДК_{р/х}, Cu – 1,4 ПДК_{р/х}.

За пределами зоны фактического воздействия АГОК, а именно – в устье р. Элькевой (левый приток р. Копылье – впадает в 6,3 км ниже устья р. Ага) и в среднем течении р. Ича (61 км ниже устья р. Ага, 73 км ниже АГОК, 0,7 км ниже устья р. Шануч.), в 2005 г. и в 2011 г. воды соответствовали чистым, но уже в 2012 г. р. Элькевая перешла в категорию загрязненных, а р. Ича – в категорию грязных.

Выводы. Эксплуатация АГОК сопровождается усиливающимся год от года дополнительным техногенным, не связанным с природным фоном, загрязнением системы рек Ага-Копылье-Ича. В большинстве водотоков на всех станциях мониторинга в зоне воздействия АГОК в период с 2005 г. по 2012 г. показатель техногенной нагрузки ИЗВ (Z_T) вырос почти на порядок. По уровню загрязнения водотоков-водоприемников сточных вод согласно критериям [2] текущая экологическая обстановка характеризуется как напряженная, близкая к критической.

Автор выражает благодарность коллегам лаборатории воспроизводства лососевых рыб ВНИРО и оценки антропогенного воздействия на водные биоресурсы КамчатНИРО за помощь в сборе и обработке полевых материалов.

Список литературы

1. РД 52.24.643-2002 «Метод комплексной оценки степени загрязненности поверхностных вод по гидрохимическим показателям» (утв. Росгидрометом 03.12.2002 г., зарегистр. ЦКБ ГМП № РД 52.24.643-2002 от 06.12.2002 г.).
2. «Критерии оценки экологической обстановки территорий для выявления зон чрезвычайной экологической ситуации и зон экологического бедствия» (утв. МПР РФ от 30.11.1992 г.).
3. Остроумов А.Г. Нерестовый фонд лососей рек Западной Камчатки. П.-Камчатский, КамчатНИРО, 1991. 72 с.
4. Методические рекомендации по формализованной комплексной оценке качества поверхностных и морских вод по гидрохимическим показателям. М., 1988. 7 с.
5. Лозовик П.А., Кулакова Н.Е. Методические подходы к оценке загрязнения водных объектов в зоне действия предприятий горнодобывающей промышленности // Водные ресурсы, 2014, том 41, № 4, с. 429-438.
6. Улатов А.В., Введенская Т.Л. Антропогенное влияние на некоторые лососевые реки Камчатского края // Всерос. науч. конф., посвящ. 80-летию юбилею ФГУП «КамчатНИРО» (П.-Камчатский. 26–27 сент. 2012), П.-Камчатский, КамчатНИРО, 2012. 486–498.
7. ОВОС Проекта (корректировки ТЭО) строительства Агинского золотодобывающего предприятия. 3560/06-ПЗ-11. том 1 и 2. Магадан, ОАО «ВНИИ-1», 2003 г.
8. Чалов С.Р., Леман В.Н. Нормирование допустимого воздействия открытых разработок полезных ископаемых на речные системы Камчатки // Водное хозяйство России. № 2, 2014 г. с. 69-86.

А.В. Улатов

Камчатский НИИ рыбного хозяйства и океанографии (КамчатНИРО), 683000, Петропавловск-Камчатский, ул. Набережная, 18, tt-kamchatka@ya.ru

На основе гидробиологических и ихтиологических исследований дана оценка степени техногенного воздействия Агинского ГОК на лососевый водоток – р. Ага (басс. р. Ича). Показаны динамика и направленность структурных преобразований гидробиоценозов. По гидробиологическим критериям водоток испытывает техногенное воздействие от умеренного (средней тяжести) до тяжелого. Существенно снизился его рыбохозяйственный статус. Текущая экологическая обстановка по критериям МПР РФ [2] характеризуется как напряженная, близкая к критической.

Ключевые слова: лососевый водоток, макрозообентос, ихтиофауна, индексы таксономического сходства, степень техногенного воздействия.

Район исследования располагается в горной части бассейна крупнейшей лососевой нерестовой реки Западной Камчатки – р. Ичи (описание района – в материале «Динамика загрязнения лососевых рек в зоне воздействия Агинского горно-обогатительного комбината» данного сборника).

В работе представлены результаты гидробиологического мониторинга, проводившегося сотрудниками КамчатНИРО в 2010-2013 гг., в сравнении с результатами аналогичных исследований 1995 и 2005-2007 гг., подробно рассмотренных в монографии В.В. Чебановой [1]. Для оценки изменения состояния сообществ макрозообентоса в р. Ага на разных этапах эксплуатации месторождения, в 2011-2013 гг. отбор гидробиологических проб проводился в близкие сроки (середина августа – начало сентября) на тех же постоянных станциях мониторинга, что и в предыдущий период.

При расчетах индексов, характеризующих воздействие, в качестве «фоновых» использовали характеристики макрозообентоса в 1995 г. (10 лет после окончания активных геологоразведочных работ и 4-х лет после опытно-промышленной разработки) [3]. В 1995 г. бентофауна р. Ага была наиболее близка к истинно «фоновому» состоянию. 2005 г. как «фоновый» не рассматривался, поскольку за предшествующие 2003-2004 гг. бентофауна успела испытать на себе последствия возобновления эксплуатации месторождения и строительства предприятия, что сопровождалось в т.ч. экстремально высоким загрязнением реки взвешенными веществами – до 1448 мг/л.

При анализе гидробиологических материалов использованы стандартные качественные и количественные характеристики макрозообентоса – количество семейств (n_f) и таксонов (n_t), численность (экз./м²) и биомасса (г/м²). При определении показателей n_f организмы, принадлежащие к каждому из отрядов Nematoda и Hydracarina рассматривались как 1 таксон.

Для оценки степени техногенного воздействия использован индекс общности таксонов и доминант, рекомендованный для экспресс-мониторинга загрязнений рек США и Китая [4], аналогичный индексу Чекановского-Серенсена, используемый для оценки таксономического сходства сообществ. Опыт работы на Камчатских реках показал, что *индексы общности доминант более адекватно отражают изменение среды*, поскольку учитывают реакцию многочисленных, т.е. наиболее приспособленных к ней видов [1]. Экологическое состояние также оценивали по индексу ЕРТ ($n_{ЕРТ}$ и $N_{ЕРТ}/N_{общ}$) и олигохетному индексу Гуднайта–Уитли ($N_{ol}/N_{общ}$).

Ихтиологические исследования включали учет численности рыб. Молодь лососей учитывали на всем протяжении обследованных участков реки сплошными и выборочными 3-кратными обловами сачком-ловушкой. Улов разбирался и просчитывался прижизненно.

Изменения состояния сообщества макрозообентоса р. Ага.

На контрольном створе № 2 (КС № 2) в верховьях р. Ага, находящемся в 500 м ниже территории АГОК, изменения макрозообентоса отражают интегральное влияние всех видов техногенного воздействия данного предприятия.

Оценка степени техногенного воздействия на водные гидробиоценозы по шкале Лената на основе индексов общности таксонов и доминант при парном анализе состояния макрозообентоса на постоянной станции мониторинга КС № 2 в р. Ага в 1995-2013 гг. с прогнозом до 2015 г. представлен на рис. 1 и 2.

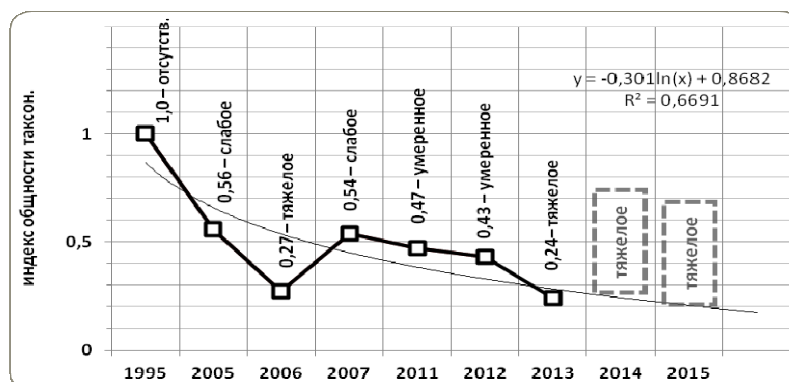


Рис. 1. Изменение степени воздействия на основе индекса общности таксонов макрозообентоса р. Ага на КС № 2 в 1995-2013 гг. и линия тренда (логарифмическая аппроксимация) с прогнозом до 2015 г.

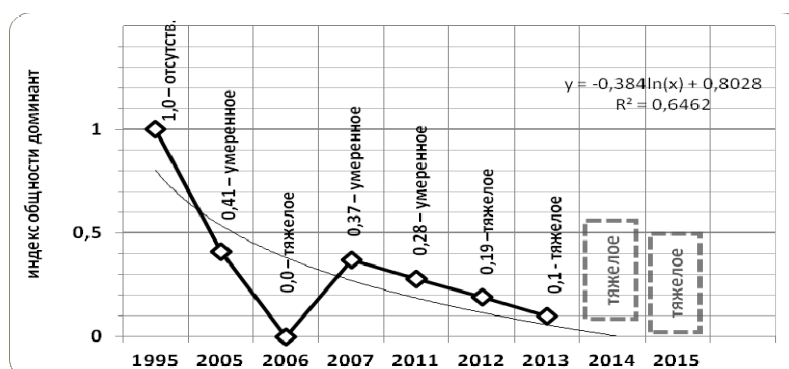


Рис. 2. Изменение степени воздействия на основе индекса общности доминант сообщества макрозообентоса р. Ага на КС № 2 в 1995-2013 гг. и линия тренда (логарифмическая аппроксимация) с прогнозом до 2015 г.

Как видно на представленных графиках (рис. 1-2) в 2005 г. при сравнении с 1995 г. регистрировалось *слабое* техногенное воздействие.

В 2006 г. на КС № 2 из-за сброса с предприятия гипохлорита кальция и сильнейшего стрессового воздействия активного (свободного растворенного) хлора, сообщество макрозообентоса было практически полностью разрушено – оба индекса Лената зафиксировали *тяжелое* техногенное воздействие на фоне почти полного (>98,8% биомассы) уничтожения водной биоты на участке р. Ага вблизи КС № 2 (сокращение таксономического разнообразия в 3 раза, численности в 15 раз, биомассы в 96 раз).

В 2007 г. произошло некоторое восстановление сообщества – индекс общности таксонов регистрировал воздействие *слабое* ближе к умеренному, а индекс общности доминант регистрировал *умеренное (средней тяжести)* воздействие. Отмечена низкая скорость реколонизации дна [1].

В 2010 г. из-за изменения сроков отбора проб (на 2 мес. раньше обычного) видовой состав макрозообентоса различался, а общих доминант обнаружено только два, вследствие чего индексы достоверно не могли отразить степень техногенного воздействия, и были исключены из парного анализа. В этот год на КС № 2 индекс Гуднайта-Уитлея впервые достиг довольно высоких значений – 0,66 (при фоновых показателях для горных олигосапробных рек Камчатки – не более 0,03-0,05), что позволило отнести реку к *β-а-мезосапробной зоне*. Высокая численность олигохет в горных водотоках является признаком заиления дна и привноса органики. Количество видов ЕРТ сократилось почти вдвое – с 7-ми до 4-х (в кризисный 2006 г. число видов ЕРТ составляло 3).

В 2011 г. состояние макрозообентоса относительно 1995 г. («фоновое»), 2005 г. и 2007 г. ухудшилось – оба индекса по шкале Лената зарегистрировали *умеренное (средней тяжести)* техногенное воздействие, отмечено дальнейшее снижение биомассы бентофауны (до 7,62 г/м²) с одновременным падением плотности населения (до 17,4 тыс. экз./м²). Индекс Гуднайта-Уитлея (0,21) в 4-7 раз превышал фоновые показатели горных рек Камчатки.

В 2012 г. на КС № 2 зарегистрировано дальнейшее ухудшение экологической обстановки относительно 1995 г. («фоновое»), 2005 г., 2007 г. и 2011 г.: индекс общности таксонов показал умеренное воздействие, а более чувствительный индекс общности доминант зарегистрировал *тяжелое* воздействие (2-й раз за период эксплуатации АГОК). Некоторое увеличение биомассы

бентофауны (до 16,8 г/м²) с одновременным ростом численности населения (до 39,4 тыс. экз./м²) произошло исключительно за счет массового развития олигохет – индекс Гуднайта-Уитлея был экстремально высок (0,75), что позволило отнести р. Ага на КС № 2 к *а-мезосапробной зоне*. Индекс ЕРТ был в 3,5 раза ниже фоновых значений. Количество видов ЕРТ сократилось почти вдвое – с 7-ми до 4-х (в кризисный 2006 г. число видов ЕРТ составляло всего 3).

В 2013 г. на КС № 2 зарегистрировано дальнейшее ухудшение экологической обстановки относительно всех предыдущих «фоновых» и не «фоновых» лет: оба индекса по шкале Лената зарегистрировали *тяжелое* воздействие (3-й раз за период эксплуатации АГОК), причем индекс общности таксонов показал воздействие даже более сильное, чем в кризисный 2006 г. Некоторое увеличение биомассы бентофауны (до 18,2 г/м²) с одновременным ростом численности населения (до 63,97 тыс. экз./м²) произошло исключительно за счет высокой численности олигохет (индекс Гуднайта-Уитлея составил 0,36) и молодежи диамез (56,2% от общей численности). Индекс ЕРТ (<0,01) – более чем на порядок ниже фоновых значений (0,2). Количество видов ЕРТ сократилось почти вдвое – с 7-ми до 3-х (также как и в кризисный 2006 г.).

На приустьевом участке р. Ага. Оценка степени техногенного воздействия на гидробиоценозы по шкале Лената на основе индексов общности таксонов и доминант при парном анализе состояния макрозообентоса на приустьевом участке р. Ага (12-14 км ниже КС № 2) в 1995-2013 гг. с прогнозом до 2015 г. представлен на рис. 3 и 4.

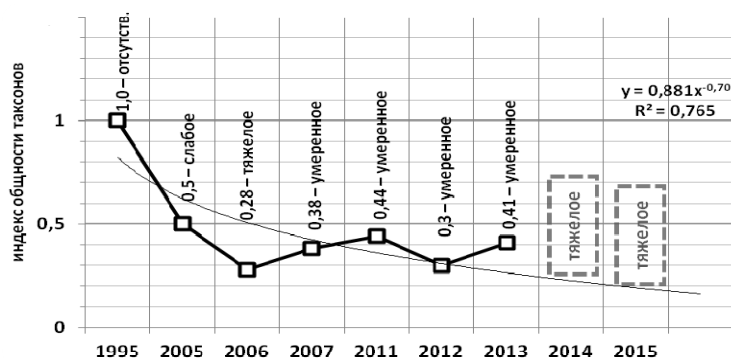


Рис. 3. Изменение степени воздействия на основе индекса общности таксонов макрозообентоса на устьевом участке р. Ага в 1995-2012 гг. и линия тренда (логарифмическая аппроксимация) с прогнозом до 2015 г.

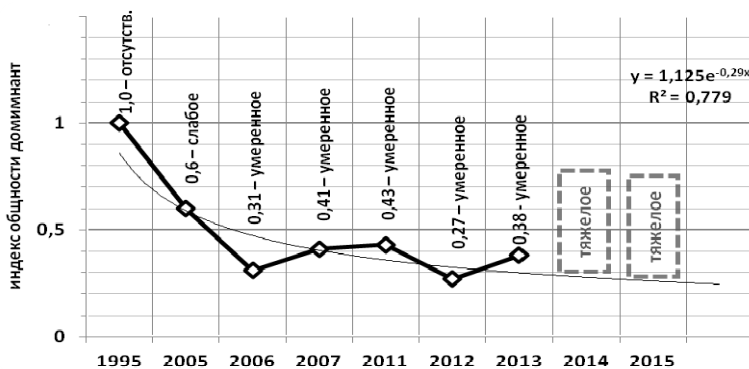


Рис. 4. Изменение степени воздействия на основе индекса общности доминант сообщества макрозообентоса на устьевом участке р. Ага в 1995-2012 гг. и линия тренда (логарифмическая аппроксимация) с прогнозом до 2015 г.

В 2005 г. при сравнении с «фоновым» 1995 г. наметилась тенденция изменения структуры и количественных показателей бентосного сообщества, связанная с техногенным заилением – накопление несвойственных горным рекам мелкофракционных техногенных осадков. Оба индекса по шкале Лената зафиксировали *слабое* техногенное воздействие.

В 2006 г. после аварии на АГОК относительно «фоновых» 1995 г. индексы общности таксонов по шкале Лената зафиксировали *тяжелое*, а по общности доминант – *умеренное (средней тяжести)* техногенное воздействие. Произошла значительная деградация зообентоса – биомасса в устье сократилась в 3 раза, разнообразие снизилось почти в 2 раза. По сравнению с 2005 г. численность донного населения сократилась в 4,5 раза.

В 2007 г. оба индекса по шкале Лената зафиксировали *умеренное (средней тяжести)* техногенное воздействие. Население приустьевого участка р. Ага характеризовалось минимальным за период исследований разнообразием ($n_{t\ 2007} = 23$, $n_{t\ 1995} = 40$; $n_{EPT\ 2007} = 7$, $n_{EPT\ 1995} = 11$). Индекс EPT (0,03) – более чем на порядок ниже фоновых значений (0,4).

В 2010 г. индексы по шкале Лената не рассчитывались вследствие изменения сроков отбора проб (на 2 мес. раньше обычного).

В 2011 г. оба индекса по шкале Лената зафиксировали *умеренное (средней тяжести)* техногенное воздействие. Донное население приустьевого участка р. Ага характеризовалось ростом биомассы (до $34,8\text{ г/м}^2$) при возросшей до сверхвысокой численности (141880 экз./м^2), которое происходило на фоне 7-8-кратного (по сравнению с фоном 1995 г.) роста индекса Гуднайта-Уитли – с 0,09 до 0,69, и 20-кратного снижения индекса EPT (с 0,4 до 0,02).

В 2012 г. на приустьевом участке р. Ага экологическая обстановка ухудшилась: оба индекса по шкале Лената показали воздействие *умеренное на грани тяжелого*, причем достигли наинизшего за всю историю наблюдений уровня и были близки к уровню кризисного 2006 г. (0,28 и 0,31), когда произошел аварийный сброс химреагента. Это указывает на существенно возросшие в 2012 г. объемы сброса загрязнителей с АГОК, что подтверждается и визуальными наблюдениями.

В 2013 г. на приустьевом участке р. Ага оба индекса по шкале Лената показали *умеренное* техногенное воздействие.

Изменения видового состава и численности ихтиофауны в р. Ага. В 1995 г. (период консервации Агинского месторождения) плотность населения молоди лососевых рыб в р. Ага и её притоках составляла в среднем $1,5\text{ экз./м}^2$, на отдельных участках – до 3-4 экз. крупной молоди (длиной 10-20 см) или 10-15 экз. сеголетков на 1 м^2 площади русла [3]. К окончанию срока строительства АГОК в 2005 г. средняя численность молоди лососевых рыб в реке снизилась и не превышала $1,0\text{ экз./м}^2$. В 2006 г. в связи с аварией на ОФ АГОК произошел массовый замор рыб, молодь и производители лососевых рыб на всем протяжении р. Ага от КС № 2 до устья отсутствовали. В 2011-2013 гг. на всем (кроме устьевом участке) протяжении р. Ага отмечались единичные экземпляры молоди гольца, плотность их населения не превышала $0,01\text{-}0,05\text{ экз./м}^2$ (в устье р. Ага – до $0,25\text{ экз./м}^2$). По сравнению с 1995 г. численность обитающих в реке лососевых рыб сократилась примерно на 2 порядка. В то же время, на участках придаточной системы р. Ага – неподверженных техногенному влиянию, в чистых ключевых и горных притоках, до сих пор наблюдается разреженный нерест и нагул постоянно обитающих жилых гольцов, нерест единичных особей проходных гольцов, а также сезонный нагул молоди проходных гольцов с максимальной плотностью до $7\text{-}8\text{ экз./м}^2$. По некоторым наблюдениям (персональное сообщение с.н.с. ВНИРО, к.б.н. Есина Е.В.) на участке р. Ага выше КС № 2 в 2013 г. наблюдалось нерестовое скопление нескольких десятков особей анадромного гольца-мальмы. В целом рыбохозяйственный статус р. Ага существенно снизился – из состава ихтиофауны полностью исчезли ценные виды тихоокеанских лососей, нерест и нагул которых в последние 19 лет в реке не наблюдается. Несмотря на продолжающиеся эпизодические заходы гольцов, при существующем уровне загрязнения реки и засорения (заиления) дна мелкофракционными осадками, полностью утрачены нерестилища лососевых рыб в основном русле р. Ага, существенно нарушены условия продуцирования кормовой базы, необходимые для устойчивого нагула молоди лососевых рыб.

Выводы. Под влиянием нарастающего техногенного загрязнения произошли серьезные структурные перестройки сообщества донных беспозвоночных в р. Ага не только на КС № 2 в непосредственной близости от территории АГОК, но и в приустьевом участке, расположенном в 12-14-ти км ниже предприятия.

В результате техногенного загрязнения значительно ухудшились условия среды обитания водных биоресурсов на всем протяжении русла р. Ага. Неуклонно снижается рыбохозяйственный статус – в настоящее время р. Ага не может рассматриваться как полноценный лососевый нагульно-нерестовый водоток.

Структурные перестройки донного сообщества не только в районе КС № 2, но и устья р. Ага, подтвердили существенно (на порядок) возросшие уровни загрязнения (геохимической нагрузки), как результат воздействия АГОК на речную экосистему, увеличения объемов сброса ЗВ из аварийного хвостохранилища и промплощадок рудника. Под влиянием сброса хозяйственно-бытовых сточных вод речные биотопы трансформировались из категории олигосапробных в β -, β -а- и α -мезосапробные, что также нехарактерно для типичных горных водотоков Камчатки.

Индексы сходства таксонов и, в большей степени, доминант по шкале Лената регистрируют неуклонное возрастание степени техногенного воздействия на экосистему горной реки: от *слабого* в 2005 г. – на КС № 2 и в устье, до *тяжелого* в 2006 г., 2012 г. и 2013 г. – на КС № 2, и *умеренного ближе к тяжелому* в 2006 г. и 2012 г. – в устье. Экологическая обстановка в р. Ага по критериям

[2] в настоящее время оценивается как напряженная, близкая критической. К 2015 г. прогнозируется *тяжелое* воздействие на бентофауну на всех участках реки и *кризисное* состояние речной экосистемы в целом.

Автор выражает глубокую признательность д.б.н. Чебановой В.В. и к.б.н. Введенской Т.Л. за обработку гидробиологических проб, а также благодарность коллегам из ВНИРО и КамчатНИРО за помощь в проведении полевых работ.

Список литературы

1. Чебанова В.В. Бентос лососевых рек Камчатки. М: Изд. ВНИРО. 2009. 172 с.
2. Критерии оценки экологической обстановки территорий для выявления зон чрезвычайной экологической ситуации и зон экологического бедствия (утв. МПР РФ от 30.11.1992 г.).
3. Отчет о НИР «Оценка воздействия строительства и эксплуатации Агинского золоторудного месторождения на условия воспроизводства тихоокеанских лососей». Петропавловск-Камчатский, КамчатНИРО, 1995 г., 87 с.
4. Lenat D.R. Using aquatic insects to monitor water quality // In: Aquatic insects of China useful for monitoring water quality. HoHai Univ. Press. 1994. P. 68-91.

УДК574.64; 574.24

ВОДНАЯ ТОКСИКОЛОГИЯ И ПРОБЛЕМА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО НОРМИРОВАНИЯ

О.Ф. Филенко

Московский Государственный Университет имени М.В. Ломоносова, Биологический факультет, кафедра гидробиологии, 119991, г. Москва, Россия, ofilenko@mail.ru

На сегодняшний день в России единственными критериями качества водной среды экологической направленности служат рыбохозяйственные ПДК. Переход от таких критериев к общеэкологическим нормативам должен проводиться на их основе последовательным развитием, а не революцией методологии нормирования.

Ключевые слова: Экологическое нормирование, рыбохозяйственные ПДК

Проблема экологического нормирования давно стоит на повестке дня специалистов разных направлений. Предложен целый ряд определений понятия экологического нормирования (табл.).

Таблица. Некоторые определения экологического статуса («здоровья») экосистемы и экологического нормирования.

Определение	Ссылка
Экологическое нормирование – «процесс разработки регламентов антропогенного воздействия на окружающую среду, соблюдение которых гарантирует нормальное функционирование экосистем»	[1]
«Экологическое нормирование есть научно обоснованное ограничение воздействия хозяйственной деятельности на ресурсы биосферы, обеспечивающее экологические потребности общества наряду с его социально-экономическими интересами»	[2]
«Экологическая регламентация есть определение нормы состояния экосистемы на основе анализа параметров состояния, интервалов их естественного колебания, выявления пороговых и критических величин параметров, при которых сохраняется портрет экосистемы»	[3]
«Здоровая экосистема - это такая экосистема, чья траектория по направлению к климаксу относительно беспрепятственна и чья структура гомеостатична к воздействиям. Это позволяет ей возвращаться назад, к более ранним сукцессионным стадиям»	[4]
«Здоровье реки означает степень сходства с эталонной рекой того же типа, особенно в терминах биологического разнообразия и экологического функционирования»	[5]

Иногда экологическое нормирование определяется как специальная научно-исследовательская и нормативно-правовая деятельность по обоснованию экологических критериев качества окружающей среды и разработке основанных на этих критериях нормативов допустимых антропогенных воздействий, природоохранных норм и правил применительно ко всем основным формам хозяйственной деятельности.

Смысл этих определений сводится к той основной идее, что антропогенное воздействие не должно приводить к появлению в экосистеме доказанных неблагоприятных, в конечном счете - для человека, изменений. Такая постановка вопроса требует целого ряда дальнейших уточнений. Это – проблемы допустимых порогов изменений, это учет «нормы и патологии», продолжительности ограничиваемых воздействий, показателей, по которым проводится оценка состояния экосистемы и пр. Все эти проблемы знакомы водным токсикологам по практике экспериментальных лабораторных исследований. Однако задачи экологического нормирования усложняются в связи с невозможностью учитывать все разнообразие факторов, действующих на реальные экосистемы, трудностями в связи с ходом естественной сукцессии и цикличности экологических процессов, невозможности переноса норматива, если он будет установлен для некоторой экосистемы, на другие системы, трудности с установлением границ, на которые такой норматив распространяется. Все решения, принятые по этим вопросам, будут в значительной степени условными. Предполагается, что частично проблемы могут быть решены за счет выбора «эталонных» водных объектов или створов, выполняющих функцию «контрольного опыта» экологического масштаба. Поскольку такой контроль будет условным и не в полной мере соответствовать условиям «подверженной» экосистемы, то проблемы статистической достоверности результатов и воспроизводимости эффектов загрязнения при переходе к экологическому нормированию только обострятся.

На сегодняшний день в России основой нормирования качества водной среды являются предельно допустимые концентрации содержания в водной среде водных объектов санитарно-гигиенического и рыбохозяйственного назначения загрязняющих веществ. Рыбохозяйственные нормативы более приближены к представлению о предполагаемых природоохранных критериях, чем критерии гигиенические, в связи с чем именно рыбохозяйственное нормирование оказывается в центре дискуссий по экологическому нормированию. Такие нормативы служили как критериями качества среды, так и исходной базой для расчета предельно допустимых сбросов в водный объект. В результате предельно допустимая концентрация загрязняющего вещества в водной среде оказалась основным объективным показателем качества водной среды и единым профилактическим ориентиром для всего последующего комплекса мер по ограничению загрязнения – выбора технологий промышленного производства и очистки вод, определения допустимых нагрузок и взимания платы за водопользование. Следует осознать, что без тщательно проработанных критериев качества водной среды («ПДК») экологическое нормирование не возможно.

Проблема разработки «рыбохозяйственных» нормативов ПДК в России предстает в разных аспектах. Во-первых, это проблема методологии разработки критериев. Во – вторых, это проблема контроля утвержденных критериев в объектах окружающей среды. В-третьих, это проблема выводов и практических мер на основе данных контроля.

Методическая система установления рыбохозяйственных нормативов в нашей стране существует с 1979 г [6,7], постоянно дорабатывалась, но и в основу действующей методической схемы были положены принципы, частично изложенные в прежней и более в поздней версиях методических документов:

- защите подлежит многокомпонентная в экологическом отношении система, где основные элементы должны быть защищены постоянно;
- водная экосистема при загрязнении теряет стабильность в результате последовательного выпадения самых чувствительных звеньев. Поэтому при определении допустимых уровней для каждого компонента и системы в целом необходимо ориентироваться в эксперименте на самое чувствительное звено в ассортименте контролируемых показателей эффекта;
- в процессе экспериментальных оценок токсичности испытания должны быть в обязательном порядке проведены хотя бы на одном представителе каждой из основных экологических групп водного сообщества;
- для выявления возможных отдаленных эффектов загрязняющих веществ исследования на всех тест-объектах проводятся в хроническом режиме;
- получаемые в процессе токсикометрических испытаний результаты должны быть воспроизводимы, в связи с чем при установлении лимитов качества водной среды должны быть использованы тест-объекты в основном из контролируемых культур с известными характеристиками.
- показатели эффекта вещества разграничиваются на основные (или интегральные) и вспомогательные (или частные).
- действующими считаются концентрации, вызывающие как токсический, так и этрофицирующий эффект.

- нормативы в качественном и количественном отношении должны обеспечиваться быть доступными для химико-аналитического контроля в настоящий момент или в ближайшей перспективе.

- для каждого из химических соединений может быть установлена только одна величина эколого-рыбохозяйственного норматива (за исключением случаев, предусмотренных условиями регионального нормирования).

- уровень токсикорезистентности культур и выборок тест-объектов, используемых при установлении лимитов, может со временем меняться в связи с изменением внешних условий и внутренних свойств организмов, и поэтому должен периодически контролироваться по эффекту на них токсиканта сравнения, для чего определяется ЭК₅₀ для этого токсиканта за 48 ч. В качестве токсиканта сравнения рекомендован бихромат калия.

Таковыми условиями методология установления рыбохозяйственных критериев в максимальной степени пытается сочетать экологическую составляющую и воспроизводимость оценок. Экспериментальные исследования по разработке ПДК в случае необходимости могут быть скорректированы с учетом натурных исследований.

Как уже было указано выше, рыбохозяйственные нормативы определяют основное направление развития экологического нормирования. До настоящего времени нет другой методологии установления критериев качества среды, способных, среди прочего, выполнять и задачу «упреждения» достижения потенциально вредоносного в экологическом отношении воздействия. Альтернативных конкретных форм природоохранных нормативов до настоящего времени не предложено. Разнообразные экологические индексы могут констатировать текущую ситуацию на водоеме, но встречаются проблемы с точным установлением источника неблагоприятного воздействия и предложением мер по оперативному устранению этого воздействия. Предлагаемый подход с точки зрения "пассивного эксперимента", в реальных условиях земной биосферы непосредственно по данным многолетних наблюдений экологического мониторинга и результатам многолетних научных наблюдений за состоянием водных экосистем природоохранной функции не обеспечивает в принципе. Некоторые подходы к установлению критериев качества среды для учета регионального фактора и «экологического реализма» предлагают использовать данные наблюдений, получаемых только непосредственно на загрязняемом водоеме или экспериментально определенные на локальных чувствительных тест-объектах. Предлагаемые решения кажутся логичными с точки зрения общих экологических подходов, но практически не реализуемы по многим причинам. Для установления ПДК «*in situ*» на основе данных мониторинга необходимо иметь, по крайней мере, уже загрязненный водоем, и таким образом утрачивается упреждающая функция критерия качества среды, нет ясности с определением границ действия такого регионального норматива и др.

Таким образом, не подлежит сомнению необходимость разработки и оценки состояния водных объектов по ПДК, но свидетельствуют о необходимости совершенствования методологии разработки таких нормативов.

Важно учитывать также, что предельно допустимые концентрации в РФ выполняют двойственную функцию.

С одной стороны это – ориентир для технологических регламентов и выбора наименее вредоносных для окружающей среды химических агентов и материалов («функция упреждения»). В таком качестве предельные уровни допустимого присутствия веществ в окружающей среде все равно должны определяться по методикам установления ПДК, т.к. без проведения таких испытаний представления об экологической опасности вещества получить нельзя. Определить опасность такого загрязнения для водной биоты на основе кратковременных испытаний или по литературным данным можно только с риском существенной ошибки. Методологией установления рыбохозяйственных ПДК предусмотрена возможность разработки региональных нормативов с учетом природных особенностей водного объекта и распространяется на природные вещества и вещества «двойного генезиса». Предполагается, что для искусственных веществ фактор региональности учитываться не должен.

С другой стороны, ПДК – это ориентир для оценки потенциальной угрозы уже состоявшегося загрязнения и для определения мер, направленных на улучшение ситуации.

Что касается дальнейшего совершенствования и повышения экологической надежности лимитов загрязнения, устанавливаемых с применением существующей методической схемы, могут быть предложены следующие основные направления:

- повышение экологического реализма оценок (введение в схему установления ПДК модельных экосистем, освоение интегральных, на уровне экосистем, но оперативных и воспроизводимых, тест - реакций);

- дальнейшее обоснованное установление соотношений критериев для отдельных компонентов и их смесей, установление правил учета эффектов больших, чем аддитивные, при нормировании смесей и рецептур отдельных веществ;
- отработка методологии установления нормативов для морской среды, нормативов для биопрепаратов и взвешенных веществ;
- установление нормативов загрязнения донных осадков, который является задачей не менее актуальной в экологическом отношении, чем ограничение уровня веществ в воде, с разработкой соответствующих методик;
- определение правил использования для корректировки нормативов данных, которые были получены на реальных загрязняемых водных объектах.

Учет наблюдений «*in situ*» может быть использован только для экологического обоснования корректировок уже разработанных экспериментально ПДК, как это уже предусмотрено существующими методическими рекомендациями. Таким образом, системы нормирования и биоиндикации бессмысленно противопоставлять, так как они дополняют, но не заменяют друг друга.

Перспективен подход, предлагающий установление критерия на основе применяемого в настоящее время лабораторного метода установления ПДК, но с учетом региональных условий среды и с использованием местных видов гидробионтов [8]. Ясно, что для обеспечения условия воспроизводимости оценок потребовалось бы ведение культур представительных местных видов гидробионтов. Таким образом, установление региональных лимитов каждого вещества для разных водоемов потребовало бы больших материальных затрат и многократно увеличенного контингента персонала специалистов. Такой подход, тем не менее, рекомендован для использования в некоторых странах и может стать актуальным в перспективе и в России.

Таким образом, последовательный переход от рыбохозяйственного нормирования сегодняшнего дня к экологическому нормированию должен быть основан не на подмене, а на последовательном развитии методологических принципов со следующими дополнениями:

К результатам, полученным на культурах тест-организмов, единых для всех природных зон – дополнение результатов, полученных на культурах региональных видов на местной чистой воде и, как результат, получение варианта региональных нормативов;

К результатам, полученным на лабораторных культурах – добавление результатов, полученным на модельных экосистемах;

В результате принятые ПДК должны иметь не постоянный, а временный характер с периодическим пересмотром их с учетом новой информации, получаемой в экспериментальной практике или на основе наблюдений на реальных экосистемах.

Список литературы

1. Воробейчик Е.Л., Садыков О.Ф., Фарафонов М.Г. Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных экосистем. – Екатеринбург: УИФ Наука, 1994. – 380 с.
2. Дмитриев В.В. Экологическое нормирование состояния и антропогенных воздействий на природные экосистемы // Вестн. СПб. ун-та. 1994. Сер. 7. Вып. 2(14). С. 60-70.
3. Дмитриев В.В., Фрумин Г. Т. Экологическое нормирование и устойчивость природных систем. – СПб, 2004. -.294с.
4. Ulanowicz R. E. Ecosystem health and trophic flow networks // Costanza R., Norton B. G., Haskell B. D. (eds.) Ecosystem Health: New Goals for Environmental Management. Island Press, Washington, D. C. 1992. — 239 p.
5. Schofield N. J., Davies P. E. Measuring the health of our rivers // Water (AWWA). — 1996. — Vol. 23. — P. 39—43.
6. Методические указания по разработке предельно допустимых концентраций пестицидов в воде рыбохозяйственных водоемов. – Ростов н/Д. 1979.- 24 с.
7. Методические рекомендации по установлению предельно - допустимых концентраций загрязняющих веществ для воды рыбохозяйственных водоемов. - ВНИРО. М.,1986.
8. Волков И.В., Заличева И.Н., Каймина Н.В. К проблеме региональных рыбохозяйственных ПДК // Проблемы водной токсикологии: межвузовский сборник. - Петрозаводск, 1988.- С. 92-98.

**ОЦЕНКА АНТРОПОГЕННОГО ЭВТРОФИРОВАНИЯ РЕКИ МОСКВЫ ПО ИНДЕКСУ TDI
(THE TROPHIC DIATOM INDEX)**

К.П. Хазанова

*Московский государственный университет имени М.В.Ломоносова
119991, Москва, Ленинские горы, д. 1, Россия, avilon.9@yandex.ru*

Проведено изучение степени эвтрофирования вод реки Москвы и апробация индекса TDI для оценки антропогенного эвтрофирования. Выявлено, что для р. Москвы характерна высокая концентрация биогенных элементов, в верхнем течении – органического азота, в нижнем – минеральных форм азота, а также минеральных и органических форм фосфора. Индекс TDI позволяет оценить степень эвтрофирования вод реки Москвы, одновременно выявляя участки, на которых эвтрофирование сопряжено с органическим загрязнением, и может быть успешно использован для мониторинга антропогенного эвтрофирования поверхностных вод средней полосы России после расширенной апробации на группе разнотипных водных объектов, отличающихся по уровню и характеру антропогенной нагрузки.

В последние десятилетия в речной сети РФ и зарубежных государств наблюдается процесс интенсивного эвтрофирования за счет поступления биогенных элементов с водосборной площади в составе организованного и диффузного поверхностного стока [1], при этом эвтрофирование не всегда сопряжено с органическим загрязнением. Для оценки степени антропогенного эвтрофирования, выявления его основной составляющей и прогнозирования его влияния на экосистему водного объекта необходимо как проведение химического анализа вод, так и изучение состояния биотической компоненты, прежде всего нижнего трофического уровня – первичных продуцентов, потребляющих биогенные элементы. В свете этого довольно привлекательно использование индексов, рассчитываемых по сообществам гидробионтов, и позволяющих оценить эвтрофирование водного объекта и выразить его в численном значении. Одним из таких индексов является индекс TDI (The trophic diatom index), рассчитываемый по сообществу бентосных диатомовых водорослей и позволяющий оценить степень эвтрофирования водного объекта, одновременно выявив вклад органического загрязнения в общее эвтрофирование. Поскольку в России индекс TDI или любые аналогичные ему не применяются, целью нашей работы была апробация данного индекса на модельном водном объекте для оценки антропогенного эвтрофирования.

В качестве объекта исследования в работе была выбрана река Москва – водоток протяженностью около 500 км (сведения о длине реки разнятся вследствие спрямлений русла с помощью гидротехнических сооружений, указывается диапазон от 473 до 502 км), являющийся главной водной артерией столицы и испытывающий на себе многофакторную антропогенную нагрузку. Так, в верхнем течении реки от нижнего бьефа Можайского водохранилища и практически до Рублевского водозабора техногенная нагрузка на реку минимальна из-за малого количества промышленных предприятий на водосборной площади. Однако районы, в которых проходит русло реки, интенсивно используются для нужд сельского хозяйства – животноводства и агропромышленности, что определяет специфику компонентного состава поверхностного стока, содержащего как минеральные и органические формы удобрений, вносимые на полях, а также ксенобиотики, например пестициды, так и легкоразлагаемую органику, поступающую с животноводческих ферм, зачастую не имеющих должных систем очистки стоков и утилизации отходов. В черте г. Москва и ниже русло реки используется как тракт водоподачи, для судоходства, а также принимает в себя огромные объемы бытовых, промышленных и ливневых стоков столицы, поступающие с Люберецких и Курьяновских очистных сооружений. Водосборная площадь нижнего участка тракта реки (от нижней границы Москвы и до устья у г. Коломна) используется как для нужд сельского хозяйства, так и промышленности, на ней расположен ряд крупных промышленных предприятий, а также несколько крупных городов. Таким образом, поступление биогенных элементов и возможное эвтрофирование отдельных участков реки будет иметь разную природу, что делает ее оптимальным водным объектом для апробации индекса TDI применительно к водным объектам средней полосы России.

Исследования были проведены в летний период 2010-2012 гг. на 10 станциях на р. Москва (Рис. 1) и охватывали участок тракта реки протяженностью 341 км. На каждой станции были отобраны пробы микрофитобентоса, а в 2012 году также пробы воды для проведения гидрохимического анализа.

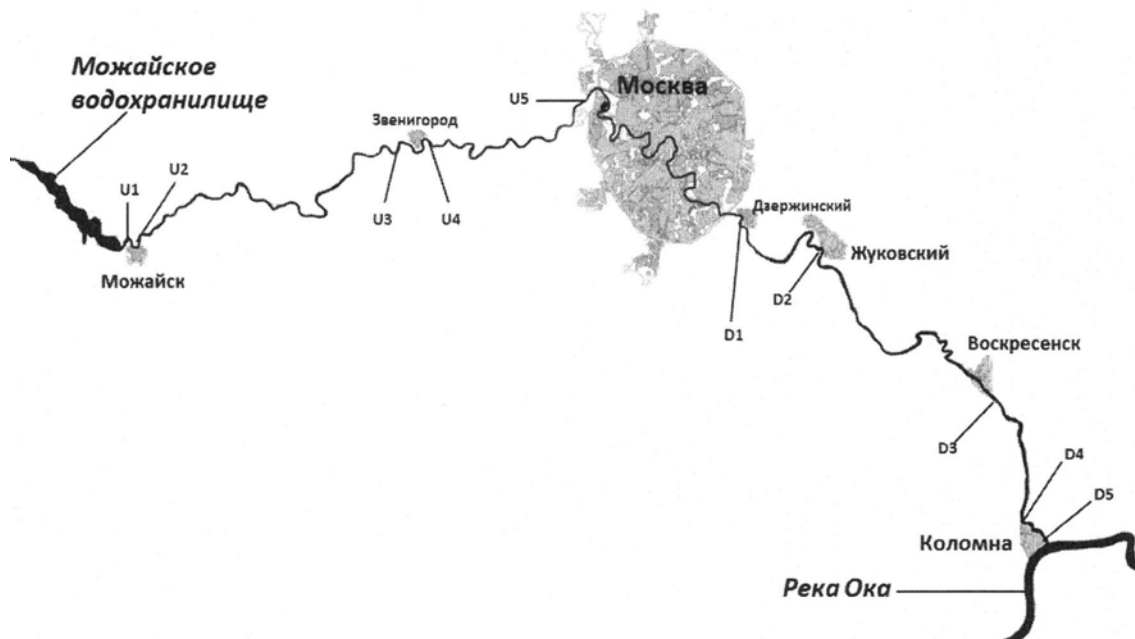


Рис. 1. Станции отбора проб на р. Москва.

Микрофитобентос отбирали пластиковым трубчатым пробоотборником диаметром 15 мм и фиксировали спиртом, каждая проба состояла из 4 колонок грунта. В ходе лабораторной обработки пробы помещали в ультразвуковую ванную для отделения эписаммитических диатомей от частиц грунта (75 Гц, 3 мин), затем диатомовых выделяли методом отмучивания и концентрировали центрифугированием (2 мин, 1 500 об/мин). Органическое вещество удаляли методом «холодного сжигания» с использованием хромпика. Подсчет и идентификацию диатомовых водорослей проводили на постоянных препаратах (смола Naphrax, коэффициент преломления 1.73) при помощи светового микроскопа (увеличение 1000 \times , масляная иммерсия).

В рамках гидрохимического анализа на базе аккредитованной лаборатории в пробах воды определяли концентрации органических и неорганических форм основных биогенных элементов – азота и фосфора ($N_{\text{общ}}$, $N_{\text{орг}}$, NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , $P_{\text{общ}}$, $P_{\text{орг}}$, PO_4^{3-}).

Для оценки эвтрофирования вод реки Москвы по сообществу бентосных диатомовых водорослей рассчитывали индекс TDI (The trophic diatom index). Индекс был разработан для прикладного применения в системе рутинного мониторинга эвтрофикации поверхностных вод Соединенного Королевства, поэтому ориентирован на облегчение лабораторного анализа проб – часть индикаторных таксонов допустимо определять до рода, если их идентификация до вида затруднительна. При подсчете в препарате необходимо просмотреть не менее 200 створок диатомовых водорослей [2], согласно методике – 200-300. Однако в своей работе мы просчитывали в каждом препарате не менее 600 створок диатомовых водорослей, согласно методике, предложенной Ватанабе [3], что позволяет повысить точность анализа. Индекс TDI разработан на основе индекса Зелинке и Марвана, соответственно каждому индикаторному таксону присваивается две характеристики - чувствительность в зависимости от той концентрации биогенных элементов, при которой он наиболее обилен, и индикаторная значимость в зависимости от разброса значений относительно пика обилия.

Индекс TDI рассчитывается по формуле (1) с промежуточным расчетом WMS (Weighted Mean Sensitivity) по формуле (2) [4].

$$\text{TDI} = (\text{WMS} \times 25) - 25; \quad (1)$$

$$\text{WMS} = \frac{\sum_{i=1}^n A_i \times V_i \times I_i}{\sum_{i=1}^n A_i \times V_i} \quad (2)$$

где TDI - Trophic Diatom Index, WMS - Weighted Mean Sensitivity, A_i – численность вида в пробе, V_i – индикаторная значимость вида ($1 \leq V_i \leq 3$), I_i – чувствительность вида к загрязнению ($1 \leq I_i \leq 5$). V_i и I_i – табличные величины, при этом в доработанном и частично модифицированном варианте списка

показательных таксонов из анализа исключены типично планктонные формы, в частности, *Asterionella formosa* Hass., *Fragilaria crotonensis* Kitt., а также центрические диатомовые водоросли [5].

Значения WMS изменяются от 1 до 5, значения TDI - от 0 (очень низкая концентрация биогенных элементов) до 100 (очень высокая концентрация биогенных элементов).

Значения TDI дополняются сведениями о доле в пробе таксонов, устойчивых к органическому загрязнению (*Gomphonema parvulum* (Kütz.) Kütz., *Navicula gregaria* Donkin, *N. lanceolata* (C. Ag.) Ehr., мелкие (длина створки меньше 12 мкм) представители родов *Navicula* и *Sellaphora* и представители рода *Nitzschia*) [2]. Эти данные интерпретируются следующим образом: менее 20% толерантных таксонов – значимое органическое загрязнение отсутствует, 21% - 40% - есть небольшое загрязнение органическим веществом, 41% - 60% - органическое загрязнение может способствовать эвтрофированию на данном участке водного объекта, более 61% - сильное органическое загрязнение. Таким образом, индекс TDI дает сведения и об эвтрофикации в целом, и о доле эвтрофикации, связанной с поступлением органических веществ [6].

В пробах диатомового микрофитобентоса реки Москвы было идентифицировано 152 вида и вариетета диатомовых водорослей, показательных для расчета индекса TDI. Список учтенных при расчете TDI индикаторных таксонов, а также их видовые характеристики (чувствительность к загрязнению и индикаторная значимость) приведены в таблице 1.

Таблица 1. Список бентосных диатомовых р. Москвы, показательных для расчета индекса TDI. V_i – индикаторная значимость вида, I_i – чувствительность вида к загрязнению.

ТАКСОН	I_i	V_i	ТАКСОН	I_i	V_i
<i>Achnanthydium helveticum</i> (Hust.) Monn., L.-B. & Ector	3	1	<i>Navicula gregaria</i> Donkin	5	1
<i>Achnanthydium minutissimum</i> (Kütz.) Czarnecki	2	2	<i>Navicula lanceolata</i> Ehr.	5	2
<i>Adlafia minuscula</i> (Grun.) L.-B.	5	1	<i>Navicula laterostrata</i> Hust.	5	2
<i>Amphora copulata</i> (Kütz.) Schoeman & Arch.	5	1	<i>Navicula meniscus</i> Schum.	5	2
<i>Amphora ovalis</i> (Kütz.) Kütz.	5	1	<i>Navicula minima</i> Grun.	5	1
<i>Amphora pediculus</i> (Kütz.) Grun.	5	2	<i>Navicula phyllepta</i> Kütz.	5	2
<i>Halumphora veneta</i> (Kütz.) Levkov	5	1	<i>Navicula protracta</i> (Grun.) P.T. Cleve	4	1
<i>Bacillaria paxillifera</i> (O.F.Müll.) T.Marsson	4	1	<i>Navicula pseudolanceolata</i> L.- B.	4	1
<i>Caloneis amphibaena</i> (Bory) Cleve	3	1	<i>Navicula radiosa</i> Kütz.	4	1
<i>Caloneis bacillum</i> (Grun.) P.T.Cleve	3	1	<i>Navicula radiosafallax</i> L.- B.	4	1
<i>Caloneis molaris</i> (Grun.) Krammer	3	1	<i>Navicula reichardtiana</i> L.- B.	5	2
<i>Caloneis silicula</i> (Ehr.) P.T. Cleve	3	1	<i>Navicula reinhardtii</i> (Grun.) Grun.	4	1
<i>Cocconeis scutellum</i> Ehr.	2	2	<i>Navicula rhynchocephala</i> Kütz.	4	1
<i>Cocconeis pediculus</i> Ehr.	4	2	<i>Navicula rhynchotella</i> L.- B.	4	1
<i>Cocconeis placentula</i> Ehr.	3	2	<i>Navicula slesvicensis</i> Grun.	4	1
<i>Craticula accomoda</i> (Hust.) D.G. Mann	4	1	<i>Navicula subminuscula</i> Manguin	5	1
<i>Craticula cuspidata</i> (Kütz.) D.G. Mann	4	1	<i>Navicula subrotundata</i> Hust.	5	1
<i>Craticula halophila</i> (Grun.) D.G. Mann	4	1	<i>Navicula tripunctata</i> (O.F. Müll.) Bory	4	2
<i>Craticula molestiformis</i> (Hust.) Mayama	5	1	<i>Navicula trivialis</i> L.- B.	4	1
<i>Ctenophora pulchella</i> (Ralfs) Will. & Round	2	1	<i>Navicula cryptocephala</i> var. <i>veneta</i> (Kütz.) Rab.	5	2
<i>Cymatopleura solea</i> (Bréb.) W. Smith	4	1	<i>Navicula viridula</i> var. <i>rostellata</i> (Kütz.) P.T. Cleve	4	1
<i>Cymbella cistula</i> (Hemprich & Ehr.) O. Kirch.	2	1	<i>Navicula viridula</i> (Kütz.) Ehr.	4	1
<i>Cymbella helvetica</i> Kütz.	2	1	<i>Navicula vulpina</i> Kütz.	4	1
<i>Cymbella lanceolata</i> (C. Ag.) Kirch.	4	2	<i>Navicula oppugnata</i> Hust.	4	1
<i>Cymbella simonsenii</i> Krammer	4	2	<i>Neidium dubium</i> (Ehr.) P.T. Cleve	2	3
<i>Cymbella tumida</i> (Bréb.) van Heurck	4	2	<i>Nitzschia amphibia</i> Grun.	5	3
<i>Diadsmis confervacea</i> Kütz.	4	1	<i>Nitzschia capitellata</i> Hust.	4	1
<i>Diatoma mesodon</i> (Ehr.) Kütz.	2	1	<i>Nitzschia clausii</i> Hantzsch	4	1
<i>Diatoma moniliforme</i> Kütz.	2	1	<i>Nitzschia disputata</i> J.R.Carter	4	1
<i>Diatoma tenue</i> C. Ag.	2	2	<i>Nitzschia dissipata</i> (Kütz.) Grun.	5	2
<i>Diatoma vulgare</i> Bory	5	3	<i>Nitzschia frustulum</i> (Kütz.) Grun.	4	1
<i>Diploneis marginestriata</i> Hust.	1	1	<i>Nitzschia fruticosa</i> Hust.	4	1
<i>Encyonema mesianum</i> (Cholnoky) D.G.Mann	2	1	<i>Nitzschia heufleriana</i> Grun.	4	2
<i>Encyonema minutum</i> (Hilse) D.G. Mann	3	2	<i>Nitzschia intermedia</i> Hantzsch	4	1
<i>Encyonema prostratum</i> (Berkeley) Kütz.	2	1	<i>Nitzschia linearis</i> (C.Ag.) W. Smith	4	2
<i>Encyonema reichardtii</i> (Krammer) D.G. Mann	2	1	<i>Nitzschia palea</i> (Kütz.) W. Smith	4	1
<i>Encyonema silesiacum</i> (Bleisch) D.G.Mann	3	2	<i>Nitzschia recta</i> Hantzsch ex Rab.	4	1
<i>Epithemia sorex</i> Kütz.	1	2	<i>Nitzschia sigmoidea</i> (Nitzsch) W. Smith	4	2
<i>Eunotia bilunaris</i> (Ehr.) Sch.	1	3	<i>Nitzschia vermicularis</i> (Kütz.) Hantzsch	4	2

<i>Eunotia minor</i> (Kütz.) Grun.	1	3	<i>Pinnularia appendiculata</i> (C. Ag.) P.T. Cleve	1	3
<i>Fallacia pygmaea</i> (Kütz.) Stickle & Mann	4	1	<i>Pinnularia borealis</i> Ehr.	1	3
<i>Fragilaria capucina</i> Desm.	2	2	<i>Pinnularia major</i> (Kütz.) Rab.	1	3
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>vaucheriae</i> (Kütz.) L.-B.	3	2	<i>Pinnularia microstauron</i> (Ehr.) P.T. Cleve	1	3
<i>Fragilaria parasitica</i> var. <i>subconstricta</i> Grun.	2	1	<i>Pinnularia subcapitata</i> Greg.	1	3
<i>Geissleria ignota</i> (Krasske) L.-B. & Metz.	5	1	<i>Pinnularia brauniana</i> (Grun.) Studnicka	1	3
<i>Geissleria decussis</i> (Östrup) L.-B. & Metz.	4	1	<i>Placoneis elginensis</i> (Gregory) E.J. Cox	4	1
<i>Gomphonema acuminatum</i> var. <i>coronatum</i> (Ehr.) Ehr.	3	1	<i>Placoneis gastrum</i> (Ehr.) Mereschkowsky	4	1
<i>Gomphonema angustatum</i> (Kütz.) Rab.	1	2	<i>Placoneis pseudanglica</i> Cox	4	1
<i>Gomphonema angustum</i> C. Ag.	3	1	<i>Planothidium delicatulum</i> (Kütz.) Round & L.Bukht.	5	2
<i>Gomphonema augur</i> Ehr.	3	1	<i>Planothidium frequentissimum</i> (Lange-Bert.) Round et L. Bukht.	5	2
<i>Gomphonema olivaceum</i> (Horn.) Bréb.	5	2	<i>Planothidium lanceolatum</i> (Bréb. ex Kützing) L.-B.	5	2
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kütz.) Kütz.	5	3	<i>Planothidium rostratum</i> (Oestrup) L.-B.	5	2
<i>Gomphonema pumilum</i> (Grun.) Reich. & L.-B.	3	1	<i>Pseudostaurosira brevistriata</i> (Grun.) D.M.Will.	2	2
<i>Gomphonema truncatum</i> Ehr.	3	1	<i>Pseudostaurosira parasitica</i> (W.Smith) Morales	2	1
<i>Grunowia tabellaria</i> (Grun.) Rab.	4	1	<i>Pseudostaurosira elliptica</i> (Schum.) Edlund, Morales & Spaulding	2	1
<i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kütz.) Rab.	5	2	<i>Reimeria sinuata</i> (Gregory) Kociolek & Stoermer	4	3
<i>Hippodonta capitata</i> (Ehr.) L.-B.	4	1	<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (C. Ag.) L.-B.	5	1
<i>Hippodonta hungarica</i> (Grun.) L.-B.	4	1	<i>Sellaphora americana</i> (Ehr.) D.G.Mann	4	1
<i>Karayevia clevei</i> (Grun.) Round & Bukht.	3	1	<i>Sellaphora bacillum</i> (Ehr.) D.G. Mann	4	1
<i>Lemnicola hungarica</i> (Grun.) F. E. Round & Bass.	3	1	<i>Sellaphora nyassensis</i> (Otto Müll.) D.G.Mann	4	1
<i>Luticola mutica</i> (Kütz.) D.G.Mann	4	1	<i>Sellaphora pupula</i> (Kütz.) Mereschkowsky	5	1
<i>Luticola goeppertiana</i> (Bleisch) D.G.Mann	4	1	<i>Stauroneis anceps</i> Ehr.	5	2
<i>Luticola ventricosa</i> (Kütz.) D.G.Mann	5	1	<i>Staurosira construens</i> Ehr.	2	1
<i>Martyana martyi</i> (Héribaud) Round	5	2	<i>Staurosirella leptostauron</i> var. <i>dubia</i> (Grun.) Edlund	4	1
<i>Mayamaea atomus</i> (Kütz.) L.-B.	5	1	<i>Staurosirella pinnata</i> (Ehr.) Will. & Round	4	1
<i>Mayamaea agrestis</i> (Hust.) L.-B.	5	1	<i>Surirella brebissonii</i> Krammer & L.-B.	3	1
<i>Meridion circulare</i> (Greville) C. Ag.	2	3	<i>Surirella linearis</i> W. Smith	3	1
<i>Navicula antonii</i> L.-B.	5	1	<i>Surirella minuta</i> Bréb.	3	1
<i>Navicula arvensis</i> Hust.	5	1	<i>Surirella ovalis</i> Bréb.	3	1
<i>Navicula capitatoradiata</i> Germ.	4	1	<i>Tabellaria flocculosa</i> (Roth) Kütz.	2	3
<i>Navicula cari</i> Ehr.	4	1	<i>Tabularia fasciculata</i> (C. Ag.) D.M. Will.	5	2
<i>Navicula cincta</i> (Ehr.) Ralfs	4	1	<i>Tryblionella apiculata</i> Gregory	4	1
<i>Navicula clementis</i> Grun.	4	1	<i>Tryblionella hungarica</i> (Grun.) Frenguelli	4	1
<i>Navicula cryptocephala</i> Kütz.	5	1	<i>Tryblionella levidensis</i> W. Smith	4	1
<i>Navicula cryptotenella</i> L.-B.	5	2	<i>Ulnaria acus</i> (Kütz.) Aboal	4	1
<i>Navicula dicephala</i> var. <i>subcapitata</i> Grun.	4	1	<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) P.Compère	3	1

Значения индекса TDI для р. Москвы находились в диапазоне 60.5 – 87.2 (Табл.2), что свидетельствует о высоком содержании биогенных элементов в водах реки. Самое низкое значение индекса было отмечено выше г. Можайск, а самое высокое – в районе Рублевского водозабора (РВС, U5). Однако доля таксонов, толерантных к органическому загрязнению, в районе РВС была минимальной и составляла всего 5%, в то время как на других станциях в верхнем течении процент толерантных таксонов составлял порядка 13-18, а в нижнем течении реки изменялся в диапазоне от 26 до 43. Основное отличие станции U5 от других станций в верхнем течении реки - это повышенное содержание нитритов (U5 – 0.057 мг/л, U1-U4 – 0.009-0.014 мг/л) и аммония (U5 – 0.27 мг/л, U1-U4 – 0.16-0.23 мг/л) на фоне низкой концентрации нитратов и фосфора, а также самой низкой для верхнего участка реки концентрации органического азота (U5 – 0.62 мг/л, U1-U4 – 1.37-3.16 мг/л). Это свидетельствует о том, что эвтрофирование в районе РВС вызвано поступлением не органических веществ, а биогенных элементов в минеральной форме, в частности в форме аммонийных удобрений, поскольку верховья реки Москвы интенсивно используются для нужд сельского хозяйства, и перед гидротехническими сооружениями может происходить аккумуляция удобрений, поступивших с поверхностным стоком.

Таблица 2. Значения индекса TDI для р. Москва и доля таксонов, толерантных к органическому загрязнению (2010г.). U1-U5, D1-D5 – станции отбора проб, согласно Рис.1.

Станция	U1	U2	U3	U4	U5	D1	D2	D3	D4	D5
Значение TDI	60.5	69.7	77.8	69.0	87.2	75.3	72.6	80.6	70.9	70.7
Среднее	72.8					74.0				
Доля толерантных таксонов	13	18	16	15	5	26	34	43	26	32
Среднее	13.4					32.2				

Таким образом, данные гидрохимического анализа подтверждают, что благодаря наличию у индекса TDI двух численных значений, он не только позволил выявить наличие эвтрофирования на ст. PBC, но и дифференцировать его по происхождению от других станций верхнего и нижнего течения.

Если проанализировать данные гидрохимического анализа, представленные на рис. 2, то видно, что для верхнего течения реки характерно практически полное отсутствие органического фосфора по сравнению с нижним течением, пониженное содержание фосфатов и неорганических форм азота, и повышенное содержание органического азота. Таким образом, эвтрофирование вод верхнего участка тракта реки вызвано повышенным содержанием азота, в том числе органического, поступающего с расположенных на водосборной площади полей и ферм, а нижнего участка тракта реки – высоким содержанием минерального азота и органического и минерального фосфора, поступающих, прежде всего, с бытовыми и промышленными стоками.

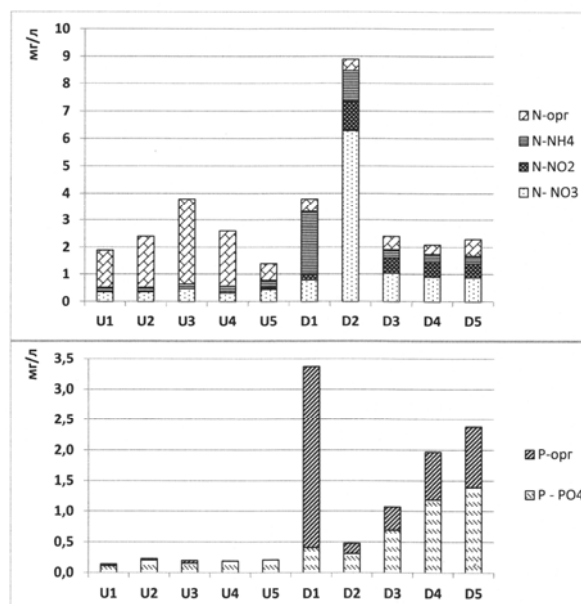


Рис. 2. Содержание различных форм азота и фосфора в р. Москве.

Значения индекса TDI для верхнего и нижнего участка р. Москвы отличались не сильно и составляли 72.8 и 74.0 соответственно (Табл. 2). В то же время доля толерантных таксонов отличалась в 2.5 раза, что свидетельствует о разной природе эвтрофирования вод на этих участках. Это также подтверждается результатами гидрохимического анализа – в нижнем течении реки содержание органического азота было в 4 раза ниже, чем в верхнем, в то время как концентрация фосфатов, аммония и нитратов – в 5 раз выше, нитритов – в 28, органического фосфора – в 35.

Для р. Москвы характерна высокая концентрация биогенных элементов, в верхнем течении – органического азота, в нижнем – минеральных форм азота, а также минеральных и органических форм фосфора. Индекс TDI, рассчитанный по сообществу бентосных диатомовых водорослей, позволяет корректно оценить степень эвтрофирования вод реки Москвы, одновременно выявляя участки, на которых эвтрофирование сопряжено с органическим загрязнением. Однако стоит отметить, что, несмотря на то, что данные по содержанию азота и фосфора подтвердили результаты анализа по индексу TDI, интерпретация значений TDI без данных гидрохимического анализа до проведения расширенной апробации индекса на водных объектах России и возможной модификации может быть затруднительна.

Список литературы

1. Балданова Р.М. Эпифитон и фитопланктон реки Селенга как показатели качества воды. [Дисс. на соискание степени к.б.н.]. - Москва: МГУ им. М.В.Ломоносова. 2000 г. - 156 с.
2. Kelly M. G., Whitton B.A. The Trophic Diatom Index: a new index for monitoring eutrophication in rivers // *Journal of Applied Phycology*. 1995. № 7. pp. 433-444.
3. Барина С.С., Медведева Л.А. Метод Ватанабе в оценке органического загрязнения вод // *Альгология* 1998 г. Т.8. №4. С. 428-448.
4. Kelly M.G. Role of benthic diatoms in the implementation of the Urban Wastewater Treatment Directive in the River Wear, North-East England // *Journal of Applied Phycology*. – 2002. №14. pp. 9-18.
5. Kelly M.G. Use of the Trophic Diatom Index to Monitor Eutrophication in Rivers // *Water Research*. 1998. № 32 (1). pp. 236-242.
6. Kelly M. G., Whitton B. Biological monitoring of eutrophication in rivers // *Hydrobiologia*. - 1998. №384. pp. 55-67.

УДК 574.24:595.383.3

ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНАЯ ОЦЕНКА ЭКОТОКСИКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ АМУРСКОГО ЗАЛИВА (ЯПОНСКОЕ МОРЕ) В 2003-2013 гг.

С.А. Черкашин¹, Т.С. Пряжевская², Л.В. Нигматулина¹

¹*Тихоокеанский научно-исследовательский рыбохозяйственный центр*
²*Дальневосточный государственный технический рыбохозяйственный университет*
690091 г. Владивосток, Россия, cherkashin@tinro.ru

В работе показана острая токсичность для мизид вод внутренней наиболее загрязненной акватории Амурского залива, прилегающей к центральной части г. Владивостока. Однако, лишь в 2003 и 2007 гг. выживаемость мизид в водах из этого района была достоверно ниже, чем из внешней части залива.

Ключевые слова: Амурский залив, загрязнение, токсичность, мизиды.

Среди акваторий дальневосточных морей России максимальному антропогенному воздействию подвержены заливы Приморья. К ним относится и Амурский залив, являющийся северо-западной частью залива Петра Великого Японского моря. Он является объектом многолетнего мониторинга состояния биоты и среды ее обитания, поскольку имеет большое значение для развития марикультуры, прибрежного промысла рыб, беспозвоночных животных и макрофитов. Практически во все реки западного побережья Амурского залива на нерест заходят тихоокеанские лососи и другие виды рыб.

В целом, экосистема залива в настоящее время характеризуется высоким биоразнообразием и играет важную роль, как в создании биологической продукции, так и в самоочищении. Вместе с тем бассейн Амурского залива относится к наиболее освоенным в Приморском крае. Здесь расположены большие города – крупнейший Владивосток (население примерно 580 тыс. человек) и Уссурийск; практически по всему побережью залива расположены места отдыха населения и гостей Дальнего Востока России. В вершину залива впадает крупная река Раздольная, в долине которой ведутся сельскохозяйственные и другие работы. Ранее в наиболее загрязненных участках залива отмечены негативные изменения состояния, снижение видового разнообразия планктонных сообществ, изменение численности и пространственной структуры индикаторных видов фитопланктона и мизид [1, 2].

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 [2, 3]. Тем не менее, состояние Амурского залива нестабильно и последствия загрязнения нуждаются в регулярной экотоксикологической оценке.

Существенная роль в мониторинге экотоксикологического состояния водоемов для получения оперативного сигнала о токсичности вод или состоянии организмов в период исследований принадлежит биотестированию – экспериментальной оценке последствий загрязнения, основанной на регистрации биологических откликов.

Анализ результатов токсикологических опытов на водных организмах показал, что ряд видов ракообразных, прежде всего мелкоразмерные фильтраторы, наряду с некоторыми другими тест-объектами, наименее устойчивы к воздействию многих поллютантов. По сравнению с большинством других эстуарных и морских рачков-фильтраторов некоторые виды мизид

обладают пониженной устойчивостью к воздействию многих поллютантов [1, 4, 5, 6, 7]. Кроме того, как объекты токсикологических исследований, они отвечают следующим требованиям: экологическая значимость, массовость, широкая распространенность, доступность. Многолетние комплексные исследования выявили эффективность использования планктонных и нектобентосных мизид для оценки экотоксикологического состояния прибрежных акваторий Приморья. С 1984 г. биотестирование на рачках двух видов входит в комплекс эко-токсикологических исследований состояния залива Петра Великого [1, 2, 8].

Целью настоящей работы являлся анализ результатов биотестирования экотоксикологического состояния вод прибрежных районов Амурского залива в 2003-2013 гг. с использованием двух видов мизид - *Neomysis mirabilis* и *Paracanthomysis sp.*

Пробы воды для оценки качества вод залива отбирали из поверхностного слоя (0.1-0.7 м) на семнадцати станциях, расположенных преимущественно у восточного побережья. Для анализа экотоксикологического состояния прибрежных районов Амурского залива сопоставляли выживаемость мизид в водах, отобранных во внутренних акваториях Амурского залива у центральной части г. Владивостока и в открытой части залива. Внутренняя зона исследуемого района наиболее приближена к основным источникам загрязнения, внешняя расположена от нее на расстоянии 20-25 км.

Эксперименты проводили на научно-экспериментальной базе ТИНРО-Центра на о. Рейнеке в зал. Петра Великого Японского моря в июне-сентябре 2003-2013 гг. Этот остров расположен на границе между внешними акваториями Амурского и Уссурийского заливов, которые относят к условно фоновым районам зал. Петра Великого.

Мизид отлавливали в прибрежной зоне о. Рейнеке на глубине 0.1-1.5 м гидробиологическим сачком из мельничного сита и содержали в 80-литровых акклимационных аквариумах в течение 2-7 сут. до начала эксперимента. Травмированные животные за это время погибали, а остальные акклимировались к лабораторным условиям (освещению, температуре, солености). В опытах использовали самок эврибионтных мизид *N. mirabilis* длиной 15-20 мм с эмбрионами на последних стадиях развития; молодь и самок стенобионтных *P. sp.* длиной 9-14 мм и 16-20 мм соответственно. Наиболее многочисленный вид *N. mirabilis* составлял в июне 60-98% от общей численности мизид. 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 *P. sp.*, численность которых в июле – сентябре у о. Рейнеке достигала 47-60%, а уязвимость представителей этого вида рачков была выше, чем *N. mirabilis*.

Все пробы воды тестировали в трех повторностях. Продолжительность экспериментов составляла 48-96 ч. В течение всего эксперимента рачков не кормили. Опыты в июне, июле, августе и сентябре проводили при температуре проб 13.2–15.4; 14.0–21.8; 19.8–22.4 и 17.4–21.4°C, соответственно, и солености 29.6–33.2‰ в экспериментах различных лет. Температурный режим следовал суточным изменениям температуры. Содержание кислорода достигало более 80% насыщения.

Для всех трех повторностей из каждой пробы определяли среднюю долю погибших рачков (%) и стандартную ошибку. Достоверность различий влияния тестируемых растворов на выживаемость мизид определяли при уровне значимости $P = 0.05$.

Эксперименты по изучению экотоксикологического состояния вод Амурского залива выявили достоверную токсичность для мизид проб из внутреннего района, прилегающего к центральной части г. Владивостока, лишь в августе и сентябре 2003 г. и в июле 2007 г. (табл.). Для вод отдельных наиболее загрязненных станций токсичность отмечена в августе 2004, июне 2005, июне и июле 2007, июле и сентябре 2008, в июле 2010 и в августе 2011, 2013 гг. Анализ совокупности результатов экспериментов 2003-2013 гг. показал, что гибель мизид была обычно больше в тестируемой воде из внутреннего района Амурского залива, за исключением июня 2008, июля 2009, сентября 2010, июня 2012 и июня, августа 2013 гг. (табл.). Различия в солености между водами внешнего и загрязненного внутреннего районов в это время были минимальными (от 0.2 до 1.7‰). В период максимальных различий солености тестируемых вод (3.2-5.1‰) в июне 2005, 2007 гг. достоверного различия в их токсичности не выявлено [8]. Следовательно, на выживаемость мизид опреснение исследованных внутренних районов влияния не оказывает.

Средняя многолетняя величина относительного содержания кислорода в поверхностном слое внешнего района в период биотестирования вод составляла 104.2 %, а загрязненного - 102.8 %. Случаев снижения относительного содержания кислорода ниже критического уровня (70 % насыщения) в отличие от предыдущих лет исследований не отмечали [8]. Поэтому ускоренная гибель тест-объектов в водах акваторий, прилегающих к центральной части г. Владивостока, вероятно, связана с повышенными концентрациями загрязняющих веществ, поступающими со стоками этого города, но не снижающих содержания кислорода в тестируемых водах. В этих районах Амурского залива вид мизид, требовательный к качеству окружающей среды -

Paracanthomysis sp. исчез в 1984 г. и не был обнаружен до 2004 г. В середине 2000-х гг. ситуация здесь стабилизировалась, о чем говорит сходное относительное обилие вида в последующие годы [3]. Однако значительные, но кратковременные повышения загрязнения после залповых сбросов, случавшиеся за последнее десятилетие, незамедлительно сказывались на состоянии мизид. Так биотестирование в сентябре 2008 г., проведенное после массовой гибели многих видов рыб и ракообразных во внутренней части залива, показало, что вода здесь была токсичной и для мизид. В воде у о. Рейнеке гибель мизид также увеличилась в два раза по сравнению с предыдущим годом, но оставалась меньше, чем в других районах.

Таблица. Гибель мизид (%) в острых опытах при биотестировании вод Амурского залива

Дата	Виды мизид	Условно-фоновый район	Загрязненный район
2003, август, сентябрь	<i>Paracanthomysis sp.</i>	16.7±6.7 ^{1*}	60.0±11.6 ^{1*}
		20.0±0.0 ^{2*}	66.7±6.7 ^{2*}
2004, август, сентябрь	<i>Paracanthomysis sp.</i>	53.3±11.6 ²	63.2±16.7 (33.3-93.3) ²
		13.3±6.7 ²	26.7±6.7 ²
2005, июнь, сентябрь	<i>Neomysis mirabilis</i> <i>Paracanthomysis sp.</i>	46.7±11.6 ²	66.7±10.2 (53.3-86.7) ²
		20.0±0.0 ²	33.4±6.7 (26.7-40.0) ²
2007, июнь, июль, сентябрь	<i>Neomysis mirabilis</i> <i>Paracanthomysis sp.</i>	6.7±0.0 (6.7-6.7) ²	13.3±4.7 (6.7-26.7) ²
		36.7±3.4* (33.3-40.0) ²	70.0±3.3* (66.7-73.3) ²
		26.7±5.8 (26.7-26.7) ³	56.7±5.8 (46.7-66.7) ³
2008, июнь, сентябрь	<i>Neomysis mirabilis</i> <i>Paracanthomysis sp.</i>	3.4±3.4 (0.0-6.7) ³	3.4±3.4 (0.0-6.7) ³
		44.5±5.5 ²	63.4±6.3 (46.7-76.7) ²
2009, июль	<i>Neomysis mirabilis</i>	31.1±5.9 (20.0-40.0) ³	33.4±6.7 (26.7-40.0) ³
2010, июль, сентябрь	<i>Paracanthomysis sp.</i>	53.3±6.7 ²	83.3±3.4 (75.0-91.7) ²
		20.0±6.7 ²	29.2±3.3 (25.0-33.3) ²
2011, июнь, август	<i>Neomysis mirabilis</i> <i>Paracanthomysis sp.</i>	26.7±6.7 (20.0-33.3) ³	36.7±3.4 (33.3-40.0) ³
		26.7±6.7 (20.0-33.3) ²	50.0±16.7 (33.3-66.7) ²
2012, июнь, август	<i>Neomysis mirabilis</i> <i>Paracanthomysis sp.</i>	13.3±3.4 (6.7-20.0) ²	16.7±3.4 (13.3-20.0) ²
		52.8±6.7 (40.0-66.7) ²	63.4±5.8 (60.0-66.7) ²
2013, июнь, август	<i>Neomysis mirabilis</i> <i>Paracanthomysis sp.</i>	44.4±5.7 (33.3-61.1) ¹	47.4±6.7 (33.3-61.1) ¹
		61.1±11.2 (55.5-66.7) ³	63.9±3.1 (50.0-77.8) ³

Примечание :1 – 48-часовая экспозиция; 2 – 72-часовая экспозиция; 3 – 96-часовая экспозиция.

* – Достоверное различие между гибелью мизид в условно-фоновых и загрязненных районах

Таким образом, биотестирование вод исследованных акваторий, как прилегающих к центральной зоне г. Владивостока, куда поступает наибольшее количество загрязняющих веществ, так и расположенных в открытых районах Амурского залива, выявило токсичность исследованных проб для мизид только в локальных участках залива. Неблагоприятное экотоксикологическое состояние вод обнаружено во внутренней акватории Амурского залива, прилегающей к центральной части г. Владивостока и подверженной интенсивному антропогенному загрязнению, как установлено и в более ранних исследованиях. Температурный режим, насыщение кислородом и отмечаемое опреснение вод не оказывали существенного воздействия на снижение жизнестойкости мизид. Следовательно, увеличение смертности рачков вызывало антропогенное загрязнение. Однако, лишь в августе и сентябре 2003 и июле 2007 гг., выживаемость мизид в водах этого района была достоверно ниже, чем во внешней части залива. В 2009 – 2013 гг. состояние залива стало более стабильным. Наименее напряженные экотоксикологические условия характерны для открытой островной зоны зал. Петра Великого. Однако в ряде случаев нами установлено кратковременно снижение качества вод и в этих районах – например, сентябрь 2008 г. В прибрежной зоне моря все параметры экосистем чрезвычайно изменчивы в пространстве и времени. Поэтому для принятия управленческих решений по рациональному природопользованию необходимы регулярные экотоксикологические исследования состояния локальных условий и ресурсов.

Список литературы

1. Черкашин С.А. Биотестирование: терминология, задачи, основные требования и применение в рыбохозяйственной токсикологии // Изв. ТИНРО. – 2001. – Т. 128, ч. III. С. 1020-1035.
2. Черкашин С.А., Вейдеман Е.Л. Экотоксикологический анализ состояния прибрежных экосистем залива Петра Великого (Японское море) // Вопросы рыболовства. 2005. Т. 6, №4(24). – С. 637-652.
3. Лукьянова О.Н., Черкашин С.А., Симоконь М.В. Обзор современного экологического состояния залива Петра Великого (2000-2010 гг.) // Вестник ДВО РАН. 2012. № 2. С. 55-63.

4. Cripe G.M. Comparative acute toxicities of several pesticides and metals to *Mysidopsis bahia* and postlarval *Penaeus duorarum* // Environ. Toxicol. and Chemistry. – 1994. – Vol. 13, no. 11. – P. 1867–1872.
5. Verslycke T., Vangheluwe M., Heijerick D. et al. The toxicity of metal mixtures to the estuarine mysid *Neomysis integer* under changing salinity // Aquat. Toxicol. 2003. Vol. 64, no. 3. P. 307-315.
6. Черкашин С.А., Блинова Н.К. Воздействие тяжелых металлов на выживаемость ракообразных (обзор) // Гидробиол. журн. 2010. Том 46, № 4. – С. 84-97.
7. Черкашин С.А., Блинова Н.К. Экспериментальные исследования токсичности фенола для ракообразных (обзор) // Гидробиол. журн. 2013. Том 49, № 3. С. 61-74.
8. Cherkashin S.A., Veideman E.L., Pryazhevskaya T.S. Laboratory assessment of ecotoxicological state of the Amur Bay (Peter the Great Bay, Japan Sea) in 2003-2012 // Ecology of the marginal seas and their basins-2013. Materials of the International Scientific Conference. September 28-30. Vladivostok, Russia. P. 54-61.

УДК 556.535.6(479.22-25)

ЭКОЛОГО-ТОКСИКОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ Р. НЕЧКИНКИ (УДМУРТСКАЯ РЕСПУБЛИКА)

С.О. Чермных, Н.В. Холмогорова

*Федеральное государственное бюджетное учреждение высшего профессионального образования
«Удмуртский государственный университет»
426034, УР, г. Ижевск, ул. Университетская, д.1, Россия*

Проведено исследование р. Нечкинки (Удмуртская республика) методами биоиндикации и биотестирования. Выявлен наиболее неблагоприятный для организмов макрозообентоса участок реки с минимальным показателем биотического индекса Вудивисса (2) и максимальной доли олигохет в сообществе (70%). Т.е. вода зарегулированных участков реки менялась от умеренно загрязненной до чистой, на течении – от грязной до чистой, что в большей степени связано с разнообразием абиотических факторов и меньше обусловлено антропогенной нагрузкой. Показано, что концентрации подвижных форм исследованных элементов не превышали допустимых уровней содержания загрязняющих веществ. Токсичность определялась как различной чувствительностью тест-объектов, так и различным действием загрязняющих веществ на организмы. Наиболее репрезентативные результаты получены в тесте на личинках хирономид, который оценивает общую токсичность, одновременно водорастворимой и твердой фракции донных отложений.

Ключевые слова: донные отложения, макрозообентос, токсичность, гидробионты

В последнее десятилетие значительно возрос интерес к альтернативным подходам в оценке состояния природной среды в условиях антропогенного загрязнения, таким, как токсикологическая и биологическая оценка воздействия загрязняющих веществ на биоценозы водоемов [1]. При экологической оценке водных экосистем одним из наиболее информативных объектов изучения являются ДО, т.к. химический состав грунтов в отличие от водной среды, несет информацию о природной и техногенной составляющей загрязнения за длительный период времени. Токсикологическая оценка ДО позволяет выявить интегрированные эффекты всех токсикантов и их метаболитов, присутствующих в среде. Методу биотестирования отводится роль скрининга загрязнения, результатом которого является сигнальная информация о месте и степени токсичности водного объекта. Подобная оценка может наиболее достоверно выявить начальный этап антропогенного пресса на экосистемы, когда химические или иные виды анализов не дают четкой картины [2].

Река Нечкинка – правый приток р. Кама. Исток реки находится в окрестностях д. Жеребёнки Завьяловского района Удмуртской Республики. В среднем и нижнем течении река протекает в пределах Сарапульского района. Длина реки составляет 34 км, площадь бассейна 311 км². Ширина русла в среднем течении 5–8 м, в нижнем достигает 10–13 м. Глубина на перекатах изменяется в пределах 0.3–0.6 м, на плёсах – 0.8–1.7 м. Скорость течения до 0.5–0.6 м/сек. Верхний и средний участки реки зарегулированы временными земляными плотинами. В районе д. Жеребёнки в 80-х годах прошлого века произведено захоронение пестицида ДДТ. Река загрязняется стоками с полей и животноводческих ферм, промышленное загрязнение отсутствует.

Цель работы оценить загрязнение донных отложений р. Нечкинки и их эколого-токсикологическое состояние методами биотестирования и биоиндикации.

Сбор материала проводился с мая по октябрь 2012 года по общепринятым методикам [3]. Для качественных сборов использовался гидробиологический скребок, для количественных – дночерпатель Экмана-Берджи. Всего отобрано 33 количественные и 18 качественных проб макрозообентоса. При камеральной обработке материала определяли видовой состав макрозообентоса, рассчитывали численность и биомассу, биотический индекс Вудивисса (БИ), индекс видового разнообразия Шеннона-Уивера (H) и выравненность сообщества по Пиелу [4].

Проводили биотестирование водной вытяжки донных отложений (ВВДО) и цельного грунта. В качестве тест-объектов использовали организмы различной систематической принадлежности: личинок комара *Chironomus riparius* Meigen и семена кресс-салата *Lepidium sativum*. Критерий токсичности для хирономид - смертность, изменение линейных размеров; семян кресс-салата – всхожесть семян, биомасса, изменение длины корня и стебля [5]. Концентрации тяжелых металлов в ДО определяли на приборе ICP MS-DRC с использованием внешней калибровки.

Эксперименты проводили в двух повторностях при температуре $20 \pm 2^\circ\text{C}$, pH 7.0-7.5, общей жесткости 4.0-4.5 мМэкв/л Ca^{++} и Mg^{++} и содержании растворенного кислорода на уровне насыщения. Контролем во всех экспериментах служили интактные тест-организмы, содержащиеся в лабораторных условиях.

Данные представляли в виде средних значений и их ошибок ($\bar{x} \pm \text{SE}$). Результаты обрабатывали статистически с использованием программного обеспечения Microsoft Office Excell и STATGRAPHICS Plus 2.1.

Содержание всех исследованных металлов (Fe, Zn, Cu, Mn, Ni) соответствовало кларку земной коры и стандартам, принятым в США (в России нормирование загрязняющих веществ в ДО отсутствует).

В составе макрозообентоса р. Нечкинка зарегистрировано 140 видов и таксонов более высокого ранга. Наибольшего фаунистического разнообразия достигали личинки амфибиотических насекомых: двукрылые (25 видов и таксонов более высокого ранга), ручейники (19 видов), жуки (18 видов), поденки (16 видов), стрекозы (9), клопы (10 вида), чешуекрылые (2), вислокрылки (1). В донных сообществах установлено 25 видов моллюсков, 9 – олигохет и 6 видов пиявок.

Средние показатели количественного развития макрозообентоса на течении и зарегулированных участках различались незначительно – 1359.28 экз/м², 22.73 г/м² и 2412.16 экз/м², 36.19 г/м², соответственно. Наибольшая плотность бентоса отмечена на участке, находящимся под подпором пруда в д. Бабино (6200 экз/м²), где массово встречались олигохеты *Limnodrilus hoffmeisteri*, личинки хирономид и поденок *Cloeon* гр. *dipterum*.

Максимальная биомасса макрозообентоса на р. Нечкинка отмечена на участке ниже плотины второго пруда 222.29 г/м², за счет массового развития двустворчатых моллюсков *Sphaerium corneum* и *Musculium* sp.

По биотическому индексу Вудивисса вода зарегулированных участков реки Нечкинка менялась от умеренно загрязненной до чистой, на течении – от грязной до чистой, что в большей степени связано с разнообразием абиотических факторов и меньше обусловлено антропогенной нагрузкой (табл. 1).

По результатам биоиндикации выявлен наиболее неблагоприятный для организмов макрозообентоса участок реки. Он расположен в верхнем течении ниже плотины пруда, построенной в год отбора проб. Здесь отмечен минимальный показатель биотического индекса Вудивисса (2) и максимальная доля олигохет в сообществе 70% (табл. 1).

Возможно, слабое развитие макрозообентоса связано с резким изменением скорости течения и намывом глинистых фракций на естественные донные отложения. На данном участке отсутствовали личинки ручейников, поденок, стрекоз. В целом, макрозообентос реки Нечкинка сходен с таковым других малых рек Удмуртской Республики.

Таблица 1. Показатели макрозообентоса на различных участках р. Нечкинка

Участки реки	Показатели макрозообентоса				
	Индекс Шеннона, бит/экз	Выравненность по Пиелу	Среднее число видов	БИ	Доля олигохет, %
Зарегулированные участки	1.54-2.02	0.64-0.72	11.0-20.0	6.0-8.7	12.5-52.22
Проточные участки	1.27-2.16	0.66-0.91	8.0-15.0	2.0-7.33	2.78-70.00

При биотестировании ВВДО на семенах салата установлено, что процент всхожести семян на всех станциях колебался незначительно и не отличался от контрольных значений. Установлены достоверные отличия в средних показателях длин корней, как между станциями, так и в сравнении с контрольными значениями. Так, на станции 4, расположенной ниже по течению от места захоронения ДДТ, зарегистрированы более низкие показатели всхожести, изменения биомассы и длины корня кресс-салата (табл. 2).

Таблица 2. Токсичность донных отложений р. Нечкинки для тест-объектов различной систематической принадлежности

Станции	Показатели, % от контроля					
	<i>Chironomus riparius</i>		<i>Lepidium sativum</i>			
	Гибель, 21 сут	Изменение длины	Всхожесть семян	Биомасса	Длина корня	Длина стебля
1	61.5	67.6	91.2	96.1	140.9	99.5
2	72.5	61.9	89.8	95.9	164.3	113.2
3	126.9	62.8	94.9	97.9	131.0	93.3
4	84.6	64.8	97.1	93.5	81.4	103.4
5	111.5	66.6	94.9	96.5	116.2	86.5
6	130.8	63.8	102.2	102.2	151.9	102.5
7	92.3	73.3	107.3	98.8	140.9	121.3
8	96.2	70.5	82.5	90.1	96.2	98.1

При биотестировании цельного грунта установлено, что самый высокий процент гибели личинок хирономид наблюдали на ст. 1 (табл. 2). Для остальных станций этот показатель достоверно не отличался от контрольного, на ст. 3 и 5 – был достоверно выше. В тоже время при биотестировании всех исследованных грунтов отмечено достоверное по сравнению с контролем снижение темпов роста тест-организмов.

Поиск корреляционных связей между содержанием химических элементов в ДО и данными биотестирования не дал четких результатов. Значимые связи обнаружены между содержанием никеля, марганца и смертностью хирономид, цинка и увеличением биомассы растений.

Анализ элементного состава цельного грунта показал, что концентрации подвижных форм исследованных элементов не превышали допустимых уровней содержания загрязняющих веществ. Вероятно, каждое вещество в отдельности не могло быть причиной токсичности. Вместе с тем известно, что интегральная токсичность загрязняющих веществ за счет синергического эффекта может быть выше, чем токсичность каждого из них. Кроме того, спектр загрязняющих веществ очень широк и не ограничивается неорганическими загрязняющими веществами, которые определялись в данной работе. Совпадение результатов по двум тестам на разных организмах не выявлено ни на одной из 8 станций. Очевидно, что токсичность определялась как различной чувствительностью тест-объектов, так и различным действием загрязняющих веществ на организмы. Наиболее репрезентативные результаты получены в тесте на личинках хирономид, который оценивает общую токсичность, одновременно водорастворимой и твердой фракции донных отложений.

Список литературы

1. MacDonald D.D., Ingersoll C.G., Berger T.A. Development and Evaluation of Consensus-Based Quality Guidelines for Freshwater Ecosystem // Arch. Environ. Contam. Toxicol. 2000. V. 39. P.20-32.
2. Бакаева Е.Н., Никаноров А.М., Игнатова Н.А. Место биотестирования донных отложений в мониторинге поверхностных вод суши // Вестник Южного научного центра. 2009. Т. 5. № 2. С. 86-92.
3. Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах: Зообентос и его продукция / Под ред. Ю.А. Барулина. Л.: ГосНИОРХ, 1984. 51 с.
4. Мэгарран Э. Экологическое разнообразие и его измерение. М.: Мир, 1992. 181 с.
5. U.S. Environmental Protection Agency. Development of Bioassay Procedures for Defining Pollution of Harbor Sediments, Environmental Research Laboratory, Duluth, MN, 1981.

К.С. Чернов, Н.И. Ходоровская

*Челябинский государственный университет
Учебный научно-исследовательский центр биотехнологий
454001, г. Челябинск, Россия, cbt@csu.ru*

В статье рассматривается эффективность применения географических информационных систем (ГИС) для мониторинга водных объектов - источников питьевого водоснабжения.

Ключевые слова: геоинформационная система, ГИС, электронная карта, мониторинг, окружающая среда, водоснабжение.

Системы экологического мониторинга разработаны и применяются достаточно давно. Однако в современных условиях можно значительно расширить возможности их информационной составляющей и повысить удобство работы. В том числе современные технологии позволяют объединить систему экологического мониторинга с данными из различных направлений научной и хозяйственной деятельности.

В процессе развития аналитических систем возникло несколько их типов. В порядке усложнения, это: контрольные списки, матрицы, сети, географические информационные системы, экспертные системы. Из них способностью отслеживать не прямое воздействие и взаимодействие факторов обладают сети и геоинформационные системы. Экспертные системы обладают аппаратом оперирования знаниями и на основе заложенных в них знаний способны анализировать данные, строить прогнозы и принимать решения, синтезировать новые знания. Географические информационные системы (ГИС), в основе которых лежит топология, способны отображать графически большое количество разнородной информации, могут содержать модули для разнообразных расчётов. По своей сути они представляют электронную карту с базами данных и являются самым совершенным и простым в построении и использовании типом систем оперирования информацией, хорошо подходят для анализа и поддержки принятия решений, построения прогнозов. Эти особенности геоинформационных систем делают их хорошим подспорьем при решении самых разнообразных задач: от определения маршрута движения из точки А в точку Б до многофакторного анализа с применением дополнительных математических расчётов.

Важнейшими областями применения ГИС являются охрана окружающей среды и рациональное природопользование. Для принятия эффективных научно обоснованных решений в этих областях нужно обладать актуальной информацией, сопоставлять множество факторов, обладать различной справочной информацией общего и специального характера; в некоторых случаях требуются математические расчёты и географические данные. Чтобы ускорить процесс принятия решения и уменьшить вероятность ошибки, требуется автоматизированная информационная система – система поддержки принятия решений, – на роль которой хорошо подходят ГИС с их географической основой.

Применение ГИС в водоохранной деятельности выглядит особо эффективным ввиду сильно выраженной географической составляющей: разветвлённая речная сеть, взаимное расположение водоёмов, водотоков и искусственных объектов – потенциальных источников загрязнения. Одним из направлений такой деятельности является мониторинг водоёмов-источников питьевого водоснабжения.

Город Челябинск является крупным промышленным центром, и его единственный источник водоснабжения – Шершнёвское водохранилище – испытывает серьёзную антропогенную нагрузку. Водоём характеризуется низкой проточностью (низким коэффициентом водообмена) и высоким уровнем цветения воды, что является следствием малой водности реки Миасс в сочетании с деятельностью предприятий сельскохозяйственного сектора и садовых хозяйств (стоки загрязняющих веществ), а также развитой рекреационной составляющей. Это является причиной снижения качества воды водохранилища.

В то же время, никакие комплексные информационные системы для Шершнёвского водохранилища, р. Миасс и их водосборной площади экологическими ведомствами и службами г. Челябинска не применяются.

Следует заметить, что широкое распространение ГИС получили лишь в некоторых странах (США, Германия). В России ограничено используются в таких областях, как добыча полезных ископаемых, лесопользование, управление городскими электро- и теплосетями, внедрены на

отдельных крупных предприятиях для внутреннего пользования. Достаточно широко используются в локальных справочных системах («ДубльГИС») и в автомобильной дорожной навигации. В государственных муниципальных структурах Российской Федерации такие системы применяются редко.

Создание ГИС Шершнёвского водохранилища – источника питьевого водоснабжения г. Челябинска – позволит проводить комплексный анализ изменений в экосистеме водохранилища и на его водосборной площади, происходящих под влиянием антропогенных воздействий. С помощью этой системы можно отслеживать процессы изменения качества воды, потребительских и рекреационных свойств водоёма. Важной особенностью является возможность проведения комплексного, многофакторного анализа с учётом взаимного расположения различных объектов и факторов в пространстве.

Это достигается за счёт распределения информации по разным тематическим слоям, что даёт возможность визуально воспринимать принципиально разнородные факторы и их взаимное расположение, охватывать вниманием данные не только какого-то одного направления, а все нанесённые на карту объекты определённой территории. Можно просматривать свойства объектов, строить карты распределения фактора в пространстве, подключать блоки математических расчётов.

В настоящее время на базе УНИЦБТ ЧелГУ создан рабочий вариант геоинформационной системы на основе специализированного программного обеспечения, в котором применены данные дистанционного зондирования Земли (спутниковые снимки), картографический материал, а так же узкоспециализированные данные, касающиеся Шершнёвского водохранилища и его водосборной площади. На представленном рисунке показан фрагмент системы, включающий: Шершнёвское водохранилище, р. Миасс и её притоки, другие реки, речные бассейны, зону санитарной охраны, озёра, города, садовые хозяйства, сельскохозяйственные участки, дорожную сеть, железную дорогу и другие объекты.



Рисунок. Зона санитарной охраны Шершнёвского водохранилища (фрагмент).

Данная система должна значительно облегчить принятие управленческих решений, касающихся Шершнёвского водохранилища, р. Миасс, её бассейна и притоков, и в итоге способствовать улучшению состояния окружающей среды в Южно-уральском регионе. Она обладает потенциалом для расширения, как по площади охватываемых территорий, так и по количеству содержащейся в ней информации вплоть до объединения различных направлений хозяйственной деятельности. Система удобна в работе, позволяет оперировать большим объёмом данных с наглядным их отображением. Её применение в значительной мере облегчит проведение системного анализа и повысит эффективность мониторинга экологического состояния водохранилища и его водосборной площади.

В перспективе такая система может вобрать в себя информацию из других областей и стать единой информационно-справочной системой для всех управленческих и хозяйственных организаций в регионе.

БИОИНДИКАЦИЯ СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ НА ОСНОВЕ ОЦЕНКИ ФУНКЦИОНАЛЬНОГО СОСТОЯНИЯ ПРЭСНОВОДНЫХ ДВУСТВОРЧАТЫХ МОЛЛЮСКОВА.Н. Шаров¹, С.В. Холодкевич^{1,2}, Т.В. Кузнецова¹¹ Санкт-Петербургский научно-исследовательский Центр экологической безопасности РАН
Санкт-Петербург, 197110 Корпусная 18, Россия, sharov_an@mail.ru² Санкт-Петербургский государственный университет,
Санкт-Петербург, 199034, Университетская наб., 7-9, Россия

Работа посвящена апробации в лабораторных и полевых условиях нового метода биоиндикации состояния водных экосистем на основе оценки функционального состояния двустворчатых моллюсков по изменению их кардиоактивности.

Ключевые слова: биоиндикация, двустворчатые моллюски, кардиоактивность.

Широкое применение в биоиндикации находят физиологические (кардиоактивность, дыхание, двигательная активность) биомаркеры, отражающие интегральный ответ организма на воздействие загрязняющих веществ [1, 2]. Интегральное загрязнение среды обитания отражается на адаптивных возможностях гидробионтов. «Здоровье» животных можно оценивать, в том числе, и с помощью физиологических тестов, проводимых на животных из разных по уровню антропогенной нагрузки мест обитания [2, 3].

В ходе выполнения ряда исследований [2, 3] было обнаружено, что и морские, и пресноводные моллюски, взятые из относительно чистых зон, отличаются от животных из загрязненных акваторий тем, что после стандартизованных тест-воздействий [4] они демонстрируют существенно более быстрое время восстановления исходных значений частот сердечных сокращений (ЧСС) после снятия тестовой нагрузки. Последнее может характеризовать адаптационные способности моллюсков.

Целью настоящего исследования являлись развитие и апробация в лабораторных и полевых условиях предложенного в [2, 3] нового метода оценки состояния водных экосистем, основанного на измерении новых биомаркеров функционального состояния двустворчатых моллюсков.

Для проведения тестов в лабораторных условиях двустворчатые моллюски *Anodonta cygnea* L. были выловлены в следующих акваториях: прибрежной зоне восточной части Финского залива (Курортный район), Волжского плеса Рыбинского водохранилища (пос. Борок) и р. Ягорба (приток р. Шексна). Первые две акватории могут быть отнесены к условно чистым, референтным, тогда как по данным ФГБУ «Северное управление по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды» качество воды реки Ягорба в районе сбора моллюсков относится к 4-му классу качества (грязная). Вода здесь характеризуется повышенным содержанием соединений марганца, свинца, никеля и сульфатов (от 4 до 10 ПДК).

Диагностика функционального состояния моллюсков проводилась путем анализа характеристик сердечной активности, измеряемых оригинальным волоконно-оптическим методом [5] Метод основан на измерении периодических изменений характеристик отражения и рассеяния света полупроводникового лазера низкой интенсивности, обусловленных пульсацией сердечной мышцы. Измерение частоты сердечных сокращений (ЧСС) производится непосредственно с поверхности раковины в районе расположения сердца, то есть неинвазивно.

Оценка состояния моллюсков проводилась на основе анализа их реакций на функциональную нагрузку – кратковременное изменение солености воды в пределах толерантности вида животного [2, 4]. Для выявления физиологической реакции моллюсков на кратковременное (1 час) тест-воздействие были выполнены эксперименты по повышению солености среды путем добавления раствора NaCl в аквариум до концентрации 3 или 6 г/л. Под временем восстановления ЧСС ($T_{\text{восст}}$) понимается время (в минутах) с момента восстановления исходной солености воды до наступления отсутствия достоверных отличий ЧСС от фоновых значений.

Отметим, что после тестирования все животные были возвращены в природную среду.

В температурном диапазоне 16–26°C наблюдалась положительная прямая зависимость ЧСС моллюсков от температуры воды. Средняя ЧСС у беззубки при температуре 16°C составляла 8±2 уд/мин, а при 26°C - 22±5 уд/мин.

Было показано, что пресноводные двустворчатые моллюски, отобранные из разных мест, отличающихся уровнем загрязнения, реагируют неодинаково на добавление в воду соли NaCl до концентрации 3 г/л. Моллюски из фоновых районов реагировали повышением ЧСС (рис. 1), а

животные из загрязненных мест обитания снижали ЧСС. Кроме того, у животных отличалось также время восстановления ЧСС после восстановления исходной солености воды. При большем повышении концентрации NaCl в воде – до 6 г/л, все моллюски реагировали снижением ЧСС и закрытием створок. Время восстановления ЧСС достоверно отличалось у моллюсков из условно чистых мест обитания и загрязненных, но не зависело от концентрации соли при кратковременном тест-воздействии.

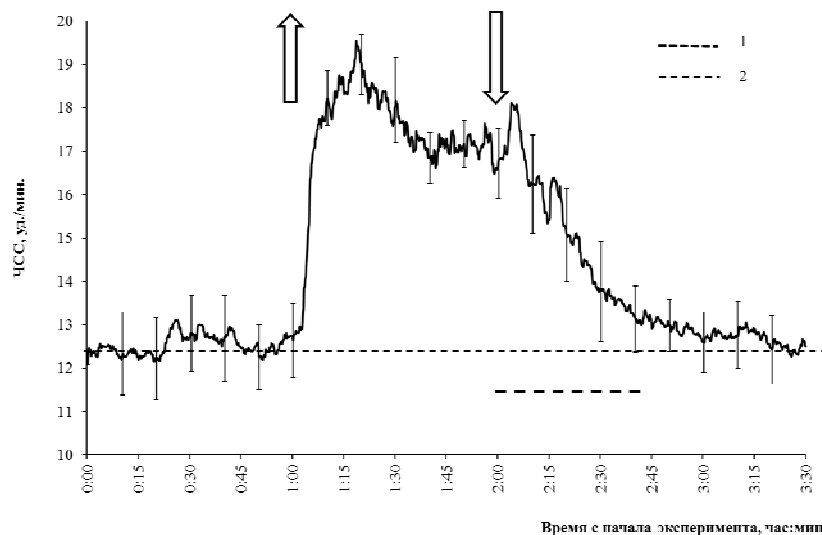


Рис. 1. Изменение средней ЧСС *Anodonta* (n=8) из референтной акватории (Рыбинское водохранилище вблизи пос. Борок) при повышении солености воды до 3 г/л в течение 1 часа (Т 20°C): 1 - время восстановления ЧСС, 2 - фоновый уровень ЧСС. Стрелка вверх – момент времени повышения, а стрелка вниз - восстановления солености воды; планками погрешностей указаны величины среднеквадратичного отклонения ЧСС по группе тестируемых моллюсков.

Вероятно, моллюски из условно чистых районов при небольшом повышении солености воды повышают соленость гемолимфы для сохранения осмотического градиента, что сопровождается повышением энергетических затрат, и, соответственно, ЧСС. Животные из загрязненных мест обитания имеют пониженные адаптивные способности и на повышение солености воды реагируют, в результате реализации защитно-оборонительной реакции - закрытия створок, переходом на анаэробный обмен, сопровождающийся снижением энергетического обмена и ЧСС, соответственно. Опытным путем было установлено, что время восстановления ЧСС моллюсков из фоновых мест составляет 30-60 мин (рис. 1), а из загрязненных достигало нескольких часов (рис. 2).

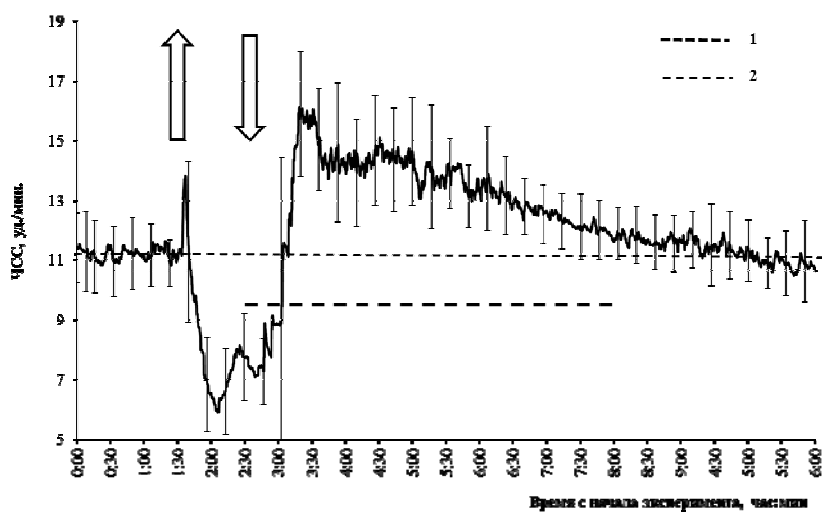


Рис. 2. Изменение средней ЧСС *Anodonta* (n=8) из загрязненной акватории (р. Ягорба в районе г. Череповца) при повышении солености воды до 6 г/л в течение 1 часа (Т 20°C). Обозначения как на рис. 1.

Аналогичные исследования функционального состояния анодонт проводились нами в Финском заливе. Так, в ходе проведения исследований литоральной зоны восточной части Финского залива в 2010-2014 гг. наиболее высокая численность двустворчатых моллюсков была обнаружена в районе парка «Дубки» (г. Сестрорецк). По ряду гидробиологических и гидрохимических показателей данную акваторию можно считать условно фоновой для эстуария Невской губы. Вместе с тем, отсыпка песка в рекреационных зонах в районе Репино и Сестрорецка весной 2012 года привела к деградации бентосных сообществ в литорали и негативно отразилась на состоянии двустворчатых моллюсков. По сравнению с результатами лабораторных тестирований моллюсков из района парка «Дубки» в 2011 году время восстановления ЧСС после функциональной нагрузки (повышение концентрации соли в воде до 3 г/л на 1 час) увеличилось с 40 минут до 2 часов. Следует отметить, что в ходе недавнего экспедиционного исследования в 2014 году количество моллюсков в этом районе практически восстановилось до уровня 2010 года, что может быть обусловлено восстановлением качества среды обитания через 4 года после отсыпки песка. Причем, как показали наши исследования, среднее время восстановления ЧСС у моллюсков, обитающих в данном месте, после тест-воздействия соответствовало наблюдавшейся в 2010 году величине (табл. 1).

Таблица 1. Сравнительная оценка экологического состояния исследованных акваторий по времени восстановления ЧСС *Anodonta cygnea*

Водный объект	T _{восст} , мин	Величина экологического индекса качества вод (EQR)	Характеристика экологического состояния
Финский залив, Парк «Дубки», июль 2011 г	40±5	1	Отличное
Финский залив, Парк «Дубки», июль 2012 г	110±15	0,36	Плохое
Финский залив, Парк «Дубки», июль 2014 г	45±7	0,89	Отличное
Финский залив, Репино, июнь 2013 г	120±10	0,33	Плохое
Финский залив, Репино, июнь 2014 г	56±19	0,71	Хорошее
Рыбинское в-ще, Волжский плес, канал пос. Борок, июль 2013	38±6	1	Отличное
р. Ягорба, г. Череповец, июль 2013 г	320±17	0,12	Очень плохое

В соответствии с рекомендациями Европейской Водной Рамочной Директивы [6] экологическое состояние всех водных объектов должно оцениваться, как отклонение от эталонных условий, которое измеряется с помощью показателя экологического качества (Ecological Quality Ratio (EQR)). EQR определяется, как отношение наблюдаемого значения к эталонному (условно фоновому) для разных показателей [6]. По величине индекса качества вод EQR выделяется [6] пять классов качества поверхностных вод соответствующих экологическому состоянию: отличное 1,00-0,83; хорошее 0,82-0,62; удовлетворительное 0,61-0,41; плохое 0,40-0,20 и очень плохое <0,20. Хотя Россия не подписала Директиву, использование данного индекса представляется актуальным, т.к. это позволяет сопоставлять результаты оценок по разным показателям. По нашему мнению, время восстановления ЧСС может использоваться наравне с другими показателями для оценки экологического состояния водных объектов (табл. 1).

Таким образом, предложенный биомаркер [2]: изменение времени восстановления ЧСС беспозвоночных животных после кратковременного изменения солености воды (функциональная нагрузка), может использоваться в оценке функционального состояния местных видов пресноводных моллюсков. Это, на наш взгляд, представляет интерес с точки зрения возможности ранжирования акваторий по их экологическому статусу, на основании оценок функционального состояния обитающих в них бентосных беспозвоночных животных [2, 3].

Предложенный метод биоиндикации состояния водных экосистем может быть использован, по-видимому, и в системе отчетности Европейского агентства охраны окружающей среды по государственным программам мониторинга в соответствии с рекомендациями Европейской

Водной Рамочной Директивы. Неинвазивный метод регистрации ЧСС может успешно применяться также для исследования состояния организмов редких и исчезающих видов моллюсков водоемов, т.к. после экспериментов все животные могут быть возвращены в среду обитания в неповрежденном состоянии.

В заключение отметим, что использованный в работе метод оценки функционального состояния моллюсков может, на наш взгляд, с успехом применяться в развивающихся в настоящее время технологиях биомониторинга поверхностных вод, основанных на, так называемых, садковых исследованиях [2, 3], в которых животных из условно чистых акваторий перемещают на определенное время в загрязненные или антропогенно нарушенные акватории. После экспозиции, достаточной для проявления накопленных хронических биологических эффектов в этих условиях, и проведения предложенной процедуры тестирования местных видов животных может быть сделан вывод о степени благополучия исследуемых акваторий как среды обитания гидробионтов.

К настоящему времени данный метод уже успешно опробован авторами на ряде морских акваторий [2, 3, 7].

Список литературы

1. Bamber S.D., Depledge M.H. Responses of shore crabs to physiological challenges following exposure to selected environmental contaminants // *Aquatic Toxicology*. 1997. V. 40. P. 79-92.
2. Kholodkevich S.V., Kuznetsova T.V., Lehtonen K.K., Kurakin A.S. Experiences on ecological status assessment of the Gulf of Bothnia different sites based on cardiac activity biomarkers of caged mussels (*Mytilus edulis*) // ICES Annual Science Conference 2011, 19-23 September, Gdansk, Poland. электронный ресурс <http://www.ices.dk/products/CMdocs/CM-2011/R/R2011.pdf>.
3. Turja R., Höher N., Snoeijs P., Baršienė J., Butrimavičienė L., Kuznetsova T., Kholodkevich S.V., Devier M.-H., Budzinski H., Lehtonen K.K. A multibiomarker approach to the assessment of pollution impacts in two Baltic Sea coastal areas in Sweden using caged mussels (*Mytilus trossulus*) // *Sci Total Environ*, 2014, V. 473–474. P. 398-409.
4. Kuznetsova T.V. Change of salinity of medium as a functional loading in estimating physiological state of the crayfish *Astacus leptodactylus* // *J. Evol. Biochem and Physiol*. September 2013. V. 49(5). P. 498-502.
5. 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.
6. European Communities WFD CIS Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) / Guidance document № 10 River and lakes: typology, reference conditions and classification systems. Luxembourg, 2003. 87p.
7. Kholodkevich S.V., Kuznetsova T.V. In situ measurements of cardiac activity characteristics in indigenous macrobenthic invertebrates for water quality bioindication // *Proceedings of the 6th IEEE Ocean Conference*, Tallinn, 26-29 May 2014.

СОДЕРЖАНИЕ

ВВЕДЕНИЕ	3
СУДЬБА, БИОДОСТУПНОСТЬ, БИОТРАНСФОРМАЦИЯ, БИОАККУМУЛЯЦИЯ ЗАГРЯЗНЯЮЩИХ ВЕЩЕСТВ	5
<hr/>	
<i>Антонова Е.П., Ильоха В.А., Комов В.Т., Хижевский Е.А., Ильина Т.Н., Баишникова И.В., Сергина С.Н., Гремячих В.А., Камшилова Т.Б., Иванова Е.С., Белкин В.В., Якимова А.Е.</i> ВИДОВЫЕ ОСОБЕННОСТИ СОДЕРЖАНИЯ РТУТИ И СОСТОЯНИЯ АНТИОКСИДАНТНОЙ СИСТЕМЫ В ОРГАНАХ ОКОЛОВОДНЫХ МЛЕКОПИТАЮЩИХ КАРЕЛИИ	5
<i>Бугаев Л.А., Войкина В.А., Валиуллин В.А., Карпушина Ю.Э.</i> РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ СОДЕРЖАНИЯ ПЕСТИЦИДОВ В ПЕЧЕНИ НЕКОТОРЫХ ВИДОВ РЫБ АЗОВСКОГО МОРЯ ...	8
<i>Вишняков А.Н., Стравинскене Е.С., Григорьев Ю.С.</i> БИОДОСТУПНОСТЬ ИОНОВ МЕДИ ДЛЯ ВОДОРΟΣЛИ ХЛОРЕЛЛА В ВОДАХ РАЗЛИЧНОГО ПРОИСХОЖДЕНИЯ	12
<i>Ковековдова Л.Т., Кикун Д.П., Касьяненко И.С.</i> ОСОБЕННОСТИ НАКОПЛЕНИЯ МЕТАЛЛОВ И МЫШЬЯКА МОРСКИМИ ПРОМЫСЛОВЫМИ ГИДРОБИОНТАМИ ДАЛЬНЕВОСТОЧНЫХ МОРЕЙ.	16
<i>Лобус Н.В., Комов В.Т.</i> БИОГЕОХИМИЯ РТУТИ В ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ РАЗНЫХ КЛИМАТИЧЕСКИХ ЗОН	19
<i>Малахова Л.В., Малахова Т.В., Егоров В.Н., Бондарев И.П.</i> НАКОПЛЕНИЕ ХЛОРООРГАНИЧЕСКИХ КСЕНОБИОТИКОВ В ОРГАНАХ РАЗНОВОЗРАСТНЫХ ОСОБЕЙ РАПАНЫ <i>RAPANA VENOSA</i> ИЗ БУХТЫ КРУГЛАЯ (СЕВАСТОПОЛЬСКИЙ РЕГИОН, ЧЁРНОЕ МОРЕ).....	23
<i>Мирзоева Н.Ю., Архипова С.И., Коркишко Н.Ф., Мосейченко И.Н.</i> РОЛЬ ВОДНОЙ ЭКОСИСТЕМЫ СЕВЕРО-КРЫМСКОГО КАНАЛА В ТРАНСПОРТЕ ⁹⁰ Sr НА ТЕРРИТОРИЮ КРЫМА ПОСЛЕ АВАРИИ НА ЧАЭС (ПО МАТЕРИАЛАМ 1992–1995 ГГ., 2012 Г.).....	27
<i>Осинкина Т.В., Соловых Г.Н., Карнаухова И.В.</i> ИССЛЕДОВАНИЕ ДИНАМИКИ НАКОПЛЕНИЯ РТУТИ В ТЕЛЕ ПРЭСНОВОДНЫХ ДВУСТВОРЧАТЫХ МОЛЛЮСКОВ <i>UNIO PICTORUM</i> РАЗНЫХ ВОЗРАСТОВ.....	31
<i>Сидорова А.И., Калинин Н.М., Галибина Н.А., Никерова К.М.</i> ПРИЧИНЫ ТОКСИЧНОСТИ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ ОНЕЖСКОГО ОЗЕРА	34
<i>Сливинский Г.Г., Темрешев И.И.</i> ОСОБЕННОСТИ НАКОПЛЕНИЯ ТОКСИЧНЫХ ЭЛЕМЕНТОВ У ВОДНЫХ ЖУКОВ В УСЛОВИЯХ РАЗЛИЧНОГО ГИДРОЛОГИЧЕСКОГО РЕЖИМА ТЕНИЗ-КОРГАЛЖЫНСКИХ ОЗЕР	37
<i>Спиркина Н.Е., Ипатов В.И., Дмитриева А.Г.</i> ОЦЕНКА ТОКСИЧНОСТИ БЕСКЛЕТОЧНЫХ ФИЛЬТРАТОВ МИКРОВОДОРΟΣЛЕЙ ПОСЛЕ ВОЗДЕЙСТВИЯ КОЛЛОИДНОГО СЕРЕБРА	41
<i>Терещенко Н.Н., Проскурнин В.Ю., Дука М.С., Крылова Т.А.</i> ВЛИЯНИЕ БИОАККУМУЛЯЦИИ РАДИОНУКЛИДОВ НА УРОВНИ ИХ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ НА ЧЕРНОМОРСКИЕ ГИДРОБИОНТЫ	44
<i>Шашуловская Е.А., Мосияш С.А., Филимонова С.Г.</i> АНАЛИЗ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В КОМПОНЕНТАХ БИОГИДРОЦЕНОЗА ВОЛГОГРАДСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА.....	49
<i>Шишлянников С.М., Никонова А.А., Горшков А.Г.</i> БИОАККУМУЛЯЦИЯ ГИДРОФОБНЫХ ОРГАНИЧЕСКИХ СОЕДИНЕНИЙ ДИАТОМОВОЙ ВОДОРΟΣЛЮ <i>SYNEDRA ACUS</i>	52
<i>Юматова О.А., Рябухина Е.В.</i> АНАЛИЗ ИЗМЕНЕНИЯ КАЧЕСТВА СРЕДЫ В ПРОЦЕССЕ ТРАНСФОРМАЦИИ КОМБИНИРОВАННЫХ РАСТВОРОВ СИНТЕТИЧЕСКИХ МОЮЩИХ СРЕДСТВ В ХРОНИЧЕСКОМ ЭКСПЕРИМЕНТЕ НА РЫБАХ.....	52
<hr/>	
СТРУКТУРНЫЕ И ФУНКЦИОНАЛЬНЫЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ ПОПУЛЯЦИЙ ГИДРОБИОНТОВ И ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ	56
<hr/>	
<i>Афоница Е.Ю.</i> ЭКОЛОГО-ФАУНИСТИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ПЛАНКТОННОЙ ФАУНЫ ВОДОХРАНИЛИЩА-ОХЛАДИТЕЛЯ ХАРАНОРСКОЙ ГРЭС.....	56
<i>Гасанова А.Ш., Гусейнов К.М., Гусейнов М.К.</i> К ИЗУЧЕНИЮ ПЛАНКТОННЫХ СООБЩЕСТВ КАСПИЙСКОГО МОРЯ В УСЛОВИЯХ УСИЛИВАЮЩЕЙСЯ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ	59
<i>Дудакова Д.С., Беляков В.П.</i> РАЗВИТИЕ ПОПУЛЯЦИЙ КРУПНЫХ ДВУСТВОРЧАТЫХ МОЛЛЮСКОВ И ОСОБЕННОСТИ ИХ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ, КАК РЕАКЦИЯ НА ИЗМЕНЕНИЕ ПРИРОДНЫХ И АНТРОПОГЕННЫХ ФАКТОРОВ В ОЗЕРАХ	62
<i>Ермолаева Н.И., Двуреченская С.Я.</i> ВЛИЯНИЕ ПОВЫШЕННОЙ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ НА СТРУКТУРНЫЕ ИЗМЕНЕНИЯ СООБЩЕСТВ ЗООПЛАНКТОНА НОВОСИБИРСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА	66

<i>Зыкова Е.Х.</i> ЗООПЛАНКТОННОЕ СООБЩЕСТВО И КАЧЕСТВО ВОДЫ РЕКИ НЕРЧА В 2010-2011 ГГ.	70
<i>Изюмов Ю.Г.</i> АНТРОПОГЕННАЯ МИКРОЭВОЛЮЦИЯ.	74
<i>Каргапольцева И.А., Холмогорова Н.В., Мотов Д.В.</i> ФАУНА ВОДНЫХ КЛОПОВ (НЕТЕРОПТЕРА) В УСЛОВИЯХ УРБАНИЗИРОВАННОЙ СРЕДЫ НА ПРИМЕРЕ Г. ИЖЕВСКА (УДМУРТСКАЯ РЕСПУБЛИКА).	75
<i>Королева И.М., Терентьев П.М., Зубова Е.М., Кацулин Н.А.</i> ДИНАМИКА ПОПУЛЯЦИОННЫХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ ЕВРОПЕЙСКОЙ РЯПУШКИ В ПРИРОДНЫХ И АНТРОПОГЕННО НАРУШЕННЫХ ВОДОЕМАХ МУРМАНСКОЙ ОБЛАСТИ.	78
<i>Кривина Е.С.</i> СРАВНИТЕЛЬНАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ФИТОПЛАНКТОНА ЗАПАДНЫХ ПОДСТЕПНЫХ ИЛЬМЕНЕЙ (АСТРАХАНСКАЯ ОБЛАСТЬ) С РАЗНЫМ УРОВНЕМ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ 2011-2012 ГГ.	82
<i>Павлова О.А., Игнатъева Н.В., Афанасьева А.Л.</i> ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ СООБЩЕСТВ ФИТОПЛАНКТОНА ВОДОЕМОВ САНКТ-ПЕТЕРБУРГА ПОСЛЕ МЕРОПРИЯТИЙ ПО ДНООЧИСТКЕ.	86
<i>Пислэгина Е.В.</i> СЕЗОННАЯ ДИНАМИКА ЗООПЛАНКТОНА В РАЙОНЕ ПОВЫШЕННОЙ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ В 2005-2007 ГГ. (ЮЖНЫЙ БАЙКАЛ, ВОСТОЧНОЕ ПОБЕРЕЖЬЕ)	89
<i>Халиуллина Л.Ю., Степанова Н.Ю., Борисович М.Г.</i> СТРУКТУРА, ПРОСТРАНСТВЕННОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ И ТОКСИЧНОСТЬ СИНЕ-ЗЕЛЕННЫХ ВОДОРОСЛЕЙ В КУЙБЫШЕВСКОМ ВОДОХРАНИЛИЩЕ	92
<i>Ходоровская Н.И., Еремкина Т.В., Расчектаева Д.А.</i> О ВЛИЯНИИ БИОГЕННЫХ ЭЛЕМЕНТОВ НА ХАРАКТЕРИСТИКИ ФИТОПЛАНКТОНА ШЕРШНЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА	96
<i>Холмогорова Н.В.</i> ТРАНСФОРМАЦИЯ МАКРОЗООБЕНТОСА МАЛЫХ РЕК УДМУРТСКОЙ РЕПУБЛИКИ ПРИ ЗАГРЯЗНЕНИИ ВОДЫ И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ ХЛОРИДАМИ	99
<i>Цепелева М.Л.</i> ЗООБЕНТОС РЕКИ ИВКИНА В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ	103
<i>Черепанов А.А., Вандыш О.И., Горбачёва Т.А.</i> ЗООПЛАНКТОННОЕ СООБЩЕСТВО ОЗЕРА КУЭТСЪЯРВИ В УСЛОВИЯХ ВЛИЯНИЯ МЕДНО-НИКЕЛЕВОГО ПРОИЗВОДСТВА	107
<i>Шайда В.Г., Руднева И.И.</i> ПРОДУКЦИОННЫЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ АРТЕМИИ КАК БИОИНДИКАТОРЫ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ КРЫМСКИХ СОЛЕННЫХ ОЗЕР	111
БИОМОНИТОРИНГ И ОЦЕНКА ЭКОТОКСИКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ, ПРОБЛЕМЫ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО НОРМИРОВАНИЯ	115

<i>Афонин А.В., Афонина Е.Ю., Ташлыкова Н.А., Горлачева Е.П., Цыбекмитова Г.Ц., Кузлин А.П., Базарова Б.Б., Салтанова Н.В.</i> СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ЭКОСИСТЕМЫ ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ ХАРАНОРСКОЙ ГРЭС И ОЦЕНКА ЭФФЕКТИВНОСТИ ВСЕЛЕНИЯ РАСТИТЕЛЬНОЯДНЫХ РЫБ	115
<i>Бакаева Е.Н., Игнатова Н.А.</i> ИССЛЕДОВАНИЕ СОСТОЯНИЯ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД НА ОСНОВЕ КОМПЛЕКСА БИОЛОГИЧЕСКИХ МЕТОДОВ	119
<i>Ботязова О.А., Кондакова Г.В., Петрова Н.А.</i> ТОКСИКОЛОГИЧЕСКИЕ И МИКРОБИОЛОГИЧЕСКИЕ ПОКАЗАТЕЛИ ВОДОПРОВОДНОЙ ВОДЫ Г. РЫБИНСКА	123
<i>Бугаев Л.А., Войкина А.В., Валиуллин В.А., Карпушина Ю.Э.</i> ИССЛЕДОВАНИЯ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОДНОЙ СРЕДЫ АЗОВСКОГО МОРЯ ПЕСТИЦИДАМИ РАЗНЫХ ХИМИЧЕСКИХ КЛАССОВ В СОВРЕМЕННЫЙ ПЕРИОД	126
<i>Григорьев Ю.С., Шаикова Т.Л., Стравинскене Е.С.</i> БИОТЕСТИРОВАНИЕ В СИСТЕМЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА КАЧЕСТВА ВОД: РЕШАЕМЫЕ ЗАДАЧИ И УСЛОВИЯ, ОБЕСПЕЧИВАЮЩИЕ ПОЛУЧЕНИЕ ВОСПРОИЗВОДИМЫХ РЕЗУЛЬТАТОВ	130
<i>Григорьева И.Л., Комиссаров А.Б., Липатникова О.А., Серяков С.А.</i> ОЦЕНКА ВЛИЯНИЯ КАЛИНИНСКОЙ АЭС НА КАЧЕСТВО ВОДЫ И ФИТОПЛАНКТОН ВОДОЕМОВ-ОХЛАДИТЕЛЕЙ ПЕСЬВО И УДОМЛЯ ...	133
<i>Даирова Д.С.</i> СРАВНИТЕЛЬНАЯ ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДОТОКОВ И ВОДОЕМОВ БАССЕЙНА Р. ТЫМЬ (О-В САХАЛИН) ПО СТРУКТУРНЫМ ХАРАКТЕРИСТИКАМ СООБЩЕСТВ ЗООБЕНТОСА	136
<i>Зейферт Д.В., Бикбулатов И.Х., Овсянникова И.В.</i> ПЕРСПЕКТИВЫ ПРИМЕНЕНИЯ МЕТОДА БИОТЕСТИРОВАНИЯ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ КРЕСС-САЛАТА ДЛЯ МОНИТОРИНГА И КОНТРОЛЯ ПРЕСНОВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ	138
<i>Крупа Е.Г.</i> СРАВНИТЕЛЬНАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ЗООПЛАНКТОНА ВОДОХРАНИЛИЩ КАЗАХСТАНА В УСЛОВИЯХ ОРГАНИЧЕСКОГО И СМЕШАННОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ	142
<i>Куркина Г.Ш., Семёнова И.Н., Серезина Ю.Ю.</i> ОЦЕНКА ТОКСИЧНОСТИ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД р. БЕЛАЯ В ЗОНЕ ВЛИЯНИЯ ПРЕДПРИЯТИЙ ГОРНОРУДНОГО КОМПЛЕКСА	147

<i>Мамонтов А.А., Тарасова Е.Н., Мамонтова Е.А., Мамонтов А.М.</i> СТОЙКИЕ ОРГАНИЧЕСКИЕ ЗАГРЯЗНИТЕЛИ (СОЗЫ) КАСКАДА АНГАРСКИХ ВОДОХРАНИЛИЩ НА ПРИМЕРЕ ПОЛИХЛОРИРОВАННЫХ БИФЕНИЛОВ (ПХБ)	151
<i>Михайлова Л.В., Исаченко-Бома Е.А.</i> НАТУРНОЕ МОДЕЛИРОВАНИЕ НЕФТЯНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ (ДО) С ЦЕЛЬЮ АПРОБАЦИИ УСТАНОВЛЕННОГО НОРМАТИВА	152
<i>Поповичев В.Н., Попов М.А., Плотицына О.В., Стецюк А.П., Родионова Н.Ю., Царина Т.В., Бобко Н.И.</i> ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ ПОВЕРХНОСТНОГО СЛОЯ ВНУТРЕННЕЙ И ВНЕШНЕЙ АКВАТОРИЙ БАЛАКЛАВСКОЙ БУХТЫ (КРЫМ, ЧЕРНОЕ МОРЕ)	156
<i>Слободскова В.В., Кукла С.П., Челомин В.П.</i> КОМЕТНЫЙ АНАЛИЗ КАК ТЕСТ НА ГЕНОТОКСИЧНОСТЬ МОРСКИХ ПРИБРЕЖНЫХ АКВАТОРИЙ	160
<i>Соловьева Е.И., Дронина М.И., Шагина В.В., Ковалева М.И.</i> ИЗУЧЕНИЕ МУТАГЕННОЙ АКТИВНОСТИ ВОДЫ Р. ВОЛГИ И Р. КОТОРОСЛИ В АКВАТОРИИ Г. ЯРОСЛАВЛЯ	163
<i>Сонина Е.Э., Джаяни Е.А., Малинина Ю.А., Филинова Е.И.</i> МЕТОДИЧЕСКИЕ ПОДХОДЫ К ОЦЕНКЕ СОСТОЯНИЯ КОРМОВОЙ БАЗЫ АНТРОПОГЕННО ИЗМЕНЕННЫХ ВОДОТОКОВ .	166
<i>Степанова Н.Ю.</i> НОРМИРОВАНИЕ СОДЕРЖАНИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ.....	170
<i>Степанова Н.Ю., Матвеева В.А.</i> ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ОСТРАКОД <i>HETEROCYPRIS INCORGUENS</i> ДЛЯ ОЦЕНКИ ТОКСИЧНОСТИ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ.....	172
<i>Стравинскене Е.С., Григорьев Ю.С.</i> НОВЫЙ ОПЕРАТИВНЫЙ МЕТОД БИОТЕСТИРОВАНИЯ МОРСКИХ ВОД НА ВОДОРОСЛИ <i>DUNALIELLA TERTIOLESTA</i>	177
<i>Сухоруков Б.Л.</i> ВЛИЯНИЕ ТОКСИЧНОСТИ СОЕДИНЕНИЙ КАДМИЯ НА СПЕКТРЫ ВОСХОДЯЩЕГО ИЗЛУЧЕНИЯ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ МЕЗОКОСМОВ	181
<i>Ткачева А.В., Смолянский М.С.</i> ТОКСИКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ВОДЫ ВОЛГО-ДОНСКОГО СУДОХОДНОГО КАНАЛА (КАРПОВСКОЕ ВОДОХРАНИЛИЩЕ) В ВЕСЕННИЙ ПЕРИОД МЕТОДОМ БИОТЕСТИРОВАНИЯ	185
<i>Улатов А.В.</i> ДИНАМИКА ЗАГРЯЗНЕНИЯ ЛОСОСЕВЫХ РЕК В ЗОНЕ ВОЗДЕЙСТВИЯ АГИНСКОГО ГОРНО-ОБОГАТИТЕЛЬНОГО КОМБИНАТА	187
<i>Улатов А.В.</i> ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ОБСТАНОВКИ ПО СОСТОЯНИЮ БЕНТО- И ИХТИОФАУНЫ ЛОСОСЕВОГО ВОДОТОКА В ЗОНЕ ВОЗДЕЙСТВИЯ АГИНСКОГО ГОК	192
<i>Филенко О.Ф.</i> ВОДНАЯ ТОКСИКОЛОГИЯ И ПРОБЛЕМА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО НОРМИРОВАНИЯ	196
<i>Хазанова К.П.</i> ОЦЕНКА АНТРОПОГЕННОГО ЭВТРОФИРОВАНИЯ РЕКИ МОСКВЫ ПО ИНДЕКСУ TDI (THE TROPIC DIATOM INDEX)	200
<i>Черкашин С.А., Пряжевская Т.С., Низматулина Л.В.</i> ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНАЯ ОЦЕНКА ЭКОТОКСИКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ АМУРСКОГО ЗАЛИВА (ЯПОНСКОЕ МОРЕ) В 2003-2013 ГГ.	205
<i>Чермных С.О., Холмогорова Н.В.</i> ЭКОЛОГО-ТОКСИКОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ Р. НЕЧКИНКИ (УДМУРТСКАЯ РЕСПУБЛИКА)	208
<i>Чернов К.С., Ходоровская Н.И.</i> ПРИМЕНЕНИЕ ИНФОРМАЦИОННЫХ СИСТЕМ ДЛЯ МОНИТОРИНГА ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ	211
<i>Шаров А.Н., Холодкевич С.В., Кузнецова Т.В.</i> БИОИНДИКАЦИЯ СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ НА ОСНОВЕ ОЦЕНКИ ФУНКЦИОНАЛЬНОГО СОСТОЯНИЯ ПРЕСНОВОДНЫХ ДВУСТВОРЧАТЫХ МОЛЛЮСКОВ	213
СОДЕРЖАНИЕ	217

Антропогенное влияние на водные организмы и экосистемы

Материалы V Всероссийской конференции по водной экотоксикологии,
посвященной 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.

ТОМ I

Подписано в печать 07.10.14. Формат 60x90 1/8
Усл.печ.л. 25. Заказ № 1028. Тираж 300 экз.

Отпечатано в типографии ООО «Филигрань»
150049, г. Ярославль, ул. Свободы, 91,
Тел. (485)98-27-05,
pechataet@bk.ru

