

**РОССИЙСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК**  
**ИНСТИТУТ БИОЛОГИИ ВНУТРЕННИХ ВОД ИМ. И.Д. ПАПАНИНА РАН**  
**РОССИЙСКИЙ ФОНД ФУНДАМЕНТАЛЬНЫХ ИССЛЕДОВАНИЙ**

## **МАТЕРИАЛЫ**

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

**АНТРОПОГЕННОЕ ВЛИЯНИЕ  
НА ВОДНЫЕ ОРГАНИЗМЫ И ЭКОСИСТЕМЫ**

**И**

**ШКОЛЫ-СЕМИНАРА**

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

**24-29 сентября 2011 г.**

**ЧАСТЬ 2**

**БОРОК 2011**



**РОССИЙСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК**



**ИНСТИТУТ БИОЛОГИИ ВНУТРЕННИХ ВОД**

**ИМ. И.Д. ПАПАНИНА РАН**



**РОССИЙСКИЙ ФОНД ФУНДАМЕНТАЛЬНЫХ ИССЛЕДОВАНИЙ**

## **МАТЕРИАЛЫ**

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

### **АНТРОПОГЕННОЕ ВЛИЯНИЕ НА ВОДНЫЕ ОРГАНИЗМЫ И ЭКОСИСТЕМЫ И**

**ШКОЛЫ-СЕМИНАРА**

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

**24-29 сентября 2011 г.**

**ЧАСТЬ 2**

**БОРОК 2011**



УДК 574.47(063) + 504.4.064(063) + 504.06.08(063)

Материалы IV Всероссийской конференции по водной экотоксикологии, посвященной памяти Б.А. Флерова, **«Антропогенное влияние на водные организмы и экосистемы»** и школы-семинара **«Современные методы исследования и оценки качества вод, состояния водных организмов и экосистем в условиях антропогенной нагрузки»**. В двух частях. Часть 2. (Борок, 24-29 сентября 2011 г.). – Борок, 2011. – 265 с.

Сборник материалов опубликован при финансовой поддержке:  
Отделения биологических наук РАН  
Российского Фонда Фундаментальных Исследований (грант № 11-04-06109-г)

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

В части 2 материалов рассматриваются структурные и функциональные характеристики популяций гидробионтов и водных экосистем в условиях антропогенной нагрузки; экотоксикологическое состояние водных объектов и проблема регионального нормирования; биологические последствия контакта гидробионтов с нано- и микрочастицами; биологические последствия воздействия радиоактивного излучения на гидробионтов; приведены тексты и конспекты, прочитанных лекций.

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

Материалы печатаются в авторской редакции

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

Фото на обложке: на лицевой – цветение сине-зеленых водорослей в Чебоксарском водохранилище летом 2010 г. © Г.М. Чуйко, 2011; на обороте – р. Большая Лоптюга, Удорский район, Республика Коми, лето 2010 г. © Д.М. Филиппов, 2011

ISBN 978-5-905039-10-2

© Институт биологии внутренних вод РАН, 2011  
© ООО «ТР-принт», 2011

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

---

## ВЛИЯНИЕ МИНЕРАЛЬНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ РЕКИ КАРАГАЙЛЫ НА ВИДОВОЙ СОСТАВ ВОДОРΟΣЛЕЙ

З.Б. Бактыбаева<sup>1</sup>, В.А. Кадырова<sup>1</sup>, Г.А. Гуламанова<sup>2</sup>

<sup>1</sup>ГАНУ «Институт региональных исследований» АН Республики Башкортостан,

г. Сибай, ул. К.Цеткин, 2, Россия, [baktybaeva@mail.ru](mailto:baktybaeva@mail.ru)

<sup>2</sup>ГОУ ВПО «Башкирский государственный университет»

Республика Башкортостан, г. Уфа, ул. З.Валиди, 32, Россия

В Зауралье Республики Башкортостан – регионе с развитой горнодобывающей и рудоперерабатывающей промышленностью – наблюдается значительное антропогенное загрязнение рек тяжелыми металлами (ТМ). Одной из рек, характеризующихся высоким уровнем загрязнения ТМ, является р.Карагайлы, протекающая в черте г.Сибай. Градообразующим предприятием является Сибайский филиал ОАО «Учалинский горно-обогатительный комбинат» (СФ УГОК), специализирующийся на добыче и обогащении руд Сибайского и других медно-колчеданных месторождений. В состав СФ УГОК входят рудные карьеры, известняковый карьер, подземный рудник и обогатительная фабрика. В результате эксплуатации месторождений сформировался техногенный ландшафт: отвалы вскрышных, пустых пород и некондиционных руд, карьеры, хвостохранилища. Твердые и жидкие отходы добычи и переработки, а также газопылевые выбросы являются одним из основных источников загрязнения природных сред тяжелыми металлами. Значительный сброс загрязняющих веществ в Карагайлы со сточными водами связан, прежде всего, с неэффективной работой очистных сооружений или их отсутствием.

Альгофлора р.Карагайлы изучена до настоящего времени недостаточно. Целью наших исследований являлось изучение влияния минерального загрязнения водотока на видовой состав водорослей. Карагайлы является притоком р.Урал второго порядка. Длина водотока 28 км, площадь водосбора 144 км<sup>2</sup>. Относится к водным объектам, имеющим рыбохозяйственное значение. Среднее и нижнее течение реки расположено в черте пригородных поселков и промзоны г.Сибай. Карагайлы является приемником шахтных и подотвальных вод, сточных вод молочно-консервного комбината, а также ливневых стоков с промплощадки Сибайской обогатительной фабрики.

Исследования проводились в 2009–2010 гг. В соответствии с расположением источников загрязнения реки тяжелыми металлами были заложены следующие ключевые участки: I – участок реки, расположенный вдоль отвалов Сибайского карьера и загрязняемый подотвальными водами; II – участок реки, загрязняемый фильтратом старого хвостохранилища; III – участок реки, загрязняемый фильтратом нового хвостохранилища. Контрольный участок (К) располагался за пределами городской черты, в 8 км выше по течению.

Результаты исследования проб воды р.Карагайлы показали, что содержание цинка превышает предельно допустимую концентрацию (ПДК) для водоемов рыбохозяйственного значения на всех ключевых участках. Максимальное содержание цинка отмечено в районе сброса подотвальных вод (участок I) – 13,20 мг/л (1320 ПДК); наименьшее – на контрольном участке (8 ПДК). Содержание меди в воде превышает ПДК на всех участках. Наиболее высокие показатели данного металла зафиксированы в пробах, отобранных рядом с хвостохранилищами: участок II (2080 ПДК) и участок III (2580 ПДК). Превышение ПДК по свинцу отмечено только на контроле (2,8 ПДК) и участке II (21,7 ПДК). На всех участках, кроме контроля, наблюдается превышение ПДК по кадмию. Максимальное содержание этого металла обнаружено на участке III – 0,066 мг/л (13,2 ПДК). Общее солесодержание (в перерасчете на NaCl) в пробах воды с загрязняемых участков р.Карагайлы варьирует от 960,4 до 1918,8 мг/л. На контроле этот показатель равен 122,5 мг/л. pH воды на исследуемых участках колеблется в пределах от 5,5 до 7,0.

Сбор и обработка материала проводились по стандартным методикам (Водоросли, 1989). Для сравнения были отобраны пробы и со старого хвостохранилища (ключевой участок IV).

В обследованной реке обнаружено 38 видов и внутривидовых таксонов водорослей, относящихся к 21 роду, 17 семействам, 4 отделам (табл. 1).

**Таблица 1.** Видовой состав водорослей на ключевых участках реки Карагайлы

Вид	Ключевой участок				
	К	I	II	III	IV
Отдел <i>Cyanophyta</i>					
<i>Oscillatoria geminata</i>	+		+		+
<i>Oscillatoria limosa</i>	+		+		
<i>Oscillatoria tenuis</i>	+		+		
<i>Oscillatoria splendida</i>	+				
<i>Spirulina platensis</i>			+		
<i>Oscillatoria turgida</i>				+	
Отдел <i>Chlorophyta</i>					
<i>Stigeoclonium elongatum</i>	+		+		
<i>Spirogyra</i> sp.				+	
Отдел <i>Euglenophyta</i>					
<i>Euglena acus</i>	+				
Отдел <i>Bacillariophyta</i>					
<i>Fragilaria</i> sp.	+	+	+		+
<i>Achnanthes linearis</i>	+	+			+
<i>Nitzschia hungarica</i>	+	+			+
<i>Fragilaria virescens</i>	+		+		+
<i>Navicula pusilla</i>	+		+		+
<i>Cocconeis placentula</i>	+		+		
<i>Navicula humerosa</i>	+		+		
<i>Synedra ulna</i>	+	+			
<i>Caloneis silicula</i> var. <i>alpina</i>	+	+			
<i>Cymbella lanceolata</i>	+				
<i>Cymbella prostrata</i>	+				
<i>Gomphonema constrictum</i>	+				
<i>Gyrosigma acuminatum</i>	+				
<i>Hantzschia crassa</i> var. <i>obtusa</i>	+				
<i>Melosira varians</i>	+				
<i>Meridion curculare</i>	+				
<i>Navicula viridula</i>	+				
<i>Nitzschia acicularis</i>	+				
<i>Nitzschia linearis</i>	+				
<i>Nitzschia sigma</i>	+				
<i>Pinnularia lata</i> var. <i>minor</i>	+				
<i>Epithemia argus</i>		+			
<i>Navicula cryptocephala</i>		+			
<i>Surirella robusta</i> var. <i>splendida</i>		+			
<i>Cyclotella kuetzingiana</i>			+		
<i>Synedra tumida</i>			+		
<i>Synedra pulchella</i>			+		
<i>Cyclotella</i> sp.				+	
<i>Synedra acus</i>				+	
Всего	27	8	13	4	6

Как видно из таблицы, основу альгофлоры р.Карагайлы составляют виды отдела *Bacillariophyta*. Наименьшее число видов водорослей обнаружено на участках реки, загрязняемых фильтратом нового хвостохранилища и подотвальными водами (4 и 8 видов, соответственно), в то время как на контрольном участке встречается 27 видов. В пробах со старого хвостохранилища выявлено 6 видов водорослей. Незначительное таксономическое разнообразие на ключевых участках I, II и III свидетельствуют о возможном воздействии промышленных сбросов на структуру альгофлоры реки.

Исследования выполнены в рамках гранта Правительства Республики Башкортостан молодым ученым и молодежным научным коллективам (договор № 10).

#### Список литературы

Водоросли. Справочник // Вассер С.П., Кондратьева Н.В., Масюк Н.П. и др. Киев: Наукова Думка, 1989. 608 с.

## СЕЗОННАЯ ДИНАМИКА ЧИСЛЕННОСТИ МАССОВЫХ ВИДОВ ФИТОПЛАНКТОНА В АНТРОПОГЕННО ИЗМЕНЁННОМ ОЗЕРЕ СМОЛИНО (ЧЕЛЯБИНСК)

А.О. Гаязова

Челябинский государственный университет,  
454021, г. Челябинск, ул. Комсомольский проспект, д.85, кв.7, Россия, [why.ann@mail.ru](mailto:why.ann@mail.ru)

Негативное влияние массового развития токсичных водорослей на здоровье населения и экономическое развитие становится все более актуальной проблемой не только в региональном, но и в мировом масштабе. Об этом свидетельствует появление в экологической литературе акронима НАВ (сокращение от английского *harmful algal bloom*, что значит «цветение вредных водорослей») и создание под эгидой Международной океанографической комиссии ЮНЕСКО (*Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO*) программы, координирующей исследования морских и пресноводных НАВ.

Так, негативное влияние на экономику Чили оказывают сезонные вспышки численности токсичных водорослей, в том числе динофитовой водоросли *Alexandrium catenella*. Достигая критической биомассы, эти водоросли приводят к кислородному голоданию ценных видов рыб, являющихся предметом традиционного промысла и сырьем для одной из мощнейших экономических отраслей страны. Из-за трудностей полевых исследований цветение отслеживалось из космоса с использованием данных новейших спутниковых систем (Родригез-Бенито, 2003). Массовое развитие токсичных синезелёных водорослей неоднократно фиксировалось и в Каспийском море. С использованием данных космической съёмки в 2005 году в рамках международной программы по исследованию экологических проблем Каспийского моря «The Caspian Environment Programme» отслеживалось распространение пятен цветения и продолжительность вспышек (Соловьев, 2007).

«Цветение» характерно для водохранилищ и пресноводных водоёмов всего мира и во многих случаях является закономерным этапом в жизни водного объекта. Но подчас негативные эффекты массового развития водорослей настолько велики, что актуальной задачей современных исследований становится прогнозирование времени наступления вспышки, оценка её интенсивности и продолжительности, а также планирование профилактических мероприятий.

В данной статье на примере озера Смолино оценивается связь массового развития потенциально токсичной водоросли *Microcystis aeruginosa* с данными о параметрах среды и численности массовых видов фитопланктона.

Материалом для настоящей работы послужили сборы планктонных проб, проведенные летом 2009 г. на озере Смолино. Постоянное место отбора проб находилось вблизи восточного побережья озера. Отбор проб осуществлялся из поверхностного слоя в 50 см, примерно в 10-15 метрах от уреза воды, с периодичностью 2-3 дня между 13.30 и 14.30 часами в зависимости от условий погоды. Глубина озера в месте отбора проб 1- 1.2 м.

За период с 6 июня по 20 октября 2009 года в прибрежной части озера Смолино отобрано 39 проб по 2 литра для анализа видового состава и численности массовых видов фитопланктона и 39 проб по 0.5 л на гидрохимический анализ.

В дневнике наблюдений фиксировались условия погоды: тип и балл облачности, осадки, температура воды, волнение в баллах (по шкале Бофорта), мутность, наличие визуального проявления цветения. В лаборатории по стандартным методикам определялись минерализация, рН, концентрация нитрат-иона.

Для консервации проб фитопланктона использовался легкий фиксатор - раствор Люголя (25 мл на 2 л пробы). Пробы выстаивались в течение 20 дней в темном месте. После осаждения клеток вода из среднего слоя пробы медленно (по капле) сливалась до объема 500 мл. Для этого использовалась трубка-сифон, с оттянутым и загнутым на 2-3 см вверх концом (Садчиков, 2003). Затем пробы вновь выстаивались и в 2 этапа доводились до 10 мл, а в случае бедных проб - до 5 или 2 мл.

Качественная и количественная обработка отобранных проб фитопланктона проводилась с использованием стандартных методик и определителей. Для подсчёта клеток водорослей использовалась методика, предложенные Г.Г. Винбергом (Винберг, 1984), В.А. Абакумовым (Абакумов, 1992), А.П. Садчиковым (Садчиков, 2003).

Водоросли классифицировались с использованием ряда определителей. Для определения массовых видов отдела *Cyanophyta*, родов отделов *Bacillariophyta* и *Chlorophyta* использовалась система Р.Н. Беляковой и др. (Белякова, 2006). Кроме того, для отдела *Chlorophyta* дополнительно использовалась система П.М. Царенко (Царенко, 1990). Для определения представителей отдела *Dynophyta* использовалась система Киселева (Киселёв, 1954). Использовалась также иллюстрированная сводка планктонных водорослей Южного Урала (Снитко, 2003).

В качестве **основного объекта исследования** выбран распространенный повсеместно, часто доминирующий при «цветении» водоемов Южного Урала вид колониальной водоросли *Microcystis aeruginosa*.

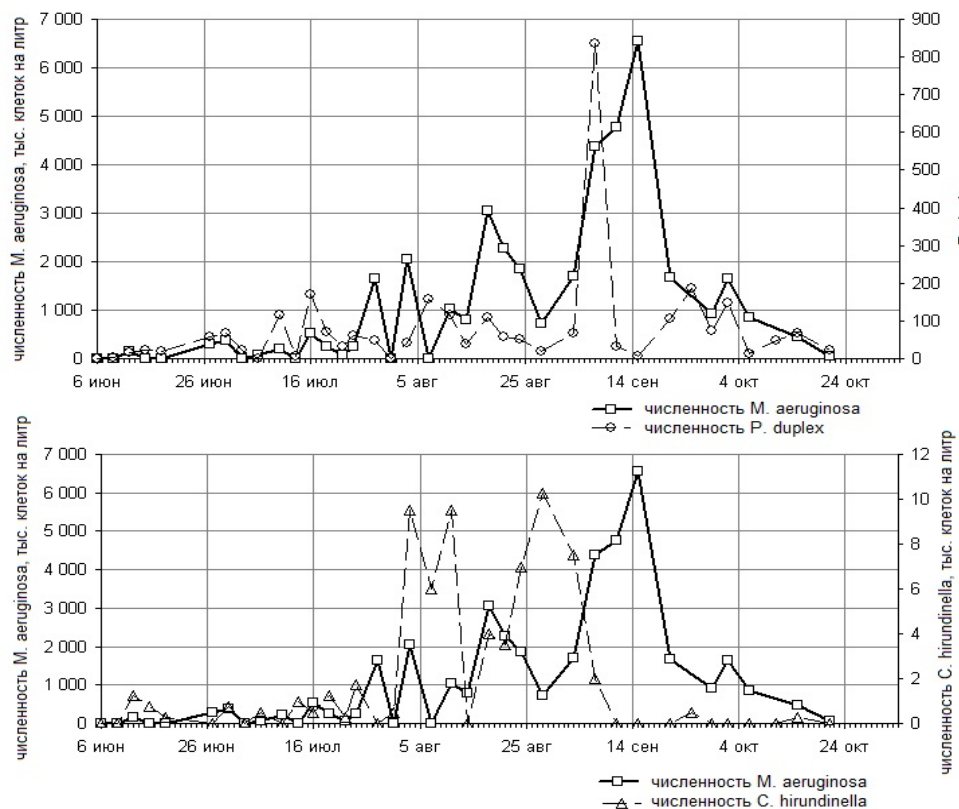
В качестве **второго объекта** выбран наиболее простой для определения и широко распространенный вид зеленых хлорококковых водорослей *Pediastrum duplex*, часто встречающийся в эвтрофных пресноводных водоёмах (Неуступа, 2005)

**Третьим объектом мониторинга** выбрана также широко распространенная в озерах умеренных широт динофитовая водоросль *Ceratium hirundinella*, которая в отличие от *P. duplex* является индикатором чистых вод (Барина, 2006).

Наблюдения за состоянием среды показали, что колебания минерализации воды незначительны. Водородный показатель свидетельствует об умеренно-щелочных условиях среды и слегка увеличивается от начала лета к осени.

Концентрация нитрат-иона отличается значительно большими колебаниями по сравнению с другими гидрохимическими показателями. Наиболее заметным явилось увеличение концентрации с 2,5 мг/л до 7 мг/л, зафиксированное в первой половине августа. Однако в численности исследуемых видов этот скачок в явном виде не выразился.

На первый взгляд, более значима когерентность между изменениями численности исследуемых водорослей. На рисунке 1(а) показаны изменения численности *M. aeruginosa* и *P. duplex*, на рисунке 1(б) – *M. aeruginosa* и *C. hirundinella*. Графики иллюстрируют вероятные синфазные и противофазные колебания численности массовых видов, дающие повод к дискуссии о возможностях прогноза. Коэффициент корреляции между численностью *P. duplex* и *M. aeruginosa* не очень высок  $\sim 0,3$ . В то же время замечено, что максимальная за сезон численность *M. aeruginosa* следует за максимальной за сезон численностью *P. duplex* и при сдвиге фаз выборок на 8-10 дней можно получить коэффициент корреляции 0,7. Эта зависимость, вероятно, может служить иллюстрацией закономерной смены видов фитопланктона в течение вегетационного периода.



**Рис. 1.** Сравнение численности *M. aeruginosa* и *P. duplex* (а) и *C. hirundinella* (б)

Из рисунка 1(б) видно, что максимальной численности *C. hirundinella*, как правило, соответствует минимальная численность *M. aeruginosa* и наоборот. Однако статистически значимой антикорреляции не наблюдается.

При сопоставлении данных о численности этих видов с данными о факторах среды, было замечено, что *M. aeruginosa* достигает отдельных пиков своего развития при слабой скорости ветра и почти ясном небе (антициклональный тип погоды), а пики численности *C. hirundinella*, как правило, отмечаются в облачные дни при значительном ветровом волнении.

Этим явлениям, вероятно, можно дать следующее объяснение. *M. aeruginosa* при штилевой погоде занимает поверхностные горизонты, формируя "пленки" цветения, а при ветреной погоде цианобактерии распределяются равномерно во всем столбе воды (Анищенко, 2004). Вероятно, в связи с этим, в пробах, отобранных в поверхностном слое в ветреные дни, количество водоросли значительно сокращается.

Популяции же динофитовой водоросли *C. hirundinella* концентрируются в зоне термоклина, где достаточно благоприятные световые условия и доступны питательные вещества (Трифонов, 1990). Этой особенностью экологии вида, возможно, объясняется факт отсутствия *C. hirundinella* в пробах, отобранных при антициклональном типе погоды. Под влиянием ветра *C. hirundinella*, выносится из слоя скачка и распределяется в водной толще равномерно. Возможно, этим можно объяснить присутствие водоросли в пробах, отобранных в ветреные дни.

При антициклональном типе погоды экологические ниши *C. hirundinella* и *M. aeruginosa*, вероятно, расходятся. Однако при нарушении стратификации нарушается и разделение этих видов в пространстве.

Необходимо также отметить, что синезелёные водоросли, в том числе *M. aeruginosa*, обладают высокой плавучестью, легко переносятся слабыми потоками воды, образуя разнообразные по плотности скопления (Литвинов, 1993). Учитывая специфику отбора проб (одна точка в прибрежной части озера), возрастание численности синезелёной водоросли в дни со слабым ветровым волнением можно объяснить и нагонными явлениями.

Таким образом, рост численности *M. aeruginosa* во многом определяется отсутствием ветрового волнения, а также интенсивностью солнечной радиации (облачностью), тогда как зависимость численности от других рассматриваемых нами факторов среды в явном виде не обнаруживается.

Прогнозирование массового размножения синезелёных водорослей – сложная задача, поскольку их развитие зависит не только от комплекса параметров среды, но и от внутренней регулирующей способности фитопланктонного сообщества. Мы приходим к выводу, что для подобного прогноза необходимы временные ряды данных о параметрах среды, численности и структуре фитопланктонного сообщества.

Для прогноза краткосрочных изменений альгофлоры важно выбрать оптимальную частоту отбора проб. Так, при частоте отбора проб - 2 раза в неделю – удалось выявить связи между изменчивостью некоторых параметров среды и колебаниями численности массовых видов водорослей, в том числе потенциально токсичного вида *M. aeruginosa*, водорослей *P. duplex* и *C. hirundinella*. Обнаруженные зависимости позволяют говорить о вероятной возможности прогноза «цветения» водоемов по данным о параметрах среды и численностях массовых видов фитопланктона.

#### Список литературы

- Абакумов В.А. Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем / В.А. Абакумов. С-П.: Гидрометеониздат. 1992. 319 с.
- Анищенко О.В. Изучение влияния метеорологических факторов на флуоресцентные показатели фитопланктона поверхностного слоя воды "цветущего" водоема / О.В. Анищенко, В.И. Колмаков, М.И. Гладышев // Доклады Академии Наук. 2004. Т. 397, № 1. С. 124-127
- Барина С.С. Биоазнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды / С.С. Барина, Л.А. Медведева, О.В. Анисимова. Тель Авив: PiliesStudio. 2006. 498 с.
- Белякова Р.Н. Водоросли, вызывающие "цветение" водоёмов Северо-Запада России / Р.Н. Белякова, Л.Н. Волошко, О.В. Гаврилова и др. М.: Товарищество научных изданий КМК. 2006. 367 с.
- Винберг Г.Г. Методические указания по сбору и обработке материалов гидробиологических исследований на пресноводных водоемах. Фитопланктон и его продукция / Г.Г. Винберг. Л.: ГосНИОРХ. 1984. 31 с.
- Киселев И.А. Определитель пресноводных водорослей СССР. Выпуск 6. Пирофитовые водоросли / И. А. Киселев. М.: "Советская наука". 1954. 212 с.



- Литвинов А.С. Экологические факторы пространственного распределения и перемещения гидробионтов: сборник научных трудов / А.С. Литвинов и др.; отв. ред. А.Г. Поддубного. С-П.: Гидрометеиздат. 1993. 333 с.
- Садчиков А.П. Методы изучения пресноводного фитопланктона: методическое руководство / А.П. Садчиков. М.: Изд-во "Университет и школа". 2003. 157 с.
- Снитко Л.В. Водоросли разнотипных водоёмов восточной части Южного Урала / Л. В. Снитко, Р.М. Сергеева; под ред. Т.В. Догадиной. Миасс: ИГЗ УрО РАН и НИСО УрО РАН. 2003. 166 с.
- Трифорова И.С. Экология и сукцессия озерного фитопланктона / И.С. Трифорова. Л.: Наука. 1990. 179 с.
- Царенко П.М. Краткий определитель хлорококковых водорослей Украинской ССР / П.М. Царенко. Киев: Наук. думка. 1990. 208 с.
- Neustupa J. Changes in shape of the coenobial cells of an experimental strain of *Pediastrum duplex* var. *duplex* (*Chlorophyta*) reared at different pH // J. Neustupa, L. Hodaň // Preslia. 2005. Vol. 77. P. 439–452.
- Rodriguez-Benito C. Implementation of new technologies to monitor phytoplankton blooms in the south Chile / C. Rodriguez-Benito, C. Haag, A. Alvial // Proceedings of the First International Meris User Workshop. Frascati, Italy, 10-13 Nov. 2003. ESA SP-549, May 2004.
- Soloviev D. Identification of the extent and causes of cyanobacterial bloom in September-October 2005 and development of the capacity for observation and prediction of HAB in the Southern Caspian Sea using Remote Sensing Technique / D. Soloviev // Workshop "Study of the Algal Bloom in the Southern Caspian", 19 February, 2007.

## ТЕСТИРОВАНИЕ ШТАММА *MARINOCOCCUS 3/14* ИЗ МНОГОЛЕТНЕМЕРЗЛЫХ ПОРОД НА ИНФУЗОРИЯХ (*PARAMECIUM CAUDATUM*)

Л.Н. Гнатченко<sup>1</sup>, Г.А. Петухова<sup>1</sup>, А.М. Субботин<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Тюменский Государственный Университет, г. Тюмень, ул. Пирогова, 3, Россия

<sup>2</sup>Учреждение Российской Академии Наук Тюменский Научный Центр Сибирское Отделение Российской Академии Наук, г. Тюмень, ул. Малыгина, 86, Россия, luyba05.86@gmail.com

Из многолетнемерзлых пород Восточной Сибири выделяется достаточно большое количество различных штаммов микроорганизмов, которые сохранялись в микробиоценозах на протяжении нескольких десятков тысяч лет. В результате антропогенных и естественно-природных воздействий происходит вынос микроорганизмов в современные эковиоценозы. Не исключено что длительно сохранившиеся в «вечной» мерзлоте микроорганизмы принадлежащие к более ранней геологической эпохе могут обладать особыми свойствами при взаимодействии с современными формами жизни. Одна из таких бактерий штамм *Marinococcus 3/14* была выделена из многолетнемерзлых пород при бурении скважины в районе Тарко-Сале. В данной работе предпринята попытка его изучения при взаимодействии с инфузориями, которые являются стандартным объектом биотестирования.

Бактерии культивировали на среде ГРМ при двух различных температурах +36°C и +4°C. Смывы бактерий со среды производили дистиллированной водой в объеме 5 мл. плотность бактериальной взвеси 10<sup>8</sup> мкл/л. Взвеси микробных клеток в дистиллированной воде инкубировали в термостате при выше указанных температурах соответственно в течение 5 дней, после чего производили фильтрацию через фильтр с размером пор 0.22 мкм. «Millipore». Фильтраты добавляли в питательную среду инфузорий в дозах 5 мкл, 10 мкл, 20 мкл, 30 мкл.

*Marinococcus* штамм 3/14 выделен из кернов с глубины 4.2 м. с возрастом порядка 5000 лет, содержащих отторфованный суглинок.

Оценку плотности культуры инфузорий (*Paramecium caudatum*) производили на 3, 5, 7 и 9 день наблюдения в эксперименте при добавлении в питательную среду инфузорий фильтратов в дозах 5 мкл, 10 мкл, 20 мкл и 30 мкл показано в таблице 1.

Во все сроки эксперимента наблюдалось достоверное снижение плотности культуры инфузорий по сравнению с контролем. Используемая доза фильтрата не оказывала столь существенного влияния на анализируемые показатели. Имеется тенденция к более выраженному снижению значений данного показателя при использовании дозы фильтрата в 30 мкл. Небольшое увеличение плотности культуры при действии 5 мкл. фильтрата отмечается на 5 сутки наблюдения. В остальные сроки происходит снижение показателя. Достоверное снижение плотности культуры инфузорий отмечалось при действии 30 мкл. фильтрата на 7 день наблюдения.

**Таблица 1.** Изменение плотности культуры инфузорий при добавлении фильтрата, культивированных при температуре +36°C.

Вариант эксперимента	Исходное количество инфузорий (шт.)	Количество инфузорий на ..... сутки эксперимента			
		3	5	7	9
Контроль	10	43.33±1.59	40.67±0.67	41.33±0.91	40.67±0.67
Опыт 1 (5 мкл)	10	25.67±1.28*	26.67±1.44*	25.47±1.42*	22.67±0.83*
Опыт 2 (10 мкл)	10	28.67±1.65*	28.00±1.45*	24.60±1.06*	22.20±1.63*
Опыт 3 (20 мкл)	10	24.67±0.91*	27.67±1.53*	26.73±1.26*	23.67±0.88*
Опыт 4 (30 мкл)	10	24.00±1.11*	23.80±3.05*	19.13±2.41*	20.40±2.66*

Примечание: \* - статистически достоверные различия ( $P < 0,05$ ) с контролем

Изменение поведенческих реакций инфузорий (*Paramecium caudatum*) при действии концентраций фильтрата 5 мкл, 10 мкл, 20 мкл и 30 мкл на 3-й и 9-й день наблюдения представлены в таблице 2 и 3.

**Таблица 2.** Изменение двигательной активности инфузорий при добавлении фильтрата, культивированных при температуре +36°C.

Вариант эксперимента	Количество инфузорий на ..... сутки эксперимента	
	3	9
Контроль	11.33±0.59	12.60±0.32
Опыт 1 (5 мкл)	12.00±0.65	10.00±0.01*
Опыт 2 (10 мкл)	14.00±0.75*	11.27±0.37*
Опыт 3 (20 мкл)	13.67±0.59*	11.47±0.24*
Опыт 4 (30 мкл)	13.33±0.61	10.13±0.36

Примечание: \* - статистически достоверные различия ( $P < 0,05$ ) с контролем

Изменение двигательной активности инфузорий в установленные сроки наблюдений достоверно не отличаются от контроля. На девятые сутки наблюдения отмечается тенденция к снижению двигательной активности инфузорий в опытных вариантах эксперимента.

**Таблица 3.** Изменение хемотаксиса инфузорий при добавлении фильтрата, культивированных при температуре +36°C.

Вариант эксперимента	Количество инфузорий на ..... сутки эксперимента	
	3	9
Контроль	16.33±0.59	7.60±0.32
Опыт 1 (5 мкл)	12.00±0.65*	9.40±0.32*
Опыт 2 (10 мкл)	14.00±0.75*	4.53±0.59*
Опыт 3 (20 мкл)	9.00±0.38*	3.13±0.13*
Опыт 4 (30 мкл)	11.33±0.59*	4.73±0.75*

Примечание: \* - статистически достоверные различия ( $P < 0,05$ ) с контролем

При исследовании хемотаксиса инфузорий на третьи и девятые сутки эксперимента отмечается достоверное снижение этого показателя на 9 сутки по сравнению с 3 сутками, во всех вариантах эксперимента. Наиболее выраженное снижение данного показателя наблюдается при использовании более высоких доз.

Фильтрат *Marinococcus 3/14*, полученный при температуре +36°C. при добавлении в среду культивирования инфузорий снижает плотность и поведенческие показатели инфузорий (*Paramecium caudatum*) во все сроки наблюдения независимо от его дозы.

Изменение плотности инфузорий (*Paramecium caudatum*) на 3, 5, 7 и 9 день эксперимента при добавлении доз фильтрата 5 мкл, 10 мкл, 20 мкл и 30 мкл показано в таблице 4.

**Таблица 4.** Изменение плотности культуры инфузорий при добавлении фильтрата, культивированных при температуре +4°C.

Вариант эксперимента	Исходное кол-во инфузорий (шт.)	Количество инфузорий на ..... сутки эксперимента			
		3	5	7	9
Контроль	10	41.33±0.91	41.33±0.91	42.00±1.07	42.00±1.07
Опыт 1 (5 мкл)	10	25.47±0.94*	15.67±2.39*	15.33±2.53*	17.07±2.49*
Опыт 2 (10 мкл)	10	27.20±0.64*	20.07±1.70*	21.07±1.91*	25.13±0.13*
Опыт 3 (20 мкл)	10	23.87±1.19*	22.20±1.52*	20.47±1.91*	23.60±0.52*
Опыт 4 (30 мкл)	10	23.53±1.07*	20.87±1.31*	20.20±1.38*	23.27±0.60*

Примечание: \* - статистически достоверные различия ( $P < 0,05$ ) с контролем

Фильтраты *Marinosoccus штамма 3/14*, полученный при температуре +4°C. оказывают аналогичное воздействие на изменение плотности инфузорий. Наблюдается достоверное снижение данного показателя по сравнению с контролем в используемых дозах. Доза фильтрата 5 мкл. оказывает более выраженное угнетающее действие с 5 по 9 сутки эксперимента, чем более высокие дозы. При использовании более высоких доз во все сроки эксперимента не наблюдается достоверного снижения исследуемого показателя.

Изменение поведенческих реакций инфузорий (*Paramecium caudatum*) при действии доз фильтрата 5 мкл, 10 мкл, 20 мкл и 30 мкл на 3-й и 9-й день наблюдения показано в таблице 5 и 6.

**Таблица 5.** Изменение двигательной активности инфузорий при добавлении фильтрата, культивированных при температуре +4°C.

Вариант эксперимента	Количество инфузорий на..... сутки эксперимента	
	3	9
Контроль	15.33±1.33	11.80±1.00
Опыт 1 (5 мкл)	14.33±0.96	7.33±0.30*
Опыт 2 (10 мкл)	13.67±0.59	12.00±0.38
Опыт 3 (20 мкл)	10.67±0.45*	10.80±0.11
Опыт 4 (30 мкл)	12.67±0.67	10.00±0.01

Примечание: \* - статистически достоверные различия ( $P < 0,05$ ) с контролем

Оценка двигательной активности свидетельствует о снижении данного показателя при использовании дозы 10 мкл на 3 сутки. Оценка данного показателя на 9 сутки эксперимента не выявила его достоверного снижения по сравнению с контролем за исключением опыта, в котором в питательную среду инфузорий добавляли дозу фильтрата бактерий 5 мкл.

**Таблица 6.** Изменение хемотаксиса инфузорий при добавлении фильтрата, культивированных при температуре +4°C.

Вариант эксперимента	Количество инфузорий на..... сутки эксперимента	
	3	9
Контроль	10.67±0.67	10.40±0.43
Опыт 1 (5 мкл)	6.73±0.18*	6.40±0.86*
Опыт 2 (10 мкл)	8.00±0.00*	11.73±0.27*
Опыт 3 (20 мкл)	5.33±0.33*	12.00±0.34*
Опыт 4 (30 мкл)	9.67±0.33	10.00±0.01

Примечание: \* - статистически достоверные различия ( $P < 0,05$ ) с контролем

Анализ хемотаксиса у инфузорий при добавлении в среду фильтрата в дозе 5 мкл, 10 мкл, 20 мкл снижало показатели на 3 сутки при действии. Более активный выраженный хемотаксис наблюдается в этот учетный срок при использовании дозы фильтрата в 30 мкл. На 9 сутки наблюдается снижение данного показателя по сравнению с другими вариантами опыта, при

использовании дозы фильтрата в 5 мкл. Отмечается увеличение данного показателя на 9 сутки по сравнению с 3 сутками при использовании доз фильтрата 10 мкл, 20 мкл.

Фильтрат *Marinococcus*, штамм 3/14, полученный при температуре +4°C., снижает плотность и поведенческие показатели инфузорий (*Paramecium caudatum*).

При сравнении результатов по изучению хемотаксиса с использованием фильтратов полученных при разных температурах культивирования бактерий отмечается разнонаправленное значение данного показателя при использовании доз 10 мкл и 20 мкл (табл. 3 и 6). Фильтрат, полученный, при +36°C. оказывает угнетающее действие на 9 день учёта по сравнению с 3 днем, а фильтрат, полученный, при +4°C. вызывает увеличение показателя на 9 сутки эксперимента при использовании доз в 20 и 30 мкл.

Метаболиты бактерий, находящиеся в фильтрате во всех исследуемых дозах оказывают угнетающее воздействие на плотность культуры инфузорий и в ряде случаев на их хемотаксис. Метаболиты бактерий, полученные при разных температурах культивирования, могут влиять с разной степенью выраженности на изучаемые физиологические показатели гидробионтов.

## НОВАЯ МЕТОДИКА БИОТЕСТИРОВАНИЯ ВОД НА ВОДОРΟΣЛИ СЦЕНЕДЕСМУС.

Ю.С. Григорьев, Е.А. Тюткова

Сибирский федеральный университет, 660041, Красноярск, просп. Свободный, 79, grig@lan.krasu.ru

В настоящее время в России для целей государственного экологического контроля допущено две методики биотестирования токсичности вод на водорослях - на культурах сценедесмус (*Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Breb.) [1] и хлорелла (*Chlorella vulgaris* Beijer) [2]. Обе методики используются во многих экологических организациях и службах, но как правило, по отдельности. К сожалению биотест на основе широко и давно используемой одноклеточной зеленой водоросли сценедесмус имеет ряд недостатков. К ним можно отнести недостаточную оперативность, трудоемкость в исполнении и необеспеченность комплексом аппаратуры, позволяющим поддерживать стандартных условия для тест-организма.

В последние годы на кафедре экологии и природопользования Сибирского федерального университета (СФУ) среди прочих ведутся исследования, направленные на решение данных проблем. Разработаны оригинальные устройства экспонирования рачков дафний (УЭР-03). Благодаря вращению кассеты с пробами воды и тест-организмов данные устройства обеспечивают активное перемешивание и аэрацию сред. Кроме того, в результате вращения создаются равные условия по температуре и освещению для всех анализируемых проб воды. Для поддержания требуемых световых и температурных условий содержания тест-организмов разработаны специализированные климатостаты.

Используя созданное оборудование нами были проведены работы по модернизации существующей методики биотестирования вод на тест-культуре водоросли сценедесмус и ее сравнение с методикой биотестирования на водоросли хлорелла [2].

Водоросль хлорелла выращивалась по методике [2] в культиваторе КВ-05 на 50% среде Тамия при 36 °С. Биотестирование проводилось в культиваторе КВМ-05 в течении 22 часов при 36 °С на 2% среде Тамия, а также на широко используемых средах Успенского и Прата. Плотность засева – 70 тыс. клеток/см<sup>3</sup>. За время культивирования численность клеток в контроле возрастала в 30-35 раз.

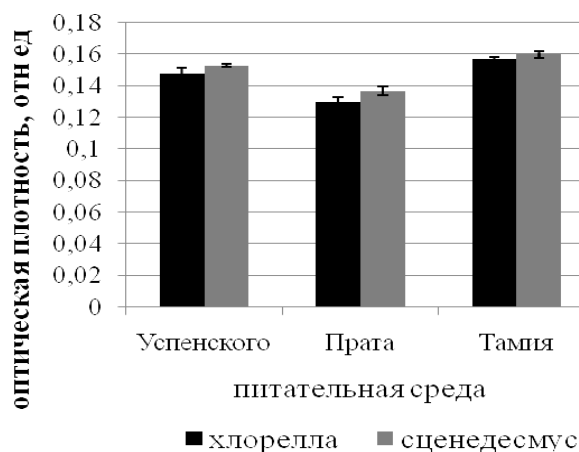
Культуру водоросли сценедесмус выращивали на средах Успенского и Прата, а также на 1% среде Тамия при непрерывном освещении и вращении в устройствах УЭР-03. Культивирование проводилось при 25 °С при освещенности 3500-4000 люкс в климатостате ВЗ. Плотность засева - 27 тыс. клеток/см<sup>3</sup>. Прирост числа клеток за 45 часов культивирования составил 20-25 раз. Оперативный контроль за ростом культур водорослей осуществлялся через измерение оптической плотности клеточных суспензий в приборе ИПС-03.

В первой серии опытов были изучены ростовые характеристики тест-культур хлореллы и сценедесмуса при выращивании на всех трех питательных средах, рекомендованных для биотестирования. Поскольку среда Тамия обладает повышенным содержанием солей по сравнению со средами Успенского и Прата, то для снижения возможности связывания с ними токсических компонентов анализируемых проб воды с образованием труднодоступных для тест-

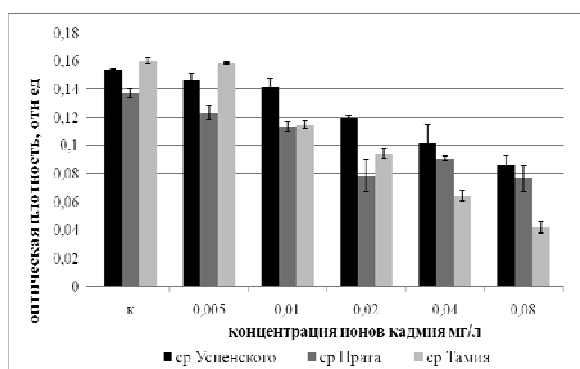
организма комплексов, ее многократно разбавляли. При этом выбранная степень разбавления не должна лимитировать рост самих тест-культур водорослей.

Результаты экспериментов, представленные на рис. 1, показывают, что за 45 часов культивирования в устройствах УЭР-03 водоросли сценедесмус ее прирост на всех средах был близким приросту водоросли хлорелла после 22 часов выращивания на тех же средах.

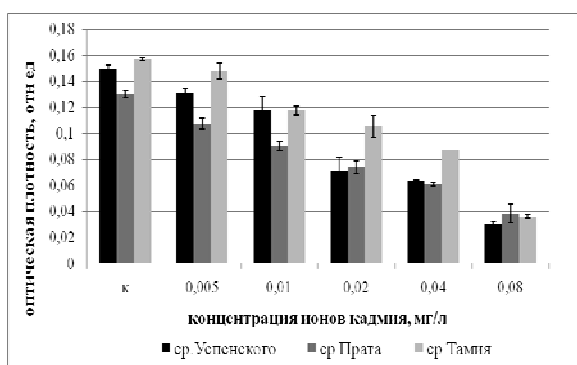
В плане биотестирования несомненный интерес представляло сравнение чувствительности обеих тест-культур к токсикантам на различных питательных средах. Для этого были использованы соли трех тяжелых металлов – сульфаты кадмия, меди и цинка



**Рисунок 1.** Прирост тест-культур водорослей сценедесмус (45 часов) и хлорелла (22 часа) на средах Успенского, Прага и среде Тамия (1% и 2%, соот-но) в контрольных вариантах опыта

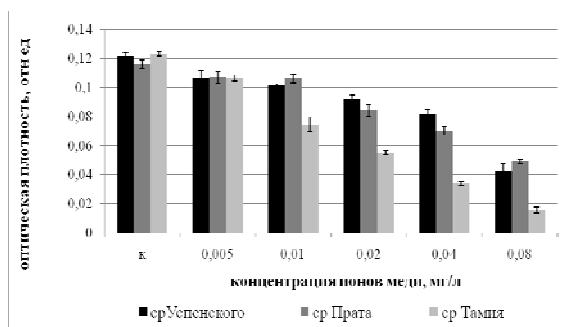


А.

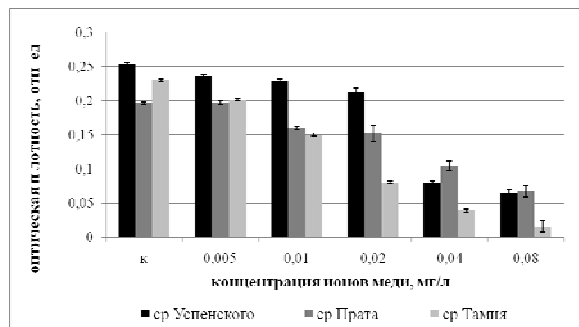


Б.

**Рисунок 2.** Оптическая плотность тест-культуры водорослей сценедесмус (А) и хлорелла (Б), выращенных на трех питательных средах в присутствии различных концентраций ионов кадмия



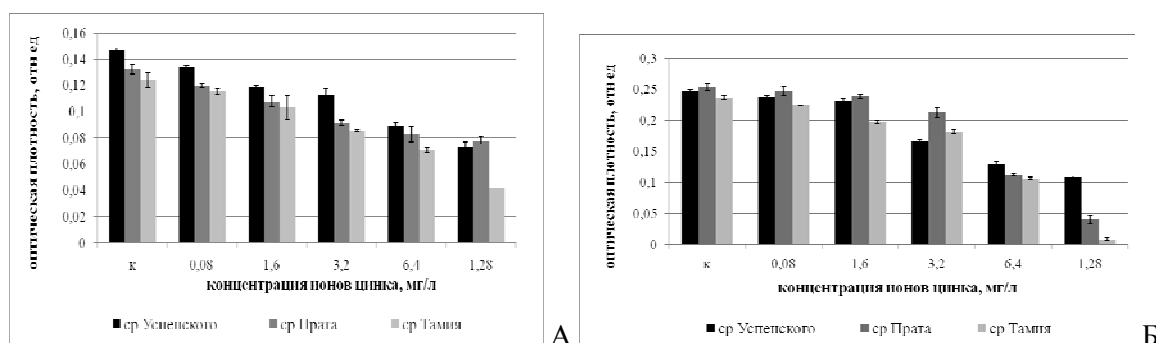
А.



Б.

**Рисунок 3.** Оптическая плотность тест-культуры водорослей сценедесмус (А) и хлорелла (Б), выращенных на трех питательных средах в присутствии различных концентраций ионов меди





**Рисунок 4.** Оптическая плотность тест-культуры водорослей сценедесмус (А) и хлорелла (Б), выращенных на трех питательных средах в присутствии различных концентраций ионов цинка

Результаты проведенных экспериментов (рис. 2-4) свидетельствуют, что с увеличением концентрации тяжелых металлов наблюдается однонаправленное снижение прироста водорослевых культур. При этом степень подавления роста водорослей хлорелла и сценедесмус была близка на всех трех питательных средах. Разница укладывалась в диапазон 20-30 %.

Хорошее сходство по чувствительности данных биотестов свидетельствует о возможности их использования, не противопоставляя друг другу. Нельзя не указать, что разработанная нами методика биотестирования на водоросли сценедесмус существенно сократила длительность выполнения анализа и значительно улучшила воспроизводимость токсикологического эксперимента. В 2011 году методика прошла аттестацию и допущена для целей государственного экологического контроля [3].

#### Список литературы

1. Н.С. Жмур, Т.Л. Орлова, Методика определения токсичности вод,.... по изменению уровня флуоресценции хлорофилла и численности клеток водорослей, ФР. 1.39.2007.03223 М. 2007, 48.
2. Ю.С. Григорьев, Методика определения токсичности проб поверхностных пресных, грунтовых, питьевых, сточных вод, водных вытяжек из почвы, осадков сточных вод и отходов по изменению оптической плотности культуры водоросли хлорелла (*Chlorella vulgaris* Beijer). Москва, 2004 (издание 2007 г.), 37 с., ПНД Ф Т 14.1:2.3:4.10-04 16.1:2.3:3.7-04, ФР.1.31.2009.06643
3. Ю.С. Григорьев, Е.А. Тютюкова Методика определения острой токсичности питьевых, пресных природных и сточных вод, водных вытяжек из почв, осадков сточных вод и отходов по изменению оптической плотности культуры водоросли сценедесмус (*Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Breb.). Москва, 2011, 40 с., ПНД Ф Т 14.1:2.4.17-2011Т 16.1:2.3:3.18- 2011, ФР.1.39.2011.09715

### РЕСНИЧНЫЕ ИНФУЗОРИИ ПРЕСНЫХ ВОДОЕМОВ ГОРОДА ОМСКА И ИХ ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ДЛЯ ОЦЕНКИ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДОЕМА

Е.В. Дементьева

ГОУ ВПО Омский государственный педагогический университет им. А.М. Горького  
644109 г. Омск ул. Молодова, д. 10, кв. 44, Россия, dementjeva1@mail.ru

В настоящее время антропогенное воздействие на природные процессы стало одним из наиболее значимых экологических факторов, определяющих новые условия существования биологических систем, поэтому очевидна актуальность исследований, направленных на поиск критериев и методов оценки критической величины техногенной нагрузки на человека, сообщества растений и животных. Большое значение имеют методы и организационные формы проведения экологического мониторинга.

Важнейшей составной частью экологического мониторинга окружающей природной среды является биомониторинг - система наблюдений, оценки и прогноза различных изменений в биоте, вызванных факторами антропогенного происхождения. Биологический мониторинг позволяет корректно оценивать и прогнозировать отклонения в состоянии биологических систем от нормы реакции, вызванные воздействием антропогенных или техногенных факторов. При этом требуется разрабатывать новые и совершенствовать уже существующие подходы к оценке и прогнозированию состояния окружающей среды на основе данных биоиндикации.

Биоиндикация - способ оценки антропогенной нагрузки по реакции на нее живых организмов и их сообществ.

Организмы или сообщества организмов по наличию, состоянию и поведению которых судят об изменениях в среде, называются биоиндикаторами.

Цель исследования: выявление класса качества воды в водоеме с помощью биоиндикации на основе ресничных инфузорий.

Простейшие являются высокочувствительными индикаторами сапробного состояния водоемов.

В современных условиях растущего антропогенного загрязнения среды простейшие – одно из первых звеньев цепи организмов водной экосистемы, подверженные действию различных токсических веществ. Способность инфузорий быстро реагировать на изменение условий среды делает их весьма ценными объектами при исследовании санитарного состояния воды. Короткий жизненный цикл инфузорий, возможность получения неограниченного, генетически однородного материала позволяет проследить в относительно короткий срок действие отдельных токсикантов на популяцию организмов.

Изучались морфо-физиологические признаки, закономерно изменяющиеся в зависимости от степени загрязнения воды (форма тела, число пищеварительных вакуолей, инцистирование и др.). Изменения данных признаков наблюдали и регистрировали при изучении живых и фиксированных инфузорий с помощью светового микроскопа.

Важнейшей комплексной характеристикой состояния водоема является уровень его сапробности.

Сапробность - характеристика водоема, показывающая уровень его загрязнения органическими веществами и продуктами их распада. По разнообразию отмеченных в водоеме видов-индикаторов и их обилию определяют уровень сапробности водоема. Выбор видов ресничных инфузорий в качестве тест-объектов обусловлен их широкой экологической валентностью, которая позволяет использовать их для биоиндикации загрязнения воды в диапазоне основных зон сапробности: от олиго- до полисапробной.

Значительное место среди методов биологического анализа пресных вод занимает сапробиологический анализ, или оценка состояния пресноводных экосистем по индикаторным организмам (Kolkwitz, Marsson, 1902, 1908, 1909). Авторы данного метода, используя различную чувствительность гидробионтов к воздействиям внешней среды, выделили четыре зоны сапробности и предложили списки видов-индикаторов, характерных для каждой из этих зон.

В систему, по мере ее использования, постоянно вносились изменения; большой вклад в ее совершенствование внесли Пантле и Букк (Pantle, Buck, 1955), Зелинка и Марван (Zelinka, Marwan, 1961).

В руководстве по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем (1992) для оценки сапробности воды рекомендуется применять метод индикаторных организмов Пантле и Бука (1955) в модификации Сладечека (1961, 1973). Величина  $h$  определяет относительное обилие видов.

Величины  $h$  и  $s$  входят в формулу для вычисления индекса сапробности:  $S = \Sigma (sh) / \Sigma h$ , где  $S$  - индекс сапробности,  $h$  - относительная частота встречаемости,  $s$  - индикаторная значимость.

**Материал и методика исследования.** Материалом для исследования послужили гидробиологические пробы, взятые из некоторых водоемов г. Омска.

Пробы брались в прибрежной, хорошо прогреваемой зоне водоемов, с глубины 10-20 см. В данных участках водоемов активно идут процессы зарастания их макрофитами, последующее отмирание которых способствует увеличению содержания органики в воде. Использовалась также методика получения проб перифитона, т.е. обрастаний, состоящих из организмов, которые развиваются на поверхности подводных предметов (Банина, 1984).

Инфузории изучались *in vivo* и *in vitro* с помощью микроскопа «МБИ-6» при увеличении окуляра  $\times 10$ ,  $\times 16$ ; объектива –  $\times 40$ . В качестве фиксатора использовали жидкость Карнуа на этиловом спирте.

Определение видовой принадлежности найденных форм проводилось как на живых, так и на фиксированных объектах по описаниям, содержащимся в литературе (Kahl, 1930, 1931, 1932, 1935; Банина, 1983, 1984; Лихачев, 1996).

Для оценки качества вод исследованных водоемов использовался метод Пантле и Бука (1955). Данные о степени сапробности (индикаторной значимости) видов взяты из руководства по определению водных беспозвоночных (Фауна аэротенков, 1984).

**Результаты исследования.** Одной из задач исследования было определение уровня сапробности с использованием ресничных инфузорий как организмов – биоиндикаторов качества вод. Данные о

видовом составе ресничных инфузорий исследованных водоемов (озера «Птичьей Гавани», озера Парка Победы, «Озерки», Чередовое) представлены в таблице 1.

**Таблица 1.** Видовой состав ресничных инфузорий – биоиндикаторов некоторых водоемов г. Омска

№ п/п	Виды	Водоемы											
		Птичья Гавань			Парк Победы			Озерки			Чередовое		
		s	I	S	s	I	S	s	I	S	s	I	S
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
1	<i>Carchesium polypinum</i>	β-p	3	2.85	β-p	3	2.85	β-p	3	3.0	β-p	3	2.95
2	<i>Colpoda cucullus</i>	α-p	-	-	α-p	-	-	α-p	-	-	α-p	-	-
3	<i>C. inflata</i>	p	-	-	p	-	-	p	-	-	p	-	-
4	<i>C. steini</i>	α-p	-	-	α-p	-	-	α-p	-	-	α-p	-	-
5	<i>Cyclidium citrullus</i>	α	-	-	α	-	-	α	-	-	α	-	-
6	<i>Epistylis bimarginata</i>	β-α	-	-	β-α	-	-	β-α	-	-	β-α	-	-
7	<i>E. plicatilis</i>	β-α	-	-	β-α	-	-	β-α	-	-	β-α	-	-
8	<i>E. urceolata</i>	α-β	-	-	α-β	-	-	α-β	-	-	α-β	-	-
9	<i>Euplotes patella</i>	β	4	2.2	β	4	2.3	β	4	2.4	β	4	2.35
10	<i>Hemiphrys fusidens</i>	β-α	-	-	β-α	-	-	β-α	-	-	β-α	-	-
11	<i>Holophrya simplex</i>	o	-	-	o	-	-	o	-	-	o	-	-
12	<i>Litonotus lamella</i>	β-α	4	2.2	β-α	4	2.25	β-α	4	2.3	β-α	4	2.35
13	<i>Paramecium aurelia</i>	α-p	-	-	α-p	-	-	α-p	-	-	α-p	-	-
14	<i>P. bursaria</i>	β	4	2.3	β	4	2.35	β	4	2.45	β	4	2.4
15	<i>P. caudatum</i>	α-p	4	3.3	α-p	4	3.4	α-p	4	3.5	α-p	4	3.45
16	<i>P. putrinum</i>	p-i	2	4.45	p-i	2	4.55	p-i	2	4.6	p-i	2	4.65
17	<i>P. trichium</i>	p-i	4	3.8	p-i	4	3.9	p-i	4	4.0	p-i	4	3.95
18	<i>Prorodon ovum</i>	β	-	-	β	-	-	β	-	-	β	-	-
19	<i>Stentor polymorphus</i>	β-α	3	2.2	β-α	3	2.25	β-α	3	2.3	β-α	3	2.35
20	<i>S. roeseli</i>	α-β	2	2.45	α-β	2	2.5	α-β	2	2.6	α-β	2	2.55
21	<i>Stylonichia mytilis</i>	α	5	2.9	α	5	2.95	α	5	3.1	α	5	3.0
22	<i>S. pustulata</i>	β-o	5	2.0	β-o	5	2.1	β-o	5	2.3	β-o	5	2.2
23	<i>S. putrina</i>	α-β	-	-	α-β	-	-	α-β	-	-	α-β	-	-
24	<i>Trachelius ovum</i>	β-α	3	2,5	β-α	3	2.6	β-α	3	2.75	β-α	3	2.7
25	<i>Vaginicola striata</i>	α-β	-	-	α-β	-	-	α-β	-	-	α-β	-	-
26	<i>Vorticella aerotenci</i>	α-β	-	-	α-β	-	-	α-β	-	-	α-β	-	-
27	<i>V. alba</i>	p-α	3	3.5	p-α	3	3.6	p-α	3	3.85	p-α	3	3.75
28	<i>V. campanula</i>	β-α	3	2.25	β-α	3	2.35	β-α	3	2.5	β-α	3	2.55
29	<i>V. communis</i>	β	5	2.0	β	5	2.1	β	5	2.25	β	5	2.15
30	<i>V. conica</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
31	<i>V. convallaria</i>	α	5	2.9	α	5	3.0	α	5	3.2	α	5	3.25
32	<i>V. convallaria</i> var. <i>similis</i>	o	4	1.3	o	4	1.45	o	4	1.55	o	4	1.5
33	<i>V. extensa</i>	p	-	-	p	-	-	p	-	-	p	-	-
34	<i>V. fromenteli</i>	α	-	-	α	-	-	α	-	-	α	-	-
35	<i>V. hamata</i>	α-β	3	2.6	α-β	3	2.65	α-β	3	2.8	α-β	3	2.75
36	<i>V. hyalina</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
37	<i>V. microstoma</i>	p-i	5	4.5	p-i	5	4.65	p-i	5	4.7	p-i	5	4.75
38	<i>V. microstoma</i> var. <i>hyans</i>		5	4.5	i-p	5	4.6	i-p	5	4.75	i-p	5	4.7
39	<i>V. monilata</i>		5	2.9	α	5	3.0	α	5	3.25	α	5	3.2
40	<i>V. nutans</i>		5	2.0	β	5	2.1	β	5	2.25	β	5	2.3
41	<i>V. ovum</i>		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
42	<i>V. picta</i>		-	-	α-o	-	-	α-o	-	-	α-o	-	-
43	<i>V. striata</i>		1	2.65	p-o	1	2.7	p-o	1	2.8	p-o	1	2.95
44	<i>V. submicrostoma</i>		-	-	α	-	-	α	-	-	α	-	-
45	<i>V. vernalis</i>		5	2.0	β	5	2.1	β	5	2.25	β	5	2.2

Примечание: s – зона сапробности; I – индикаторный показатель вида; S – степень сапробности; o – олигосапробная зона, α, α-β, β-α, β – мезосапробная, p- полисапробная, i – изосапробная.

Всего обнаружено 45 видов ресничных инфузорий. Большинство изученных видов относятся к  $\alpha$ ,  $\alpha$ - $\beta$ ,  $\beta$ - $\alpha$ ,  $\beta$ -мезосапробной и полисапробной зонам.

Анализ видового состава показал, что доминирующим является род *Vorticella* – 20 видов (44.5% от общего числа изученных видов инфузорий), род *Paramecium* представлен 5 видами (11.11%), роды *Colpoda*, *Epistylis* и *Stylonichia* соответственно по 3 вида каждый, что составило для каждого рода по 6.66%, род *Stentor* – 2 видами (4.45%). Роды *Carchesium*, *Cyclidium*, *Euplotes*, *Hemiphrys*, *Holophrya*, *Litonotus*, *Prorodon*, *Trachelius*, *Vaginicola* были представлены одним видом каждый (соответственно по 2.23%).

В озере «Птичьей Гавани» отмечено большинство изученных видов инфузорий (32), что составило 71.4% от всего видового состава, в озере Парка Победы зафиксирован 21 вид - 46.8% видового разнообразия инфузорий, в «Озерках» - 16 видов (35.7%) и в озере Чередовое – 14 видов (31.2%).

Большинство водоемов, расположенных в черте г. Омска, испытывают сильное антропогенное воздействие. Некоторые из них (водоемы «Птичьей Гавани» и Парка Победы) находятся под охраной, но, несмотря на охранные мероприятия, являются загрязненными. Водоемы расположены в центре города, в нескольких десятках метров от крупной автомобильной магистрали (мост через реку Иртыш). Для исследованных озер «Птичьей Гавани» и Парка Победы индекс сапробности составил соответственно 2.98 и 2.58, что соответствует  $\alpha$ -мезосапробной зоне. Водоем «Озерки» расположен в районе Омского телецентра, а озеро Чередовое находится в непосредственной близости от телевизионного завода. Данные водоемы чрезвычайно активно используются человеком и характеризуются высоким уровнем антропогенного загрязнения вод и прилегающих к озерам территорий. Индекс сапробности в «Озерках» составил 2.72, а в Чередовом - 2.91, что также свидетельствует о их принадлежности к  $\alpha$ -мезосапробным.

Озера левобережной поймы р. Иртыш по составу цилиофауны относятся к  $\alpha$ - $\beta$ -мезосапробным, хотя имеют аллохтонные загрязнения, поступающие извне в результате хозяйственной деятельности человека. Искусственные загрязнения постепенно приводят к изменению сапробности, что негативно отражается на качестве воды, приводя к ее полной непригодности для использования в быту и производственной деятельности. В целях сохранения данных водоемов необходимо производить очистку сбросов и прекратить сброс отходов.

По классификатору качества вод (Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем, 1992) на основе значений полученных индексов (от 2.58 до 2.98) данные водоемы относятся к загрязненным.

В зонах от полисапробной до  $\beta$ -мезосапробной у большинства видов инфузорий уменьшаются размеры, масса, число пищеварительных вакуолей, у кругоресничных инфузорий изменяется форма зооидов от округлой до вытянутой, увеличивается ширина перистомы. Относительная поверхность зооидов больше в условиях дефицита кислорода (полисапробная зона). Эти морфологические признаки характеризуют различные экологические формы инфузорий и служат показателями сапробности воды.

Лучший индикатор опасных загрязнений - прибрежное обрастание, располагающиеся на поверхностных предметах у кромки воды. В чистых водоемах эти обрастания ярко-зеленого цвета или имеют буроватый оттенок. Для загрязненных водоемов характерны белые хлопьевидные образования. При избытке в воде органических веществ и повышении общей минерализации обрастания приобретают сине-зеленый цвет, т.к. состоят в основном из сине-зеленых водорослей. При плохой очистке бытовых сточных вод обрастания бывают белыми или сероватыми. Как правило, они состоят из прикрепленных инфузорий (*Vorticella*, *Carchesium* и др.).

#### Список литературы

- Банина Н.Н. *Peritricha sessilida* в биоценозе активного ила // Протозоология : Сб. статей. - Вып. 8. - Л.: Наука, 1983. – С. 67-84.
- Банина Н.Н. Тип Инфузории // Фауна аэротенков. - Л.: Наука, 1984. – С. 136-186.
- Лихачев С.Ф. Инфузории водоемов Омской области. - Омск, 1996.-102 с.
- Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем // Под ред. проф. В.А. Абакумова. - СПб.: Гидрометеиздат, 1992.
- Kahl A. Urtiere oder Protozoa. 1. Wimpertiere oder Ciliata (Infusoria), eine Bearbeitung der freilebenden und ectocommensalen Infusorien der Erde, unter Ausschluss der marinen Tintinniden // In: Dahl F. Die Tierwelt Deutschlands. Jena, T.18 (1930), 21 (1931), 25 (1932), 30 (1935).-860 s.
- Kolkwitz R., Marsson M. 1902. Grundzuge fur die biologische Beurteilung des-Wassers nach seiner Flora und Fauna. - Mitt. Priifungsanst. Wasserversorg. u. Abwasserbeseit. - H. 1. - S. 33-72.

- Kolkwitz R., Marsson M. 1908. Oekologie der pflanzlichen Saprobien. - Ber. Bot. Ges. - Bd 26a. - S. 505-519.
- Kolkwitz R., Marsson M. 1909. Okologie der tierischen Saprobien. - Intern. Rev. Ges. Hydrobiol. u. Hydrogr. - Bd 2. - S. 126-152.
- Pantle R., Buck H. 1955. Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. - Gas-und Wasserfach. - Bd. 96. - № 18. - 604 s.
- Sladeczek V. 1961. Biologische Toxizitätsteste des Wassers für Bewässerungszwecke nach der Klimung // Vodni hospodarstvi. - Vol. 11. - P. 415-417.
- Sladeczek V. 1973. System of Water Quality from the Biological Point of View. Ergebn. Limnol., Stuttgart. Bd 7. 218 s.
- Zelinka M., Marvan P. 1961. Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer // Arch. Hydrobiol. - Bd. 57. - 407 s.

## СТРУКТУРНЫЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ ЗООБЕНТОСА ВОДОТОКОВ БАСЕЙНА РЕКИ УБА (ВЕРХНИЙ ИРТЫШ) НА РЕФЕРЕНТНЫХ УЧАСТКАХ И В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ

А.А. Евсеева

*Восточно-Казахстанский Центр гидрометеорологии  
070000, ул. Потанина, 12, Казахстан, AnnaEco@mail.ru*

Гидробиологические исследования, являющиеся составной частью мониторинга водных экосистем, позволяют оценить современное состояние экосистем и их возможные изменения. Гидробионты первыми реагируют на антропогенное воздействие и могут служить надежными индикаторами. Преимущество методов биологического контроля заключается в том, что выступая в качестве «постоянных мониторов», различные группы гидробионтов реагируют на большое количество факторов среды и суммируют эффект смешанных воздействий на водные экосистемы.

Цель данной работы – дать оценку состоянию разнообразия, структуры, особенностей функционирования сообществ зообентоса в водотоках бассейна р. Уба на референтных участках и в условиях антропогенной нагрузки.

Река Уба является одним из крупных притоков р. Иртыш. Река Уба берет свое начало с восточных склонов Ивановского хребта. Эта горная река протяженностью 278 км с площадью водосбора 9850 км<sup>2</sup> образуется из слияния рек Белая и Черная Уба. Она отличается весенне-летним паводком. В верхнем течении реки глубины не превышают 2 м, в среднем и нижнем течении – до 4-5 м. Русло, в основном, каменисто-галечниковое, порожистое. Наиболее крупные её притоки – Чесноковка, Становая, Белопорожная Уба, Малая Убинка, Шемонаиха. Русло реки извилистое. В нижнем течении р. Уба имеет довольно развитую пойму. В настоящее время Уба – один из основных притоков Шульбинского водохранилища, образующая в месте впадения в него (центральный, наиболее стабильный район водохранилища) глубоко врезанную бухту с площадью около 63 км<sup>2</sup>. Бассейн реки Убы характеризуется высокой увлажненностью.

**Антропогенное влияние на водотоки бассейна р. Уба. Гидрохимический режим.** Медно-химический комбинат в пос. Усть-Таловка Шемонаихинского района является самым крупным подразделением "Востокцветмет". В его составе работают три шахты и две обогатительные фабрики. Проведение масштабных разведочных работ, в том числе тяжелых горных работ (штольни) на крутых склонах правобережья р. Уба (месторождения Гусяковское, Чекмарь), а на месторождении Чекмарь – большого объема вскрышных работ, привели к резкому усилению загрязнения местных водотоков и прилегающего потока р. Уба. Загрязнение потока р. Уба от устья р. Сакмариха до бывшего гидропоста Карагужиха, резко усилено потоком впадающей в нее р. Карагужиха, левые притоки которой дренируют массив пород, вмещающих рудные тела законсервированного Юбилейно-Снегирихинского колчедано-полиметаллического месторождения. Запредельно высокие концентрации таллия, цинка, ртути, кадмия, меди установлены в шахтных водах эксплуатационной штольни №2 (Мониторинг природных и сточных вод реки Иртыш, 2001).

По химическому составу р. Уба относится к гидрокарбонатному классу, к группе кальция, со средней минерализацией. В створе р. Уба «0.3 км выше г. Шемонаиха» среднегодовые (2007-2010 гг.) концентрации загрязняющих веществ составили: меди 3,5 ПДК, цинка 1.5 ПДК, нефтепродуктов 1.1 ПДК, ХПК 8.5 мг/л, азота нитритного 0,4 ПДК. Кислородный режим и БПК<sub>5</sub> в норме. Минерализация изменялась в пределах 93.5-628.0 мг/л. В створе р. Уба «9.5 км ниже г.



Шемонаиха» среднегодовые концентрации загрязняющих веществ составили: меди 3.2 ПДК, цинка 0.9 ПДК, нефтепродуктов 1.1 ПДК, ХПК 9.1 мгО/л, азота нитритного 0,5 ПДК. Кислородный режим и БПК<sub>5</sub> в норме. Минерализация изменялась в пределах 72.6-285.0 мг/л.

**Материал и методика.** Сбор материала проводили в 2005-2010 гг. Было обследовано 8 водотоков, отобрано 101 качественная проба, 42 количественные пробы зообентоса. Референтные участки бассейна р. Уба (р. Линейчиха, Ефремова Линейчиха, Палевая Разливанка, Черная Уба, Белая Уба, Белопорожня Уба, Пыльновка) обследовали эпизодически в 2005 г., 2008 - 2010 гг. (табл. 1).

**Таблица 1.** Характеристика станций отбора проб макрозообентоса на водотоках бассейна р. Уба в 2005-2010 гг.

Водоток	Годы исследований	Описание станции
р. Черная Уба	2009 – 2010 гг.	0.1 км выше кордона «Черная Уба», 0.05 км выше а/м моста
р. Ефремова Линейчиха	2008 г., 2010 г.	возле кордона «Черная Уба»
р. Белая Уба	2008-2010 гг.	0.1 км выше а/м моста
р. Палевая Разливанка	2008 г., 2010 г.	4.0 км выше устья, возле кордона «Палевский»
р. Линейчиха	2009–2010 гг.	возле кордона «Белая Уба»
р. Уба	2005 г.	1.0 км ниже впадения р. Становая Уба
р. Уба	2005 г.	0.1 км ниже штольни Чекмаринского рудника
р. Пыльновка	2005 г.	0.3 км выше устья
р. Уба	2005 г.	0.1 км ниже впадения р. Пыльновка
р. Белопорожня Уба	2005 г.	0.1 км выше впадения в р. Уба
р. Уба	2005-2010 гг.	0.3 км выше г. Шемонаиха, 1.8 км выше впадения р. Березовка
р. Уба	2005-2010 гг.	9.5 км ниже г. Шемонаиха, в черте с. Камышенка, 4.1 км ниже впадения р. Таловка

Отбор и обработку проб макрозообентоса проводили в соответствии с методикой, изложенной в «Руководстве по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем» (Руководство..., 1992). Доминантов определяли по частоте встречаемости. Структуру донных сообществ оценивали числом таксонов (S), индексом видового разнообразия Шеннона-Уивера (H, бит/экз.), численностью (экз./м<sup>2</sup>), биомассой (г/м<sup>2</sup>). Качество вод характеризовали следующими метриками: биотический индекс Вудивисса BI, индексы BMWP, ASPT, EPT.

**Бентофауна фоновых водотоков и участков.** В качестве референтных водотоков были выбраны р. Линейчиха, Ефремова Линейчиха, Палевая Разливанка, Черная Уба, Белая Уба, протекающие на территории Западно-Алтайского государственного заповедника, р. Белопорожня Уба, р. Пыльновка и верхнее течение р. Уба, водосборные бассейны которых характеризовались типичными для региона природными условиями и располагались на сравнительно благополучных в экологическом плане территориях.

В составе зообентоса фоновых водотоков в 2005-2010 гг. было обнаружено 101 таксонов донных беспозвоночных, из них личинок веснянок – 16, личинок поденок – 30, личинок ручейников – 22, личинок двукрылых – 23, жуки – 4, личинки стрекоз - 1, гаммарусы - 2, моллюски -1, гидракарин и олигохет – по 1 таксону. В составе фауны абиотических насекомых наиболее часто встречались веснянки *Isoperla altaica*, *Alloperla deminuta*, *Suwallia teleckojensis*, поденки *Ephemerella lepnevae*, *E. thriacantha*, *Neoleptophlebia chocolata*, *Epeorus pellucidus*, *Rhithrogena grandifolia*, *Baetis pseudothermicus*, ручейники *Brachicenthrus americanus*, *Glossosoma altaicum*, *Dicosmoeus palatus*, *Lepidostoma hirtum*, двукрылые сем. *Simuliidae*, сем. *Blephariceridae*, подсем. *Orthocladinae*, *Diamesinae*.

Наибольшее таксономическое богатство присуще донным биоценозам р. Белая Уба. Здесь было отмечено 43 таксона макробеспозвоночных, доля оксифильных видов составила 79%.

При оценке качества вод по биотическому индексу Вудивисса бы определено, что вода всех фоновых рек относится к I классу – очень чистая (табл. 2).

**Таблица 2.** Структурные характеристики развития донных сообществ макрозообентоса фоновых водотоков бассейна р. Уба в 2005-2010 гг.

Водоток / створ	Годы	S <sub>в. пробе</sub>	ЕРТ	БИ	BMWP	ASPT
р. Ефремова Линейчиха	2008	20	15	10	158	7.9
	2010	16	12	10	121	7.6
	<b>средн.</b>	<b>18</b>	<b>14</b>	<b>10</b>	<b>140</b>	<b>7.8</b>
р. Линейчиха	2009	23	15	10	174	7.6
	2010	19	16	10	149	7.8
	<b>средн.</b>	<b>21</b>	<b>16</b>	<b>10</b>	<b>162</b>	<b>7.7</b>
р. Палевая Разливанка	2008	19	14	10	137	7.2
	2010	19	12		150	7.9
	<b>средн.</b>	<b>19</b>	<b>13</b>	<b>10</b>	<b>144</b>	<b>7.6</b>
р. Белая Уба	2008 (левый берег)	23	17	10	184	8.0
	2008 (правый берег)	28	23	10	238	8.5
	2009	16	12	10	132	5.3
	2010	16	8	10	117	8.3
	<b>средн.</b>	<b>21</b>	<b>15</b>	<b>10</b>	<b>168</b>	<b>8.3</b>
р. Черная Уба	2009	24	15	10	171	7.1
	2010	23	18	10	177	7.7
	<b>средн.</b>	<b>24</b>	<b>17</b>	<b>10</b>	<b>174</b>	<b>7.4</b>
р. Польшовка	2005	20	16	10	150	7.5
р. Белопорожня Уба	2005	29	21	10	190	6.6
р. Уба (Польшовка)	2005	34	26	10	237	7.0
р. Уба (Становая)	2005	26	21	10	170	6.5
<b>Среднее по фоновым</b>	<b>-</b>	<b>24</b>	<b>18</b>	<b>10</b>	<b>171</b>	<b>7.4</b>

Значения индекса BMWP варьировали в пределах 117-238, в среднем составив 171, что соответствует категории «исключительное качество воды». Значение индекса ASPT во всех случаях было выше 5.0, что указывает на «прекрасное качество вод» исследуемых водотоков. Индекс ЕРТ не имеет балльной градации качества воды, однако является весьма чувствительным к различного рода загрязнениям. В целом, его значение для очень чистых вод колеблется в пределах от 12 до 14 видов. В течение 2005-2010 гг. значение индекса ЕРТ на фоновых водотоках варьировало в широких пределах от 8 до 26, в среднем составив 18,0 (см. табл. 2).

**Зообентос р. Уба (нижнее течение) в условиях антропогенного влияния.** Данные исследования проводили на трех станциях р. Уба: «0.1 км ниже штольни Чекмаринского рудника»; 0.3 км выше г. Шемонаиха, 1.8 км выше впадения р. Березовки»; «9.5 км ниже г. Шемонаиха, в черте с. Камышенка, 4.1 км ниже впадения р. Таловка».

В составе зообентоса р. Уба на импактных участках в 2007-2010 гг. было зарегистрировано 104 таксона донных беспозвоночных, из них личинок веснянок – 18, личинок поденок – 33, личинок ручейников – 23, личинок двукрылых – 12, жуки – 6, личинки стрекоз – 1, моллюски – 3, клопы – 5, гаммарусов, гидракарин и олигохет – по 1 таксону. Наибольшая частота встречаемости отмечена для таксонов: веснянки *I. lunigera*, *Haploperla lepnevae*, поденки *E. ignita*, *E. lenoki*, *Heptagenia sulfurea*, *Cloeon simile*, *Baetis sp.*, *E. pellucidus*, ручейники *Stenopsyche marmorata*, *Ceratopsyche nevae*, *Limnephilus sp.*, двукрылые сем. *Chironomidae*, сем. *Limoniidae*, клопы сем. *Corixidae*, гаммарусы *Gammarus korbuensis*, водяные клещи *Acariformes*.

Станции исследования на р. Уба «0.3 км выше г. Шемонаиха» и «в черте с. Камышенка» по показателям макрозообентоса качественно отличались. Так, на створе «0.3 км выше г. Шемонаиха» зообентос р. Уба имеет высокие показатели: в 2007-2010 гг. индекс Шеннона-Уивера варьировал в пределах 1.51 – 2.38 бит/экз., средние значения численности: 69.7-157.0 экз./м<sup>2</sup>, биомассы: 2.60-4.64 г/м<sup>2</sup> (табл. 3). Среднее значение биотического индекса 7.6 – II класс качества, воды чистые; индекса BMWP – 65, хорошее качество воды; индекса ASPT – 7.4, прекрасное качество воды. Доминантными таксонами являлись стенобионтные виды: оксифильные личинки веснянок, поденок, ручейников, доля которых составила 74%.

**Таблица 3.** Количественные характеристики развития донных сообществ макрозообентоса на р. Уба (нижнее течение) в 2005-2010 гг.

Створ	Годы	S <sub>общ</sub> на створе	S <sub>в</sub> пробе (средн.)	ЕРТ	% окси	Н	Числ., экз./м <sup>2</sup>	Б-са, г/м <sup>2</sup>	БИ	BMWP	ASPT
Уба (Чекмарь)	<b>2005</b>	<b>13</b>	<b>13</b>	<b>9</b>	<b>69%</b>	-	-	-	<b>9.0</b>	<b>101</b>	<b>7.8</b>
Уба (Шемонаиха)	2007	25	6	4	67%	1.53	69.7	4.64	7.2	55	8.2
	2008	42	8	7	87%	2.38	157.0	4.29	8.0	75	7.1
	2009	27	6	4	67%	1.51	96.6	2.62	7.0	40	6.8
	2010	31	8	6	75%	-	-	-	8.1	56	7.1
	<b>средн.</b>	<b>31</b>	<b>7</b>	<b>5</b>	<b>74%</b>	<b>1.81</b>	<b>107.8</b>	<b>3.85</b>	<b>7.6</b>	<b>65</b>	<b>7.4</b>
Уба (Камышенка)	2007	16	4	2	50%	1.55	43.7	1.00	6.0	21	5.5
	2008	49	11	6	55%	2.10	95.3	0.71	7.9	69	5.9
	2009	32	7	4	57%	1.43	75.3	1.26	7.3	42	6.3
	2010	38	11	5	45%	-	-	-	8.1	67	5.9
	<b>средн.</b>	<b>34</b>	<b>8</b>	<b>4</b>	<b>52%</b>	<b>1.69</b>	<b>71.4</b>	<b>0.99</b>	<b>7.3</b>	<b>50</b>	<b>5.9</b>

По мере протекания р. Уба по территории г. Шемонаиха и после впадения р. Таловка состояние донных сообществ беспозвоночных претерпевает изменения. Снижается доля оксифильных организмов до 52%, снижаются значения численности, биомассы, индекса видового разнообразия Шеннона-Уивера, что указывает на упрощение структуры сообществ гидробионтов и деградацию экосистем на участках загрязнения (см. табл. 3). Среди видов устойчивых к загрязнению на створе «в черте с. Камышенка» отмечены виды-эврибионты: малощетинковые черви, личинки комаров-звонцов подсем. Chironominae, Tanypodinae, клопы Corixa sp. Значение биотического индекса 7.3 – III класс качества, умеренное загрязнение; индекса BMWP – 50, невысокое качество воды.

**Выводы и рекомендации.** В составе макрозообентоса исследуемых водотоков бассейна р. Уба было обнаружено 158 таксонов донных беспозвоночных, из них личинок веснянок – 27, личинок поденок – 46, личинок ручейников – 38, личинок двукрылых – 27, жуки – 7, а также личинки стрекоз, клопы, гаммарусы, водяные клещи, клопы, олигохеты.

Предполагается, что интенсивность антропогенного воздействия увеличивается от истоков к устью. Антропогенное воздействие оказывает влияние на формирование донных сообществ. Если на референтных участках доминируют типичные реофилы – веснянки, поденки, мошки, ручейники, то в приустьевой импактной зоне – поденки, клопы, хирономиды, водяные клещи.

Река Уба имеет горный характер. Пороговые участки р. Уба выше г. Шемонаиха вследствие интенсивного перемешивания вод и насыщения кислородом проявляют существенную устойчивость. Исследования показали, что в импактной зоне в 2007-2010 гг. не наблюдалось полной деградации сообществ: на перекатах часто встречались личинки поденок сем. Ephemerellidae, сем. Heptageniidae, сем. Baetidae. Подобные явления были отмечены Барышевым И.А. на р. Лососинка (Барышев, 1999).

Также данный вывод подтверждается результатами тестирования изобилического метода оценки биологического действия многофакторных комбинаций применительно к ситуациям воздействия предприятий горнометаллургического комплекса (Шуйский и др., 2006). Так, если техногенная сукцессия реки происходит по «классическому» сценарию антропогенного эвтрофирования (без существенной токсификации), то в биотопах со слабозаиленными, твердыми субстратами при умеренных уровнях нагрузки наблюдается эффект стимуляции некоторых характеристик сообществ (биомасса, средняя масса особи). Характеристики, зависящие от видового состава (количество видов, индекс видового разнообразия и др.) закономерно убывают при любом типе воздействия, что и наблюдается на створе «в черте с. Камышенка».

Согласно Европейской Рамочной Водной Директиве (Directive 2000/60/EC) необходимо унифицировать подходы к управлению водными ресурсами и их охране. В связи с данной унификацией была разработана система определения экологического качества вод путем использования эталонных створов. Цель создания эталонных створов - установление эталонных (референтных) значений показателей, по отношению к которым будет определяться экологическое качество воды на створах испытывающих антропогенное влияние (Семенченко, 2004). Так, при многостороннем анализе степени развития зообентоса на фоновых водотоках бассейна р. Уба было установлено, что таксономическое обилие, значения биотических и структурных индексов

свидетельствуют о высоком качестве воды. Количественные и качественные метрики данных водотоков могут служить эталоном для рек нижнего течения бассейна р. Уба и использоваться в оценке качества вод посредством использования индекса EQI (Ecological quality index), который является частным от деления метрики для какого-либо створа на метрику эталонного створа.

Результаты исследований зообентоса будут использованы в дальнейшем мониторинге качества вод бассейна р. Иртыш. Кроме того, полученные материалы могут быть успешно использованы в качестве фактических данных, на базе которых строятся прогностические модели преобразования зооценоза. Они позволяют решать вопросы формирования стратегии сохранения и поддержания биологического разнообразия водотоков, подверженным разным видам техногенных воздействий.

#### Список литературы

- Барышев И.А. Бентофауна р. Лососинка, как пример формирования кормовой базы реки на урбанизированной территории // Тезисы докладов II (XXV) международной конференции «Биологические ресурсы Белого моря и внутренних водоемов Европейского Севера». Петрозаводск, 1999. – С. 314-316
- Барышев И.А. Формирование донных зооценозов порожистых рек в условиях антропогенной нагрузки // Тезисы докладов международной конференции «Биологические основы изучения, освоения и охраны животного и растительного мира, почвенного покрова Восточной Феноскандии». Петрозаводск, 1999. – С. 112-113
- Мониторинг природных и сточных вод реки Иртыш (1992-1998, Восточный Казахстан) // Отчет о научно-исследовательской работе. Усть-Каменогорск, 2001. – Т. 1. – 256 с.
- Принципы и системы биоиндикации текучих вод / Семенченко В.П. Мн.: Орех, 2004. – 125с.
- Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем / под ред. В.А. Абакумова. – СПб: Гидрометеиздат, 1992. – 318 с.
- Шуйский В.Ф., Максимова Т.В., Петров Д.С. Некоторые закономерности реакции речного макрозообентоса на многофакторное техногенное воздействие // Тезисы докладов IX Съезда Гидробиологического общества РАН, Том II. Тольятти, 2006. – С. 246
- Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council – Establishing a framework for Community action in the field of water policy. European Commission. Brussels, Belgium, 23 October 2000.

### **СУКЦЕССИИ АЛЬГОЦЕНОЗОВ ВОДОТОКОВ БАСЕЙНА Р. УЛЬБА В СВЯЗИ С АНТРОПОГЕННОЙ ТРАНСФОРМАЦИЕЙ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ**

Е.А. Иванова

*Восточно-Казахстанский центр гидрометеорологии, Казахстан, ezoterika85@mail.ru*

Чрезвычайное разнообразие экологических условий, в которых обитают водоросли и их поразительная лабильность к условиям существования имеет большое значение в связи с использованием их в качестве индикаторных организмов, в том числе и определения степени загрязнения воды. Преимущество альгоиндикации состоит в том, что этот метод дает возможность определять среднее загрязнение за продолжительный промежуток времени, в отличие от химических методов, дающих только единовременный результат.

Река Ульба является одним из крупных правобережных притоков р. Иртыш. Согласно классификации Л.М. Коротного (Коротный Л.М., 2001) по длине (103 км), площади водосбора (4990 км<sup>2</sup>) и по среднему многолетнему расходу воды (96,2 м<sup>3</sup>/с) р. Ульба относится к средним рекам. Река Ульба непосредственно образуется от слияния рек Тихой и Громотухи. Река Тихая образуется при слиянии рек Брекса и Журавлиха. Наиболее крупным притоком р. Ульба является р. Малая Ульба, в нее впадают реки Сержиха и Пихтовка. Ложе Ульбы галечниково-валунного типа, по годам неустойчиво, особенно в нижнем течении, где река делится на протоки. Река Ульба отличается быстрым течением: на перекатах – до 6 м/с, по затонам и плесам – 0,6-2,5 м/с. Глубины на р. Ульба небольшие: в межень на перекатах до 0,6 м, по затонам и плесам 1,0-1,5 м, в отдельных случаях на ямах до 3,0 м.

На формирование качества поверхностных вод в верхнем течении р. Ульба оказывают влияние промышленные предприятия г. Риддера. Поверхностные воды реки Брекса формируются под влиянием шахтных и дренажных вод Шубинского рудника, Таловского хвостохранилища.

Загрязнение р. Тихая осуществляется транзитом с поверхностными водами реки Брекса и со сточными водами Риддерской ТЭЦ, цинкового завода и ряда других предприятий. В нижнем течении р. Ульба, в черте г. Усть-Каменогорска в реку сбрасывают сточные воды предприятия горнодобывающего комплекса: АО «Казцинк», ОАО «Титано-Магниевый Комбинат» и ОАО «Ульбинский Металлургический Завод».

Цель настоящей работы – изучение состава, структуры и пространственного распределения фитоперифитона р. Ульба и ее притоков для оценки экологического состояния водотока.

Материалы и методы. Материалом для данной работы послужили отборы альгологических проб (перифитон), в апреле-октябре 2009 - 2010 г. проведенные сотрудниками ВК ЦГМ на 13 станций отбора (таблица 1). Всего за исследуемый период обработано 130 альгологических проб. Из которых 4 пробы были отобраны на притоках р. Ульба – реках Сержиха, Пихтовка, Малая Ульба и Громотуха, которые протекают на местности, не подверженной антропогенному воздействию.

**Таблица 1.** Перечень пунктов отбора проб бассейна р. Ульба

Название реки	Условное сокращение	Характеристика створа	Количество проб
Громотуха	Гр1	25 км выше г. Риддера	1
Брекса	Бр1	6,8 км выше г. Риддера,	14
Брекса	Бр2	в черте г. Риддера, 0,6 км ниже сброса дренажных вод свинцового завода	14
Тихая	Т1	1,0 км к западу от г. Риддера	14
Тихая	Т2	0,5 км ниже г. Риддера,	14
Ульба	УТ1	В черте г. Риддер, 50 м выше сброса шахтных вод рудника Тишинский	14
Ульба	УТ2	ниже г. Риддер, 4,8 км ниже сброса шахтных вод рудника Тишинский	14
Пихтовка	П1	10 км выше впадения в р. Сержиха	1
Сержиха	С1	1 км выше впадения в р. Малая Ульба	1
Малая Ульба	МУ1	36 км выше г. Усть-Каменогорска, 15 км выше впадения в р. Ульба	1
Ульба	УУ1	с. Каменный Карьер, 21 км выше города г. Усть-Каменогорск, левый берег	14
Ульба	УУ2	в черте г. Усть-Каменогорска, левый берег	14
Ульба	УУ3	в черте г. Усть-Каменогорска, правый берег	14

Отбор и обработка проб перифитона проводились в соответствии с методикой, изложенной в «Руководстве по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем», принятой в Казгидромете (Руководство ..., 1992).

Водоросли определялись с использованием ряда определителей, атласов и монографий отечественных специалистов (Забелина и др., 1951; Голлербах и др., 1953; Мошкова, Голлербах, 1986; Матвиенко А. М., 1954). Частота встречаемости отмечалась по шкале С.М. Вислоуха: единично, редко, нередко, часто, очень часто, масса (Жизнь пресных вод..., 1956).

При проведении кластерного анализа была использована статистическая программа Statistika 6, дендрограмма построена методом полной связи, выбранная мера сходства – евклидово расстояние. Сапробиологический анализ данных водоемов проведен с помощью метода Пантле и Букка в модификации Сладечека (Унифицированные..., 1976). Для оценки качества воды в водотоках воспользовались индексом диатомового комплекса органического загрязнения – DAIPo (Diatom Assemblage Index to organic water pollution) по методу Ватанабе (Watanabe, et al., 1986).

Согласно нашим исследованиям, альгофлора бассейна р. Ульба представлена 157 видами, включая разновидности и формы – 189 внутривидовыми таксонами, принадлежащими к 5 отделам. Таксономический состав альгофлоры водотоков бассейна р. Ульба представлен в таблице 2.

Основу видового разнообразия альгофлоры водотоков бассейна р. Ульба формировали диатомовые, зеленые и синезеленые водоросли, их суммарное видовое разнообразие составляло 99% общего видового состава флоры. Наиболее многочисленными и разнообразными в видовом отношении являлись диатомовые водоросли, этот отдел насчитывает 131 видовых и внутривидовых таксонов. Наибольшую видовую насыщенность имели следующие роды диатомей: *Cymbella* – 15 внутривидовых таксонов, *Gomphonema* – 15, *Synedra* – 15, *Nitzschia* – 13, *Navicula* – 12.



**Таблица 2.** Таксономический состав водорослей водотоков бассейна р. Ульба

№ п/п	Отдел	Класс	Порядок	Семейство	Род	Вид	Разновидность и форма
1	<i>Cyanophyta</i>	2	4	5	7	16	16
2	<i>Euglenophyta</i>	1	1	1	1	1	1
3	<i>Chrysophyta</i>	1	1	1	1	1	1
4	<i>Bacillariophyta</i>	3	13	18	31	103	131
5	<i>Chlorophyta</i>	3	8	13	14	36	40
	Всего	10	27	38	54	157	189

К отделу диатомовых водорослей относятся и наиболее часто встречающиеся виды альгофлоры: *Achnanthes minutissima*, *Cymbella ventricosa*, *Gomphonema olivaceum*, *Nitzschia palea*, *Ceratoneis arcus*, *Diatoma hiemale* var. *mesodon*, *Synedra ulna*.

Отдел зеленых водорослей, представленный 40 разновидностями, занимает второе место по величине видового разнообразия и составляет 21% от общего числа водорослей бассейна р. Ульба. Наибольшее количество таксонов представляет род *Scenedesmus* – 13 разновидностей. Немногие представители *Chlorophyta* достигают высоких показателей частоты встречаемости, поэтому к наиболее часто встречаемым можно отнести лишь несколько видов зеленых водорослей, таких как *Ulothrix zonata*, *Stigeoclonium tenue*, *Scenedesmus acuminatus*, *Cosmarium formosulum*.

Синезеленые водоросли менее разнообразны и представлены 16 видами. Почти половину видового состава включал род *Oscillatoria* – 7 видовых и внутривидовых таксонов. Однако массовых видов и видов с частотой встречаемости выше 50% отмечено не было.

Среди эвгленовых и золотистых водорослей встречено только по 1 виду.

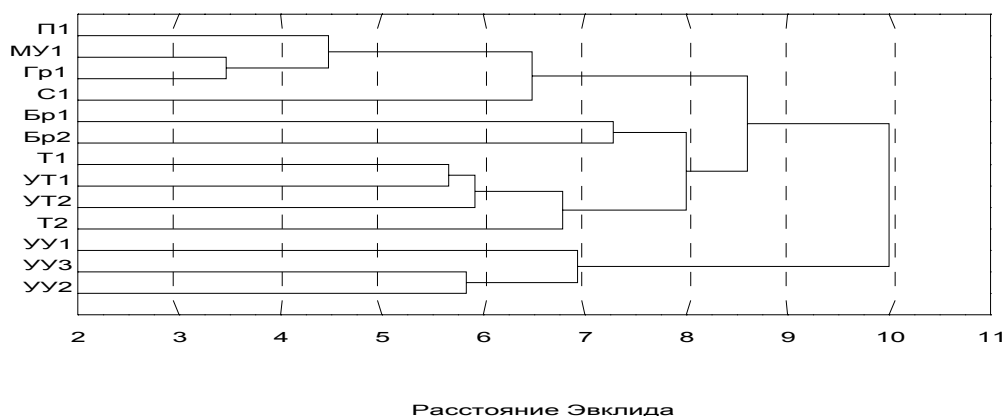
Альгофлора водотоков бассейна р. Ульба достаточно разнообразна и обильна, но выявленная группа массовых видов невелика. Можно назвать только 15 видов водорослей, которые в исследуемый период являлись определяющими в альгосообществах водотоков: *Cymbella ventricosa*, *Ceratoneis arcus*, *Achnanthes minutissima*, *Synedra ulna*, *Hydrurus foetidus*, *Chlamidomonas* sp., *Achnanthes minutissima* var. *cryptocephala*, *Stigeoclonium tenue*, *Navicula minima*, *Fragillaria vaucheriae*, *Surirella ovata*, *Sutirella angustata*, *Achnanthes linearis*, *Synedra ulna* var. *contracta*, *Denticula tenuis*. Доминирующие комплексы водорослей на различных участках реки и водотоках, впадающих в р. Ульба, различаются, что обусловлено месторасположением станций отбора проб и неравнозначной антропогенной нагрузкой на водоток. При отражении состава комплексов доминирующих видов к доминантам отнесены виды, имеющие частоту встречаемости 9, а к субдоминантам – виды с оценкой обилия 7 по шкале Вислоуха (таблица 3).

**Таблица 3.** Комплексы доминирующих водорослей в сообществах водотоков бассейна р. Ульба

Станция	Доминанты	Субдоминанты
Гр1	<i>Hydrurus foetidus</i>	<i>Ceratoneis arcus</i>
Бр1	<i>Cymbella ventricosa</i>	<i>Achnanthes minutissima</i> <i>Synedra ulna</i> <i>Ceratoneis arcus</i>
Бр2	<i>Achnanthes minutissima</i> var. <i>cryptocephala</i>	<i>Stigeoclonium tenue</i> <i>Ceratoneis arcus</i>
Т1	<i>Chlamidomonas</i> sp. <i>Achnanthes minutissima</i> var. <i>cryptocephala</i>	<i>Fragillaria vaucheriae</i>
Т2	<i>Achnanthes minutissima</i> var. <i>cryptocephala</i> <i>Navicula minima</i>	<i>Fragillaria vaucheriae</i> <i>Surirella ovata</i> <i>Chlamidomonas</i> sp.
УТ1	<i>Achnanthes minutissima</i> var. <i>cryptocephala</i> <i>Surirella ovata</i> <i>Sutirella angustata</i>	<i>Navicula minima</i> <i>Chlamidomonas</i> sp.
УТ2	<i>Surirella ovata</i> <i>Sutirella angustata</i>	<i>Achnanthes minutissima</i> <i>Fragillaria vaucheriae</i>
П1	<i>Achnanthes linearis</i>	<i>Cymbella ventricosa</i>
С1	<i>Achnanthes linearis</i>	<i>Achnanthes minutissima</i> <i>Cymbella ventricosa</i>
МУ1	<i>Achnanthes linearis</i>	<i>Cymbella ventricosa</i> <i>Synedra ulna</i> var. <i>contracta</i>
УУ1	<i>Cymbella ventricosa</i> <i>Fragillaria vaucheriae</i>	<i>Ceratoneis arcus</i> <i>Achnanthes minutissima</i>
УУ2	<i>Fragillaria vaucheriae</i> <i>Achnanthes minutissima</i>	<i>Surirella ovata</i> <i>Cymbella ventricosa</i>
УУ3	<i>Cymbella ventricosa</i> <i>Fragillaria vaucheriae</i>	<i>Achnanthes minutissima</i> <i>Surirella ovata</i>

При сравнении видового состава альгосообществ 13 станций бассейна р. Ульба нами проведен кластерный анализ с использованием известного многомерного показателя – эвклидова расстояния, в качестве единицы измерения выбран таксон рангом ниже вида. На дендрограмме сходства сообществ, изображенной на рис. 1, выделены 4 группы кластеров. Можно предположить, что такое распределение кластеров связано с месторасположением характеризуемых ими альгосообществ по отношению к г. Усть-Каменогорск и г. Риддер, которые являются мощным источником изменения качества воды бассейна р. Ульба.

Наиболее сильное отличие имели альгосообщества станций вблизи г. Усть-Каменогорск, что обусловлено как гидрологическими особенностями водотока, такими как снижение скорости течения, так и антропогенным прессом промышленных предприятий города на водоток. Отдельный субкластер образуют станции отбора П1, МУ1, С1, Гр1, это объясняется тем, что данные водотоки находятся вне сферы каких-либо загрязнений. Остальные станции отбора находятся в черте г. Риддер, и разделены на 2 субкластера, объединяющих сообщества водорослей р. Брекса, а также р. Тихая и Ульба.



**Рис. 1.** Дендрограмма сходства альгосообществ 13 станций бассейна р. Ульба.

Биоиндикационный анализ качества воды водотоков бассейна р. Ульба был проведен по методу Пантле и Бука в модификации Сладечека, и, кроме того, при помощи индекса DA<sub>Ip</sub>, разработанного Ватанабе с соавторами. В результате анализов показано, что водотоки бассейна р. Ульба условно можно разделить на 2 группы, включающие станции (Гр1, Бр1, П1, МУ1, С1), расположенные выше г. Риддер и г. Усть-Каменогорск, и станции (Бр2, Т1, Т2, УТ1, УТ2, УУ1, УУ2, УУ3), расположенные в г. Риддер, ниже от него по течению и в г. Усть-Каменогорск (таблица 4).

**Таблица 4.** Средние показатели индекса сапробности и диатомового индекса (DA<sub>Ip</sub>) водотоков бассейна р. Ульба

Станция	Среднее значение индекса сапробности (S)	Среднее значение DA <sub>Ip</sub>	Класс чистоты вод
Гр1	0,57	84,58	II
Бр1	1,46	70,45	II
Бр2	1,64	60,34	III
Т1	1,62	58,35	III
Т2	1,61	56,05	III
УТ1	1,66	50,08	III
УТ2	1,76	45,80	III
П1	1,35	71,50	II
С1	1,19	72,35	II
МУ1	1,18	79,64	II
УУ1	1,67	52,02	III
УУ2	1,75	48,31	III
УУ3	1,77	48,02	III

В альгосообществах на верхних станциях отмечалось высокое содержание х- и олигосапробов, воды соответствовали олигосапробной зоне и II классу чистоты. Диатомовый индекс также имел большие значения по сравнению со станциями, расположенными ниже по течению, и величина его стабильно выше 70.

В районе г. Риддер и г. Усть-Каменогорск индекс сапробности изменялся в пределах 1,61 (T2) – 1,77 (УУ3), наибольший процент (65%) приходился на долю β-мезосапробов. Значения диатомового индекса изменялись в пределах от 60,34 (Бр2) до 45,80 (УТ2), более 60% приходилось на долю эврисапробов. Значения индекса сапробности и диатомового индекса на данных станциях соответствовали III классу качества, воды характеризовались как слабозагрязненные. Дополнительным критерием преобразования экосистем и свидетельством об ухудшении качества воды под воздействием антропогенной нагрузки является обнаружение уродливых форм водорослей. Нами отмечены уродства створок *Nitzschia palea* и *Ceratoneis arcus*, на створах, расположенных в черте г. Риддер и г. Усть-Каменогорск, что говорит о превышенном для них уровне загрязнения. Причем уродливые формы в отдельные месяцы достигали значений частоты встречаемости 5 – 7 по шкале Вислоуха.

Таким образом, проведенные исследования доказывают негативное влияние антропогенного воздействия на водотоки бассейна р. Ульба. Определение качества воды с использованием индекса DAipo дало сходные результаты с полученными более традиционным методом Пантле-Бука в модификации Сладечека. Водотоки расположенные выше сбросов промышленных предприятий оценивались II классом чистоты, а расположенные ниже сбросов относились к умеренно загрязненным и оценивались III классом.

#### Список литературы

- Голлербах М.М., Коссинская Е.К., Полянский В.И. Сине-зеленые водоросли. Определитель пресноводных водорослей СССР. М.: «Советская наука», 1953. Вып.2. 652 с.
- Мошкова Н. А., Голлербах М. М., Зеленые водоросли. Определитель пресноводных водорослей СССР. Ленинград: Издательство «Наука». Вып. 10 (1). 1986. 360 с.
- Матвиенко А. М. Золотистые водоросли. Определитель пресноводных водорослей СССР. Москва: Издательство «Советская Наука», 1954. Вып. 3. 190 с.
- Забелина М.М., Киселев И.А. Диатомовые водоросли. Определитель Пресноводных водорослей СССР. М.: Сов. Наука, 1951. Вып. 4. 619 с.
- Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем / Под ред. В.А. Абакумова. СПб.: Гидрометеиздат, 1992. 318 с.
- Унифицированные методы исследования качества вод. Часть III. Методы биологического анализа вод. М.: Изд. СЭВ, 1976. 185 с.
- Жизнь пресных вод. СССР. М., Л.: Изд-во АН СССР. Т. 4, ч. 1., 1956. 470 с
- Водоросли: справочник. Киев: Наук. думка, 1989. 608 с.
- Корытный Л.М. Бассейновая концепция в природопользовании. – Иркутск: Ин-т геогр. СО РАН. 2001. 163 с.
- Watanabe T., Asai K., Houki A. Numerical estimation to organic pollution of flowing water by using the epilithic diatom assemblage – Diatom Assemblage Index (DAipo) // The Science of the Total Environment. 1986. V. 55. P. 209-218.

### **ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ УСТЬЕВОГО УЧАСТКА Р. БЕРЕЗОВКИ ПО ОРГАНИЗМАМ МАКРОЗООФИТОСА СООБЩЕСТВ РЯСКОВЫХ (LEMNACEAE) В УСЛОВИЯХ ЗАРЕГУЛИРОВАНИЯ ВОДОТОКА**

И.А. Каргапольцева

Удмуртский государственный университет

426034 Удмуртская Республика, г. Ижевск, ул. Университетская, 1, корп. 1, Россия,  
larix85@rambler.ru

К главным направлениям антропогенного воздействия на водные экосистемы следует отнести изменение их гидрологического и гидрохимического режимов, которое в значительной степени сказывается на составе, численности и биомассе гидробионтов, в частности зоофитоса. Плотины, изменяя расход речных водотоков, в значительной степени нарушают состояние водной флоры и фауны (Ущерб от плотин..., 2006). Зарегулирование стока рек, сопровождающееся замедлением течения, интенсивным развитием растительности, и её стремительными сукцессионными изменениями (Кудрявцев и др., 1984), сильно ускоряет процесс их

антропогенной эвтрофикации. В результате зарегулирования и соответствующего изменения гидрологического и температурного режима рек, популяции одних гидробионтов возрастают, другие становятся малочисленными или исчезают вовсе (Константинов, 1986; Wajdowicz, 1990).

Изучением фитофильной фауны как показателя экологического состояния различных водных объектов занимались Н.Н. Жгарева (2001), М.Р. Даллякан (2007), К.Е. Зорина-Сахарова (2009) и др. Многочисленными исследованиями показана роль зоофитоса в качестве биологического индикатора неблагоприятных изменений, происходящих в водоемах, например, заболачивания, эвтрофирования, загрязнения. В этих случаях видовой состав и показатели биомассы гидробионтов значительно меняются (Население Днепра..., 1987), основную роль начинают играть представители мезосапробной зоны, что указывает на изменение трофического статуса водного объекта (Жгарева, 2001). Следовательно, даже незначительные сдвиги в сторону увеличения относительного обилия индикаторов олиготрофных или эвтрофных вод могут свидетельствовать об изменении уровня органической и биогенной нагрузки на водоем или водоток (Жгарева, 2007).

Значительную долю среди макрофитов устьевого участка р. Березовки занимают растения семейства рясковых (*Lemnaceae*), образуя местами сплошной ковер на поверхности (Капитонова, Мельников, 2003). Сообщества рясковых, в совокупности с макробеспозвоночными, связанными с ними различными консортивными связями, могут являться прекрасными биоиндикаторами, поскольку они широко распространены в умеренном и тропическом поясах обоих полушарий, в их структуру входят не только фитофильные организмы, но и бентосные, которые мигрируют на ряску с донных отложений.

Цель работы: провести оценку состояния устьевого участка р. Березовки по организмам макрозоофитоса сообществ рясковых (*Lemnaceae*) в условиях зарегулирования водотока. Для реализации этой цели были поставлены следующие задачи: установить видовой состав и доминирующие виды организмов макрозоофитоса сообществ рясковых; оценить количественные показатели макрозоофитоса (численность и биомассу); выявить степень антропогенной нагрузки на устье реки с помощью различных методов биоиндикации.

**Материалы и методика исследований.** Сбор полевого материала проводился в июле-августе 2010 г. на устьевом участке р. Березовки. Отобрано 30 количественных проб макробеспозвоночных в многовидовых сообществах рясковых. Из растений в качестве доминантов выступали многокоренник обыкновенный (*Spirodela polyrrhiza* (L.) Schleid.), ряска турионообразующая (*Lemna turionifera* Landolt), р. малая (*L. minor* L.), р. трехдольная (*L. trisulca* L.). Пробы отбирались гидробиологическим сачком. Глубина взятия проб находилась в пределах от 15 до 130 см. Температура воды составляла от +28° до +33° С, проективное покрытие растений – от 40 до 100%. Преобладающий тип грунта – илистый с детритом. Смыв организмов с растений проводился в камеральных условиях. Организмы макрозоофитоса фиксировались 70% раствором этилового спирта. Идентификация растений и беспозвоночных проводилась согласно таксономическим ключам с помощью микроскопов МБС-9 и МИКРОМЕД 1 (XS-810). Отношение организмов макрозоофитоса к скорости течения определялось по классификатору (*Ökologische Typisierung...*, 1996). Рассчитывалась плотность – N, экз./кг, биомасса – B, г/кг. Для оценки состояния устьевого участка р. Березовки был использован индекс сапробности Пантле и Букка в модификации Сладечка (Sladecsek V., 1973), информационно-статистический индекс Шеннона-Уивера и выравненность по Пиелу (Мэгарран, 1992).

**Результаты и их обсуждение.** В 1980 г. на акватории устья р. Березовки была построена насыпная дамба, перегородившая устье и в значительной степени превратившая его в обособленный от остальной акватории Воткинского пруда водный объект. До строительства дамбы устье реки было судоходно, максимальная глубина составляла 4 м. В настоящее время средняя глубина составляет 0,7 м, максимальная – 1,6 м (в нижней русловой части). Наличие дамбы существенно снизило естественную способность реки к самоочищению, так как она препятствует водообмену реки с Воткинским прудом. Это привело к аккумуляции основной массы загрязняющих веществ в нижней части устья. На сегодняшний день площадь зарастания устья р. Березовки водными и прибрежно-водными растениями составляет около 95-97 % (Капитонова и др., 2011).

**Таксономическая структура.** Для оценки влияния дамбы устьевой участок р. Березовки был условно разделен на три зоны: верхняя зона – верхний мелководный участок устья со скоростью течения 0,29 м/с, характеризуется интенсивными процессами сплавинообразования; средняя зона – средняя часть устья с глубинами до 80 см; нижняя зона (придамба) – нижняя

русловая часть с глубинами до 130 см. В двух последних зонах устья из-за высокой степени зарастания и обмеления отсутствует течение.

В результате изучения Лемно-сообществ было выявлено 127 видов макрозоофитоса и таксонов более высокого ранга. Число видов макробеспозвоночных в различных зонах устья варьировало от 43 – в нижней зоне, до 82 – в средней.

В верхней зоне устья было зафиксировано 58 видов макрозоофитоса. Общее проективное покрытие (ОПП) рясковых составляло 40 %. Эта зона отличается доминированием в составе Лемно-сообществ молоди брюхоногих моллюсков семейства *Bithyniidae*, *Anisus vortex*, *Zonitoides nitidus*, *Cincinna frigida*, *Boreoelona sibirica*, личинок *Chironomidae*, клопов *Plea minutissima*, *Ilyocoris cimicoides*, *Micronecta* sp., *Mesoveliea furcat*, нимф поденок *Cloeon* гр. *dipterum*, ногохвосток *Sminthurides* sp.

Средняя зона устья реки характеризуется высоким ОПП рясковых (90 %). На данном участке преобладали крупные виды брюхоногих моллюсков: *Planorbis planorbis*, *Lymnaea fragilis*, *L. stagnalis*, *Lymnaea balthica*; клопы *Ilyocoris cimicoides*, *Notonecta glauca*, *Plea minutissima*, личинки двукрылых семейства *Chironomidae*, *Odontomyia* sp., *O. tigrina*, *O. viridula*, *Stratiomys longicornis*, стрекозы *Aeschna juncea*, *Erythromma viridulum*, *Coenagrion armatum*, пиявки *Erpobdella octoculata*, *Glossiphonia heteroclita*, *Protocleipsis tessulata*, поденки *Cloeon* гр. *dipterum*.

В сообществе Лемнаеае нижней зоны устья (с ОПП 60 %) доминирующим являлся комплекс личинок *Chironomidae*, олигохет *Limnodrilus hoffmeisteri*, *Nais simplex*, *Stylaria lacustris*, пиявок *Erpobdella octoculata*, *Helobdella stagnalis*, брюхоногих моллюсков *Anisus vortex*, *Physa adversa*, *Armiger crista*.

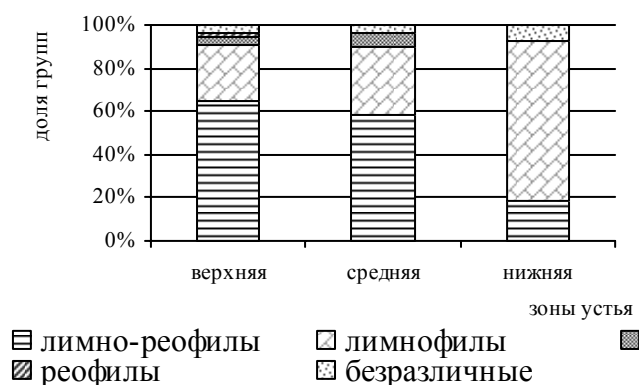
Для выявления влияния зарегулирования водотока на фауну организмов макрозоофитоса сообществ рясковых был проведен анализ соотношения комплексов макробеспозвоночных по отношению к скорости течения воды.

Верхняя зона устья реки отличается доминированием комплекса лимно-реофильных организмов (64,8 % от общего числа видов) (рис.1), который представлен личинками хирономид: *Endochironomus albipennis*, *Ablabesmyia phatta*, *Paracladius converses*, *Cricotopus* гр. *sylvestris*; моллюсками *Physa adversa*, *Planorbis corneus*, *Anisus vortex*, пиявками *Erpobdella octoculata*, клопами *Gerris lacustris*, *Micronecta* sp., *Notonecta glauca*, *Nepa cinerea*, жуками *Helophorus granularis*. Лимнофильные макробеспозвоночные составляли 26 % от общего числа видов. Наиболее типичные – моллюски: *Viviparus contectus*, *Succinea putris*, *Acroloxus lacustris*; олигохеты *Stylaria lacustris*, поденки *Caenis horaria*, пиявки *Erpobdella nigricollis*, стрекозы *Aeschna grandis*, *A. viridis*, *A. juncea*, *Coenagrion armatum*, *Erythromma najas*, жуки *Acilius sulcatus*, *Cercyon marinus*, *Berosus* sp. (larva), *Helophorus grandis*, *H. obscurus*, *Haliplus immaculatus*, *Enochrus testaceus*, клопы *Ilyocoris cimicoides*, *Mesoveliea furcata*, *Micronecta* sp., *Notonecta glauca*, *Plea minutissima*, двукрылые *Stratiomys longicornis*, *Tabanus* sp., *Chaoborus* sp., *Glyptotendipes glaucus*, *Oplodonta viridula*. Рео-лимнофильные виды в сообществе рясковых верхней зоны устья представлены меньше (3,2% от общего числа видов). Типичные представители – *Zonitoides nitidus*, *Limnodrilus hoffmeisteri*, *L. clapedeanus*, *Pristina aequisetia*, *Calopteryx splendens*, *Haliplus fluviatilis*, *Halesus digitatus*. Реофильные виды составили 2 %. К ним относятся *Nais barbara*, *Baetis* sp., *Agraylea multipunctata*. Эврибионтными видами являлись – *Asellus aquaticus*, *Paratanytarsus inopertus*, *Glossiphonia complanata*, они составляли 4 % от общего числа видов.

В средней зоне устья доминирующий комплекс макробеспозвоночных был представлен лимно-реофильными видами – 58,6 %. Лимнофильные организмы составляли 31 % от общего числа видов, рео-лимнофилы – 6,8 %. К эврибионтным видам относились 3,4 % организмов.

В нижней зоне устья доминировали лимнофильные организмы макрозоофитоса и составляли 74,6 % от общего числа видов, лимно-реофильные беспозвоночные были менее представлены – 18,3 %; 7,1 % составляли эврибионтные макробеспозвоночные.

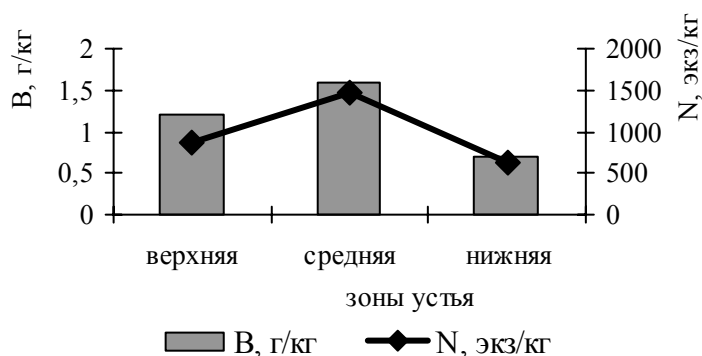
Таким образом, по продвижению вниз по течению устья реки в сообществе рясковых исчезает комплекс реофильных видов, уменьшается доля лимно-реофилов, происходит увеличение доли лимнофильных организмов и возрастание роли эврибионтных макробеспозвоночных.



**Рис.1.** Соотношение групп макрозоофитоса по отношению к скорости течения воды в разных зонах устья

**Количественные показатели.** Значения плотности в сообществе рясковых устья реки на станциях отбора проб значительно варьировали – от 420 экз/кг до 1957,1 экз/кг. Средние значения плотности в зависимости от зоны устьевых участка изменялись от 633,7 экз/кг до 1458,1 экз/кг (рис.2).

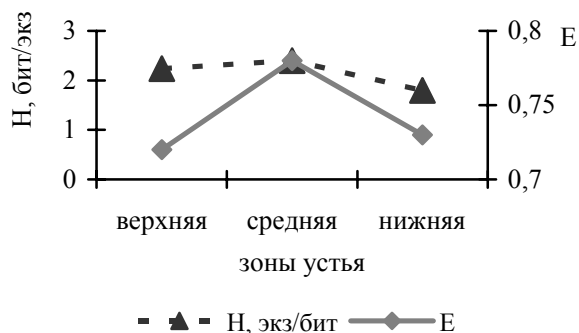
Биомасса организмов макрозоофитоса в Lemno – сообществах на станциях отбора проб изменялась от 1,4 до 18,1 г/кг. Средняя биомасса в зависимости от выделенных зон устья варьировала от 0,7 до 1,6 г/кг (рис. 2). Наибольшие показатели биомассы были отмечены для средней зоны устья -1,6 г/кг, а наименьшие – для нижней (0,7 г/кг).



**Рис 2.** Средние значения плотности и биомассы в разных зонах устья

Исходя из полученных данных видно, что в сообществах рясковых происходит уменьшение средней плотности и биомассы организмов макрозообентоса вниз по течению. Наибольшие значения количественных показателей наблюдаются в средней зоне устья.

**Биоиндикация.** Средние показатели индексов Шеннона и выравнинности по Пиелу в устье р. Березовки изменяются незначительно (рис. 3). Максимальный диапазон изменения индекса Шеннона от 1,8 бит/экз (в нижней зоне устья) до 2,4 бит/экз (в средней зоне устья), выравнинности от 0,72 (в верхней зоне устья) до 0,78 (в средней зоне).



**Рис.3.** Средние значения индекса Шеннона-Уивера и выравнинности по Пиелу в разных зонах устья

Наибольшие показатели двух индексов наблюдаются в средней зоне устья реки, что свидетельствует о наибольшей стабильности и сложности сообществ рясковых и связанных с ними макробеспозвоночных на данном участке.

Средние показатели индекса сапробности значительно изменяются по профилю устья. Наименьшее среднее значение индекса сапробности наблюдается в верхней зоне устья и составляет 1,82 ( $\beta$  – мезосапробная зона, средний уровень загрязнения органическими веществами). Это связано с преобладанием на данном участке лимно-реофильных видов макробеспозвоночных и наличием реофильных видов, у которых значения индекса сапробности ниже по сравнению с лимнофильными организмами. В средней зоне устьевое место индекса сапробности несколько выше, чем в верхней – 2,42 ( $\beta$  – мезосапробная зона). Наибольшее среднее значение индекса наблюдается в нижней зоне (придамовой) – 2,61 ( $\alpha$  – мезосапробная зона, воды загрязненные органическими веществами), что связано в первую очередь с аккумуляцией органических веществ на данном участке. Также эта зона устья подвержена вторичному загрязнению поверхностных вод, которое происходит при целенаправленном понижении уровня воды в Воткинском пруду, в результате чего увеличивается проточность устьевое место реки в сторону дамбы, и с током воды начинается перемещение поверхностного слоя донных отложений. При этом значительно увеличивается содержание взвешенных веществ в воде.

**Заключение.** В результате зарегулирования водотока построенной дамбой и снижением водообмена р. Березовки с Воткинским прудом значительно ускорились процессы зарастания и обмеления устья. Данные процессы сопровождаются сменой комплексов организмов макрозоофитоса Лимно-сообществ с заменой лимно-реофильных видов на лимнофильные, исчезновением из состава сообществ реофильных беспозвоночных, и увеличением роли видов макрозоофитоса. В средней части устья реки сформировалась экотонная зона, которая характеризуется видовым богатством организмов макрозоофитоса, более высокими показателями плотности и биомассы, высокими значениями индексов видового разнообразия и выравненности. По результатам биоиндикации выявлено увеличение индекса сапробности устья реки вниз по течению.

#### Список литературы

- Даллакян, М.Р. Структура зообентоса сообщества зарослей реки Раздан // Эколого-биологические проблемы вод и биоресурсов: пути решения (к 50-летию образования Куйбышевского водохранилища). Сборник научных трудов. Ульяновск, 2007. С. 152-156.
- Жгарёва, Н.Н. Биоразнообразие фауны макробеспозвоночных зарослей макрофитов и оценка качества среды // Малые реки: Современное экологическое состояние, актуальные проблемы: Тез. докл. междунар. науч. конф. Тольятти, 2001. 82 с.
- Жгарева, Н.Н. Фауна зарослей // Экосистема малой реки в изменяющихся условиях. М.: Т-во научн. Изданий КМК. 2007. С 249 – 268.
- Капитонова, О.А., Мельников, Д.Г. Флора Березовского залива Воткинского пруда (Удмуртская республика) // Вестник Удмуртского университета. 2003. Сер. Биология. С. 21-33.
- Капитонова, О.А., Каргапольцева И.А., Мельников, Д.Г. Особенности формирования растительного покрова и пространственная структура макрозообентоса в условиях нарушения гидрологического нарушения водоема (на примере Березовского залива Воткинского пруда) // Известия Самарского научного центра Российской академии наук. 2011. Т. 13, № 1. С. 167-173.
- Константинов, А. С. Общая гидробиология / А. С. Константинова. М.: Высш. шк., 1986. 479 с.
- Кудрявцев, В.И., Емелин, С.В., Чуйков, Ю.С., Пирогов, В.В. Донная и зарослевая фауна как компонент экосистем низовьев дельты Волги // Природные экосистемы дельты Волги. Ленинград, 1984. С. 62-73.
- Мэгарран, Э. Экологическое разнообразие и его измерение. М.: Мир, 1992. 184 с.
- Население Днепра, его водохранилищ и устьевой области // Природа Украинской ССР. Моря и внутренние воды / Гресе В.Н., Поликарпов Г.Г., Романенко В.Д. и др. К.: Науково думка, 1987. 224 с.
- Ущерб от плотин // Природа, 2006. № 3. С. 23.
- Зорина-Сахарова К.Е. Фітофілна макрофауна водойм та водотоків ониззя Дунаю як індикатор пх екологічного стану: Автореферат дис. ... канд. біол. наук. Кіпв, 2009. 24 с.
- Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna // Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft. Muenchen, 1996. Heft 4/96. S. 548.
- Sládeček V. System of water quality from the biological point of view / V. Sládeček // Arch. Hydrobiol., Beiheft, Ergebnisse Limnol, 1973. – Bd. 7. S. 1– 218.
- Wajdowicz Z. Jeszcze o biomanipulacji / Z. Wajdowicz // Gosp. zyb. 1990. Vol. 42, № 1/3. С. 12–13.

## СТРУКТУРА ЗООПЛАНКТОНА РЕКИ МОСКВЫ ВЫШЕ И НИЖЕ ГОРОДА МОСКВЫ.

Н.В. Карташева

МГУ им. М.В. Ломоносова, Биологический факультет  
Ленинские горы, Москва, ГСП-1, 119991, Россия, nvkartash@mail.ru

Изменения в структуре зоопланктона, возникающие при неблагоприятных воздействиях, являются чувствительными показателями состояния как водной среды, так и водной экосистемы в целом. Исследования зоопланктона р.Москвы проводились ранее на отдельных участках тракта верхнего, среднего и нижнего течения реки (Герасимова, 1990, Карташева, 2008, 2009, Криксунов, 2006). Полученные нами данные дают возможность сравнения структуры зоопланктона по всему тракту.

Съемки проводили 17-21 июня 2010 года по тракту реки Москвы от Можайского водохранилища до устья. Пробы отбирали в прибрежье на 29 станциях. Точки отбора в верхнем течении реки в целом соответствовали выбранным в предыдущих исследованиях (Карташева, 2008). На территории г.Москвы было 4 станции: 17) Рублево, 18) Щукино, 19) Котельническая набережная, 20) Братеево и после города 10 станций: 21) г.Дзержинский, 22) п.Верхнее Мячково, 23) г.Жуковский, 24) с.Софьино, 25) г.Бронницы, 26) с.Фаустово, 27) г.Воскресенск, 28) с.Ачкасово, 29) п.Радужный, 30) г.Коломна устье р.Москвы. Одновременно с отбором проб зоопланктона измеряли скорость течения, содержание кислорода и температуру воды. Отбор и обработку проб зоопланктона осуществляли в соответствии со стандартными методиками (Ривьер, 1975). Для определения степени сапробности водоемов вычисляли индекс Пантале и Букка в модификации Сладечека (Sladечek, 1973).

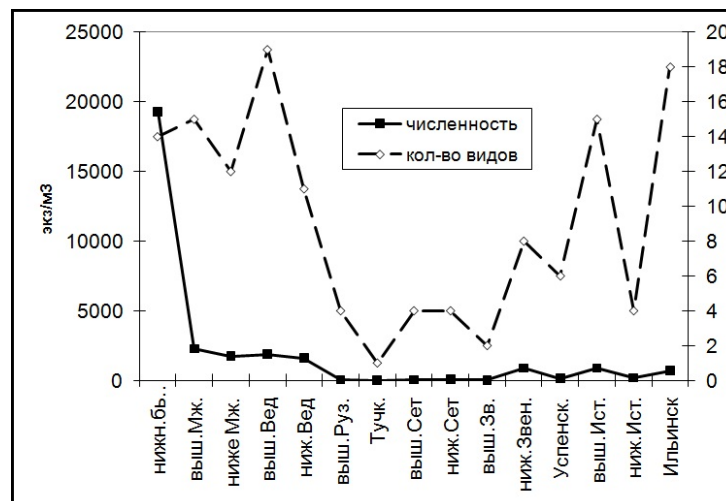
По тракту реки Москвы в период съемок выявлен 91 таксон зоопланктона. Видовое разнообразие планктонной фауны р.Москвы достигалось за счет коловраток (42) и ветвистоусых ракообразных (32), количество таксонов веслоногих ракообразных значительно ниже (15), регистрировались также остракоды и гарпактициды. Среди коловраток наиболее широко представлено семейство *Brachionidae* (14 видов и разновидностей), в семейства *Lecanidae* и *Synchaetidae* входит 5, а *Colurellidae*, *Euchlanidae*, *Notommatidae*, *Mytilinidae*, *Testudinellidae*, *Trichotriidae*, *Filiniidae*, *Asplanchnidae* по 1-2 вида. Большинство видов ветвистоусых ракообразных (22) принадлежит к семейству *Chydoridae*. Состав веслоногих ракообразных насчитывает 11 видов циклопов. Список видов зоопланктона верхнего участка р.Москвы в основном соответствовал составленному по съемкам 1994-2004 за исключением: *Alonella excisa* (Fischer), *Bythotrephes longimanus* Leydig, *Ceriodaphnia quadrangula* Sars, *Pleuroxus truncatus* (O.F.Muller), *Mytilina ventralis* (Ehrenberg), *Synchaeta oblonga* Ehrenberg. На станции Ильинское зафиксированы виды ранее не встречавшиеся в наших пробах верховья р.Москвы: *Cephalodella ventripes* (Dixon-Nuttall), *Notholca acuminata* (Ehrenberg), *Alona affinis* (Leydig), *Pleuroxus aduncus* (Jurine), *Macrothrix laticornis* (Jurine). Эти виды были отмечены в работах других исследователей (Герасимова, 1990, Кутикова, 2002).

Общее количество таксонов зоопланктона, выявленных в верхнем течении тракта р.Москвы, составляет 49, а в черте города и ниже – 71. В среднем и нижнем течении р.Москвы были обнаружены 16 видов и разновидностей зоопланктона, которые не встречались в пробах верхнего течения: *Brachionus diversicornis diversicornis* (Daday), *B. quadridentatus cluniorbicularis* Skorikov, *Keratella valga monospina* (Klausener), *Lecane bulla* (Gosse), *L. elsa* Hauer, *Notommata aurita* (Muller), *N. cyrtopus* Gosse, *Polyartra luminosa* Kutikova, *P. major* Burckhardt, *P. remata* Skorikov, *Synchaeta pectinata* Ehrenberg, *Trichocerca stylata* (Gosse), *T. ratus carinata* (Ehrenberg), *Camptocercus uncinatus* Smirnov, *Picripleuroxus denticulatus* (Birge), *Megacyclops gigas* (Claus). Большинство перечисленных видов были зафиксированы в р.Москве другими исследователями (Герасимова, 1990, Кутикова, 2002), но найденная нами в районе Котельнической набережной коловратка *B. d. diversicornis*, характерная для водоемов с высокой степенью трофии, ранее в нижнем течении р.Москвы не отмечалась.

В верхнем течении реки общая численность зоопланктона была низкой и колебалась от 40 экз/м<sup>3</sup> до 2270 экз/м<sup>3</sup>. Рассматривая характер изменения структурных показателей зоопланктона по тракту, следует отметить резкое сокращение общей численности в верховье р.Москвы за счет выпадения лимнических форм и замены их на реофильные (рис.1). Выше г. Москвы в



качественном и количественном составе зоопланктона преобладали коловратки. *Keratella quadrata* (Muller) встречалась до впадения р.Рузы, образуя плотности до 1000 экз/м<sup>3</sup>. Этот вид вместе с *Euchlanis dilatata* Ehrenberg, составлял основу комплекса коловраток и формировал 80% общей численности зоопланктона. Провал кривых на графиках совпадал с теми участками тракта реки, где отмечались высокие скорости течения, угнетающие развитие зоопланктона (рис.1). Ниже по тракту реки, где скорости течения небольшие, видовое разнообразие и численность зоопланктона восстанавливались за счет развития ветвистоусых ракообразных.

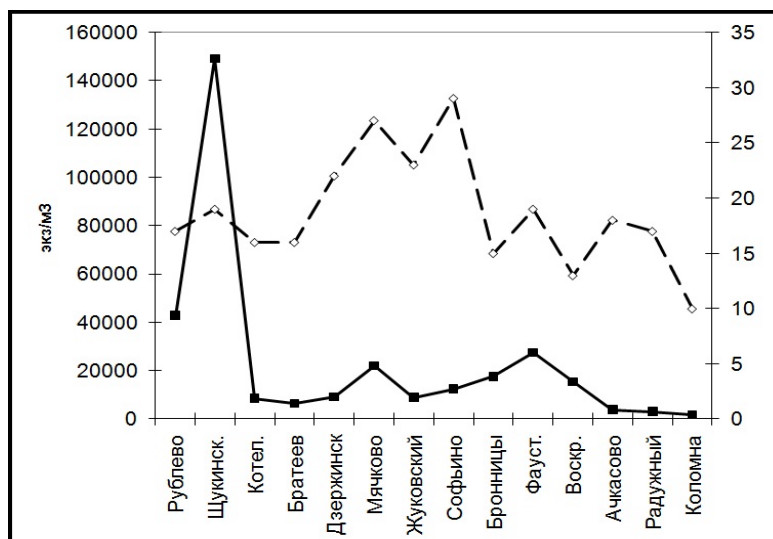


**Рис. 1.** Изменение численности и количества видов в р.Москве выше г. Москвы.

В черте г.Москвы и ниже общая численность зоопланктона колебались в широких пределах, самые низкие значения (1670 экз/м<sup>3</sup>) отмечались в устье р.Москвы г.Коломна. Начиная со станции Рублево, количество зоопланктона скачкообразно возрастало, образуя максимум в районе Щукино (рис.2). После прохождения воды через город общая численность зоопланктона на станциях Котельническая набережная и Братеево низкая. Число видов в черте г.Москвы остается примерно на одном уровне, но их состав и количественное распределение значительно отличались. В Рублево и Щукино доля ветвистоусых ракообразных в общей численности зоопланктона составляла 83-98% при доминировании *Bosmina longirostris* (Muller). Ниже по течению в районе Котельнической набережной наблюдалось количественное превосходство веслоногих ракообразных, особенно личиночных стадий циклопов, которые формировали 64% общей численности зоопланктона. Из коловраток в этой точке тракта реки основную массу представляли бделлоидные, *B.d. diversicornis*. В районе Братеево отмечалась самая высокая по тракту температура воды (21.5<sup>0</sup>С) и самое низкое содержание кислорода в ней (5.13 мг/л). Это связано с выбросами со станции аэрации в Курьяново. Наибольший вклад в формирование общей численности зоопланктона здесь вносили коловратки, особенно виды, в массе развивающиеся в аэротенках: бделлоидные, *E. dilatata*, *Lecane luna* (Muller), *L. bulla* (Кутикова, 1984). Возможно, органические загрязнения в стоках провоцировали их развитие.

Ниже г.Москвы и до устья реки изменения численности зоопланктона были незначительными с некоторыми увеличениями в районе п. Верхнее Мячково и с.Фаустово (рис.2). Наибольшее разнообразие зоопланктона отмечалось в п. Верхнее Мячково и с. Софьино. Здесь вновь выявленные виды составляли почти треть общего списка видового состава зоопланктона. Возможно, это связано с возникновением более широких экологических возможностей, появляющихся при наличии шлюзов.

В с. Софьино и с. Фаустово доля ветвистоусых ракообразных достигала 55% от общей численности зоопланктона, которая была составлена *B. longirostris*, *Chydorus sphaericus* (O.F.Muller), *Sida crystallina* (Muller). Как видно из графика 2 в районах городов заметно снижалось количество видов зоопланктона. Общая численность зоопланктона в значительной мере обеспечивалась коловратками, среди которых доминирующими были представители р. *Brachionus*, прежде всего *B. calyciflorus*. В этих же точках отмечались другие индикаторные β-α и α сапробные виды: *Brachionus angularis* Gosse, *Filinia longiseta* (Ehrenberg).



**Рис. 2.** Изменение численности и количества видов в р.Москве в черте и ниже г. Москвы. Условные обозначения как на рисунке 1.

Величина индекса сапробности выше г. Москвы колебалась от 1.51 до 1.7 (средняя 1.56), а в черте и ниже города от 1.5 до 1.89 (средняя 1.62), что соответствует  $\beta$ -мезосапробной зоне и 3-му классу качества вод. Повышенные значения индекса сапробности были на станциях г.Жуковский, г. Коломна, где ощущалось влияние стоков очистных сооружений.

Таким образом, при достаточно богатом видовом разнообразии общая численность зоопланктона в верховье р. Москвы низкая. Она более чем в 20 раз ниже численности, наблюдаемой в среднем и нижнем течении. Планктонная фауна р.Москвы включала 91 таксон, из которых 42 – коловратки, 32 – ветвистоусые и 15 веслоногие ракообразные. В верховье выявлено 49 видов зоопланктона, а в черте и ниже г. Москвы 71, причем 16 из них не встречались в пробах верхнего течения. Качество воды р. Москвы выше и ниже города соответствуют  $\beta$ -мезосапробной зоне (умеренно загрязненная). Наиболее загрязненные участки тракта обнаружены на территории городов Жуковский и Коломна.

#### Список литературы:

- Герасимова Т. Н. Зоопланктон и качество воды Москвы-Реки //Водные ресурсы, 1990, № 5, с.75-84.  
 Карташева Н.В. Оценка экологического состояния реки Москвы по структурным характеристикам зоопланктона //Материалы III Всероссийской конференции по водной токсикологии. Борок: Яросл. печ. двор, 2008. – С.197-200.  
 Карташева Н.В. Особенности структуры зоопланктона реки Москвы в верхнем течении // Бюлл. МОИП, отд. биол. 2009. Т.114, вып.3, прил.1, ч.1. С. 421-425.  
 Криксунов Е.А., Пушкар В. Я., Лобырев Ф.С., Бурменский В.А., Щеголькова Н.М., Бобырев А.Е. Структурно-функциональная организация биоценозов и ихтиофауна Москвы-реки на городском участке //Водные ресурсы, 2006, №6, с.651-660.  
 Кутикова Л.А. Класс коловратки –Rotifera Cuvier //Фауна аэротенков: Атлас. Л. Наука.1984. с.187-242  
 Кутикова, Л. Н., Николаева И. П. Каталог видов коловраток (Rotifera) пресных вод Северо-Запада России [Электронный ресурс]. СПб: ЗИН РАН, 2002.  
 Ривьер И.К. Зоопланктон и нейстон. Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. 1975.М. Наука, с.138-157.  
 Sladeczek V. System of water quality from biological point of view. Arch.Hydrobiol. Bieheft 7, Ergebnisse Limnol., 1973, N 7, 218 s.

## ИЗУЧЕНИЕ ВЛИЯНИЯ НЕФТИ НА КОЛОВРАТОК

М.В. Ковальская

Томский государственный университет систем управления и радиоэлектроники  
634050 Томск, просп. Ленина, 40, Россия, kovalsckaya.m@yandex.ru

Коловратки являются основными представителями микрозоопланктона, являющегося наиболее перспективной группой для биологического анализа и контроля загрязнения вод (Кренева, 1992). Пассивно перемещаясь с водными массами, имея короткий жизненный цикл, коловратки реагируют резкими колебаниями численности на быстрое изменение условий обитания (в первую очередь трофического и токсического факторов) (Бакаева, 2006). Коловратки используются как биологические индикаторы свойств воды: отмечается чувствительность солоноводных коловраток к различным токсичным веществам, производным нефти (Феррандо, 1992, Шнель, 1991, 1998).

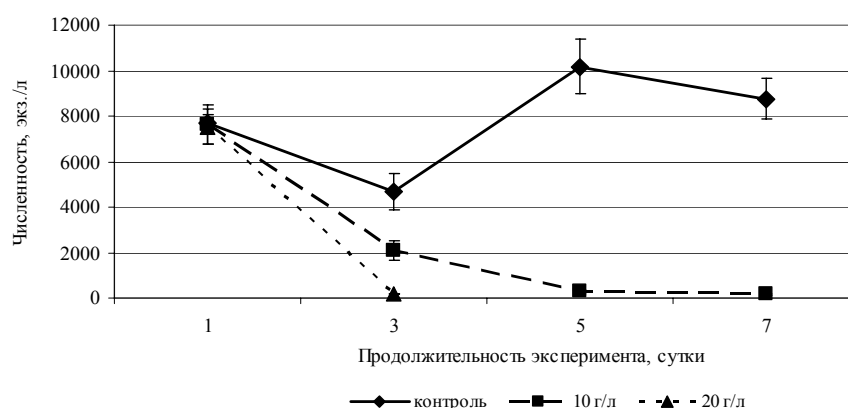
Увеличение объемов добычи нефти приводит к усилению техногенной нагрузки на все компоненты экосистемы, в том числе и на водные объекты. Нефтяные углеводороды являются высокотоксичными соединениями. Под действием нефти происходят глубокие перестройки в организме гидробионтов, часто затрагивающие генетический аппарат. Наиболее опасна нефть для организмов, находящихся на ранних стадиях развития. Икра многих видов рыб погибает или из нее появляется неполноценное потомство при концентрациях нефти ниже ПДК (Бакаева, 2006).

Нефть оказывает поражающее действие на гидробионтов даже при кратковременном воздействии (минуты, часы), приводя к гибели уже после перенесения в чистую морскую воду (Шадрина, 1997).

При нефтезагрязнениях водоёмов показано изменение численности коловраток (Лоскутова, 2004). В то же время отсутствие количественных данных изменений численности популяций в зависимости от концентрации нефтезагрязнений затрудняет использование исследуемой группы организмов при оценки уровня нефтезагрязнений водоёмов.

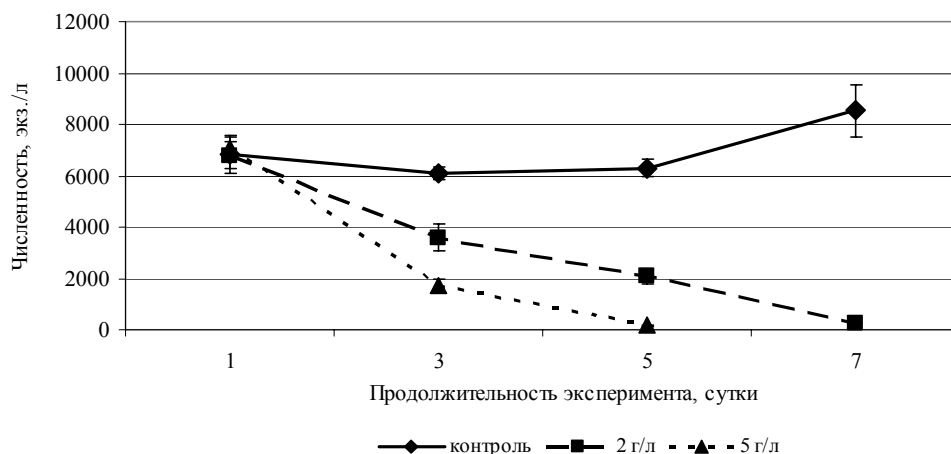
Целью данной работы являлось исследования влияния различных концентраций нефти на популяцию коловраток *Brachionus plicatilis* (Muller 1786) в контролируемых условиях.

Среднестатистические данные изменений численности коловраток в зависимости от различных концентраций представлены на рис. 1, 2, 3. Анализ этих данных позволяет заметить, что концентрации нефти 20, 10, 5, 2, 1, 0.5 г/л приводят к изменению численности коловраток с 3 суток.

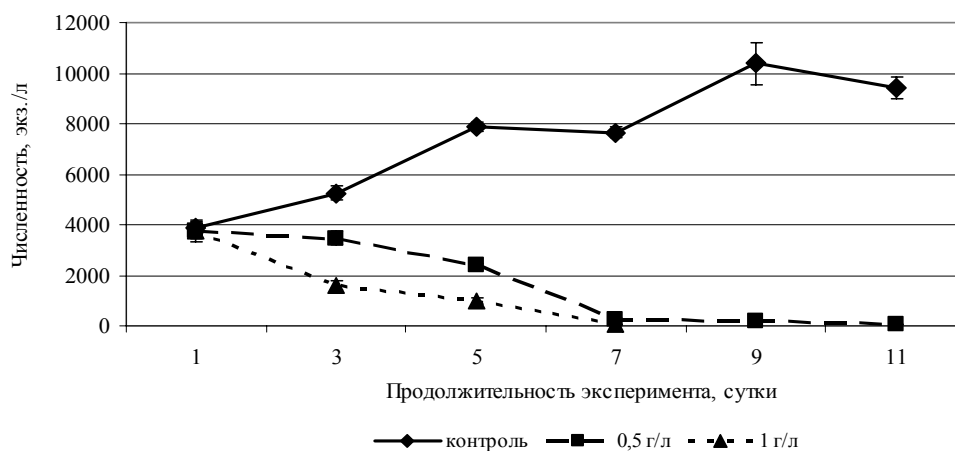


**Рис. 1.** Изменение численности коловраток в зависимости от концентрации нефти 10 и 20 г/л.

При загрязнении 20 г/л наблюдается резкое снижение численности беспозвоночных на 3 сутки до  $200 \pm 12$  экз./л по сравнению с контролем -  $2087 \pm 417$  экз./л и на 5 сутки наблюдается гибель в аквариуме с нефтью. При снижении концентрации нефти до 10, 5, 2, 1, 0.5 г/л воды, происходит более медленное снижение численности по сравнению с концентрацией 20 г/л. Коловратки выживают дольше всего (11 суток), когда концентрация нефти 0.5 г/л.



**Рис. 2.** Изменение численности коловраток в зависимости от концентрации нефти 2 и 5 г/л.



**Рис. 3.** Изменение численности коловраток в зависимости от концентрации нефти 0.5 и 1 г/л.

Таким образом, наибольшие изменения численности коловраток наблюдаются после внесения нефти. На снижение численности коловраток оказывают влияние даже маленькие концентрации (0.5 г/л) внесения нефти.

Исследование выполнено при финансовой поддержке Министерства образования и науки РФ – в рамках реализации ФЦП «Научные и научно-педагогические кадры инновационной России» на 2009 – 2013 годы (государственный контракт № 14.740.11.0504).

#### Список литературы

- Бакаева Е. Н. Гидробионты в оценке качества вод суши / Е. Н. Бакаева, А. М. Никаноров – Ин-т вод. проблем РАН. – М. : Наука, 2006. – 239 с.
- Кренева С. В. Система экологического контроля состояния природных вод // Гидробиологический журнал 1992. Т. 29. № 3. С. 88-95.
- Лоскутова О. А., Фефилова Е. Б. Зоопланктон и зообентос рек Печорского бассейна в условиях аварийного загрязнения нефтепродуктами // Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление. 2004. Т. 6. № 2. С. 146-162.
- Шадрина Л. А. Экотоксикологическое картирование морских прибрежных вод методом биотестирования // Гидробиологический журнал 1997. Т. 33. № 6. С. 50-55.
- Ferrando M. D., Andreu-Moliner E. Acute toxicity of toluene, hexane, xylene and benzene to the rotifers *Brachionus calyciflorus* and *Brachionus plicatilis* // J. Bull. Envir. Cont. Toxic. 1992. V. 49, P. 266–271.
- Snell T. W., Moffat B. D., Janssen C., Persoone G. Acute toxicity Tests Using Rotifers. IV. Effects of Cysts Age, Temperature and Salinity on the Sensitivity of *Brachionus calyciflorus*. // J. Ecotoxicol Envir. Safety. 1991. V. 24, P. 308–317.
- Snell T. W., Janssen C. R. Microscale toxicity testing with rotifers. In Wells, P. G., K. Lee & Ch. Blaise (eds), Microscale Testing in Aquatic Toxicology, Advances, Techniques and Practice. CRC Press. 1998, P. 409–422.

## СТРУКТУРНЫЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ ЗООПЛАНКТОНА ОЗЕР КАЗАХСТАНА В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ

Е.Г. Крупа

*Институт зоологии КН МОН  
аль Фараби 93, Алматы, Казахстан, 050060 elena\_krupa@mail.ru*

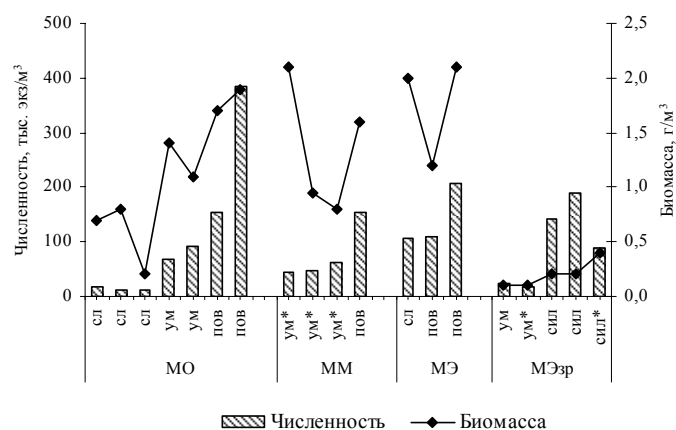
Одной из важнейших задач гидробиологии была и остается типология водоемов по трофическому статусу, оценку которого проводят на основе многолетних рядов данных за вегетационный сезон по уровню первичной продукции (Бульон, 1987), биомассе фитопланктона, зоопланктона или зообентоса (Крючкова, 1987). При отсутствии для большинства водоемов Казахстана необходимого массива данных, представляется целесообразным проведение сравнительного анализа зоопланктона в зависимости от интенсивности и характера антропогенной нагрузки, которые в настоящее время являются главными факторами, ускоряющими процессы естественного евтрофирования водных экосистем. Следует также принимать во внимание, что повсеместное присутствие токсикантов может препятствовать развитию сообществ гидробионтов до уровня, соответствующего количеству поступающих и накопленных питательных веществ, что затрудняет оценку трофического статуса водоемов.

Сборы зоопланктона в пресных озерах различных регионов Казахстана осуществляли летом 2000-2009 гг. Для описания структуры зоопланктона определяли суммарные количественные показатели, состав и число доминирующих видов, долю групп и долю циклопов в численности и биомассе, величину средней индивидуальной массы особи, соотношение полов и долю особей с отклонениями в морфологии в популяциях веслоногих. Графики структуры доминирования видов строили согласно Р. Уорвик (Warwick, 1986). Буквенное обозначение типов структуры доминирования видов в зоопланктоне дается согласно разработанной ранее классификации (Крупа, 2010). Разнообразие зоопланктона оценивали по индексу Шеннона-Уивера (Нч, бит/экз, Нб, бит/мг) (Мэггаран, 1998). На гидрохимический анализ и содержание тяжелых металлов отобрано 300 проб воды.

При сравнительном анализе озера 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<sub>зр</sub>, глубины 1,0-3,0 м). По уровню антропогенной нагрузки выделены: слабо загрязненные (сл., отсутствуют организованные источники загрязнения, ненарушенный водосбор), 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) водоемы. Токсическое загрязнение озер оценивали по уровню содержания тяжелых металлов и наличию в зоопланктоне уродливых особей циклопов (в таблице и на рисунках отмечено звездочкой).

Разнообразие зоопланктона изменялось от 10-12 до 36-45 видов, с минимальными значениями показателя в горных холодноводных озерах, удаленных от источников антропогенного воздействия. Высоким разнообразием по общему и среднему числу видов характеризовались сообщества мелководных зарастающих озер.

Средняя численность озерного зоопланктона составила  $117,2 \pm 33,5$  тыс. экз/м<sup>3</sup>, при биомассе  $1,3 \pm 0,2$  г/м<sup>3</sup>. Зоопланктон глубоководных холодноводных озер в условиях минимального антропогенного воздействия был беден в количественном отношении. При усилении антропогенной нагрузки происходило увеличение численности планктонных организмов (рисунок 1), наиболее интенсивное в глубоководных холодноводных и умеренно холодноводных озерах, что может быть обусловлено особенностями температурного режима. Короткий вегетационный сезон, низкие и умеренные температуры воды летом способствовали недоиспользованию и интенсивному накоплению в таких озерах питательных веществ. При достижении определенного критического уровня накопления органических веществ происходили резкие перестройки структуры сообществ гидробионтов, что мы наблюдали в оз. Маркаколь, загрязняемом животноводческими стоками, при снижении уровня воды в горном бессточном Тургеньском озере.



**Рис. 1** – Численность и биомасса зоопланктона озер при различном уровне антропогенной нагрузки

Величины биомассы достигали максимума при повышенной биогенной нагрузке в глубоководных и морфометрически эвтрофных, но слабо зарастающих озерах. В условиях мелководья и развития макрофитов, конкурирующих с фитопланктоном за биогенные элементы, биомасса зоопланктонных сообществ была минимальной в ряду исследованных озер.

Помимо увеличения количественных показателей планктонных сообществ, происходила смена состава доминирующих групп – с ротаторно-кладоцерного на копеподно-кладоцерный, в сильно зарастающих мелководных озерах – на ротаторно-ротаторный (таблица 1).

Состав доминирующих видов был различен. Характерными компонентами зоопланктона холодноводных глубоководных озер являлись крупные виды ракообразных (*Daphnia longispina*, *D. galeata*, *D. pulex*, *Acanthodiptomus denticornis*, *Eudiaptomus graciloides*), коловратки *Bdelloida*, *Asplanchna priodonta*. Из представителей отряда Cyclopoidea встречались только немногочисленные *Cyclops vicinus* и *Megacyclops viridis*. При умеренной антропогенной нагрузке фон сообщества формировали как крупные (*Daphnia galeata*, *Eudiaptomus graciloides*), так и более мелкие по размеру виды (*Ceriodaphnia pulchella*, *Bosmina kessleri*, *Diaphanosoma macrophthalma*, *Mesocyclops leuckarti*). Среди Copepoda усиливалось значение циклопов, хотя каляниды еще сохраняли доминирующее положение, преимущественно по биомассе. При повышенной нагрузке спектр доминантов сужался до одного-двух видов: в Маркаколе – *Bdelloida* (по численности) и *Arctodiptomus bacillifer* (по биомассе), в Тургенском – *Keratella quadrata* (по численности) и *Acanthodiptomus denticornis* (по биомассе).

В группе озер средней глубины (морфометрически мезотрофных) состав доминантных комплексов был близок и включал средние и мелкие виды ракообразных – *Arctodiptomus salinus*, *Diaphanosoma lacustris*, *Mesocyclops leuckarti*, *Thermocyclops crassus*, при повышенной нагрузке еще и *Bosmina longirostris*.

При слабом антропогенном воздействии на морфометрически эвтрофные озера состав доминирующих видов был аналогичен таковому глубоководных холодноводных: *Daphnia longispina*, *D. galeata*, *Eudiaptomus graciloides*. Высокой численности достигали коловратки *Keratella quadrata longispina* и *Hexarthra fennica*. Также как и в морфометрически олиготрофных озерах, при повышении антропогенного воздействия на мелководные озера доминирование переходило к более мелким видам ракообразных родов *Bosmina* и *Diaphanosoma* (на юге – *D. lacustris*, *B. longirostris*, на севере – *D. brachyurum* и *B. kessleri*).

Усиливалось значение циклопа *Mesocyclops leuckarti*. Существенные изменения структуры сообществ отмечались в мелководных зарастающих озерах. Доминантные комплексы зоопланктона были представлены зарослевыми видами коловраток и ветвистоусых, младшими возрастными стадиями веслоногих, при наиболее равномерном в ряду выделенных морфометрических категорий озер распределении видов по численности и биомассе.

Изменения структуры доминирования видов в озерном зоопланктоне при усилении антропогенной нагрузки заключались в постепенном сближении кривых биомассы и численности до более или менее полного их совпадения, пересечения и (в одном случае) расположения кривой численности выше кривой биомассы. При смене типа доминирования виды Cladocera уступали первый ранг по обилию Copepoda, в начале в общей численности, а затем и в биомассе зоопланктона.

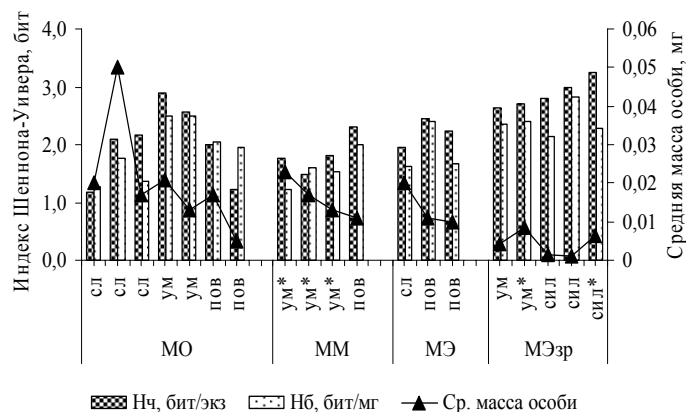
**Таблица 1.** Сравнительная характеристика зоопланктона озер в условиях антропогенной нагрузки

Морфометрический тип водоема	Уровень антропогенной нагрузки	Структурные показатели зоопланктона						
		численность <sup>1</sup> биомасса	доминирующая группа	доминирующие виды <sup>2</sup>	Нч Нб	средняя инд. масса, мг	тип доминирования видов	♂♂:♀♀ Copepoda
олиготроф-ный (МО)	слабый	<u>10-20</u> 0,2-0,8	<u>Rotifera</u> Cladocera	1, 5, 8	<u>1,0-2,0</u> 1,4-1,8	0,020-0,050	Б>Ч, Б≥Ч	0,9-3,0
	умеренный	<u>50-100</u> 1,0-1,5	<u>Copepoda</u> Cladocera	2-4, 6	<u>2,5-3,0</u> 2,5-2,7	0,013-0,021	Б=Ч, БХЧ	0,2-3,0
	повышенный	<u>100-250</u> 1,5-4,5	<u>Rotifera</u> Cladocera	9, 11, 12	<u>1,7-2,2</u> 1,7-2,4	0,013-0,017	БХЧ, Ч>Б	1,1-1,6
мезотроф-ный (ММ)	умеренный*	<u>40-70</u> 0,8-2,1	<u>Copepoda</u> Cladocera	3, 6, 7, 9	<u>1,5-1,8</u> 1,2-1,6	0,015-0,020	Б≈Ч	0,4-2,8
	повышенный	<u>120-150</u> 1,2-1,5	<u>Copepoda</u> Cladocera	4, 6, 7	<u>2,0-2,3</u> 2,0-2,3	0,011-0,013	Б=Ч	0,6-1,0
эвтроф-ный 1 (МЭ)	слабый	<u>90-100</u> 1,6-2,0	<u>Rotifera</u> Cladocera	1, 12, 13	<u>1,9-2,0</u> 1,5-1,7	0,020-0,025	Б≥Ч	0,7-0,8
	повышенный	<u>150-200</u> 1,8-2,2	<u>Cop/Rot</u> Cladocera	6, 1	<u>1,9-2,2</u> 1,5-1,7	0,010-0,011	Б≥Ч	0,2-0,3
эвтрофный 2 (МЭ <sub>зр</sub> )	умеренный*	<u>15-20</u> 0,1-0,2	<u>Rot/Cop</u> Rot/Cop	10, 14	<u>2,3-2,7</u> 2,0-2,4	0,004-0,008	Б≈Ч, Б=Ч	отсут- ствуют
	повышенный	<u>90-120</u> 1,0-1,5	<u>Copepoda</u> Cladocera	6, 3, 4	<u>2,4-2,6</u> 2,1-2,6	0,009-0,013	БХЧ	0,2-1,0
	сильный	<u>150-200</u> 0,2-0,3	<u>Rotifera</u> Rotifera	14, 10	<u>2,8-3,0</u> 2,2-2,9	0,001-0,002	Б≈Ч	отсут- ствуют
	сильный*	<u>60-90</u> 0,3-0,4	<u>Rotifera</u> Rotifera	10, 14, 15	<u>3,0-3,3</u> 2,2-2,5	0,004-0,006	-	отсут- ствуют

Примечания: 1 Численность, тыс. экз/м<sup>3</sup>, биомасса, г/м<sup>3</sup>, Нч – бит/экз, Нб – бит/мг, ♂♂:♀♀ – отношение численности самцов и самок в популяциях веслоногих, \* – наличие токсического загрязнения;

2 Цифрами обозначены: 1 – *Daphnia*, 2 – *Ceriodaphnia*, 3 – *Diaphanosoma*, 4 – *Bosmina*, 5 – *Cyclops*, 6 – *Mesocyclops*, 7 – *Thermocyclops*, 8 – *Calanoida*, 9 – *Arctodiaptomus*, 10 – *Cyclopoida*, 11 – *Bdelloida*, 12 – *Keratella*, 13 – *Hexarthra*, 14 – зарослевые виды, 15 – *Acanthocyclops*.

Изменения состава доминирующих групп и видов в зоопланктоценозах отражали значения средней индивидуальной массы особи. Снижение величины показателя происходило в двух направлениях – при уменьшении глубины озер (МО→ММ→МЭ→МЭ<sub>зр</sub>) и в каждой морфометрической категории при усилении антропогенного воздействия (рисунок 2).



**Рис. 2.** Динамика разнообразия по Шеннону-Уиверу и величины средней массы особи в зоопланктонных сообществах озер при различном уровне антропогенной нагрузки

Динамика разнообразия зоопланктона по Шеннону-Уиверу имела свои особенности. В глубоководных озерах наибольшие величины показателя отмечались при умеренном воздействии, далее значения индекса разнообразия снижались. В мелководных озерах разнообразие зоопланктона возрастало в двух направлениях: при снижении глубин и усилении зарастаемости акваторий (ММ→МЭ→МЭ<sub>зр</sub>) и при повышении антропогенной нагрузки. В целом по всем озерам при уменьшении величины средней индивидуальной массы особи в сообществах происходило достоверное повышение значений индекса Шеннона-Уивера (H6) ( $R=-0,497$ ,  $p<0,05$ ), что обусловлено происходящей заменой крупных видов более мелкими и одновременным усилением их выравненности. Выявленная нами обратная зависимость между величиной индекса Шеннона-Уивера и средними размерами особи отмечалась ранее для зоопланктоценозов литоральной зоны Днепровских водохранилищ (Зимбалева с соавт., 1987).

Половая структура популяций веслоногих характеризовалась чаще всего нормальным соотношением полов. В ряде случаев отмечалось доминирование самцов, но не более чем в 1,5-3,0 раза. В отдельные годы при сопутствующем токсическом загрязнении озер Сасыкколь, Кошкарколь, а также в наиболее загрязненных частях акватории оз. Балхаш самцов веслоногих было существенно больше, чем самок – в 2,8-9,5 раз.

Таким образом, возрастание антропогенной, преимущественно биогенной нагрузки на исследованные озера сопровождалось увеличением численности и биомассы зоопланктона, сменой состава доминирующих групп и видов, снижением величин средней индивидуальной массы особи, что, как показали исследования лимнических систем гумидной зоны (Андроникова, 1996), характеризовало усиление процессов эвтрофирования. При этом средняя величина биомассы зоопланктона олиготрофных озер гумидной зоны –  $0,7\pm0,2$  г/м<sup>3</sup> (Андроникова, 1996), была аналогична таковой горных глубоководных озер Казахстана ( $0,6\pm0,2$  г/м<sup>3</sup>) при минимальном уровне антропогенного воздействия. В то же время средняя биомасса зоопланктона эвтрофных озер гумидной зоны –  $3,6\pm0,6$  г/м<sup>3</sup>, была существенно выше, чем в исследованных нами (не более 2,0 г/м<sup>3</sup>) даже при повышенной биогенной нагрузке. Существенное снижение количественных показателей зоопланктона наблюдалось в озерах категории МЭ<sub>зр</sub>, которые в силу своей мелководности, значительной зарастаемости дна и поверхности, преобладании черных илов часто с запахом сероводорода, наличием заморных явлений отнесены к гиперэвтрофным водоемам. Таким образом, вслед за И.Н. Андрониковой (1996) можно констатировать нелинейное изменение численности и биомассы зоопланктонных сообществ в процессе эвтрофирования лимнических экосистем, в отличие от распространенного положения (Китаев, 1986) о последовательном увеличении количественных показателей в указанном направлении.

Противоречивые мнения существуют об изменении разнообразия гидроценозов по индексу Шеннона-Уивера под влиянием загрязнения. Общепринятым считается положение о снижении числа видов и их выравненности в сообществах под влиянием органического загрязнения



(Андроникова, 1996). Противоположная точка зрения базируется на имеющихся фактах повышения разнообразия в условиях слабого загрязнения (Протасов, 2006), что подтверждают данные моделирования о сосуществовании большего числа видов при повышении уровня трофии водоемов (Семенченко и др., 2005). В исследованных нами тепловодных озерах разнообразие зоопланктона по индексу Шеннона-Уивера возрастало при уменьшении глубин и усилении биогенной нагрузки, что в целом характеризовало усиление процессов евтрофирования. Очевидно, нелинейный характер динамики разнообразия зоопланктона, отмеченный нами в глубоководных холодноводных озерах, будет проявляться и для равнинных тепловодных водоемов при наличии достаточно широкого градиента органического загрязнения. При этом ввиду большей устойчивости равнинных тепловодных озер к внешним воздействиям, максимум разнообразия сообществ можно ожидать при повышенном, а не умеренном уровне биогенной нагрузки.

#### Список литературы

- Андроникова И.Н. Структурно-функциональная организация зоопланктона озерных экосистем разных трофических типов. – СПб.: Наука, 1996. – 189 с.
- Булъон В.В. Первичная продукция планктона и классификация озер // Продукционно-гидробиологические исследования пресноводных экосистем. – Л.: Наука, 1987. – С. 45-51.
- Зимбалева Л.Н., Плигин Ю.В. и др. Структура и сукцессии литоральных биоценозов Днепровских водохранилищ. – Киев: Наукова Думка, 1987. – 204 с.
- Китаев С.П. О соотношении некоторых трофических уровней и «шкалах трофности» озер разных природных зон // Тез. докл. 5-го съезда ВГБО. – Тольятти, 1986. – С. 254-255.
- Крупа Е.Г. Структура зоопланктона экологически разнотипных водоемов и водотоков Казахстана: автореф. .... док. биол. наук: 03.00.08 – зоология. – Алматы, 2010. – 38 с.
- Крючкова Н.М. Структура сообществ зоопланктона в водоемах разного типа // Продукционно-гидробиологические исследования водных экосистем. – Л.: Наука, 1987. – С. 184-197.
- Мэгарран Э. Экологическое разнообразие и его измерение. – М.: Мир, 1998. – 184 с.
- Протасов А.А. Методологические и методические проблемы использования показателей разнообразия для биоиндикации // Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем. – СПб., 2006. – С. 122-123.
- Семенченко В. П., Разлуцкий В. И., Фенева И. Ю. Биотические взаимоотношения как фактор, влияющий на успех вселения ветвистоусых ракообразных в водные сообщества // Чужеродные виды в Голарктике. – Борок, 2005. – С. 116-117.
- Warwick R.M. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities // Mar. Biol. – 1986. – Vol. 92, № 4. – P. 557-562.

### ***COCCONEIS PLACENTULA* КАК ПОКАЗАТЕЛЬ КАЧЕСТВА ВОДЫ В РЕКАХ**

Д.В. Малащенко

*Московский государственный университет им. М.В.Ломоносова,  
Москва, Россия, selenastrum@mail.ru*

Оценка качества воды по сообществу фитопланктона в реках при помощи стандартных методов и расчета индексов сапробности не является достаточно информативной ввиду несовершенства данных методов, а также сложной структуры реопланктона и сильного влияния на него гидродинамических характеристик водотока.

Диатомовые водоросли являются неотъемлемой и весомой составляющей фитопланктонного сообщества рек, присутствуя в нем в течение всего сезона, а также служат главным компонентом сообществ перифитона и микрофитобентоса.

В летний сезон на исследованном участке реки Москвы от нижнего бьефа Можайского водохранилища до пос. Ильинское диатомовые были представлены 80 видами и разновидностями, что составляет 32 % от общего числа обнаруженных видов фитопланктона. Истинно планктонные формы были представлены в основном центрическими диатомеями и некоторыми видами фрагиляриевых, в то время как основную массу составляли бентосные диатомеи ( $P/B = 0.26$ ).

На исследованном участке численность диатомовых составляла до 60 % от общей численности фитопланктона, достигая значений  $3.2 \text{ млн. кл.л}^{-1}$ . По биомассе диатомовые водоросли доминировали на протяжении всего исследованного участка тракта (до 91 % от общей биомассы фитопланктона).

Одним из важнейших структурообразующих факторов в реке Москве является скорость течения, которая на исследованном участке нередко достигала  $0.5 \text{ м} \cdot \text{сек}^{-1}$ , не давая тем самым интенсивно развиваться истинно планктонным водорослям (Хромов, 2002, 2003). В то же время, скорость течения  $0.5 \text{ м} \cdot \text{сек}^{-1}$  является тем пределом, свыше которого процесс эрозии прикрепленных водорослей перекрывает преимущества в улучшении условий доставки биогенов (Русанов, 2002; Русанов, Хромов, 2001), и в фитопланктоне появляются смытые водоросли эпифитона, которые вносят существенный вклад в формирование численности и биомассы на исследованном участке реки.

При таких значениях скоростей течения в фитопланктон попадают и водоросли с нижнего, сильно связанного с субстратом «яруса», в том числе *Cocconeis placentula* Ehr., который прикреплен к субстрату всей поверхностью клетки посредством мукополисахаридной субстанции и устойчив при нагрузке, как минимум в десять раз большей, нежели большинство видов бентосных диатомовых (Русанов, 2002).

В фитопланктоне реки Москвы *Cocconeis placentula* Ehr. на исследованном участке тракта выступает как один из главных доминантов как по численности, так и по биомассе (до 36.6 % от общей биомассы фитопланктона).

Сообщество фитопланктона, в отличие от сообществ обрастателей, наиболее ярко реагирует на изменение окружающей среды из-за его чувствительности к изменениям физико-химических свойств воды и быстрому отклику, благодаря краткому циклу развития. При расчете стандартного индекса сапробности по Пантле-Букку в модификации Сладечека (S) (Шитиков и др., 2003) обилие в фитопланктоне видов-обрастателей, смытых с субстрата, искажает оценку качества воды в реке. В верховье реки Москвы большинство прикрепленных диатомовых – индикаторов качества воды, – являются индикаторами  $\beta$ -мезосапробной и олигосапробной зон.

Для реки Москвы *Cocconeis placentula* Ehr. – типичный обрастатель макрофитов, широко представленных в верховье. При высоких скоростях течения и наличии макрофитов данный вид в массе обнаруживается ниже по течению. Кроме того, *Cocconeis placentula* Ehr. является эврисапробом (Барина и др., 2000, 2006), и способен ассимилировать органическое вещество в средах с различной его концентрацией.

При невысоком значении индивидуального индекса сапробности  $s_i$  (1.35) (Барина и др., 2000) высокое обилие кокконеиса значительно занижает значения индекса сапробности S. Так, на станции «г. Тучково», где было отмечено развитие эвгленофитовой водоросли *Euglena viridis* Ehr., которая является индикатором полисапробной зоны, массовое появление в фитопланктоне на данной станции *Cocconeis placentula* Ehr., смытого с макрофитов выше по течению существенно уменьшило значение индекса сапробности (с 3.0 до 1.9). В таких случаях, на основании значений данного индекса невозможно выявить существенных локальных изменений качества воды, и метод Пантле-Букка не работает.

Обилие индикаторных видов-обрастателей в составе фитопланктонного сообщества рек с относительно высокими скоростями течения вообще, и *Cocconeis placentula* Ehr. в фитопланктоне реки Москвы в частности не только позволяет говорить о реопланктоне как о сложном сообществе с неоднородным составом, но и обращает внимание на несовершенство общепринятых методик при оценке качества воды по сообществам микроводорослей. Для того, чтобы выявить изменения среды и загрязнения приходится непосредственно изучать фитопланктонное сообщество на каждой конкретной точке отбора проб, поскольку общепринятые индексы качества воды не дают исчерпывающей информации. В результате в большинстве случаев при расчетах сапробности получаются  $\beta$ -мезосапробные зоны (Шитиков и др., 2003), а порой система сапробности практически не работает в условиях высоких скоростей течения водотоков.

Поэтому, для более точной оценки качества воды общепринятыми методами биоиндикации и выявления локальных загрязнений важно учитывать не только видовой состав индикаторных организмов, но и механизмы их появления в фитопланктоне на конкретной станции отбора проб, а также приуроченность к местообитанию конкретных видов-индикаторов. Также перспективным представляется разработка индекса сапробности для водотоков с учетом сильного влияния гидродинамических факторов на состав и динамику индикаторных видов фитопланктона.

#### Список литературы

Барина С.С., Медведева Л.А., Анисимова О.В. Водоросли-индикаторы в оценке качества окружающей среды. – М.: ВНИИ природы, 2000. – 150 с.

Барина, С.С., Медведева, Л.А., Анисимова, О.В. Биоразнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды. – Тель-Авив: PiliesStudio, 2006. – 498 с.

Русанов А.Г. Пространственно-временная изменчивость сообщества эпифитона реки Москвы и факторы ее регулирующие: Дис... канд.биол.наук. – М.: МГУ, 2002. – 162 с.

Хромов В.М. Влияние скорости течения на структурные характеристики фитопланктона //Материалы межд. конф. «Новые технологии в защите биоразнообразия в водных экосистемах». М.: Макс-Пресс, 2002. – С. 67.

Хромов В.М. Влияние скорости течения на развитие фитопланктона в реке Москве //Водные экосистемы и организмы. М.: Макс-Пресс, 2003. – №4 – С. 124.

Шитиков В.К., Розенберг Г.С., Зинченко Т.Д. Количественная гидроэкология: методы системной идентификации. – Тольятти: ИЭВБ РАН, 2003. – 463 с.

Rusanov A.G., Khromov V.M. Periphyton biomass and community composition in the Moscow river: the relative effects of flow and nutrients. In: Aquatic ecosystems and organisms – 3. Ecological studies, hazards and solutions. M. Max-Press, 2001. – Vol.5 – P. 31-33.

## **ВЛИЯНИЕ ГИДРОТЕХНИЧЕСКИХ РАБОТ НА ОРГАНИЗМЫ ЗООБЕНТОСА (ОБЗОР)**

М.В.Медянкина, С.С. Ханыгина

ФГУП «ВНИРО», 107140, г. Москва, ул. Верхняя Красносельская, 17, Россия, swetlbli@mail.ru

Дноуглубительные работы – разновидность гидротехнических работ, производимых на дне водоёма с целью создания или углубления существующих подходных водных путей к портам, строительства причалов, мостов и других гидротехнических сооружений, а также для расширения и увеличения глубины водоемов. При выполнении дноуглубительных работ часто используются земснаряды и грунтоотвозные шаланды.

Влияние дноуглубительных работ на гидробионты изучается давно (*Замбрибориц и др., 1982, Лесников, 1986, Мокеева, 1987, Пирогов и др., 1987, Иванова, 1988, Майер и др., 1980, 1986*). Данное влияние разделяют на прямое и косвенное. Прямое – непосредственное уничтожение местообитаний и самих гидробионтов на этапе выемки грунта и при создании отвалов на дне океана. Косвенное влияние – закапывание гидробионтов под слоем взмученного грунта после его осаждения.

В настоящее время при проведении прогнозной оценки воздействия на водные биологические ресурсы планируемой хозяйственной деятельности на различных акваториях согласно Временной методики оценки ущерба, наносимого рыбным запасам в результате строительства, реконструкции и расширения предприятий, сооружений и других объектов и проведения различных видов работ на рыбохозяйственных водоемах (*М., – 1990*), учитывается как прямое, так и косвенное влияние данного фактора. Причем косвенное воздействие учитывается весьма приблизительно, т.к. нет четких критериев влияния переотложенного осадка (в результате проведения различных гидротехнических работ) на различные группы гидробионтов. Тем не менее, косвенное влияние дноуглубительных работ на кормовую базу рыб достаточно велико. Минеральная взвесь, которая образуется при проведении дноуглубительных работ, распространяется на довольно значительные расстояния от непосредственного места проведения дноуглубительных работ.

Установлено, что организмы зообентоса являются наиболее уязвимыми при ведении гидротехнических, в том числе дноуглубительных, работ, так как в большинстве своем не имеют возможности быстро перемещаться, что способствует их закапыванию под слоем взмученного грунта и негативному воздействию на их жизнедеятельность, а в дальнейшем и на биоценоз водоема.

В зообентосе различают животных, обитающих в толще грунта — инфауна (главным образом многие многощетинковые черви и двусторчатые моллюски, эхиуриды, сипункулиды, некоторые иглокожие и др.), передвигающихся по поверхности грунта — онфауна (многощетинковые черви и моллюски, большинство иглокожих, различные ракообразные), прикрепляющихся к субстрату — эпифауна (губки, гидроиды, актинии и различные кораллы, мшанки, морские жёлуди, некоторые двусторчатые моллюски и др.), а также плавающих вблизи дна и лишь периодически опускающихся на дно — нектобентос (креветки, мизиды, некоторые голотурии, придонные рыбы и др.).

По размерам среди организмов бентоса различают макробентос — от 5—10 мм и крупнее (подавляющее большинство донных животных), мейобентос — от 0,5 до 5—10 мм (население самого верх, слоя грунта) и микробентос — менее 0,5 мм (бактерии и др. одноклеточные организмы).

Биомасса бентоса в морях убывает с глубиной: в сублиторали — до 5—10 кг/м<sup>2</sup> и более глубже, в сублиторали, — сотни и десятки г/м<sup>2</sup>, в батии — граммы, в абиссали — обычно не более 1 г/м<sup>2</sup>, а в бедных жизнью центральных районах океанов — 0,01 г/м<sup>2</sup> и менее.

На долю расположенных вблизи материков мелководий (до 200 м), занимающих менее 8% площади дна океана, приходится около 60% биомассы всего океанического бентоса, а на долю абиссали (глубже 3000 м), занимающей 3% площади дна, — лишь менее 10%. Суммарная биомасса бентоса в океане оценивается в 10—12 млрд. т. В некоторых районах восточной части Тихого океана на глубине 2,5—3 км в 1979 г. были обнаружены так называемые оазисы жизни вблизи выходов горячих подземных вод (гидротерм). В этих участках биомасса бентоса достигает несколько кг/м<sup>2</sup>; их фауна включает многие ранее неизвестные виды животных: гигантских двустворчатых моллюсков и представителей погонофор.

В пресных водоёмах бентос качественно и количественно беднее, чем в морских. Из животных в него входят простейшие, губки, круглые черви, малощетинковые черви, пиявки, моллюски, ракообразные и личинки многих водных насекомых. Фитобентос представлен главным образом водорослями (особенно сине-зелёными и харовыми) и различными цветковыми растениями (рдесты, кувшинки, рогоз, тростник и мн. др.).

Бентос служит пищей для многих видов рыб, а в морях также для некоторых ластоногих. Многие виды мелководного морского бентоса — объект промысла и аквакультуры (Гиляров, 1986).

Помутнение и седиментация, вызванные дноуглубительными работами, отрицательно влияют на фитобентос. Помимо пищевой функции фитобентос играет роль нерестилища и места укрытия мальков, а так же местообитанием многих видов зообентоса. Таким образом, нарушение фитобентоса отражается на зообентосе и ихтиофауне. Воздействия, оказываемые на фитобентос, в особенной степени отражаются на мелководных участках, находящихся вокруг зон землечерпания и отвала грунта. Нарушение растительности часто приводит к уменьшению разнообразия подводной природы.

Время проведения работ по землечерпанию и складированию донного грунта играет большую роль с точки зрения воздействия на природную среду.

Работы по углублению дна и складированию донного грунта могут воздействовать на виды зообентоса в виде их уничтожения и обеднения, уменьшения количества особей или в виде уменьшения биомассы зообентоса. Кроме того, может быть нарушен процесс размножения организмов.

Мелкофракционный грунт, перемешанный с водой, под воздействием землечерпания осаждается на дне вблизи с местом проведения землечерпательных работ. В результате дампинга зообентос может быть накрыт грунтом, что приведет к его уничтожению. Кроме того, вредные вещества, содержащиеся в донных отложениях, уменьшают возможность существования зообентоса, что отражается на популяции рыб и птиц.

Пороговая величина слоя переотложенного осадка, под которым происходит гибель организмов зообентоса, до сих пор не установлена. Это связано с тем, что данный параметр в каждом конкретном случае может варьировать в зависимости от гидрологических особенностей водного объекта, гранулометрического состава уже сформировавшихся и дополнительно оседающих грунтов, эколого-физиологических особенностей зообентоса, определяемых его составом и структурой, и множества других факторов.

Тем не менее, была сделана попытка определения критической толщины слоя переотложенного осадка, при котором гибель мелких форм зообентоса не наблюдается (личинки хирономид, личинки ручейников, мелкие моллюски, гаммариды, водные ослики).

По данным ГосНИОРХ, гибель организмов бентоса, погребенных под слоем донных осадков при ссыпании грунта в морскую среду происходит при толщине его, превышающей вертикальные размеры бентосных организмов и при скорости осадконакопления более 0,5 мм/сут. (Лесников, 1986), а так же предложено считать, что для мелких организмов зообентоса критическим является слой толщиной 2 см (Иванова, 1988).

По другим сведениям, многие формы бентоса, в особенности роющие организмы инфауны (подвижные двустворчатые моллюски-детритофаги, брюхоногие моллюски, большинство видов полихет, голотурии и др.) способны выходить на поверхность грунта после погребения их слоем донных осадков при дампинге грунта. Скорость рытья зависит от размеров организмов и состава

грунта, и время откапывания при разной толщине осадков составляет для разных видов животных от нескольких часов до нескольких суток.

Наибольшее препятствие откапыванию организмов представляет плотный песчаный грунт средней и большой крупности частиц, и, в частности, тяжелый песчаный грунт может препятствовать раскрытию створок раковин двустворчатых моллюсков.

В условиях эксперимента разные виды роющих раковинных моллюсков с длиной тела от 0,3—1,3 см (*Nucula proxima* Say) до 1,5—2,0 см (*Mercenaria mercenaria* Schumacher) и 2,5—3,5 см (*Ilyanassa obsoleta* Say) были способны выходить на поверхность из-под слоя донного осадка толщиной от 4—8 до 28—32 см через 1—8 суток. При этом смертность мерценарии, наиболее быстро роющего моллюска, летом при толщине песка 32 см достигала 10% через 1 сутки, и 17% — через 8 суток. Смертность при толщине осадка 36 см при летних температурах варьировала для разных типов осадка от 55—69,5% через 8 суток эксперимента до 47,3—91,7% через 15 суток.

У мелкого вида — нукулы некоторое число особей могли откапываться из-под слоя осадков толщиной до 8—16 см; смертность через 8 суток при этом варьировала от 40,6% при толщине осадка 8 см до 80% при толщине осадка 32 см, составляя 52,5% при толщине осадка 16 см. Тип осадка — илисто-песчаный. С песчаным грунтом и более 8 суток эксперименты с нукулой не проводились. По всей вероятности, через 15 суток под слоем песка смертность могла бы достигнуть 100% и при толщине осадка порядка 10 см.

Для довольно крупной гастроподы илианассы смертность под слоем песчаного грунта толщиной 20 и 32 см составила через 8 суток 62% и 80,9% соответственно. Эксперимент большей продолжительности не проводился. Вероятно, через 15 суток могла бы фиксироваться значительно большая величина смертности и при меньшей толщине захоронения (Майер, 1986).

Для малоподвижных и мелких форм бентоса, обитающих на поверхности грунта, а также молоди видов инфауны, губительным может быть слой осадка значительно меньшей толщины.

При рассмотрении объема влияния дноуглубительных работ на бентос можно оценить время, в течение которого произойдет восстановление организмов. Согласно наблюдениям, зообентос обычно восстанавливается в течение 2-4 лет после окончания работ по землечерпанию и складированию донного грунта.

В рамках существующей проблемы встает вопрос количественной оценки воздействия дноуглубительных работ на кормовую базу рыб-бентофагов при проведении расчета прогнозируемого, не предотвращаемого природоохранными мероприятиями, ущерба водным биоресурсам. В настоящее время в подавляющем большинстве случаев для такой количественной оценки губительным принимается слой 0,5 мм со ссылкой на работу Лесникова Л.А. (1986), в которой сказано, что «ежесуточное прибавление слоя более 0,5 мм повышает смертность гидробионтов».

Учитывая высокую востребованность данных, позволяющих корректно оценивать масштабы воздействия дноуглубительных работ на состояние кормовой базы рыб-бентофагов, явно недостаточный объем экспериментальных материалов, и их противоречивость актуальным остается вопрос количественной оценки воздействия дноуглубительных работ на кормовую базу рыб-бентофагов при проведении расчета прогнозируемого, не предотвращаемого природоохранными мероприятиями, ущерба водным биоресурсам,

В настоящее время за неимением иных результатов исследований, для расчета ущерба водным биоресурсам от потери организмов зообентоса используются следующие ориентировочные критерии (Медянкина, Соколова и др., 2010):

- для мелких организмов кормового зообентоса - 50% гибель при слое осадка толщиной 1-5 см и 100% гибель — при более 5 см;
- для крупных организмов зообентоса, включая представителей промысловых видов — 50 % гибель при толщине слоя 5—10 см и 100% гибель — при более 10 см.

#### Список литературы

- Временная методика оценки ущерба, наносимого рыбным запасам в результате строительства, реконструкции и расширения предприятий, сооружений и других объектов и проведения различных видов работ на рыбохозяйственных водоемах, - М., - 1990.
- Гиляров, Биологический энциклопедический словарь, 1986.
- Замбриборщ Ф.С., Чернявский А.В., Соловьева Влияние свала грунта в море на донные биоценозы// Биологический журнал Т. 18 1982. С 29-36,
- Иванова В.В. Экспериментальное моделирование заваливания зообентоса при дампинге грунтов. // Сб.науч.тр. ГосНИОРХ, 1988, вып. 285. С 107-113.

- Лесников Л.А. Биологические аспекты проведения дноуглубительных работ. //Сб. докладов и сообщений, сделанных на научно-технической конференции по изучению влияния дноуглубления и отвалов грунта на окружающую среду. Ленинградское бассейновое правление научно-технического общества водного транспорта. ЛенморНИИпроект и ЛИВТ. 1975: 27-32.
- Лесников Л.А. Влияние перемещения грунтов на рыбохозяйственные водоемы // Тр. ГосНИОРХ, 1986. Вып. 255. С. 11–17.
- Медянкина М.В., Соколова С.А., Морщина Н.В., Зеленихина Г.С Влияние перемещения донного грунта на зообентос при гидротехнических работах (обзор) // I научно-практическая конференция молодых ученых «Современные проблемы и перспективы изучения Мирового Океана», Москва, ВНИРО, 18-19 ноября 2010 года.
- Моисеева, Некоторые результаты влияния сбросов грунта на биоту в морях СССР. – III съезд советских океанологов. Ленинград, 14-19 декабря 1987. Тез. Докл. Л.:154-155.,
- Патин С.А. Нефть и экология континентального шельфа. — М.: Изд-во ВНИРО, 2001. — 247 с.
- Пирогов В.В., Андриянов В.А., Андреев В.Ю. Влияние дноуглубительных работ на состояние фауны моллюсков Волго-Каспийского канала. // Дноуглубительные работы и проблема охраны рыбных запасов и окружающей среды рыбохозяйственных водоемов. Астрахань. 1984.
- Пирогов В.В., Зинченко Т.Д. и др. Влияние дноуглубительных работ и отвалов грунта в рыбохозяйственных водоемах на поведенческие реакции некоторых ракообразных. //Биология внутренних вод. Информ. бюлл., 1987, № 73: 20-21.
- Maurer et al., Vertical migration and mortality of marine benthos in dredged material: a synthesis // Int. Rev. Gesamt. Hydrobiol., 1986. Vol. 771, N 1. P. 49-63.
- <http://ru.wikipedia.org/wiki/Земснаряд>.

## МЕХАНИЗМЫ ИЗМЕНЧИВОСТИ ЭКОСИСТЕМ В УСЛОВИЯХ ТОКСИЧНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ: ОТ ДЕГРАДАЦИИ К ВОСТАНОВЛЕНИЮ

Т.И. Моисеенко

*Институт геохимии и аналитической химии им. В.И. Вернадского РАН  
Москва, 119991, ул.Косыгина, 19, Россия, moiseenko@geokhi.ru*

Загрязнение окружающей среды становится фактором, стремительного изменяющим условия жизни на планете. Понимание механизмов трансформации структурно-функциональной организации экосистем в условиях антропогенного загрязнения, которые происходят в единстве и взаимодействии всех ее элементов, является одной из актуальных задач современной экологии. В ходе эволюции биосферы была выработана оптимальная организация, связанная с особенностями использования ассимилированной энергии на различных уровнях жизни (Шварц, 1989; Stearns, 1992). Важнейшая термодинамическая характеристика организмов, экосистем и биосферы в целом – состояние низкой энтропии, т.е. способность создавать и поддерживать высокую степень упорядоченности энергии (Пригожин, Стенгерс, 2008).

Целью работы было сформировать представление о термодинамических и экологических механизмах стабильности, антропогенной изменчивости водных экосистем в условиях токсичного загрязнения и ее самоорганизации (восстановления) после снижении уровня воздействия.

**Поддержание стабильности.** Стабильность (стационарность) есть функция устойчивости экосистемы к действию дестабилизирующего фактора, каковым является загрязнение окружающей среды. Стабильность может характеризоваться как структурная (поддержание основной структуры при изменении функции), так и функциональная (сохранение основных функций в измененной структуре) (Алимов, 2001).

Э.М. Галимов (2009, стр. 321), анализируя феномен жизни, вводит следующие определения: «живые системы - это итеративные стационарные системы необратимых процессов, протекающие в области соотношений сил и потоков энергии. Стационарность живых систем обеспечивается минимумом производства энтропии. Система стремится организовываться таким образом, чтобы в ней возникли необратимые процессы линейной передачи энергии, которые препятствовали нарастанию энтропии и свели это нарастание к минимуму». До тех пор, пока состояние-аттрактор, в данном случае - стабильное состояние экосистемы, определяется минимумом производства энтропии, его устойчивость гарантирована (Пригожин, Стенгерс, 2008). Измеряемыми параметрами стабильности сообщества или экосистемы в конкретных регионах предлагает принимать пределы варьирования их характеристик, не

выходящих за рамки среднего уровня годовых флуктуаций, сложившихся в ходе эволюции и свойственных данной системе (Алимов, 2001).

**Дезорганизация экосистем.** Когда деструктивный фактор, каковым является токсичное загрязнение, внедряется в экосистему, он в первую очередь нарушает ее целостность и стабильность, увеличивает диссипацию энергии. По отношению к водным экосистемам три ключевых фактора определяют их устойчивость в условиях действия дестабилизирующего токсичного агента: 1) адаптивность к высокой вариабельности факторов окружающей среды (эластичность); 2) структурное и функциональное изобилие в экосистемах (выносливость); 3) самоочищающая способность, которая в первую очередь определяется гидрологическими (разведение, перемешивание) и биогеохимическими факторами (аккумуляция, сорбция, инактивация, седиментация и др.). Токсикант может уничтожать те или иные виды в зависимости от их генотипической толерантности. Пертурбации затрагивают как структуру (число видов и размеры популяций) так и функции (потоки энергии). Walker et al. (1996) приводит общие закономерности изменений в экосистемах на основе обобщения многочисленных исследований по влиянию токсичного загрязнения, выделяет следующую стадийность в изменчивости сообществ. В первую очередь, число некоторых видов снижается; во вторую - число особей в популяции сокращается; на третьем этапе - размер популяций у устойчивых видов может увеличиваться. По мере того, как одни популяции увеличивают свою численность, а другие снижают, изменяются потоки энергии в экосистеме.

Ю. Одум (1986) сформулировал концепцию «энергетических субсидий», под которой понимает всякий источник энергии, увеличивающий ту долю энергии, которая может пойти на продукцию. При изменении энергетических потоков в одном из направлений (увеличения или уменьшения) экосистема будет претерпевать изменения, т.е. находиться в критическом состоянии, пока не достигнет качественно нового равновесного состояния. К энергетическим субсидиям он относит умеренный постоянный поток органических и биогенных веществ в экосистему, однако высокий и нерегулярный их приток - рассматривается как фактор стресса. Токсичное загрязнение - только как стрессовые условия, приводящий к дезорганизации экосистемы и повышению диссипации энергии.

Многочисленные примеры показывают, что токсичное загрязнение, как правило, сопровождается притоком биогенных и органических веществ в одни и те же участки, т.е. наблюдается комплексное загрязнение. В этом случае энергетические субсидии и диссипация энергии являются факторами, действующими в тандеме на сообщества организмов. Если энергетические субсидии превышают токсичную нагрузку, то продуктивность увеличивается на фоне упрощения системы, при дальнейшем усилении фактора токсичного стресса - продуктивность и биоразнообразие снижаются. С позиций энергетического критерия под воздействием деструктивного (возмущающего) токсичного фактора, происходит реорганизация экосистемы, нарушаются пути упорядочивания передачи энергии в ее трофической структуре и увеличивается энтропия. Приведем основные признаки состояния экосистем в условиях токсичного загрязнения, как высокоэнтропийной (хаотичной) системы.

**Нарушение сбалансированности потоков вещества и энергии.** В условиях загрязнения снижается биоразнообразие за счет уничтожения наиболее чувствительных к действию загрязнения видов. Относительно высокая численность некоторых устойчивых видов поддерживается большим количеством энергии, которая поступает в экосистемы извне и/или высвобождается вследствие разрушенных путей ее передачи в исходной исторически сложившейся экосистеме (Моисеенко, 2009).

**Ускорение итеративности системы.** Среди видов близкой толерантности преимущества в конкуренции получают мелкие формы (*r*-стратеги) с более быстрой частотой воспроизводства и сменой поколений. Долгоживущие виды *K*-стратегии более уязвимы к действию токсичных агентов, вероятность физиологических нарушений на протяжении периода их жизни более высокая.

**Нарушение путей передачи энергии и ее диссипация.** На фоне снижения численности уязвимых к токсичной нагрузке видов возрастает численность нескольких эврибионтных видов, т.е. происходит резкое увеличение их доминантности. С одной стороны, вследствие элиминации наиболее уязвимых видов снижается конкуренция, с другой - способные выживать виды получают больше энергетических субсидий и имеют преимущества для роста и размножения. Это в свою очередь ведет к упрощению разнообразия системы и «разрывам» путей передачи энергии.

Структурные перестройки, связанные с токсичным влиянием, приводят к возникновению новой сети взаимодействий между компонентами. При вторжении новых единиц, если они

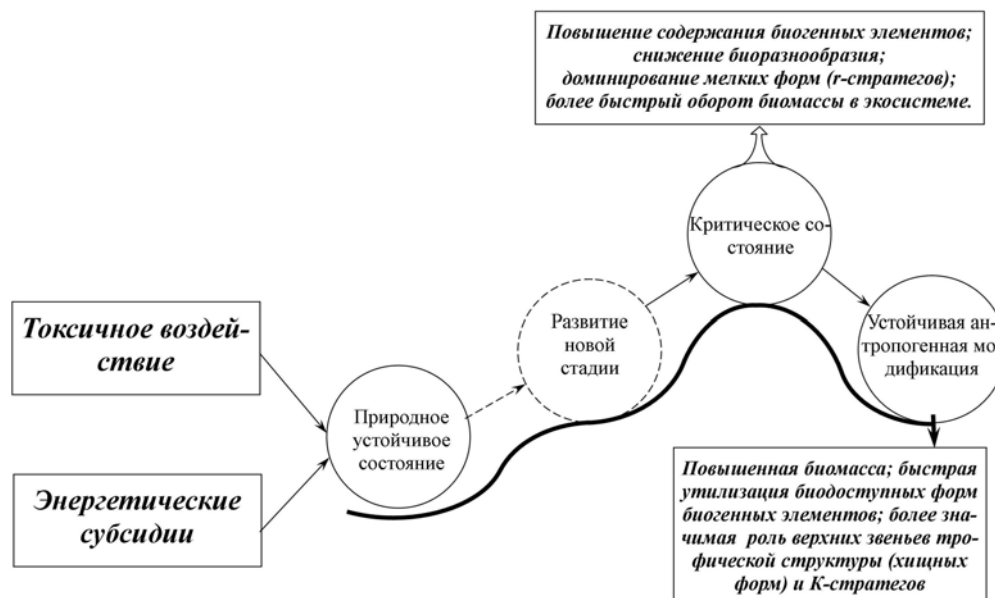
успешно приживаются и размножаются в достаточном количестве, то вся система перестраивается на новый режим функционирования (Пригожин, Стенгерс, 2008), что мы наблюдаем в загрязняемых условиях.

Критическое состояние экосистемы в условиях загрязнения можем рассматривать как некую точку (или последовательность точек) бифуркации, которые приводят к необратимой изменчивости экосистемы. Признаки критического состояния экосистем (в стадии усиления диссипации энергии) носят одновременно черты противодействия хаосу и нарастания энтропии, поэтому могут рассматриваться как адаптивную стадию реорганизации экосистемы, стремящуюся к упорядочиванию энергии. Снижение неупорядоченного рассеивания энергии может достигаться не только за счет усложнения структуры, но и ускорения оборота биомассы, которое обеспечивается короткоцикловыми и более мелкими видами (или особями одного вида). Уменьшение размеров членов сообщества и повышение численности устойчивых видов, которые наблюдаются в загрязняемых условиях, обеспечивают более эффективную утилизацию энергии, поступающей в виде энергетических субсидий или высвобождающуюся вследствие нарушения ее передачи в трофической структуре экосистемы.

В соответствии с теорией Ю.Одума (1986) о стадийности сукцессий экосистем, наблюдаемые признаки критического состояния экосистемы в токсичных условиях соответствуют развивающейся стадии, а именно: увеличение энергетических затрат на поддержания биомассы; повышение роли энергии поступающей извне экосистемы; ускорение оборота биогенных элементов; сокращение количества путей передачи энергии и вещества в трофической структуре; уменьшение размеров животных; увеличение пропорции видов *r*-стратегии; укорочение пищевых цепей; снижение видового разнообразия и увеличение видовой доминантности.

Во многих случаях довольно сложно провести черту между понятиями «хаос» и «порядок». Система может эволюционировать, то приближаясь, то удаляясь от равновесного состояния. Неравновесность – движущая сила эволюции (или необратимых преобразований) которая приводит к изменению потоков энергии (и вещества) при стремлении к равновесию эволюционирующих открытых систем (Пригожин, Стенгерс, 2008), каковыми являются экосистемы.

*Восстановительная самоорганизация.* После возмущающего действия (в рассматриваемом случае потока токсичных веществ) формирование стационарной системы (возврат к стабильному состоянию) управляется законами минимизации энтропии, характерными для живых открытых систем всех уровней. Экосистема будет преобразовываться путем: восстановления сбалансированности потоков вещества и энергии; оптимизацией путей передачи энергии; повышением роли крупных форм и снижением частоты итеративности подсистем и системы в целом.



**Рисунок.** Траектория модификаций экосистемы под воздействием токсичного пролонгированного загрязнения и после его снижения



В ответ на новые пертурбации, связанные с уменьшением притока энергетических субсидий и давления токсичного пресса, «ответные перестройки» экосистемы развиваются по новой траектории к устойчивому состоянию, ведущим механизмом которого будет являться стремлению открытой системы к снижению неупорядоченного рассеивания энергии. Переход через критическое состояние (точку или последовательность точек бифуркации) приводит к необратимым изменениям и развитию новой модификации экосистем. Развитие экосистемы после снижения токсичного загрязнения приводят к формированию новой устойчивой модификации, но отличной по структуре от природной (рисунок).

Walker at al. (2001) отмечали, что в случае загрязнения нарушаются многие связи в экосистеме и восстановление (точнее формирование экосистемы с новыми свойствами) будет происходить со множеством прямых, опосредованных и обратных путей взаимодействия. Поэтому, термин «**восстановление экосистем**» в данном случае нельзя отождествлять с понятием возвращения к природному состоянию, которое становится невозможным вследствие формирования новой устойчивой стадии. Вовлеченные в круговорот биогенные элементы из антропогенных источников поддерживают сложившуюся продуктивность и передачу энергии в трофической структуре экосистемы, исчезнувшие или сократившие численность виды не возвращаются или не могут развиваться вследствие занятости экологических ниш уже приспособившихся видов, как правило более эврибионтных.

Таким образом, главное свойство живых организмов - выживать и воспроизводиться в пределах, которые обеспечиваются энергетическими ресурсами экосистем, определяют экологические законы поддержания стабильности и их преобразования в условиях загрязнения, которые согласуются с термодинамическими законами упорядочивания энергии в живых системах, направленные на уменьшение диссипации энергии.

#### Список литературы

- Алимов А.Ф. Элементы теории функционирования водных экосистем. СПб.: Наука 2000. 148 с.  
Галимов Э.М. Феномен Жизни: Между равновесием и нелинейностью. Происхождение и принципы эволюции. М.Книжный дом «ЛИБРОКОМ», 2009. 269с.  
Моисеенко Т.И. Водная токсикология: фундаментальные и прикладные аспекты. М.: Наука. 2009. 400 р.  
Одум Ю. Экология. Пер.с англ./ Под общей ред. Гилярова А.М. М.: Мир, 1986. Т. I. 328 с.  
Пригожин И., Стенгерс И. Порядок из хаоса: Новый диалог человека с природой. Пер.с англ./ под ред. Аршинова В.И., Климонтовича Ю.Л., Сачкова Ю.В. М.: Изд-во ЛКИ, 2008. 269с.  
Шварц С.С. Экологические закономерности эволюции. М.: Наука, 1980. 278 с.  
Stearns S. C. The Evolution of life History. Oxsford: Oxford University Press. 1992.  
Walker C.H., Hopkin S.P., Sibly R.M. et al. Principles of Ecotoxicology (Second Edition). London: Taylor&Francis Ltd., 2001. 309 p.

### **ОЦЕНКА СТРУКТУРЫ СООБЩЕСТВ ЗООПЛАНКТОНА МАЛОЙ РЕКИ В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ (НА ТЕРРИТОРИИ ЛЕСОСТЕПНОГО ПРЕДВОЛЖЬЯ)**

В.Н. Подшивалина

*Чувашский государственный педагогический университет им. И.Я. Яковлева  
428000, г. Чебоксары, ул. К. Маркса, 38, Россия, verde@mail.ru*

Антропогенное воздействие на малые реки стало изучаться относительно недавно (Крылов, 2005). Причем реакция сообществ гидробионтов на загрязнение может носить региональный характер. В связи с этим, представляется актуальным изучение влияния антропогенного фактора на структуру сообществ зоопланктона малых рек региона с относительно большой плотностью населения – лесостепного Предволжья. Одной из таковых на территории Приволжской возвышенности является р. Кубня. Река Кубня - левый приток Свияги, впадающий в Волгу, протекает в пределах Чувашии и Татарстана. Площадь водосбора составляет 2,5 тыс. км<sup>2</sup>, длина – 193 км (Мозжерин, Курбанова, 2004).

Территория водосбора реки испытывает интенсивную антропогенную нагрузку, обусловленную, в частности, высокой плотностью населения. Как и в случае с другими реками Предволжья, за истекшее столетие произошло антропогенно обусловленное изменение структуры

речной сети (преобладание все более коротких водотоков среди потоков I порядка, увеличение количества временных водотоков) р. Кубня, свидетельствующее о ее деградации. Одновременно произошло уменьшение лесистости территории в 1.6-2 раза (Мозжерин, Курбанова, 2004). В связи с этим, именно данный водоток был выбран для анализа влияния комплексного антропогенного воздействия на малые реки.

Изучение реки производилось в 2003 и 2009 гг. Отбор и обработка проб осуществлялись по стандартным методикам (Руководство..., 1992). Всего исследовано 12 участков в верхнем (станции 1-4), среднем (станции 5-7) и нижнем (станции 8-12) течении р. Кубня на промежутке от д. Корезино (Комсомольский район ЧР) до д. Козыляры (Урмарский район ЧР).

На каждом участке наряду с составом и структурой фауны планктонных беспозвоночных определялись гидрологические, гидрофизические характеристики, уровень антропогенного воздействия.

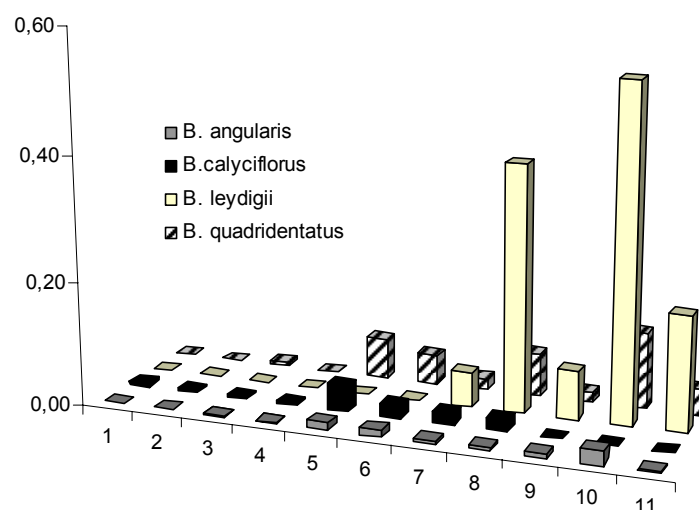
Учитывались такие гидрологические особенности водотока, как глубина, площадь поперечного сечения, скорость течения, расход воды (Подшивалина и др., 2009). Из гидрофизических параметров определялись температура у поверхности воды и в придонном слое, прозрачность по диску Секки.

Антропогенное воздействие на водосборе характеризовалось на основе данных об уровне экзогенного риска, который определялся по наличию пашни, оврагов, народнохозяйственных объектов (населенные пункты, заводы, фермы, склады удобрений, горюче-смазочных материалов), оврагов, карьеров, мелиоративных и противоэрозионных каналов, гидротехнических сооружений и др. (Мониторинг..., 2007). На всем протяжении реки расположены пашни, фермы, отмечен выпас скота. Уровням риска (отсутствующий, минимальный, средний, максимальный) были присвоены баллы от 1 до 4 соответственно. При несовпадении уровней риска на левом и правом берегах их значения усреднялись. В верхнем течении на отдельных участках водотока риск оценивался в 1-4 балла, в среднем – 2-3,5, в нижнем – 3-3,5. Таким образом, вдоль всего русла, с самого истока, река испытывает относительно высокую антропогенную нагрузку. Данные 2009 г. (Пискунов и др., 2009) свидетельствуют о сохранении отмеченных в 2003 г. (Мониторинг..., 2007) тенденций изменений на водосборе.

Для описания структуры зоопланктона использовались следующие характеристики: средняя индивидуальная масса организма, индекс разнообразия Шеннона, индекс сапробности Пантле и Букка в модификации Сладечека. Трофическая структура определялась согласно классификации Ю.С. Чуйкова (1981). Влияние факторов среды на состав и структуру планктонных беспозвоночных устанавливалось с помощью коэффициента ранговой корреляции Спирмена (Зайцев, 1984).

В составе фауны зоопланктона р. Кубня выявлено 54 вида беспозвоночных. Основу разнообразия составляют коловратки (59,3 %), что достаточно характерно для речных сообществ. Ветвистоусые и веслоногие равно представлены. Состав фауны достаточно типичен для малых рек Поволжья, имеет большое сходство с водотоками Республики Татарстан (Экологические проблемы..., 2003) и Верхнего Поволжья (Крылов, 2005). В отличие от ранее изученных нами рек Приволжской возвышенности, в составе зоопланктона обнаружен *Brachionus leydigi* Cohn, предпочитающий небольшие эвтрофированные водоемы.

Фауна коловраток типична для рек Среднего Поволжья. Наиболее широко представлено семейство Brachionidae (12 видов). Его таксоны предпочитают плавающий (р. *Keratella*, *Kellicottia longispina* (Kellicott)) и плавающе-ползающий (р. *Brachionus*) способы передвижения. Причем первые питаются в толще воды, вторые добывают пищу с поверхности субстрата (Чуйков, 1981) и приурочены к участкам рек, где отмечается оседание детрита, являясь преимущественно индикаторами  $\alpha$ -мезосапробных условий. В составе доминирующего комплекса видов на отдельных участках реки отмечены различные виды р. *Brachionus*. В целом, прослеживается закономерное увеличение обилия этих коловраток вниз по течению реки (рис.) (исключение - *B. calyciflorus* Pallas, который встречается преимущественно в среднем течении). Увеличение роли этих беспозвоночных начинает проявляться ниже д. Турминское. Это может быть обусловлено интенсивным выпасом скота в пойме, расположением ферм на водосборе на всем протяжении реки до самого устья. Однако достоверная зависимость обилия коловраток р. *Brachionus* от уровня экзогенного риска не установлена. Выявлено лишь умеренное негативное влияние расхода воды на *B. calyciflorus* ( $r=-0.65$ ,  $p<0.03$ ) и положительное – температуры воды у поверхности на биомассу *B. quadridentatus* Hermann ( $r=-0.61$ ,  $p<0.03$ ).



**Рис.** Доля видов р. *Brachionus* в суммарной биомассе зоопланктонного сообщества.

Из четырех семейств ветвистоусых ракообразных по числу видов доминирует Chydoridae. Оно представлено ползающе-плавающими вторичными фильтраторами (Чуйков, 1981), преимущественно передвигающимися по субстрату, соскребающими и отфильтровывающими с него пищу. В составе фауны р. Кубня встречаются также пелагические (*Bosmina longirostris* (O.F. Mueller), *Ceriodaphnia pulchella* Sars, *C. quadrangula* (O.F. Mueller), *Daphnia cucullata* Sars) и характерные для зарослей высшей водной растительности (*Simocephalus vetulus* (O.F. Mueller)) формы.

Большую часть разнообразия веслоногих составляют виды семейства Cyclopidae, представленные как типично планктонными, так и зарослевыми обитателями. Отмечены также собиратели-эврифаги Harpacticidae (*Canthocamptus staphylinus* (Jurine)) и фильтраторы Diaptomidae (*Eudiaptomus vulgaris* (Schmeil)).

В целом, сообщества зоопланктона реки отличаются относительно высоким разнообразием ( $2.16 \pm 0.16$  и  $2.54 \pm 0.14$  бит по биомассе и численности соответственно). Наблюдающегося на других малых реках (Крылов, 2005) увеличения количества таксонов в сообществе от истока к устью для р. Кубня нами не выявлено (табл.). Это может быть обусловлено действием антропогенных факторов в среднем и нижнем течении (преимущественно сельскохозяйственным воздействием и загрязнением сточными водами населенных пунктов). Причем в среднем течении увеличение разнообразия, вероятно, достигается за счет развития устойчивых к органическому загрязнению видов, что, в частности, можно наблюдать на примере представителей р. *Brachionus* (рис.).

Наименьшее видовое богатство отмечено на отрезке реки, расположенном ниже с. Комсомольское (среднее течение), на водосборе которого имеются фермы крупного рогатого скота, пастбища. Планктонное сообщество в этой точке представлено прикреплено-плавающими вертикаторами р. *Rotaria*, массово развивающимися на донных отложениях и попадающими в состав планктона при взмучивании вод, а также ветвистоусым рачком *B. longirostris*, добывающим пищу в толще воды.

В целом, несмотря на отмеченные тенденции в изменении фауны зоопланктона, связанном с накоплением в водах органического вещества, достоверной зависимости видового разнообразия планктонного сообщества от уровня экзогенного риска, от прозрачности воды, зависящей, в частности, и от выраженности эрозионного смыва, не выявлено. Значения коэффициента корреляции свидетельствуют об умеренной положительной связи уровня разнообразия и температуры поверхностного слоя воды ( $r=0.59$ ,  $p<0.04$ ).

Значения индекса сапробности свидетельствуют об увеличении загрязненности вод органическим веществом от верховья к низовью (табл.). Вероятно, поскольку уровень экзогенного

риска свидетельствует об относительно одинаковой выраженности антропогенного воздействия на водосбор, содержание органического вещества является следствием накопления его и неспособности вод к адекватному самоочищению. Так, воды реки в верхнем течении характеризуются как олиго-β-мезосапробные (табл.). Это наблюдается на фоне высокой развитости планктонного сообщества ( $6.9-131.5 \text{ мг/м}^3$ ). Вниз по течению уровень загрязненности вод органическим веществом возрастает, достигая в нижнем течении  $2.02 \pm 0.03$ . Относительно низкие, по сравнению с выше расположенными участками реки, показатели численности ( $1.7-7.9$  тыс. экз./ $\text{м}^3$ ) и биомассы ( $0.7-2.3 \text{ мг/м}^3$ ) в этой зоне свидетельствуют об угнетении зоопланктона. В 2003 г. в этих же точках уровень сапробности был несколько ниже ( $1.70 \pm 0.06$ ) средних за десятилетие значений.

**Таблица.** Показатели структуры зоопланктона р. Кубня

Участок реки	Индекс сапробности	Индекс разнообразия Шеннона по численности, бит	Индекс разнообразия Шеннона по биомассе, бит
Верхнее течение	$1.54 \pm 0.03$	$2.70 \pm 0.19$	$1.67 \pm 0.21$
Среднее течение	$1.70 \pm 0.06$	$3.14 \pm 0.10$	$3.05 \pm 0.04$
Нижнее течение	$2.02 \pm 0.03$	$2.52 \pm 0.16$	$2.67 \pm 0.06$

По мере продвижения к устью параллельно с увеличением уровня сапробности вод происходят изменения в трофической структуре зоопланктона. Так, доля организмов-собирателей в суммарной биомассе возрастает. Поскольку при этом показатели количественного развития зоопланктона уменьшаются, можно констатировать накопление органического загрязнения в воде. Выявлена положительная связь представленности собирателей в составе зоопланктона от уровня водообмена ( $r=0.72$ ,  $p<0.01$ ) и ширины русла ( $r=0.76$ ,  $p<0.004$ ). Установлено также, что биомасса фильтраторов состоит в обратной зависимости от глубины русла ( $r=-0.79$ ,  $p<0.002$ ) и прозрачности воды ( $r=-0.72$ ,  $p<0.01$ ). Одновременно, фильтраторы из числа ракообразных напрямую зависят от температуры как поверхностного ( $r=0.71$ ,  $p<0.01$ ), так и глубинного ( $r=0.62$ ,  $p<0.03$ ) слоев воды.

Анализ уровня экзогенного риска на водосборе свидетельствует о его негативном влиянии на численность зоопланктонного сообщества ( $r=-0.66$ ,  $p<0.02$ ) и одновременной связи с прозрачностью воды по диску Секки ( $r=0.71$ ,  $p<0.01$ ). В связи с этим, можно утверждать, что в условиях интенсивного сельскохозяйственного воздействия на водосбор малой реки усиливаются экзогенные процессы, что приводит к выносу взвешенного вещества в водоток. Одновременно это влияет на состав фауны зоопланктона, приводя к подавлению численности сообщества, что может быть индикатором уровня антропогенной нагрузки на водосбор.

Таким образом, на структурные характеристики зоопланктона выявлено достоверное влияние как абиотических, так и антропогенных факторов. Температура воды стимулирует развитие ракообразных-фильтраторов и способствует увеличению разнообразия сообщества. С увеличением морфометрических параметров водотока (ширина, глубина) падает численность планктонных животных. Уровень экзогенного риска на территории водосбора, обусловленный преимущественно сельскохозяйственным воздействием, также оказывает умеренное негативное влияние на количественное развитие планктонных беспозвоночных. В связи с этим, на территории лесостепного Предволжья в качестве индикатора антропогенного воздействия на водосборе может использоваться численность зоопланктонных организмов.

Кроме того, прослеживается увеличение роли коловраток р. *Brachionus* в сообществе в нижнем течении реки, а также возрастание значений индекса сапробности и содержания организмов-собирателей в суммарной биомассе. Перечисленные характеристики также можно использовать в качестве индикаторов уровня антропогенной нагрузки на малые реки в случаях, когда не наблюдается токсичное действие поллютантов.

Автор выражает искреннюю признательность Димитриеву А.В., Пискунову А.С. и Курасову О.В. за помощь в сборе материала.

#### Список литературы

- Зайцев Г.Н. Математическая статистика в экспериментальной ботанике. – М.: Наука, 1984. – 424 с.  
 Крылов А.В. Зоопланктон равнинных малых рек. – М.: Наука, 2005. – 263 с.  
 Мозжерин В.И., Курбанова С.Г. Деятельность человека и эрозионно-русловые системы Среднего Поволжья. – Казань, 2004. – 126 с.

Мониторинг экологического состояния малых рек Чувашской Республики (Цивиль, Кубня, Люля, Киря) / А.Г. Корнилов и др. // Экологический вестник Чувашской Республики. – 2007. – Вып. 58. – 159 с.

Пискунов А.С., Курасов О.В., Подшивалина В.Н. Экзогенный экологический риск на водосборе реки Кубня (Приволжская возвышенность) // Малые реки Чувашии: экологическое состояние и перспективы развития. – Чебоксары: Изд-во ООО «Листок», 2009. – С. 25-28.

Подшивалина В.Н., Пискунов А.С., Курасов О.В. Гидрологический режим р. Кубня (Приволжская возвышенность) в период половодья // Малые реки Чувашии: экологическое состояние и перспективы развития. – Чебоксары: Изд-во ООО «Листок», 2009. – С. 46-49.

Экологические проблемы малых рек Республики Татарстан (на примере Меши, Казанки и Свияги). – Казань: ФЭН, 2003. – 289 с.

## ПОКАЗАТЕЛИ ФИТОПЛАНКТОНА КАК БИОИНДИКАТОРЫ СОСТОЯНИЯ МОРСКИХ АКВАТОРИЙ

С.Л. Покотилов

*Институт биологии южных морей НАН Украины  
пр. Нахимова, 2, Севастополь, Украина, 99011, sergei\_196@mail.ru*

Фитопланктон Черного моря является одним из наиболее изученных, но его состав и соотношение отдельных групп существенно различается в морских акваториях, зависит от их физико-химических характеристик и антропогенной нагрузки. Качественные и количественные показатели фитопланктонных сообществ все чаще используются для оценки экологического состояния водных объектов (Берсеньева, Покотилов, 1996). В связи с этим применение экотоксикологических методов диагностики прибрежных акваторий с использованием фитопланктонных показателей является важным и актуальным. С этой целью, начиная с прошлого века, проводится ежегодный мониторинг экологического состояния Севастопольской бухты, а в настоящее время начато исследование малоизученной бухты Круглой (Омега). Это мелководный водоем, который находится в рекреационной зоне и глубоко врзается в жилой массив, чем и отличается от остальных бухт г. Севастополя. Отдельно следует выделить вершину б. Круглой, которую условно можно отнести к системе акваторий севастопольских бухт. Эта часть бухты имеет глубину менее 1 м, она возникла на месте ранее существовавшего соленого озера, впоследствии соединившегося с морем. Донные осадки в этой акватории представлены илами с обильной массой обрывков травы, запахом сероводорода и бытовым мусором (Миронов и др., 2003). Эта часть интенсивно используется как рекреационный объект, что требует тщательного анализа ее санитарно-гигиенического состояния. Следует отметить, что данные о фитопланктоне в этой бухте отсутствуют, хотя есть информация об экологии соленого озера в период 1927 г, которое в настоящее время не существует.

На этом основании целью настоящей работы явилось изучение состава и численности фитопланктона бухты Круглой (Омеги), проведенное в первой декаде февраля 2011.

**Материалы и методы.** Пробы фитопланктона были собраны на трех станциях, расположенных в б.Круглая (Омега) ( Черное море, район Севастополя):

- Ст. № 1 расположена у входа в бухту, ее глубина 6,5 метров, температура воды 6,8<sup>0</sup>С (условно контрольная);

- Ст. № 2 находится на середине бухты, глубина 3,2 метра, температура воды 5,8 <sup>0</sup>С;

- Ст. № 3 - на мелководье, глубина менее 1-го метра при температуре воды 5,5 <sup>0</sup>С.

Последние две станции отнесены к вершине б. Круглая.

Пробы воды объемом 1-3 л концентрировали методом обратной фильтрации с использованием ядерных (трековых) фильтров (производство ОИЯИ РАН, Россия, г. Дубна) с диаметром пор 1 мкм (Сорокин, 1982). В полученном концентрате (50-70мл) проводили учет нанофитопланктона (величина клеток от 3 мкм до 15мкм) в капле объемом 0,01 мл, микрофитопланктон (величина клеток более 15 мкм) учитывали в камере объемом 0,7 мл. В полученной пробе определяли таксономическую принадлежность микроводорослей. Параллельно с подсчетом количества измеряли размеры клеток водорослей для вычисления их «истинных» объемов (Сеничкина, 1978, 1986). Пробы обрабатывали сразу после отбора, без использования фиксации.

**Результаты и их обсуждение.** В планктоне бухты обнаружено 30 видов, столь малый видовой состав закономерен при такой низкой температуре воды. Некоторые микроводоросли были в

плохом состоянии: хлорофилл был бледным, обнаружено много пустых и деформированных клеток.

Диатомовые состояли из 18 видов, в основном бентосных, их состояние было хорошее, хлорофилл был ярко выражен.

Динофлагеляты – теплолюбивые организмы, были представлены 5 видами, много отмечено разрушенных клеток с пустыми створками.

Золотистые водоросли насчитывали 3 вида, из которых *Emelianii huxleyi* встречался на всех станциях и характеризовал экологическое состояние этой акватории (Матвиенко, 1954).

Группа видов, которую отнесли к мелким жгутиковым и прочим, была не определена из-за мелких размеров (3мкм-15мкм). В планктоне обнаружены зеленые, сине- зеленые и оливково-зеленые, которых до вида не определяли из-за малых размеров, отнесли к прочим.

Количество фитопланктона на ст.1 характеризовалось низким уровнем развития, максимальная суммарная численность составила 468 млн.кл.м<sup>-3</sup> и биомасса 103 мгм<sup>-3</sup> (Рис.1).

Наибольшее количество фитопланктона отмечено для района входа в бухту (ст. 1), в процентном соотношении от суммарного фитопланктона доминировал вид *Emiliana huxleyi*, 56% численности и 65% биомассы. На втором месте - мелкие жгутиковые с диаметром клеток меньше 15 мкм. Численность и биомасса этой группы составили 30% и 13% соответственно. В фитопланктоне сине- зеленые, зеленые и оливково- зеленые встречались единично. Диатомовые и динофлагеляты по численности и биомассе существенный вклад не вносили, состояние некоторых видов плохое, особенно у диатомовых *Skeletonema costatum* и *Chaetoceros curviretus*. В хорошем состоянии находилась *Striatella unipunctata*, которая принадлежит к видам, обитающим в литоральной зоне. Из динофлагелят чаще других встречался *Prorocentrum cordatum* в плохом состоянии, обнаружено много створок *P. micans* и *P. compressa*, которые также были в плохом состоянии.

С приближением к берегу к ст.2, при уменьшении глубины и температуры наблюдали смену доминирующего вида *Emiliana huxleyi*, численности которой на ст.1 достигала 262 млн.кл.м<sup>-3</sup>, а на ст.2 этот показатель снизился до 102 млн.кл.м<sup>-3</sup> (Рис.1).

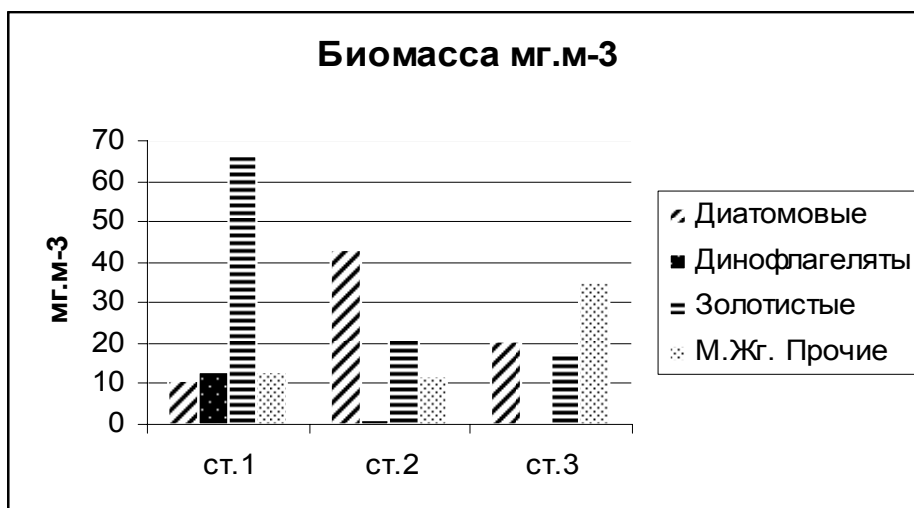


Рис. 1. Численность фитопланктона и отдельных его групп на ст.1 –ст.3 в бухте Круглой

Заметную долю от численности (63% от общего фитопланктона) занимают зеленые, сине-зеленые, оливково- зеленые и мелкие жгутиковые, но биомасса их незначительна (15%), так как имеют малый объем клеток.

Роль диатомового комплекса, независимо от общей малой численности (12%), возросла (Рис.2), биомасса достигала 56% от суммарного фитопланктона, особый вклад вносили пеннатные крупные виды *Striatella unipunctata*, *Sunedra tabulate*, *Thalassionema nitzschioides*, их доля составляла 31%. Эти виды - типичные представители литеральных акваторий. Доля динофлагелят была минимальна, отмечено много разрушенных клеток различных видов.

Последнюю пробу брали на мелководье (ст. 3), глубина была меньше метра. При просмотре пробы отмечено много взвеси и разрушенных организмов. По сравнению с предыдущими станциями видовой состав фитопланктона был обеднен. *Emiliana huxleyi*, который доминировал на ст.1, по численности снизился до 80 мл.кл.м<sup>-3</sup>, а его биомасса составила почти 18 мг.м<sup>-3</sup> (Рис.2).



**Рис. 2.** Биомасса мг.м<sup>-3</sup> фитопланктона и отдельных его групп на ст.1 –ст.3 в бухте Круглой

Доля мелких жгутиковых, зеленых, сине-зеленых и оливково- зеленых была на том же уровне, что и на ст.2, но из-за уменьшения количества других групп этот фитоценоз доминировал. В процентном соотношении численность составляла 76% и биомасса 48% соответственно.

Диатомовые по численности и биомассе снижались вдвое. *Striatella unipunctata*, которая по численности и биомассе на ст. № 2 достигала 26 млн.кл.м<sup>-3</sup> и 16 мг.м<sup>-3</sup> соответственно, на ст.3 характеризовалась резким снижением численности до 1,2 млн.кл.м<sup>-3</sup> и биомассы 0,2 мг.м<sup>-3</sup>. Из отдела динофлагеллат наблюдали только створки погибших организмов.

Таким образом, результаты исследования фитоценоза в зимний период 2011 г. в бухте Омега показали, что растительный планктон в это время развивался в малом количестве. Особенно следует выделить определенную группу фитопланктона, а именно *Emiliania huxleyi* и группу мелких жгутиковых, зеленых, сине- зеленых и оливково- зеленых. Было отмечено уменьшение от ст.1 к ст.3 количества доминирующего вида *Emiliania huxleyi*, при приближении берегу его численность уменьшалась. Обратную картину наблюдали в комплексе видов мелких жгутиковых, зеленых, сине- зеленых и оливково-зеленых, которые по численности доминировали на ст.2 и ст.3. Представители данной группы являются хорошим индикатором трофности акватории. Если первый вид *Emiliania huxleyi* является представителем олиго- мезотрофных водоемов, то вторая группа - мелкие жгутиковые, зеленые, сине- зеленые и оливково-зеленые обитают в эвтрофных водоемах и являются типичными индикаторами загрязнения (Киселев, 1950; Матвиенко, 1954).

Причина незначительного видового разнообразия и количественного развития фитопланктона в данной акватории - это температура воды. Пробы, отобранные в Севастопольской бухте в этот же период, существенно различаются. В данной бухте идет массовое развитие *Skeletonema costatum* (более 5425 млн.кл.м<sup>-3</sup>) и значительное развитие *Chaetoceros curviretus* при температуре воды + 7,5<sup>0</sup>С. В бухте Круглая (Омега) количество этих видов единично, состояние клеток плохое, что свидетельствует о неблагоприятном экологическом состоянии бухты Круглой, обусловленным, вероятно, попаданием коммунальных стоков и других загрязнений, а также сниженной, по сравнению с Севастопольской бухтой, температурой воды.

#### Список литературы

- Берсенёва Г.П.,Покотиллов С.Л. Распределение хлорофилла и биомассы фитопланктона в прибрежных и открытых районах Черного моря в летний период. Морской Гидрофизический Институт НАН Украины, 1996. Диагноз состояния среды прибрежных и шельфовых зон Черного моря.
- Киселев И.А. Панцирные жгутиконосцы (Dinoflagellata) морей и пресных вод СССР. – М. Л.: АН СССР, 1950. 280 с.
- Матвиенко А.М. Золотистые водоросли. М.: Сов. Наука, 1954. Вып.3. 188с.
- Миронов О.Г., Кирюхина Л.Н., Алёмов С.В Санитарно- биологические аспекты экологии севастопольских бухт в XX веке ; НАН Украины, Институт биологии южных морей. Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 2003, 185 с.
- Сеничкина Л.Г. К методике вычисления объемов клеток планктонных водорослей// Гидробиол. Журн. 1978. 14, №5. С. 102-105.
- Сеничкина Л.Г. Вычисление объемов клеток диатомовых водорослей с использованием коэффициентов объемной плотности. Гидробиол. Журн. 1986. 22, №1. 56-59.
- Сорокин Ю.И. Черное море: Природа, ресурсы. М.: Наука, 1982-216 с.

## ВЛИЯНИЕ МЕГАПОЛИСА НА РАЗВИТИЕ ФИТОПЛАНКТОНА В РЕКЕ

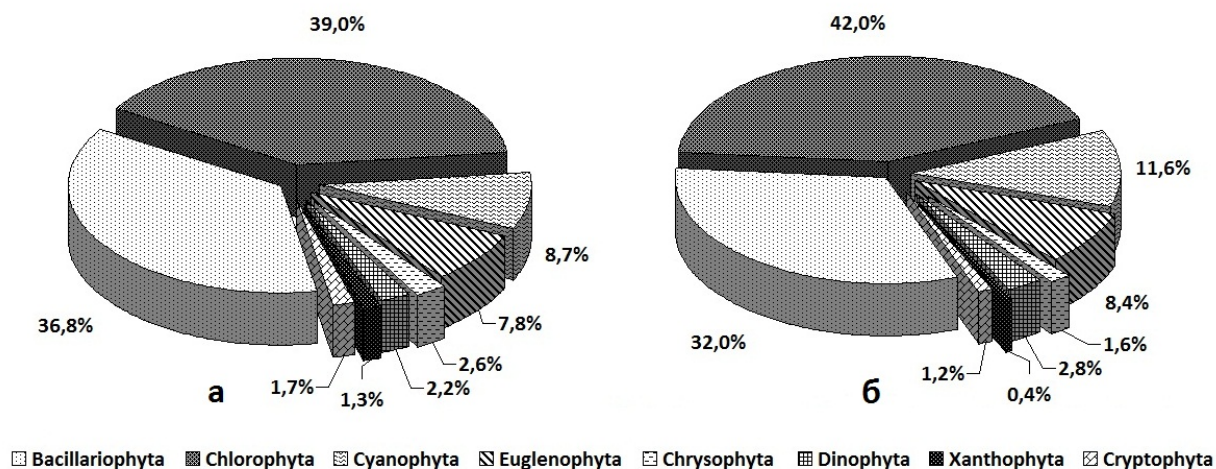
Д.В. Ростанец, Д.В. Малашенков

МГУ им. М.В.Ломоносова, Биологический факультет  
119991, г. Москва, Ленинские горы, ГСП-1, Россия, tgu-gidro@yandex.ru

Неуклонное возрастание антропогенной нагрузки особенно сильно проявляется для водотоков и водоемов, на водосборных площадях которых расположены крупные города – мегаполисы. Река Москва представляет собой яркий пример городского водотока, испытывающего на себе все многообразие антропогенных воздействий. Если фитопланктон верховья реки Москвы изучен достаточно подробно (Витвицкая, Хромов, 1991; Малашенков, 2009), то для нижнего участка реки (в границах г. Москва и ниже по течению) работ по фитопланктону очень мало, и они носят эпизодический характер (Тумбинская, 2006; Щеголькова, 2007).

В июне и сентябре 2010 года были проведены исследования фитопланктона по тракту реки Москвы от места вхождения реки Москвы на территорию г. Москва до устья реки у г. Коломна. Общее количество станций отбора проб фитопланктона составило 13 (1 – г. Москва; Строгино; 2 – г. Москва; Котельническая набережная; 3 – г. Москва, Братеево; 4 - г. Дзержинский; 5 - с. Верхнее Мячково; 6 - г. Жуковский; 7 - с. Софьино; 8 - г. Бронницы; 9 - с. Фаустово; 10 - г. Воскресенск выше устья реки Медведки; 11 - с. Ачкасово; 12 - п. Радужный; 13 - г. Коломна, устье р. Москвы). Отбор и обработку проб фитопланктона проводили по общепринятым методикам (Руководство по методам гидробиологического анализа..., 1983). Для определения степени сапробности воды вычислялся индекс Пантале и Букка в модификации Сладечека. (Sládeček, 1973).

За период съемок был выявлен 231 таксон видового и внутривидового ранга, которые относились к восьми отделам. Наибольшее число зарегистрированных таксонов относятся к отделам Bacillariophyta и Chlorophyta (Рис. 1а).



**Рис. 1.** Таксономический состав фитопланктона реки Москвы (а – нижнее течение реки, б – верховье реки).

Зеленые водоросли представлены 90 таксонами, что составляет 39.0 % от общего числа обнаруженных таксонов фитопланктона. Диатомовые водоросли представлены 85 таксонами (36.8 % от общего числа). Cyanophyta представлены 20 таксонами, что составляет 8.7 % от общего числа обнаруженных таксонов, Euglenophyta - 18 таксонами (7.8 % от общего числа), Chrysophyta – 6 таксонами (2.6 %), Dinophyta – 5 таксонами (2.2 %). Наименее широко представлены отделы Cryptophyta и Xanthophyta - на долю первых приходится 4 таксона (1.7 % от общего числа), а на долю вторых 3 таксона (1.3 %).

Соотношение отделов в структуре фитопланктона верхнего и нижнего течения реки Москвы в целом сходные (Рис. 1а,б). При этом можно отметить уменьшение доли Chlorophyta, Cyanophyta, Euglenophyta и Cryptophyta и увеличение доли других отделов в нижнем течении реки по сравнению с верховьем.

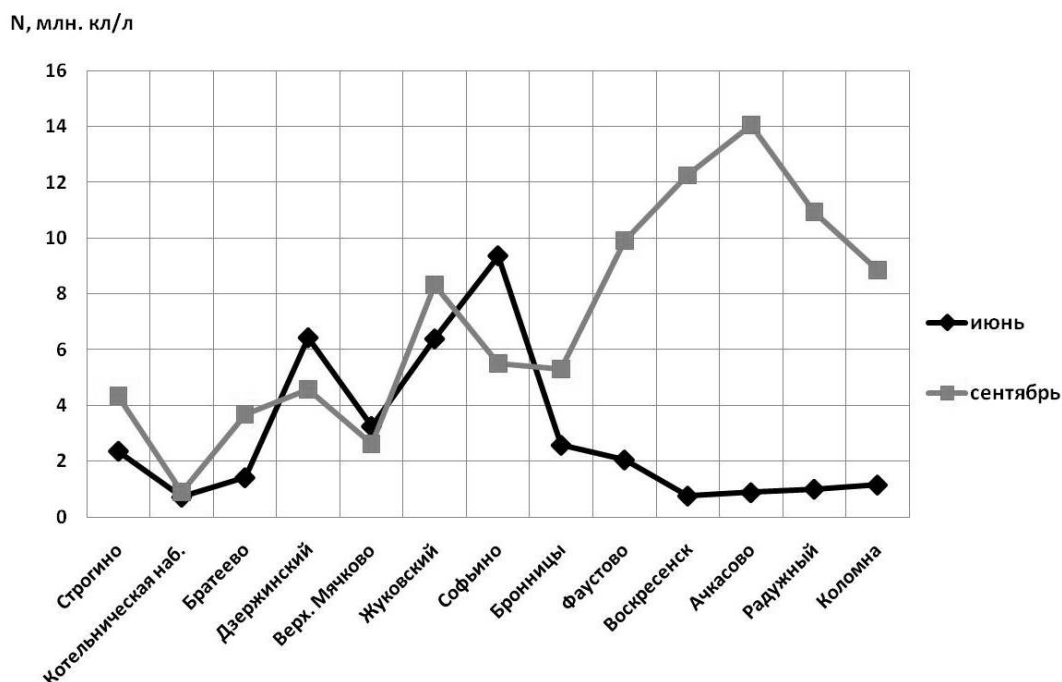
В июне фоновыми видами для нижнего течения р. Москвы являлись *Stephanodiscus hantzschii* Grun., *S. hantzschii* var. *pusilla* Grun., *Chlamydomonas monadina* (Ehr.) Stein, *Didymocystis*



*lineata* Korsh. и *Cryptomonas ovata* Ehr. На всех станциях, кроме Строгино была отмечена *Aulacoseira granulata* (Ehr.) Sim.

В сентябре на всех станциях были отмечены следующие виды: *A. granulata* (Ehr.) Sim., *S. hantzschii* Grun., *S. hantzschii* var. *pusilla* Grun., *Cryptomonas erosa* Ehr., *C. ovata* Ehr. *Microcystis aeruginosa* (Kütz.) Kütz. наблюдался на всех станциях кроме Котельнической набережной, а *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Bréb. на всех кроме устья реки.

Общая численность фитопланктона в июне изменяется в пределах от 72 тыс. кл/л (Котельническая набережная) до 9.36 млн. кл/л (с. Софьино). Также высокие значения численности зарегистрированы на станциях Дзержинский (6.43 млн. кл/л) и Жуковский (6.38 млн. кл/л) (Рис. 2). Динамика биомассы по тракту сходна с динамикой численности, но при этом минимальное значение биомассы (1.06 мг/л) отмечено для станции Верхнее Мячково, а максимальное (7.12 мг/л) – для станции Дзержинский.



**Рис. 2.** Динамика общей численности фитопланктона по тракту реки Москвы в июне и сентябре 2010 г.

Как видно из графиков, начиная со станции Братеево численность и биомасса фитопланктона скачкообразно возрастают до станции Софьино. На участке Софьино-Бронницы происходит резкое снижение численности и биомассы, а далее по тракту до устья реки у г. Коломна их колебания крайне незначительны.

Наибольший вклад в формирование численности фитопланктона в июне вносят цианобактерии (35.7 % общей численности), зеленые (34.4 %) и диатомовые водоросли (23 %). При этом максимумы численности Cyanophyta и Chlorophyta приходятся на станцию Софьино (4.38 млн. кл/л и 3.33 млн. кл/л соответственно), а максимум численности Bacillariophyta – на станцию Жуковский (1.76 млн. кл/л при 993 тыс. кл/л на станции Софьино). Более половины общей биомассы фитопланктона приходилось на диатомовые водоросли (62 % общей биомассы).

В сентябре динамика численности и биомассы меняется по сравнению с июнем (Рис. 2). Начиная от станции Бронницы происходит резкое возрастание численности и биомассы фитопланктона, достигающих максимума у с. Ачкасово (14.06 млн. кл/л и 6.34 мг/л соответственно). По численности доминируют те же отделы что и в июне, но при этом на первое место выходят диатомовые водоросли (43.7 % общей численности). Численность Cyanophyta составляла 31.8 % общей численности, а Chlorophyta – 21.2 %. В сентябре, как и в июне, большая часть общей биомассы фитопланктона приходилась на диатомовые водоросли (71 % общей биомассы). В сентябре в отличие от июня зеленые водоросли вносят значительный вклад в общую численность лишь от станции Бронницы и далее по тракту.

Основными видами-доминантами по численности для исследованного участка тракта были диатомовые водоросли *Melosira varians* Ag., *Aulacoseira granulata* (Ehr.) Sim. и цианобактерии

*Aphanizomenon flos-aquae* Ralfs ex Born. et Flah., *Geitlerinema tenue* (Anisim.) Anagn., *Pseudanabaena galeata* Böcher, *Microcystis aeruginosa* (Kütz.) Kütz. По биомассе доминировали *M. varians* Ag., *A. granulata* (Ehr.) Sim., *Stephanodiscus hantzschii* Grun. и зеленая водоросль *Chlamydomonas monadina* (Ehr.) Stein. При этом необходимо отметить, что массовое развитие *M. varians* Ag., наблюдалось в июне, а *A. granulata* (Ehr.) Sim. и *M. aeruginosa* (Kütz.) Kütz. в сентябре.

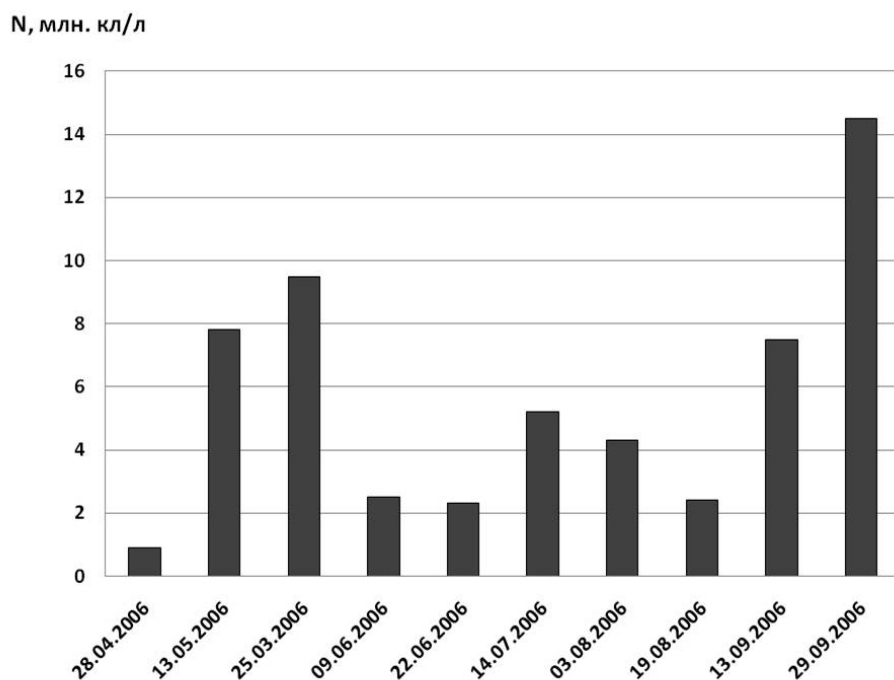
Доминирующие виды в нижнем течении реки Москвы отличаются от таковых в верхнем течении. По численности в верховьях реки доминируют цианобактерия *M. aeruginosa* (Kütz.) Kütz., диатомовая водоросль *Cocconeis placentula* Ehr., зеленые водоросли *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Bréb. и *Coelastrum microporum* Näg.; по биомассе - диатомовые *C. placentula* Ehr., *M. varians* Ag., *Ulnaria ulna* (Nitzsch) Compère, *Navicula tripunctata* (O.F.Müll.) Bory (Недосекин и др., 2009).

Рассматривая пространственное распределение фитопланктона на участке тракта реки ниже г.Москвы, мы установили, что в районе Софьино-Бронницы наблюдаются существенные перестройки в структуре фитопланктонного сообщества, сопровождающиеся резким изменением численности и биомассы как в июне, так и в сентябре. Такое разделение тракта по структурным характеристикам фитопланктона может объясняться тем, что в районе Софьино-Бронницы завершается процесс самоочищения водных масс реки от веществ, поступающих со стоками очистных сооружений мегаполиса.

Развитие фитопланктона на участке реки от границы г. Москвы до Софьино-Бронницы в большей степени находится под воздействием факторов мегаполиса: изменение температуры воды под воздействием стоков города, что было показано ранее (Щеголькова, 2007); разбавление вод реки сточными водами станций аэрации, понижающее значения численности и биомассы фитопланктона; внесение в реку больших объемов очищенных вод, богатых биогенными элементами; а также воздействие загрязняющих веществ поступающих с ливневыми стоками.

Таким образом можно полагать, что до этой границы фитопланктон находится под влиянием факторов сброса сточных вод, а после этого начинается тракт «нормальной» очищенной от стоков реки, где динамика фитопланктона зависит в основном от естественных факторов.

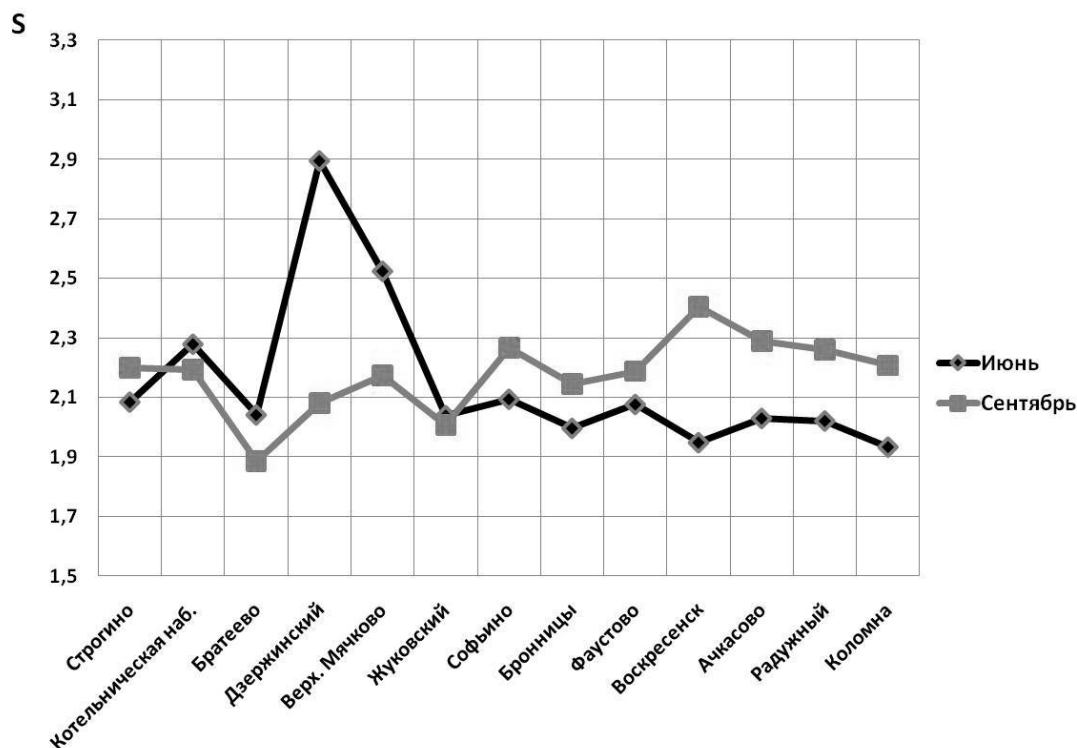
Наблюдаемая противоположная картина изменения численности фитопланктона в июне и сентябре на участке реки после Софьино-Бронницы (Рис. 2) обусловлена естественной сезонной динамикой развития фитопланктона в реке Москве. Сходная тенденция была отмечена для верховьев реки Москвы - падение численности и биомассы в летнюю межень (вторая половина июня) и массовое развитие фитопланктона в сентябре (Рис. 3) (Малашенков, 2009).



**Рис. 3.** Динамика общей численности фитопланктона в верхнем течении реки Москвы.

Для оценки степени антропогенного воздействия г. Москвы на качество воды реки, нами была проведена оценка качества воды по индексу сапробности Пантле и Букка в модификации Сладечека (Рис. 4). Всего было использовано 147 видов-индикаторов.

В целом, значение сапробности воды и в июне и в сентябре не выходит за рамки  $\beta$ -мезосапробной зоны (умеренно загрязненные воды) и сходно с таковым в верхнем течении реки (Малашенков, 2010). Исключением являлись станции Дзержинский и Верхнее Мячково, где в июне значение сапробности соответствовало  $\alpha$ -мезосапробной зоне (загрязненные воды). Полученные нами значения сапробности сходные с данными других авторов. Так в 1996-1998 гг. сапробность вод реки Москвы в черте города варьировала в пределах 1.6-2.43 (Тумбинская, 2006), а в 2003-2005 гг. на участке тракта Тушино-Коломна были отмечены колебания сапробности воды в пределах от 1.7 до 2.23 (Щеголькова, 2007). Наблюдаемые значения сапробности ( $\beta$ -мезосапробная зона) как в черте г. Москвы, так и ниже по течению объясняются тем, что в последние года резко уменьшилось поступление в реку загрязняющих веществ в связи с уменьшением промышленных производств, а также повышением эффективности очистки сточных вод на станциях аэрации.



**Рис. 4.** Значения сапробности воды на участке р. Москвы Строгино-Коломна.

#### Список литературы

- Витвицкая Т. В., Хромов В.М. Изменение сезонной и пространственной структуры фитопланктонного сообщества р. Москвы. Водные ресурсы. 1991. № 6. С. 82-89.
- Малашенков Д.В. Пространственно-временная изменчивость фитопланктона в реке Москве // Дисс. к.б.н. М.: МГУ, 2009. 181 с.
- Малашенков Д.В. Сравнительный анализ качества воды в прибрежной зоне и на стрежне реки. // Материалы Международной научно-практической конференции «Актуальные проблемы экологии» (Гродно, 27-29 октября 2010 г.). Гродно, 2010. С. 249-251.
- Недосекин А.Г., Малашенков Д.В., Ростанец Д.В., Хромов В.М. Результаты исследования фитопланктона у берега и на стрежне реки Москвы // Бюллетень Московского общества испытателей природы. Отдел Биологический. Т. 114. Вып. 3. М: 2009. Прил. 1. Ч. 2. С. 110-115.
- Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений. Под ред. Абакумова В. А. Л.: Гидрометеиздат, 1983. 239 с.
- Тумбинская Л.В. Альгофлора реки Москвы в черте города // Дисс. к.б.н. М.: МГУ, 2006. 136 с.
- Щеголькова Н.М. Динамика экологического состояния основного водотока мегаполиса (на примере реки Москвы) // Дисс. д.б.н. М.: МГУ, 2007. 325 с.
- Sládeček V. System of water quality from the biological point of view // Arch. Hydrobiol. Ergeb. Limnol. 1973. N7. P. 1-218.

## ЦИЛИОПЛАНКТОН И САПРОБНОСТЬ ВОДОЁМОВ ЮГА ОМСКОЙ ОБЛАСТИ, ИСПЫТЫВАЮЩИХ АНТРОПОГЕННОЕ ВОЗДЕЙСТВИЕ

Н.Н. Синенко

*Омский государственный педагогический университет  
г. Омск, ул. Тухачевского 14, 644099, Россия, sinenkonn@mail.ru*

Активное использование человеком водных ресурсов требует систематического мониторинга экологического состояния водных объектов. В условиях Южной лесостепи Омской области они играют существенную роль. Массовое поступление в водоёмы различных поллютантов в результате сельскохозяйственной и хозяйственно бытовой деятельности человека в ряде случаев превышает эффект от естественного самоочищения водоёмов. Оценка сообществ водных организмов является одной из наиболее информативных показателей состояния водной системы. Изучение сапробности водоёмов позволяет выявить степень загрязнения, используемую в природоохранной работе, для сохранения естественного гидробиологического равновесия водных биоценозов, а также проанализировать уровень антропогенной нагрузки, оказываемый на водоёмы.

Свободноживущие ресничные инфузории (Ciliata, Ciliophora) - важный компонент микробиоты пресноводных водоемов, являясь консументами, они играют существенную роль в круговороте органического вещества и энергии в водной экосистеме. Цилиаты являются индикаторами автохтонного и аллохтонного загрязнения водоемов, т.к. чувствительны к любым изменениям среды обитания. Способность массового увеличения численности, за короткий промежуток времени, и частая смена поколений позволяет использовать инфузорий в качестве организмов биоиндикаторов процессов протекающих в водном объекте, как в результате естественных факторов, так и в условиях антропогенной нагрузки. Кроме того, биоиндикация по сообществам инфузорий - дешевый экспресс-метод, в то время как химические анализы дорогостоящи.

Объектом исследования явились ресничные инфузории из водоемов Таврического района Омской области. Материал был собран в трех водоемах южной лесостепи Омской области испытывающих антропогенную нагрузку: озеро Ивановское, река Ачаирка, протока Копейкино, в период весна-лето-осень 2009-2010 гг. На берегах всех водоёмов располагаются населённые пункты, которые активно используют водные объекты в производственной и хозяйственной деятельности. Кроме того, на реке Ачаирка расположен животноводческий комплекс, в котором насчитывается порядка трёх тысяч голов крупнорогатого скота. Данный водоём используется в качестве водопоя, а прилегающие луга, как пастбища, загрязняя тем самым реку большим количеством органического вещества. В окрестностях озера Ивановское расположен рыбоводческий питомник, сбрасывающий использованную воду, насыщенную продуктами жизнедеятельности рыб, в водоём.

Обследованный район относится к геоморфологической области долин бассейна реки Иртыш, позднечетвертичной-современной террасовой равнине, в которой можно выделить следующие морфоструктуры: современные аллювиальные равнины и пойму. Ландшафт района представлен слабонаклонными поверхностями надпойменных террас с редкими гривами, с орошаемыми и богарными сельхозугодьями на месте злаково-разнотравных остепнённых лугов на чернозёмах обыкновенных и лугово-чернозёмных солонцеватых почвах, с редкими берёзовыми колками. Сами же водные объекты расположены в ландшафте речной долины, высокой и низкой пойме Иртыша с полого-волнистыми поверхностями прирусловой части и заболоченными понижениями периферии поймы с разнотравно-злаковыми и канареечничково-вейниковыми лугами, ивняками на аллювиальных луговых солончаковых и дерновых слоистых почвах.

Озеро Ивановское - пресный водоём, расположенный вдоль реки Иртыш, вытянутый с запада на восток. Длина водоёма составляет 5 км., ширина 1000 м., глубина от 3,5-6 м. По форме озеро напоминает эллипс. Южный берег крутой и возвышается на 10-15 м. над уровнем воды. Северный берег пологий и отделяется километровой гривой от русла реки Иртыш. Река Ачаирка в районе села Луговое. Пресный водоём со слабопроточной водой. Длина водоёма составляет 40 км., ширина в 30-40 м. Правый берег крутой, левый пологий. Глубина от 2 до 4,5 м. Протока Копейкино располагается в окрестностях села с одноимённым названием. Пресный водоём,

длинна водоёма составляет 4,5 км., ширина 25 – 30 м. Глубина 4,5 – 5 м. Дно глинистое, правый берег крутой, левый пологий, продолжается пойменными лугами.

Сбор и обработка материала проводилась с применением стандартных методов сбора протистологических и гидробиологических проб. Обработка собранного материала проводилась в лаборатории кафедры зоологии ОмГПУ и включала в себя: микроскопирование проб, определение видовой принадлежности и сапробности водоема с использованием таблицы В. Сладечека (V. Sládeček, 1969, 1973). Лабораторное микроскопирование проб проводили прямым способом, без фиксации и с фиксацией, на предметных стеклах. Определение видовой принадлежности найденных форм проводилось на живом материале при увеличении ок.х15, об.х40. Видовое определение проводилось по описаниям, содержащимся в литературе (А. Kahl, 1931; Ф.П. Чорик, 1968; Фауна аэротенков, 1984; С.И. Фокин, 2007; А.В. Янковский, 2007).

В обследованных водоемах было обнаружено 25 видов ресничных инфузорий, относящихся к 15 родам (табл. 1).

Наибольшее видовое альфа-разнообразие имеет род *Vorticella* – 5 видов, или 20.0% от общего бета-разнообразия. Для родов *Paramecium* и *Stentor* отмечено по 3 вида, или по 12.0%. Роды *Stylonychia* и *Colpoda* представлены 2 видами каждый, или по 8.0%. Для всех остальных родов отмечено по 1 виду.

**Таблица 1.** Видовой состав и индикаторная значимость ресничных инфузорий в обследованных водоемах

Виды	Водоемы		
	оз. Ивановское	р. Ачаирка	пр. Копейкино
<i>Stylonychia mytilis</i>	α	α	α
<i>S. pustulata</i>	β	β	β
<i>Paramecium Aurelia</i>	β	β	β
<i>P. caudatum</i>	α	α	α
<i>P. bursaria</i>	β		
<i>Stentor fuliginosus</i>			α
<i>S. polymorphus</i>	β-α	β-α	β-α
<i>S. roeseli</i>		α-β	α-β
<i>Loxodes rostrum</i>	α	α	α
<i>Dileptus auser</i>	β	β	β
<i>Bursaria truncatella</i>			β
<i>Colpoda cucullus</i>	α	α	α
<i>C. steini</i>	β	β	β
<i>Coleps hirtus</i>	β	β	β
<i>Prorodon teres</i>	α	α	α
<i>Bryophyllum vorax</i>			β
<i>Loxophyllum meleagris</i>			α
<i>Trachelius subtilis</i>			α
<i>Holosticha sp.</i>	β		
<i>Opisthonecta henneguyi</i>		α	
<i>Vorticella communis</i>	β		
<i>V. convallaria</i>	α	α	α
<i>V. microstoma</i>	полисапроб	полисапроб	полисапроб
<i>V. submicrostoma</i>		β	β
<i>V. picta</i>	α	α	α
Всего 25 видов	17	17	21
Сапробность водоемов	β-α	α-β	α-β

Все обнаруженные виды ресничных инфузорий имеют различное биоиндикационное значение и относятся к определенной зоне сапробности. Соотношение различных сапробов между собой, косвенно может свидетельствовать о сапробности обследованных водоемов.

Для оз. Ивановское отмечено альфа-мезосапробов – 7 видов, или 41.0% от общего видового разнообразия; бета-мезосапробов – 8 видов, или 47.0%; бета-альфа-мезосапробов и полисапробов

по 1 виду, или по 6.0%. Таким образом, данный водоем можно отнести к  $\beta$ - $\alpha$ -мезосапробным, стремящимся к  $\alpha$ - $\beta$ -мезосапробности.

Для реки Ачаирка отмечено альфа-мезосапробов – 8 видов, или 47.0% от общего видового разнообразия; бета-мезосапробов – 6 видов, или 35.0%; бета-альфа-мезосапробов, альфа-бета-мезосапробов и полисапробов по 1 виду, или по 6.0%. Таким образом, данный водоем можно отнести к  $\alpha$ - $\beta$ -мезосапробным.

Для протоки Копейкино отмечено альфа-мезосапробов – 10 видов, или 48.0% от общего видового разнообразия; бета-мезосапробов – 8 видов, или 37.0%; бета-альфа-мезосапробов, альфа-бета-мезосапробов и полисапробов по 1 виду, или по 5.0%. Таким образом, данный водоем можно отнести к  $\alpha$ - $\beta$ -мезосапробным.

Таким образом, на основе полученных данных можно сделать вывод, что исследованные водоёмы относятся к мезосапробной зоне, т.е. к зоне, в водах которой восстановительные процессы прекратились и начались окислительные с постепенным преобладанием последних. Озеро Ивановское относится к  $\beta$ - и  $\alpha$ -мезосапробным, но стремится к  $\alpha$ -мезосапробности, в результате аллохтонных загрязнений. Река Ачаирка и протока Копейкино относятся к  $\alpha$ - $\beta$ -мезосапробной зоне и являются более загрязнёнными водными объектами, чем озеро Ивановское. Все изученные водоёмы помимо автохтонного, испытывают существенное аллохтонное загрязнение в результате деятельности человека, что может привести со временем к переходу водоёмов в полисапробную зону.

#### Список литературы

- Фауна аэротенков: атлас / отв. Ред. Л.А. Кутикова. –Л.: Наука, 1984. -264 с.  
Фокин С.И. Тип Ciliophora Doflein, 1901 – Инфузории. Общая часть [Текст] / С.И. Фокин. – Протисты: Руководство по зоологии. - СПб.: Наука, 2007. Ч.2. –С. 371-414.  
Янковский, А.В. Тип Ciliophora Doflein, 1901 – Инфузории. Систематическая часть [Текст] / А.В. Янковский. – Протисты: Руководство по зоологии. – СПб.: Наука, 2007. Ч.2. –С. 415-993.  
Kahl, A. Urtiere oder Protozoa. I: Wimpertiere oder Ciliata (Infusoria [Text] / A. Kahl // Die Tierwelt Deutschlands / Jena, 1930, part 18; 1931, 21; 1932, 25; 1935, 30. -860 s.  
Sládeček, V. The measure of saprobility [Text] / V. Sládeček. – Verh. Intern. Verein Limnol., 1969. – Bd. 17. – S. 546-559.  
Sládeček, V. Sistem of water qualiti from biologikal point of view [Text] / V. Sládeček // Ergebnisse der Limnologie. – Stuttgart, 1973. – P. 212-218.

### СООБЩЕСТВА ГИДРОБИОНТОВ РЕКИ СУРА В УСЛОВИЯХ ВОЗДЕЙСТВИЯ НЕДОСТАТОЧНО ОЧИЩЕННЫХ СТОЧНЫХ ВОД КАНАЛИЗАЦИИ Г.ПЕНЗЫ

Е.Э. Сони́на, Ю.А. Мали́нина, Е.И. Фили́нова, Е.А. Джая́ни

*Саратовское отделение ФГНУ ГосНИОРХ,  
г. Саратов, ул. Чернышевского, 152, Россия, eesonina@rambler.ru*

Водоёмы и водотоки, расположенные в непосредственной близости от крупных населенных пунктов, испытывают значительное влияние антропогенных факторов: изъятия, регулирования и территориального перераспределения стока для различных хозяйственно-бытовых и промышленных целей, сброс сточных и возвратных вод. В урбанизированных ландшафтах облик водных систем зачастую целиком определяется сбросами сточных вод и поступлением поверхностного стока с городских территорий. Сток крупных рек, протекающих по урбанизированным районам промышленно развитых стран, обычно в среднем на 10-20%, небольших рек - на 30-40%, а иногда и на 90% состоит из сточных вод городов.

Пенза – административный центр Пензенской области, крупный промышленный и транспортный город Среднего Поволжья. По территории г. Пензы протекает р. Сура - правый приток р. Волги. Общая протяженность р. Суры – 841 км, (в пределах Пензенской области - 350 км), среднегодовой расход воды 119 м<sup>3</sup>/с, площадь водосборного бассейна 67590 км<sup>2</sup> (в пределах Пензенской области – более 20 тыс. км<sup>2</sup>). Ширина р. Суры (в пределах Пензенской области) изменяется от 5 до 130 м, глубины варьируют от 1.5 до 13.9 м. Скорость течения на плесах около 0.3 м/с, на перекатах 0.8-1.06 м/с. В течение последних десятилетий отмечено обмеление реки, снижение среднего уровня и уменьшение среднегодового расхода воды, что связывается с резким

увеличением безвозвратного забора воды из р. Суры на промышленно-бытовые нужды и вырубкой пойменных лесов.

По данным Государственного Доклада «О состоянии природных ресурсов и охраны окружающей среды Пензенской области в 2007 году» (2008) удельный комбинаторный индекс загрязнения воды (УКИЗВ) р. Суры на пунктах наблюдения в черте города составлял 4.28, что позволило отнести ее воду к 4 «а» классу качества - «грязная». В воде р. Суры регистрировались высокие концентрации взвешенных веществ, нитритного азота (2.7-14.7 ПДК), аммонийного азота (до 1.8 ПДК), фенолов (2-7 ПДК), соединений меди (5-11 ПДК).

В р. Суру после прохождения через очистные сооружения сбрасываются недостаточно очищенные сточные воды канализации г. Пензы. Объемы разрешенных сбросов сточных вод с ОСК в р. Суру составляют более 16.4 тыс. м<sup>3</sup>/час. В створе выше выпусков сточных вод в водах Суры наблюдалось превышение рыбохозяйственных ПДК по показателям ХПК, БПК, взвешенным веществам, азоту нитритов, содержанию меди. По результатам биотестирования сточные воды выпусков с очистных сооружений канализации не оказывали острого токсического действия на зеленые водоросли и ветвистых рачков.

Целью нашей работы было изучение влияния недостаточно очищенных сточных вод канализации г. Пензы на гидробионтов р. Суры. Гидробиологические пробы (фито-, зоопланктон и зообентос) отбирали в августе 2010 г. на 5 участках р. Суры:

- 900 м выше выпусков сточных вод городской канализации (станция №1 – левый берег и русло);
- ниже выпусков (станция №2 – левый берег и русло). Участок характеризовался сильным устойчивым фекальным запахом, наличием пены на поверхности воды;
- 350 м ниже по течению от выпуска сточных вод (станция №3 – левый берег и русло), в 50 м выше автомобильного моста, сжимающего русло реки до 20 м и образующего застойные участки акватории;
- 500 м ниже по течению от выпуска сточных вод (станция №4 – русло), 100 м ниже автомобильного моста;
- 800 м ниже по течению от выпуска сточных вод, 400 м ниже автомобильного моста, после исчезновения фекального запаха (станция №5 – русло).

Сбор и обработка гидробиологического материала осуществлялись по общепринятым в гидробиологии методикам (Методика изучения..., 1975; Методические рекомендации ..., 1982; Методические рекомендации ..., 1984). Пробы фитопланктона отбирали в пластиковые бутылки объемом 0.5 л и фиксировали раствором Утермеля. Зоопланктонные пробы отбирали вертикальной и горизонтальной планктонными сетями Джеди. Пробы зообентоса на мелководьях отбирали гидробиологическим скребком, на глубоководных участках дночерпателем ДАК 1/40 и промывали через мельничный газ № 34. Фиксировали гидробиологический материал 4 % раствором формалина. Камеральная обработка проб включала определение таксономического состава гидробионтов, расчет биоиндикационных индексов.

Ширина р. Суры в месте проведения гидробиологических исследований - 60-90 м, максимальная глубина – 5.5 м, средняя – 2.7 м, скорость течения – 0.3 м/с. Дно песчаное, черный ил обнаружен в зоне 300-500 м ниже выпуска сточных вод. На всем обследованном участке в толще воды наблюдалось «цветение» синезеленых водорослей.

Берега р. Суры в районе исследования покрыты пойменным лесом, вдоль уреза росла прибрежная растительность (рогозы, сусак, осоки). Пояс погруженной растительности представлен куртинами 10x12 м цветущего рдеста плавающего, с вкраплениями побегов роголистника, наяды и элодеи. Погруженная растительность была покрыта густым обростом из нитчатых водорослей.

Несмотря высокую температуру воды, в связи с аномально высокими летними температурами в 2010 г., содержание растворенного кислорода на всех исследованных участках не опускалось ниже рыбохозяйственных норм (табл.).

**Таблица.** Температура воды (°C) / содержание растворенного кислорода (мг/л) на участках отбора гидробиологических проб в р. Сура

Точки отбора проб	№1	№2	№3	№4	№5
Русло	29.6 / 7.8	28.5 / 7.5	29.3 / 7.3	29.1 / 7.0	29.2 / 7.8
Левый берег	29.6 / 7.8	29.1 / 7.1	29.3 / 7.2	-	-

Фитопланктон р. Суры на исследованном участке был представлен 48 видами, относящимися к 5 отделам: зеленые (15 видов), диатомовые (13), пиррофитовые (9), синезеленые

(6), эвгленовые (5). Доминировали виды pp. *Chlamydomonas*, *Cryptomonas*, а также синезеленые *Microcystis aeruginosa*, *Aphanizomenon flos-aquae*, *Anabaena flos-aquae*. Численность водорослей изменялась от 47.2 млн.кл/л до 892.2 млн.кл/л, биомасса – от 1.9 мг/л до 29.6 мг/л.

На всех обследованных станциях были встречены синезеленые водоросли. Они составляли более 99% по численности и 77-99% по биомассе от общих показателей развития фитопланктона. На участках, испытывающих сильное воздействие сточных вод, их количественные показатели развития возрастали у берега, на котором расположен выпуск, по сравнению с руслом (№2, 3). Но в 800 м от источника загрязнения (№5) ситуация менялась на противоположную: максимальная концентрация синезеленых фиксировалась в русле реки, причем она в 2 раза превышала значения, полученные на контрольном участке (№1) (рис. 1). Возможно, это связано с перемешиванием вод в связи с сужением русла реки мостовым сооружением. Выпуск сточных вод (станция №2) оказывал негативное воздействие на численность и биомассу и других групп планктонных водорослей, особенно диатомовых.

Показатели сапробности, рассчитанные по организмам фитопланктона, характеризовали воды р. Суры на всех исследованных станциях как  $\beta$ - мезосапробные.

В зоопланктоне р. Суры в районе исследования зарегистрировано 7 видов ветвистоусых ракообразных, 3 вида веслоногих рачков и 3 вида коловраток. На всех участках доминировал *Chydorus sphaericus*. Отмечено снижение количественных показателей развития сообщества после попадания в р. Суру сточных вод городской канализации (станции №2,3) (рис.2). Рассчитанный индекс сапробности не выходил за пределы  $\beta$ -мезосапробной зоны на всех исследованных участках реки.

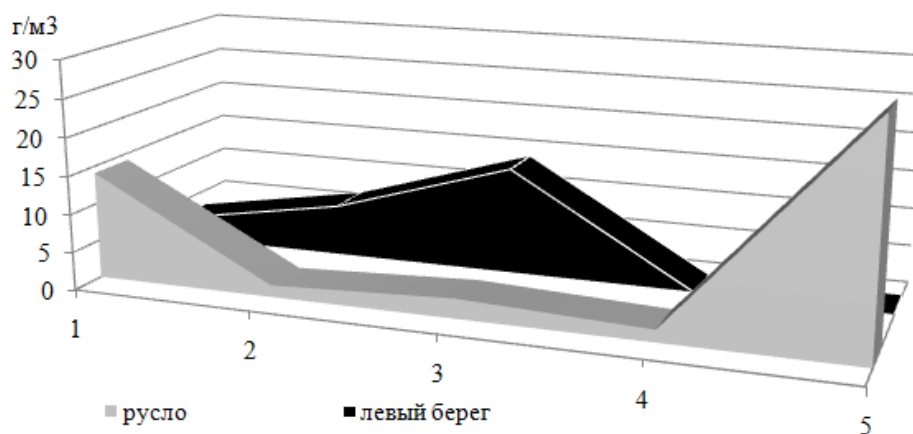


Рис. 1. Динамика биомассы синезеленых водорослей по продольному профилю р. Суры

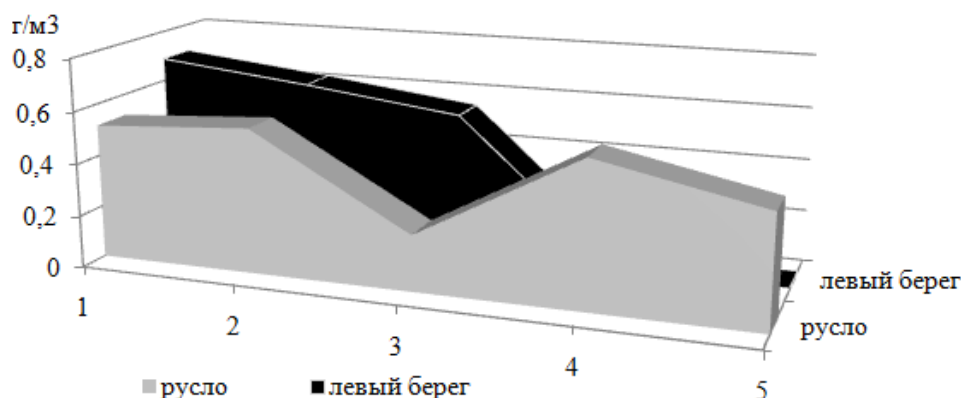


Рис. 2. Биомасса зоопланктона на исследованных участках р. Суры

Зообентос на обследованных участках р. Суры представлен типичными для равнинных рек средней полосы России организмами. Из гетеротопных донных беспозвоночных обнаружены личинки хирономид – *Dicrotendipes nervosus*, *Cricotopus* sp., *Psectrocladius* sp. Постоянноводная

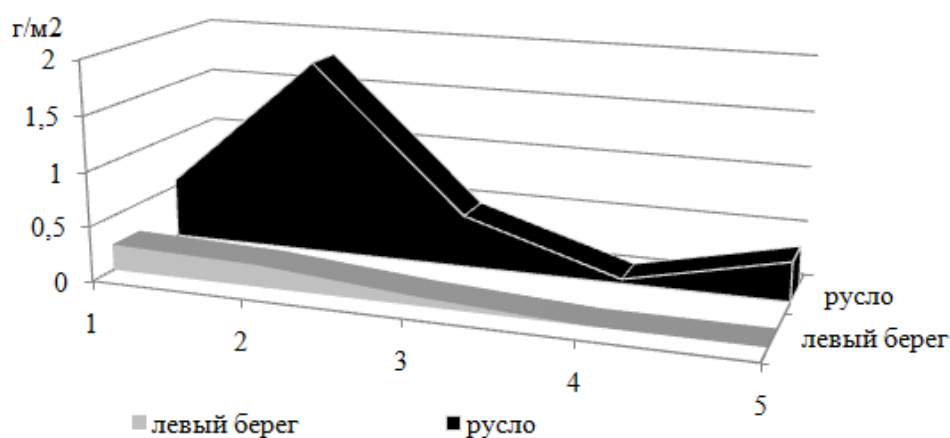


фауна представлена кольчатыми червями - олигохетами и двустворчатыми моллюсками - унионидами и сферидами.

В р. Сура численность зообентоса варьировала от 40 до 320 экз/м<sup>2</sup>, биомасса – от 0.04 до 2400 г/м<sup>2</sup>. Ниже выпуска сточных вод личинки хирономид на всех исследованных участках отсутствовали. Анализ распространения моллюсков выявил их агрегированность, которая может быть не связана с загрязнением воды. Обнаруженные в зоне влияния сточных вод особи унионид имели крупные размеры.

Максимальная численность «мягкого» зообентоса была зарегистрирована на станции №1 как в русловой части, так и у левого берега. В русловой части р. Суры численность донных беспозвоночных снижалась от контрольной станции до станции №4, затем наблюдалось ее возрастание.

Биомасса организмов зообентоса вдоль левого берега была невысокой (рис. 3). В русловой зоне на участке выпуска сточных вод (№2) отмечено ее возрастание за счет олигохет, главным образом *Limnodrilus hoffmeisteri* и *Tubifex tubifex* – видов, устойчивых к загрязнению. Затем вплоть до станции №4 биомасса зообентоса резко снижалась, несколько возрастая на нижней станции №5.



**Рис. 3.** Биомасса мягкого зообентоса на исследованном участке р. Суры

Таким образом, минимальное развитие зообентоса отмечено у левого берега на станции №3, в русле – №4. Вероятно, именно на указанных участках в донных грунтах накапливается значительное количество токсических веществ, угнетающих его развитие. Перестройка донных сообществ, а именно доминирование олигохетного комплекса в зоне выпуска стоков и ниже по течению указывает на повышенную сапробность данных биотопов по сравнению с контрольным участком.

Индексы Шеннона и Гуднайта – Уитли, рассчитанные по зообентосу, дают возможность оценить качество водной среды на всех исследованных участках р. Суры как неблагоприятное. Наиболее напряженная экологическая обстановка для донных организмов складывается на участках №2 (левый берег) и №3 (русло и левый берег).

Таким образом, совокупность факторов (низкие количественные показатели, упрощение структурных характеристик сообществ) указывают на ухудшение условий обитания водных беспозвоночных в р. Сура на станциях №2, 3 и 4 по сравнению с контрольной станцией. Результаты проведенных исследований свидетельствуют о недостаточной очистке коммунальных сточных вод, оказывающих отрицательное влияние на количественное развитие и структуру исследованных сообществ гидробионтов р. Суры.

#### Список литературы

- Государственный Доклад «О состоянии природных ресурсов и охраны окружающей среды Пензенской области в 2007 году». Пенза, 2008. 118 с.
- Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. М.: Наука, 1975. 240 с.
- Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресных водоемах / Зоопланктон и его продукция. Л., 1982. 34 с.
- Методические рекомендации по сбору и обработке материалов и гидрохимических исследований на пресноводных водоемах / Фитопланктон и его продукция. Л., 1984. 32 с.

## РЕАКЦИЯ ХЛОРОККОКОВЫХ ВОДОРΟΣЛЕЙ НА ПРИСУТСТВИЕ МИКРОКОЛИЧЕСТВ СЕРЕБРА

Н.Е. Спиркина, А.Г. Дмитриева, В.И. Ипатова, О.Ф. Филенко

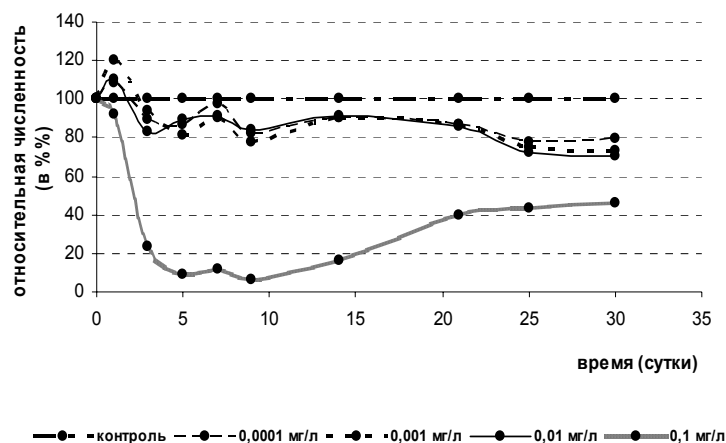
Биологический факультет МГУ им. М.В.Ломоносова  
119991, г. Москва, Ленинские горы, д. 1, стр. 12, Россия, natus25@list.ru

Среди тяжелых металлов – потенциальных загрязнителей водной среды серебро занимает особое место. В последние годы, в связи с расширением применения серебра в фармакологии, пищевой промышленности и в бытовых целях, серебро становится не только средством подавления роста вредоносной микрофлоры, но и возможным компонентом загрязнения вод. В связи с этим возрастает интерес исследователей к закономерностям и механизмам биологического действия серебра, в первую очередь – на одноклеточные организмы (Аваро и др., 2008; Чой и др., 2008).

Целью нашей работы стало выяснение влияния коллоидного серебра на закономерности роста лабораторных популяций хлорококковых водорослей *Monoraphidium arcuatum* (Korsch.) Hind. и *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Bréb..

Культуры микроводорослей выращивали на среде Успенского №1 с соблюдением стандартных условий в люминостате при периодическом освещении лампами дневного света (12:12 ч) и температуре  $21 \pm 2^\circ\text{C}$  (Методическое руководство ..., 1991). В качестве токсиканта использовали готовый раствор коллоидного серебра Silver-Max. Его влияние оценивали по изменению численности клеток в диапазоне концентраций от 0,0001 до 0,1 мг/л. Испытания проводили в трех повторностях для каждой концентрации и контроля. Подсчет клеток производили в камере Горяева. Структурный состав популяций оценивали с помощью метода микрокультур (Марушкина, 2005).

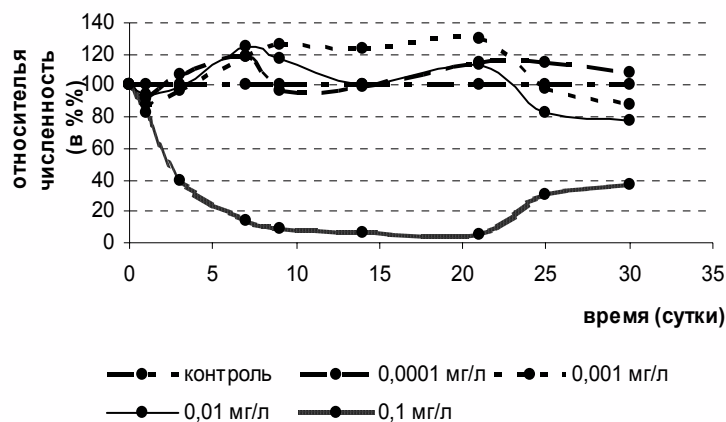
Для культуры *M. arcuatum* в первые сутки роста отмечено незначительное увеличение относительной численности клеток в присутствии 0,01, 0,001, 0,0001 мг/л коллоидного серебра (до 120% при  $10^{-3}$  мг/л), которая впоследствии снижалась и на 31 сутки была на 20-30% ниже контроля. При концентрации 0,1 мг/л происходило резкое снижение относительной численности клеток (до 6,8% на 9 сутки). После 9-х суток эксперимента наблюдалось постепенное увеличение численности до 46,4% от контроля на 31 сутки (Рис.1).



**Рис. 1.** Изменение относительной численности клеток *Monoraphidium arcuatum* при действии коллоидного серебра в диапазоне концентраций от 0,0001 до 0,1 мг/л

Относительная численность клеток *Sc. quadricauda* в присутствии коллоидного серебра в концентрациях от 0,0001 до 0,01 мг/л возрастала в период до 21 суток (рис. 2). Стабильное увеличение относительной численности клеток было особенно отчетливо выражено при концентрации 0,001 мг/л. К концу эксперимента относительная численность клеток при концентрациях 0,001 и 0,01 мг/л снизилась на 15-25% от уровня контроля, а при 0,0001 мг/л была несколько выше, чем в контроле. При 0,1 мг/л коллоидного серебра происходило длительное снижение относительной численности клеток *Sc. quadricauda*, которое было более значительным, чем в культуре *M. arcuatum*. Возрастание численности культуры наблюдалось только после 21

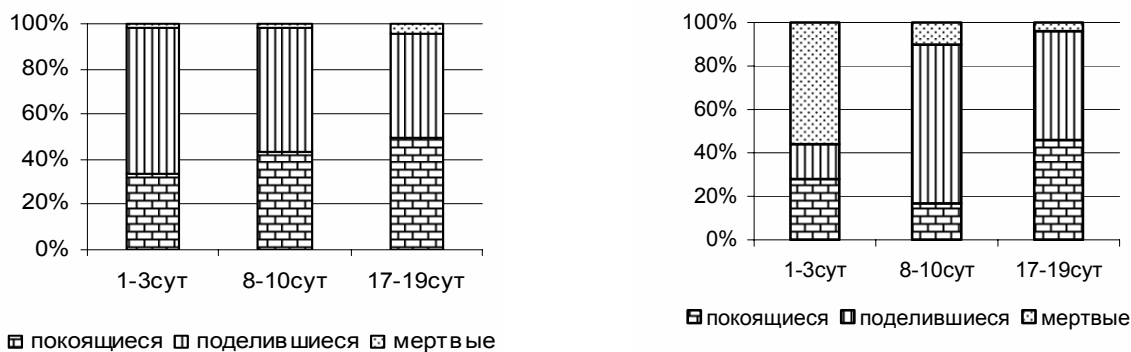
суток эксперимента, тогда как у *M. arcuatum* - после 9 суток. Отличия во времени начала восстановления численности клеток у *M. arcuatum* и *Sc. quadricauda* при наибольшей из испытанных концентраций коллоидного серебра (0,1 мг/л) может свидетельствовать о том, что деление клеток *M. arcuatum* происходит более интенсивно по сравнению с делением клеток *Sc. quadricauda*.



**Рис. 2.** Изменение относительной численности клеток *Scenedesmus quadricauda* при действии коллоидного серебра в диапазоне концентраций от 0,0001 до 0,1 мг/л

Состояние популяций исследуемых водорослей оценивали с помощью метода микрокультур по соотношению отмирающих (погибших), покоящихся и размножившихся (делящихся) клеток в присутствии максимальной концентрации коллоидного серебра (0,1 мг/л) и в контроле на 1-3, 8-10 и 17-19 сутки роста культур. В связи с тем, что восстановление численности клеток *Sc. quadricauda* происходило в более поздние сроки, были проведены дополнительные исследования структуры популяции на 22-24 сутки роста.

Как видно из рисунка 3а, на начальных этапах эксперимента в контрольной популяции *M. arcuatum* преобладали размножавшиеся клетки (55-65%). К 19-м суткам их численность снизилась, тогда как доля покоящихся возросла до 50%. В присутствии 0,1 мг/л коллоидного серебра в начальный период в популяции преобладали отмирающие клетки (56%), доля которых впоследствии снижалась и на 19 сутки стала равна доле мертвых клеток в контроле (около 4%) (рис. 3б). На 10 сутки преобладали активно делящиеся клетки (73%), за счет которых происходило дальнейшее увеличение численности, а на 19 сутки их количество снизилось до 50%, доля же покоящихся клеток возросла до 46%.



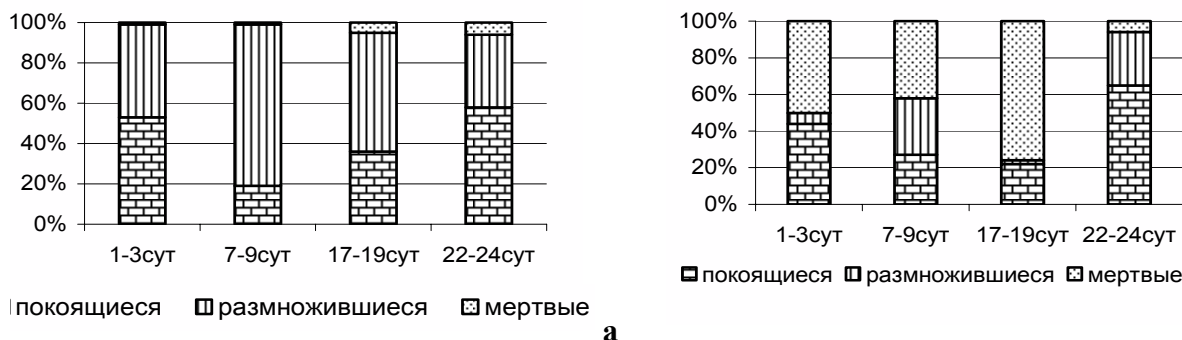
**а**

**б**

**Рис. 3.** Изменение структуры популяции *M. arcuatum*: а). контрольная популяция; б). популяция, находившаяся при концентрации коллоидного серебра 0,1 мг/л

Контрольная популяция *Sc. quadricauda* на протяжении всего эксперимента состояла преимущественно из размножившихся и покоящихся клеток (рис. 4а). Максимальная доля размножившихся клеток была отмечена на 9 сутки роста (80%). На 24 сутки в популяции преобладала фракция покоящихся клеток (58%), тогда как доля размножающихся снизилась до 35%.

В связи с длительным токсическим воздействием коллоидного серебра в концентрации 10 мг/л на культуру *Sc. quadricauda*, доля отмерших клеток была высокой и максимума достигала на 19 сутки (76%), а доля размножающихся клеток составила всего 2%. На 24 сутки эксперимента структура популяции изменилась коренным образом: преобладающей стала фракция покоящихся клеток (65%), доля размножающихся клеток увеличилась до 23%, а на долю отмерших клеток приходилось всего 6 % (рис. 4б).



**Рис. 4.** Изменение структуры популяции *Sc. quadricauda*: а). контрольная популяция, б). популяция, находившаяся при концентрации коллоидного серебра 0,1 мг/л

Проведенные исследования показали, что токсичность коллоидного серебра проявилась только при концентрации 0,1 мг/л, при этом токсический эффект был более выраженным для *Sc. quadricauda*, продолжавшийся на протяжении 20 суток, тогда как для *M. arcuatum* этот срок составлял всего 9 суток. У обоих видов после периода угнетения роста наблюдалось постепенное восстановление численности клеток в культуре. При этом структурный состав популяции при восстановлении численности становился сходным со структурой популяции в контроле, что может свидетельствовать либо о формировании физиологической адаптации водорослей к действию серебра, либо о снижении концентрации действующего вещества за счет адсорбции на стенках сосуда или связывания метаболитами. Ранее было показано (Бойчук, 2008), что соли серебра в концентрации 0,1 мг/л оказывали на *Sc. quadricauda* значительный альгостатический эффект, длящийся более 30 суток, и который не был выявлен нами при воздействии коллоидным серебром. Таким образом, можно предположить, что биодоступность серебра в коллоидной форме ниже, чем в ионной.

## Выводы

1. Коллоидное серебро в концентрации 0,1 мг/л оказало явно выраженное токсическое действие на микроводоросли *Sc. quadricauda* и *M. Arcuatum*, заключающееся в снижении общей численности клеток и временном уменьшении доли делящихся клеток.
2. На популяцию *Sc. quadricauda* коллоидное серебро в этой концентрации оказало более продолжительный токсический эффект, вдвое превышающий продолжительность токсического эффекта на *M. arcuatum*.
3. Восстановление через 2-3 недели от начала воздействия численности клеток при концентрации 0,1 мг/л коллоидного серебра у *M. arcuatum* и *Sc. quadricauda* сопровождается восстановлением структуры популяции, которая становится подобной структуре популяции в контроле.

## Список литературы

- Бойчук Т.В. Закономерности влияния серебра на микроводоросли (на примере лабораторной популяции *Scenedesmus quadricauda*) // Автореф. дисс., 2008. М. 24 с.
- Марушкина Е.В. Исследование состояния популяции водоросли *Scenedesmus quadricauda* в норме и при интоксикации методом микрокультур // Автореф. дисс., 2005. М. 24 с.
- Методическое руководство по биотестированию воды РД 118-02-90, 1991. М. 48 с.
- Avarro E., Piccapietra F., Wagner B., Marconi F., Kaegi R., Odzak N., Sigg L., Behra R. Toxicity of Silver Nanoparticles to *Chlamydomonas reinhardtii* // *Environ. Sci. Technol.*, 2008. V. 42, №23. P.8959–8964.
- Choi O., Deng K.K., Kim N.G., Ross L.J., Surampalli R.Y., Hu Z. The inhibitory effects of silver nanoparticles, silver ions, and silver chloride colloids on microbial growth // *Water research J.*, 2008. №42. P.3066-3074.



морфометрическую характеристику, гидрологический режим, но различные водоисточники. Главным отличием рыбоводных прудов от парковых водоемов было функционирование в них полной трофической цепи — развитие фито-, зоопланктона и присутствие рыб.

Донные отложения экстремально загрязненного  $N_{\text{неорг}}$  пруда № 2 имели различный характер: на отмели (ст. 2А') они были продолжением лессовых почв берега; в верхней части пруда на расстоянии 5 м от берега (ст. 2А) — 10–15 см верхнего слоя донных отложений были белого цвета вследствие насыщения карбонатами; на середине пруда (ст. 2с) — отложения заиливались; в нижних частях прудов №2 и № 3 (ст. 2, 3) — сформировались детритные илы бурого-черного цвета, содержащие большое количество полуразложившихся листьев деревьев и остатки отмерших высших водных растений. Донные отложения рыбоводных прудов (ст. 21, 23, 30) были представлены черными детритными илами.

**Материал и методика исследований.** Для изучения численности, биомассы, морфологии бактериопланктона и бактериобентоса, а также определения в бактериопланктоне цитохимическими методами метаболически активных клеток готовили препараты на черных поликарбонатных мембранных фильтрах Millipor ( $d_{\text{пор}} = 0,22$  мкм). Исследование проводили с использованием эпифлуоресцентного микроскопа, оснащенного системой автоматического анализа изображения MultiScan в модификации А. Свионтецкого (Świątecki, 1997). Использование этой программы дало возможность: а) очертить основные морфологические формы бактерий (палочки, кокки, искривленные); б) провести замеры длины, ширины и объема клеток различных размерных групп (с определением минимальных, максимальных и средних величин для каждой группы); в) определить количество и биомассу микроорганизмов в воде и донных отложениях.

Численность бактерий определяли методом прямого счета, окрашивая препараты флуорохромом 4,6-диамино-2-фенилиндол (DAPI) (Methods..., 2001). Численность бактерий рассчитывали по формуле А. Г. Родиной (Родина, 1965), а биомассу по (Norland, 1993). Для учета клеток с нуклеоидом (NuCC) и с реплицированным нуклеоидом ( $\text{NuCC}^+$ ) использовали модификацию, которая заключалась в дополнительной обработке препаратов, окрашенных DAPI, горячим изопропиловым спиртом (Methods..., 2001). Изопропанол разрушает неспецифические комплексы DAPI с ДНК клеточной стенки и цитоплазматической мембраны и в голубой цвет окрашиваются только NuCC клетки. Бактерии с отчетливо видимыми включениями желтого цвета идентифицируются как клетки, готовые к делению или находящиеся на стадии деления ( $\text{NuCC}^+$ ) (Methods..., 2001). Для определения состояния цитоплазматической мембраны (MEM) использовался комплекс красителей состоящий из флуорохромов SYTO 9<sup>®</sup> и PI. Эти компоненты различаются по своей способности проникать в бактериальную клетку через цитоплазматическую мембрану. SYTO 9<sup>®</sup> проникает во все клетки бактерий (живые и мертвые), окрашивая их в зеленый цвет. PI проникает только в те клетки, в которых нарушена избирательная функция цитоплазматической мембраны, т. е. мертвые клетки, и конкурируя с SYTO 9<sup>®</sup>, окрашивает клетку в оранжево-красный цвет (Methods..., 2001). Клетки с активным транспортом электронов ( $\text{CTC}^+$ ) определяли, используя искусственный акцептор электронов — 5-циано-2,3-дигидро-1,4-дихлор-2,3,5-триметилбензол (Methods..., 2001). Его окисленная бесцветная форма в клетках микроорганизмов с активным транспортом электронов при воздействии дегидрогеназ восстанавливается до формазана, который обнаруживается в виде зерен, флуоресцирующих ярко красным цветом. Клетки, содержащие кристаллы формазана, идентифицировали как активноресpiring.

**Результаты исследований их обсуждение.** Концентрация  $N_{\text{неорг}}$  в воде на изученных станциях приведена в таблице. Численность и биомасса бактерий в воде и донных отложениях исследованных водоемов, а также вариабельность этих показателей зависели от станции отбора проб, сезона и были, согласно литературным данным, характерными для евтрофных мелких водных объектов (см. табл.) (Романенко, 1985).

При исследовании бактериопланктона парковых прудов выявлена существенная разница в численности, биомассе, размерах и объемах бактериальных клеток (см. табл.). Снижение содержания  $N_{\text{неорг}}$  в воде от верхней до нижней части пруда № 2, совпало с увеличением численности и биомассы бактериопланктона в среднем в 1.6 раза. По акватории этого пруда доля в бактериопланктоне клеток средних (0.1–0.5 мкм) и крупных (> 0.5 мкм) размеров вблизи внесения загрязненного стока (ст. 2А') достигала 33.3%, на расстоянии 5 м (ст. 2А) снижалась в 2.3 раза. Это свидетельствует об элиминации аллохтонной микрофлоры (в значительной степени микроорганизмов почвы), поступающей в верхнюю часть пруда с подпочвенным и терригенным стоком. К нижней части пруда № 2 доля клеток средних и крупных размеров заметно возрастала, где также регистрировали увеличение средних объемов бактерий в 1.5 раза, в сравнении с

верхним участком водоема. Сопоставление численности, биомассы, размеров и объемов бактериальных клеток с концентрацией  $N_{\text{неорг}}$  в воде пруда № 2 показало, что со снижением последней наблюдается возрастание всех перечисленных показателей. Известно, что для большинства почвенных и водных бактерий  $N_{\text{неорг}}$  служит источником азотного питания. Ионы аммония, непосредственно поступают в бактериальную клетку путем амминирования или трансаминирования. При значительном его содержании происходит непосредственное восстановительное аминирование. Повышение численности, биомассы, размеров и объемов клеток бактерий в воде при одновременном снижении концентрации  $N_{\text{неорг}}$  может свидетельствовать, что в пруду № 2, в связи со слабым развитием в нем автотрофного звена (особенно высшей водной растительности), происходит его активная ассимиляция бактериопланктоном. Таким образом, бактериопланктон участвует в процессах самоочищения и снижения концентрации  $N_{\text{неорг}}$ , поступающего в пруд № 2 с загрязненными подземными водами. В следующем парковом пруду № 3 дальнейшее снижение концентрации  $N_{\text{неорг}}$  не привело к увеличению численности и биомассы бактериопланктона (см. табл.). Отсутствие связи между этими показателями и содержанием  $N_{\text{неорг}}$  свидетельствует, что в процессах его ассимиляции бактериопланктон занимал подчиненное место, по сравнению с высшей водной растительностью, бурно развивающейся в верхней части этого водоема.

В рыбоводных прудах № 21 и № 23, как и в их водоисточнике, содержание  $N_{\text{неорг}}$ , численность и биомасса бактериопланктона существенно не отличались (см. табл.). Относительно постоянная численность и биомасса бактериопланктона в рыбоводных прудах обуславливалась прессом на него зоопланктона, который определял механизм контроля численности и функционирования микроорганизмов. Для бактериопланктона рыбоводных прудов № 23 и № 30 (с наиболее интенсивным развитием зоопланктона) характерными были микроколонии, агрегированность клеток, значительная численность нитчатых и искривленных форм микроорганизмов. Такие изменения структуры по данным (Koton-Czarnecka, 2002) являются специфической реакцией бактериоценоза на выедание протозоо- и зоопланктоном. Сравнение интенсивности развития бактериопланктона в рыбоводном пруду № 30 и его водоисточника — р. Рось, показало, что благодаря различным гидрологическим и трофическим условиям в пруду формируется бактериоценоз, отличный от речного (см. табл.).

Максимальный процент  $\text{NuCC}$  клеток наблюдали в бактериопланктоне рыбоводных прудов (см. табл.). Это обуславливалось качественным составом органического вещества, которое в рыбоводных прудах было представлено легко усвояемыми органическими веществами. Доля  $\text{NuCC}^+$  клеток была значительно ниже, чем  $\text{NuCC}$  клеток (см. табл.). Максимальное содержание  $\text{NuCC}^+$  клеток установлено в бактериопланктоне рыбоводных прудов, характеризующихся интенсивным развитием зоопланктона. Активное, особенно в летний период, выедание зоопланктоном бактерий способствовало их делению и ускорению темпа размножения. Было выявлено четкое повреждающее действие на цитоплазматическую мембрану бактерий высокой концентрации  $N_{\text{неорг}}$ : при содержании его около  $1000 \text{ мг N/дм}^3$  МЕМ клетки в бактериопланктоне были в минимальном количестве, а при снижении концентрации  $N_{\text{неорг}}$  в воде доля таких клеток повышалась (см. табл.). Определение  $\text{CTC}^+$  клеток осуществляли в летний период. Такие колебания количества  $\text{CTC}^+$  клеток и их процент в бактериопланктоне (см. табл.) подтверждают (Косолапов и др., 2001). Результаты изучения цитохимическими методами метаболически активных клеток в бактериопланктоне свидетельствуют об относительно невысоком их содержании. Это взаимосвязано с природными условиями в водоемах, вследствие чего на момент исследования регистрируются только клетки, находящиеся в оптимальных условиях существования.

**Таблица.** Характеристики бактериопланктона и бактериобентоса, концентрация неорганического азота в воде на станциях отбора проб.

Станция		1	2А'	2А	2с	2	3	21	23	30	р. Рось
N <sub>неорг</sub> #, мг N/дм <sup>3</sup>		14.4–155.8	1249.0–1349.0	348.7–667.8	142.5–180.0	97.7–212.2	54.0–74.4	24.4–55.4	33.0–60.8	< 0.44	< 0.29
		85.1	1299.0	508.3	161.3	128.8	64.2	39.7	46.9		
БАКТЕРИОПЛАНКТОН	ЧБ, млн.кл/см <sup>3</sup>	2.7–14.1	8.8–23.2	3.4–16.3	4.0–17.2	7.6–23.7	5.4–13.0	13.1–16.6	6.0–14.4	27.6–32.4	11.6–20.5
		8.5	14.5	11.6	12.7	15.7	10.0	15.1	11.6	30.0	15.6
	ББ, мкг С/дм <sup>3</sup>	45.2–173.5	129.0–287.9	64.6–213.9	66.0–270.5	123.0–508.7	94.1–244.9	176.7–240.5	94.3–255.4	316.9–526.4	121.3–348.9
		114.3	202.9	161.0	184.3	291.2	160.4	214.0	185.4	395.2	216.8
	ОК, мкм <sup>3</sup>	0.043–0.098	0.051–0.077	0.039–0.093	0.035–0.049	0.041–0.136	0.041–0.062	0.037–0.059	0.055–0.068	0.034–0.057	0.035–0.079
		0.065	0.063	0.059	0.044	0.083	0.054	0.048	0.059	0.044	0.052
	РГ, %	< 0.1 мкм	79	66.6	84.1	88.3	84.4	79.1	83.3	81.2	84.5
		0.1–0.5 мкм	17.6	30.7	12.3	9.2	13.6	17.8	14.6	16.1	12.9
		> 0.5 мкм	2.8	2.6	1.9	1.2	1.4	2.0	1.0	1.6	1.9
	NuCC, %		X	X	31.9–38.1	32.7–39.6	37.1–47.4	15.3–19.7	519–53.9	56.6–70.0	48.2–66.1
	NuCC <sup>+</sup> , %		X	X	2.4–4.7	2.7–5.3	1.9–6.0	2.0–3.4	0.8–2.5	2.1–22.7	1.7–28.2
	MEM, %		X	X	7.0–64.5	14.3–15.6	21.7–25.7	13.0–13.3	14.1–16.8	18.2–21.8	13.7–18.9
	СТС <sup>+</sup> , %		X	X	13.9	14.3	9.6	9.2	9.4	3.7	10.8
БАКТЕРИОБЕНТОС	ЧБ, млн.кл/см <sup>3</sup>	X	13.4–43.7	11.9–39.5	24.9–39.2	24.6–30.5	28.2–34.2	22.2–27.6	13.8–25.1	19.0–21.9	X
		X	31.1	28.3	31.1	27.1	31.1	24.6	21.2	20.8	X
	ББ, мкг С/дм <sup>3</sup>	X	366.7–606.9	348.8–594.3	458.3–651.4	378.3–518.2	414.2–505.1	323.9–385.5	214.7–435.1	312.9–343.8	X
		X	491.7	487.7	551.7	451.7	447.4	358.7	316.8	332.6	X
	ОК, мкм <sup>3</sup>	X	0.041–0.180	0.064–0.150	0.063–0.099	0.060–0.100	0.061–0.099	0.050–0.120	0.067–0.160	0.056–0.140	X
		X	0.088	0.102	0.082	0.084	0.076	0.077	0.101	0.084	X
	РГ, %	< 0.1 мкм	X	62.6	75.0	74.5	75.3	75.7	76.9	69.2	75.4
		0.1–0.5 мкм	X	26.1	18.1	22.8	18.6	18.4	20.1	23.0	17.2
		> 0.5 мкм	X	10.6	6.0	2.4	6.1	5.6	2.8	6.3	6.9

Примечание: # — данные по (Крот, 2005); ЧБ — численность бактерий, ББ — биомасса бактерий, ОК — средний объем клеток бактерий, РГ — размерные группы бактерий (указано средневегетационное); над чертой — предел колебаний, под чертой — средневегетационное; X — не определяли.



Структура бактериобентоса в эстремально загрязненном  $N_{\text{неорг}}$  пруду № 2 изменялась по мере удаления от места поступления подпочвенного и терригенного стока: процент бактерий среднего и крупного размеров в среднем уменьшался в 1.6 раза (см. табл.). Такие изменения были обусловлены осаждением в донные отложения верхнего участка пруда аллохтонной микрофлоры, поступавшей со стоком. Подобный характер донных отложений на ст. 2 и ст. 3 обуславливал близкие величины в бактериобентосе доли клеток средних и крупных размеров, средних объем бактерий. Для всех исследованных водоемов (парковых и рыбоводных) характерным было увеличение осенью в составе бактериобентоса объемов бактерий и доли клеток крупных размеров. Причиной этого может быть накопление к осени в донных отложениях органических соединений: в парковых прудах — продуктов разложения листового опада; в рыбоводных прудах — метаболитов фито-, зоопланктона и рыб. Наблюдающийся в донных отложениях значительный разброс величин численности и биомассы бактерий свойственен, как правило, различным водоемам и объясняется большой неоднородностью физико-химических показателей отложений, обуславливающих микроразнообразие распределения бактериобентоса. Не выявлено связи между морфологическим составом бактериобентоса исследованных водоемов и содержанием в их воде  $N_{\text{неорг}}$ .

Таким образом, в загрязненных  $N_{\text{неорг}}$  водоемах, которые можно считать модельными объектами, изучены структура и особенности функционирования бактериопланктона и бактериобентоса, установлена связь между ними, содержанием  $N_{\text{неорг}}$ , а также изменениями, произошедшими под его влиянием в биоте изученных водоемов. Установленная тенденция прироста численности, биомассы, размеров и объемов клеток бактериопланктона при одновременном снижении содержания  $N_{\text{неорг}}$  свидетельствует, что бактериоценоз является существенным фактором его ассимиляции и трансформации, процессах самоочищения поступающего загрязнения. Вместе с тем, высокие концентрации  $N_{\text{неорг}}$  тормозят метаболическую активность бактериопланктона.

#### Список литературы

- Косолапов Д.Б., Копылов А.И. Определение содержания активных клеток в бактериопланктоне Рыбинского водохранилища с помощью 5-циано-2,3-дигидротетразолия: сравнение с другими методами // Микробиология. — 2001. — 70, № 5. — С. 687–693.
- Крот Ю.Г., Киризий Т.Я., Бабич Г.Б., Леконцева Т.И. Динаміка гідрохімічного режиму каскаду водойм дендропарку «Олександрія» (м. Біла Церква) при надходженні неорганічних форм азоту з джерельними водами // Наук. зап. Тернопіл. ун-ту. Серія: Біологія. — 2005. — 1–2, № 25. — С. 102–109.
- Родина А.Г. Методы водной микробиологии. Практическое руководство. — М.-Л.: Наука, 1965. — 363 с.
- Романенко В.И. Микробиологические процессы продукции и деструкции органического вещества по внутренним водоемам. — Л.: Наука, 1985. — 295 с.
- Koton-Czamecka M., Chróst R.J. Measurement of protozoan grazing on bacteria by means of [3H-thymidine]-labeled natural assemblages of Lake bacteria // Polish J. Environ. Stud. — 2002. — 11. — P. 385–393.
- Methods in microbiology / Ed by In J.H. Paul. — USA.: Academic Press, 2001. — 30. — 657 p
- Norland S. The relationship between biomass and volume of bacteria // Curr. Meth. Aquat. Microbiol. Ecol. — 1993. — P. 303–307.
- Świątecki A. Zastosowanie komputerowej analizy obrazu w badaniach bakteriologicznych wody // Zeszyty naukowe WSP w Olsztynie: Prace Biologiczne. — 1997. — N 2. — S. 105–112.

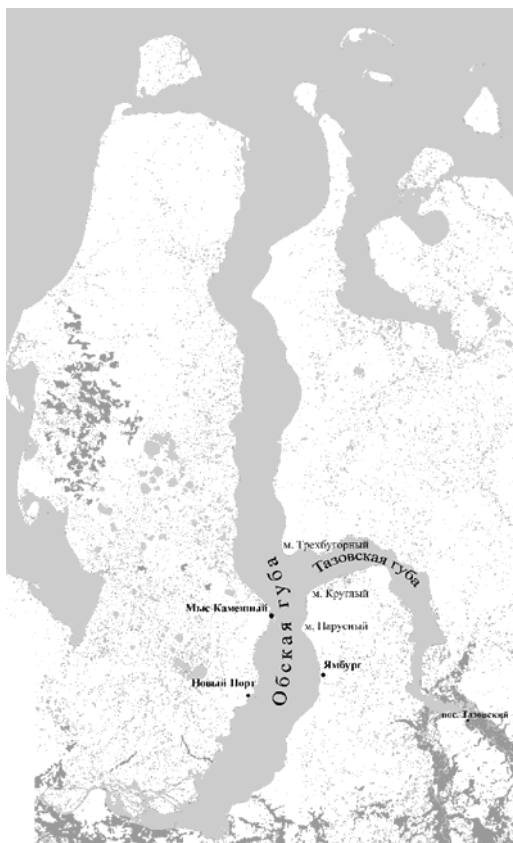
### МОНИТОРИНГ ЗА СОСТОЯНИЕМ МАКРОЗООБЕНТОСА ОБСКОЙ ГУБЫ В РАЙОНЕ ПЕРЕВАЛКИ НЕФТИ

В.Б. Степанова

*Федеральное государственное унитарное предприятие  
Государственный научно-исследовательский институт рыбного хозяйства  
625023 г. Тюмень, ул. Одесская, 33, Россия, g-r-c@mail.ru*

С 2005 г. Госрыбцентром проводятся мониторинговые исследования в районе перевалки нефти у мыса Трехбугорного. Нефть с мест промысла на судах речного регистра (типа «Ленанефть») доставлялась в район мыса Трехбугорного, где перекачивалась на морские танкера, которые осуществляли ее дальнейшую транспортировку. Наши исследования проводились в месте слияния Обской и Тазовской губ, которые являются местом обитания ценных представителей ихтиофауны Обь-Иртышского бассейна — осетровых и сиговых рыб. Это уникальный заполярный

водоем, экологическое состояние которого необходимо контролировать в связи с воздействием на водную среду работ по перевалке и транспортировке нефти (рисунок).



**Рис.** Карта-схема района исследований

Обская и Тазовская губы представляют собой единый обширный эстуарный водоем, обладающий своеобразной донной фауной. В районе исследований у мыса Трехбугорного глубины достигали до 14,5 м, а в среднем составляли 9,5 м. Грунты были представлены заиленным песком и илом, температура воды в летние месяцы изменялась от 6 °С до 12 °С.

Изучение макрозообентоса Обской губы в районе мыса Трехбугорного проводилось в рамках комплексных гидробиологических исследований задолго до начала работ по перевалке нефти – в 1982-91 гг., 1996 г., 2002 г. Полученные ранее результаты мы сравниваем с современными данными. В составе бентофауны обследованной части эстуария были обнаружены круглые и малощетинковые черви, двусторчатые моллюски 6 видов и родов, мизиды, амфиподы двух видов и личинки хирономид 12 видов и родов. Как в прошлые годы, так и на современном этапе наиболее массовыми и обычными были олигохеты семейства Tubificidae, двусторчки рода *Euglesa*, личинки хирономид *Monodiamesa bathyphila* (Kieffer) и рода *Procladius*. Солоноватоводные ледниковые реликтовые ракообразные представлены двумя видами – *Mysis relicta* Loven и *Monoporeia affinis* (Lindstrom), последний вид как и прежде – самый многочисленный. Степень сходства видового состава (по Серенсену) в разные периоды исследований была высокой – около 70 %. Таким образом перевалка нефти у мыса Трехбугорного не оказала отрицательного воздействия на качественный состав макрозообентоса. Исходный видовой состав не изменился, а таксономическое разнообразие не снизилось. Донные сообщества устьевой части Тазовской губы и района мыса Трехбугорного, описанные нами по материалам 1982-85 гг. (Кузикова, 1989), их состав и структура остаются неизменными и относительно стабильными в течение последних 25 лет, что связано с кратковременностью воздействия – работы по перевалке нефти продолжаются менее трех месяцев в году.

Количественные показатели развития макрозообентоса более подвержены пространственной и временной динамике, чем качественные. До начала работ по перевалке нефти плотность донных организмов в августе – сентябре изменялась от 27 до 3720 экз./м<sup>2</sup>, а их биомасса – от 0,11 до 14,64 г/м<sup>2</sup>. Доминирующими группами были чаще всего олигохеты и ракообразные, причем на глубинах

более 9 м преобладали олигохеты (до 100 %), на меньших глубинах – амфиподы (до 100 %). В 2005-2010 гг. численность донных беспозвоночных изменялась в пределах от 140 до 6060 экз./м<sup>2</sup>, а биомасса – от 0,29 до 20,56 г/м<sup>2</sup>. Как и прежде основными доминирующими группами были олигохеты и ракообразные, в некоторых случаях по биомассе преобладали моллюски. В 2009 г. одновременно с экологическим мониторингом за состоянием зообентоса в районе перевалки нефти у мыса Трехбугорного проводились гидробиологические исследования. Количественные показатели развития макрозообентоса были очень высокими – плотность донных животных составляла 1140 – 8640 экз./м<sup>2</sup>, биомасса – 1,76-15,68 г/м<sup>2</sup>. Как по численности (89-95 %) так и по биомассе (86-89 %) доминировали реликтовые бокоплавы *Monoporeia affinis*. Таким образом в районе перевалки нефти снижения численности и биомассы макрозообентоса не наблюдается. Изменений в составе и соотношении доминирующих групп и видов также не выявлено. Как и в прошлые годы исследований наиболее многочисленны в Обской и Тазовской губах в районе их слияния малощетинковые черви и ракообразные.

Был проведен анализ многолетних данных по численности самого распространенного в Обской губе представителя реликтовой фауны ракообразных – бокоплава *Monoporeia affinis*. Влияние загрязнений на реликтов ярко проявляется только при выраженном дефиците кислорода. Так в Рижском заливе Балтийского моря популяция *Monoporeia affinis* имеет высокую численность на довольно загрязненных участках, если при этом сохраняется высокое содержание кислорода. В водоемах Мурманской области исчезновение реликтовых ракообразных происходит в результате воздействия ряда факторов: токсикации, повышения мутности воды, закисления, термофикации. До проведения работ по перевалки нефти численность понтореи составляла от 27 до 2320 экз./м<sup>2</sup>, в период работ от 20 до 3800 экз./м<sup>2</sup>, т.е. снижения численности не произошло. Более того, в августе 2009 г. плотность *Monoporeia affinis* у мыса Трехбугорного достигала 8240 экз./м<sup>2</sup>. Таким образом отрицательного воздействия работ по перевалке нефти на реликтовую фауну ракообразных не установлено.

Перевалка нефти в районе слияния Обской и Тазовской губ, проводимая в течение шести лет (2005-2010 гг.), не оказала существенного негативного влияния на качественные и количественные показатели развития макрозообентоса.

#### Список литературы

Кузикова В.Б. Донные зооценозы Обской губы // Сборник научных трудов // Изучение реки Оби и ее притоков в связи с хозяйственным освоением Западной Сибири. Л: Изд-во ГосНИОРХ, 1989. Вып. 305. С. 66-73.

### РЕАКЦИЯ СООБЩЕСТВА МАКРОЗООБЕНТОСА НА АЗОТНО-ФОСФОРНУЮ НАГРУЗКУ

Р.П. Токинова<sup>1</sup>, А.А. Ратушняк

<sup>1</sup>ГБУ Институт проблем экологии и недропользования АН Республики Татарстан  
Казань 420087, ул. Даурская, 28, Россия, r.tokin@rambler.ru

Одной из актуальных проблем экологии является изучение устойчивости пресноводных экосистем к возрастающему уровню антропогенного эвтрофирования. Загрязнение водоемов биогенными элементами негативным образом сказывается на состоянии гидробиоценозов, вызывая нарушения во всех его звеньях. Зообентос, привязанный к своим местообитаниям и имеющий длительные циклы развития, реагирует на нарушения, происходящие на первичных трофических уровнях, изменением своих структурных и функциональных характеристик. В процессах повышения устойчивости водных экосистем к эвтрофированию важнейшим звеном является высшая водная растительность. В зарослях макрофитов развивается специфический фитофильный комплекс макрофауны, характеризующийся более высоким таксономическим разнообразием.

Цель настоящей работы - изучение реакции сообщества макрофауны (зообентоса и зоофитоса) на эвтрофную нагрузку и роль высшей водной растительности (ВВР) в формировании этого отклика в условиях модельных экспериментальных водоемов.

В качестве экспериментальных водоемов использованы пластиковые емкости объемом 40 литров, вмещившие образцы грунта (10 литров) и воды (30 литров). Забор природной воды и грунта с естественным комплексом планктонных и донных организмов, осуществлен из прибрежной зоны озера Средний Кабан, расположенного в черте города Казань.

Для проведения экспериментов смоделированы водоемы двух типов – открытого и заросшего типа. В последнем случае в грунт высажены куртины рогоза узколистного, *Typha angustifolia*. Экспериментальные водоемы установлены на специальной открытой площадке территории научно-исследовательского института.

В опытах по действию эвтрофной нагрузки использованы минеральный азот и фосфор в соотношении 20:1. Биогенные элементы, в форме натриевых солей - азотно-кислого ( $\text{NaNO}_3$ ) и фосфорно-кислого натрия ( $\text{Na}_2\text{PO}_4$ ), вносились однократно в концентрации 400 мг(N)/л : 20 мг(P)/л (2009 год) и 600 мг(N)/л : 30 мг(P)/л (2010 год). Наблюдения проводились в течение двух сезонов: с 2 июня по 15 октября 2009 года и с 5 мая по 20 сентября 2010 года. Экспозиция длилась 4,5 месяца, в течение которых проводилось комплексное обследование водоемов, включающее изучение структурных особенностей бактерио-, фито-, цилио- и зоопланктона, макрозообентоса и зоофитоса, анатомо-морфолого-физиологических и продукционных особенностей рогоза узколистного, гидрохимических показателей.

Количественный отбор проб зообентоса с грунта произведен при помощи трубчатого пробоотборника объемом 60 мл (10-20 повторов), 5 литров грунта из каждой емкости просеяно через металлическое сито с диаметром отверстий 1 мм, вся вода профильтрована через сито с ячейей 0,5 мм. Качественные пробы включали ручную выборку крупной эпифауны, смывы с нитчатых водорослей, смывы с плавающих и укорененных водных растений. В представленном ниже материале отражены результаты обработки и анализа итоговых проб по макрофауне.

По наблюдениям двух лет, 2009 и 2010 гг., макрофауна экспериментальных биотопов открытого и заросшего (с ВВР) типа представлена псаммо-пелофильным и фитофильным комплексом организмов и по основным структурным показателям приближается к литоральному сообществу озера Средний Кабан.

**Открытые биотопы.** Общая численность макрозообентоса открытых экспериментальных биотопов (контроль) достигает 18,1 - 22,1 тыс. экз/кв.м., общая биомасса - 15,8 - 30,3 гр/кв.м. (Табл.1). Высокие количественные характеристики донного сообщества обусловлены массовым развитием олигохет, *Limnodrilus hoffmeisteri*, *Tubifex tubifex*, *Dero obtusa*, доминирующих по удельной численности и биомассе, и личинок насекомых, главным образом, двукрылых насекомых *Paratanytarsus gr lauterborni*, *Corynoneura gr scutellata*, *Tipula pierrei* и нимф поденок *Cloeon dipterum*.

**Нитратно-фосфатная нагрузка.** С поступлением биогенных элементов в структуре донного сообщества открытых экспериментальных биотопов происходят радикальные перестройки. По наблюдениям 2010 года отмечается значительное сокращение общей численности макрофауны (в 47,9 раз) и ее общей биомассы (в 6,8 раз); по наблюдениям 2009 года, при незначительном в 1,3 раза сокращении общей численности макрозообентоса, его общая биомасса увеличивается в 1,7 раза. Перераспределение количественных показателей донного сообщества обусловлено полным трансформированием макрофауны опытных вариантов из «олигохетной» в «инсектную». Непосредственно после внесения в водоем азота и фосфора олигохеты испытывают угнетение и их численность начинает сокращаться. В 2009 году отмечено постепенное сокращение численности олигохет – через месяц после внесения биогенов она уменьшается в 2,5 раза, через 2 месяца – в 28 раз; в 2010 году – более резкое, уже через месяц в опытном варианте олигохет не остается вовсе. К окончанию наблюдений автохтонная фауна практически полностью погибает, из ее состава, помимо олигохет, выпадают поденки *Cloeon dipterum*, ракообразные *Asellus aquaticus* и пиявки *Erpobdella octoculata*, *Helobdella stagnalis*. Фауна опытных вариантов открытых водоемов замещается двукрылыми насекомыми, колонизирующими субстраты воздушным путем, это личинки комаров-звонцов *Orthocladius gr saxicola*, *Chironomus annularis*, *Chironomus sp.*, *Paratanytarsus gr lauterborni*, *Corynoneura gr scutellata*, кровососущих комаров *Anopheles maculipennis*, комаров-долгоножек *Tipula pierrei*, мух-журчалок *Helophilus trivittatus* и *Syrphidae gen et sp.* Личинки насекомых, появляющиеся в опытных вариантах в августе-месяце, достигают максимума биомассы к концу сентября – началу октября. Они составляют 99-100% от всей численности и биомассы макрозообентоса, образуя немногочисленную, но довольно разнообразную фауну. Однако, с гибелью коренной фауны, видовое разнообразие в опытных вариантах снижается, уменьшается значение индекса видового

разнообразия Шеннона (с 2,44 до 1,72), снижается индекс выравненности сообщества по Пielу (с 0,73 до 0,52), общее число видов сокращается с 10-12 до 7-9. Происходит полное разрушение автохтонной трофической структуры опытных водоемов вследствие гибели ведущей группировки грунтозаглатывателей (Tubificidae) и полного выпадения из состава опытной фауны активных хищников (Hirudinea). С колонизацией экспериментальных водоемов личинками двукрылых насекомых происходит частичное восстановление трофической структуры макрозообентоса за счет собирателей-глутателей, собирателей-фильтраторов и размельчителей (Chironomidae, Culicidae, Tipulidae).

**Таблица 1.** Распределение основных количественных показателей состояния макрофауны в экспериментальных водоемах открытого и заросшего типа (2009, 2010 гг.).

дата отбора проб	биотопы открытого типа				биотопы заросшего типа (с ВВР)			
	20.09.2010		15.10.2009		20.09.2010		13.10.2009	
	контроль	N600+P30	контроль	N400+P20	контроль	N600+P30	контроль	N400+P20
<b>Число видов</b>	<b>10</b>	<b>7</b>	<b>12</b>	<b>9</b>	<b>12</b>	<b>17</b>	<b>23</b>	<b>17</b>
<b>Численность общая, экз/кв.м</b>	<b>18113</b>	<b>378</b>	<b>22149</b>	<b>16726</b>	<b>4050</b>	<b>43764</b>	<b>14553</b>	<b>22961</b>
Олигохеты, % от числ.общ.	66,82	0,00	95,53	1,32	82,84	55,09	67,17	85,01
Пиявки, % от числ.общ.	1,07	0,00			3,32	0,00	0,04	0,16
Моллюски, % от числ.общ.			0,02	0,00	0,13	0,00	1,81	0,14
Ракообразные, % от числ.общ.	0,03	0,00			0,00	0,10	0,15	0,02
Насекомые, % от числ.общ.	32,09	100,00	4,42	98,68	13,71	44,78	30,83	14,66
<b>Биомасса общая, мг/кв.м</b>	<b>15758,45</b>	<b>2301,35</b>	<b>30284,08</b>	<b>50743,56</b>	<b>7706,29</b>	<b>78523,23</b>	<b>33546,50</b>	<b>21820,22</b>
Олигохеты, % от биомассы общ.	42,53	0,00	73,07	0,31	70,97	73,36	44,44	75,59
Пиявки, % от биомассы общ.	11,23	0,00			16,57	0,00	1,30	14,98
Моллюски, % от биомассы общ.					11,43	0,00	39,04	6,78
Ракообразные, % от биомассы общ.	0,20	0,00			0,00	1,17	0,06	1,06
Насекомые, % от биомассы общ.	46,04	100,00	1,26	99,68	1,03	25,47	15,16	1,60
<b>ИВР Шеннона (по биомассе)</b>	<b>2,44</b>	<b>1,72</b>		<b>1,31</b>	<b>2,57</b>	<b>1,79</b>	<b>2,75</b>	<b>2,33</b>
<b>Индекс Пielу (по биомассе)</b>	<b>0,73</b>	<b>0,52</b>		<b>0,39</b>	<b>0,69</b>	<b>0,42</b>	<b>0,61</b>	<b>0,60</b>
<b>Трофический состав (% от общей биомассы)</b>								
Активные хищники	11,23	0,00			16,57	0,00	1,3	14,98
Грунтозаглатыватели	39,06	0,00	73,06	0,31	70,96	73,04	43,19	74,73
Собиратели-глутатели и собиратели-фильтраторы	33,81	50,93	25,9	99,67	12,47	26,34	43,02	9,19
Размельчители	15,89	49,07			0,00	1,17	12,52	1,06

**Заросшие биотопы.** В экспериментальных водоемах заросшего типа с рогозом узколиственным (контроль), по наблюдениям 2009 и 2010 гг., общая численность макрофауны составляет 4050 - 14553 экз/кв.м., общая биомасса – 7, 71 – 33,55 гр/кв.м. (Табл.1). Доминирующая роль, как по численности (67-83%), так и по биомассе (44-71%), принадлежит олигохетам, главным образом, тубифицидам *Limnodrilus hoffmeisteri* (2219-3183 экз/кв.м.) и *Limnodrilus udekemianus* (502-2513 экз/кв.м.). Обнаружены также олигохеты *Pristina longiseta*, *Pristina aequiseta*, *Chaetogaster limnaei*, *Chaetogaster diaphanus*, *Nais elinguis*, *Nais communis*, *Limnodrilus claparedianus*, *Tubifex tubifex*, Lumbriculidae gen et sp., Enchytraeidae gen et sp., пиявки *Erpobdella octoculata* и *Erpobdella*

*nigricollis*, моллюски *Lymnaea auricularia*, *Armiger crista*, ракообразные *Asellus aquaticus*, хирономиды *Paratanytarsus gr lauterborni*, *Corynoneura gr scutellata* и поденки *Cloeon dipterum*.

Нитратно-фосфатная нагрузка. В ответ на внесение биогенных элементов донное сообщество опытных заросших вариантов реагирует повышением своей численности и биомассы, достигая очень высокой плотности. По наблюдениям 2010 года численность макрозообентоса достигает 43,8 тыс. экземпляров и 78, 5 граммов на квадратный метр площади, что многократно превышает количественные показатели контрольного варианта. С возрастанием уровня эвтрофирования доминирующая роль олигохет в заросших экспериментальных водоемах усиливается, 55-85% по численности, 73 и 76% по биомассе. Изменения обусловлены, прежде всего, массовым развитием тубифицид *Limnodrilus hoffmeisteri*, чья численность достигает до 10,8 тыс.экз/кв.м (2009 г.) и 18,7 тыс.экз/кв.м. (2010 г.).

Вместе с тем, все большее значение в функционировании опытного сообщества приобретают личинки насекомых, доля которых в 2010 году в общей численности и биомассе макрофауны возрастает, соответственно, до 44% и 26%. Пополнение фауны экспериментальных водоемов насекомыми происходит воздушным путем за счет колонизации субстратов личинками двукрылых насекомых семейств *Culicidae* (*Culex pipiens*), *Chironomidae* (*Paratanytarsus gr lauterborni*, *Corynoneura gr scutellata*, *Chironomus sp.*), *Syrphidae* (*Helophilus trivittatus*) и других. Вместе с тем, в фауне опытных вариантов с ВВР отмечается выпадение поденок *Cloeon dipterum*.

В целом видовое богатство в биотопах с ВВР при эвтрофировании изменяется не существенно. По наблюдениям двух лет, в опытных вариантах может происходить как сокращение числа видов (2009 год), так и его увеличение (2010 год). Однако уменьшение индекса видового разнообразия Шеннона и индекса выравненности сообщества Пиелу свидетельствует о снижении видового разнообразия макрофауны в опытных вариантах с ВВР в обоих случаях.

В трофической структуре макрофауны заросших опытных вариантов ведущая роль сохраняется за грунтозаглатывателями (*Tubificidae*, *Lumbriculidae*, *Enchytraeidae*) – 73-74% относительной биомассы. Соотношение других трофических групп, активных хищников и собирателей, претерпевает изменения, имеющие неоднозначную направленность. В варианте 2010 года наблюдается упрощение трофической структуры и полное выпадение из нее активных хищников (*Hirudinea*), возрастает значение собирателей-глотателей и собирателей-фильтраторов. В 2009 году отмечена противоположная картина, с ростом удельного веса активных хищников с 1,3 до 15% в трофической структуре макрофауны доля собирателей сокращается.

Анализ основных результатов, полученных в ходе экспериментов по действию биогенных элементов, азота и фосфора, на донные сообщества экспериментальных водоемов открытого и заросшего типов позволяет сделать следующие выводы.

Открытые биотопы экспериментальных водоемов оказываются более уязвимыми к антропогенному эвтрофированию, чем биотопы с высшей водной растительностью. Одноразовое введение в экспериментальную экосистему нитратов и фосфатов в соотношении **400 мгN/л+20 мгP/л (2009 год)** и **600 мгN/л+30 мгP/л (2010 год)** оказывает разрушительное влияние на донное сообщество гидробионтов в водоемах открытого типа, где происходит полная гибель автохтонной фауны.

В заросших биотопах ответной реакцией макрозообентоса на внесение биогенных элементов является выпадение из фауны наиболее чувствительных видов (поденки *Cloeon dipterum*), уменьшение видового разнообразия и перестройка трофической структуры. За счет массового развития олигохет семейства *Tubificidae* значительно возрастает общая численность и биомасса зообентоса, одновременно приобретают все большее значение личинки двукрылых насекомых. Сообщество макрозообентоса экспериментальных водоемов заросшего типа, таким образом, оказывается более устойчивым к биогенной нагрузке. Этому в значительной степени способствует многофункциональная роль высшей водной растительности, в том числе средоформирующая (Ратушняк, 2011). Исследование динамики содержания нитратов и фосфатов в исследуемых экспериментальных водоемах (Табл.2) свидетельствует о значительной роли рогоза *Typha angustifolia* в снижении сверхвысокой биогенной нагрузки. За счет активного включения биогенных элементов в метаболические процессы происходит их перераспределение в системе «вода – макрофиты» в пользу последних.

Подтверждение этому получено и в более ранних исследованиях с нитратным азотом (ПДК, 10ПДК), в которых выявлена более длительная и массовая локализация ассимилятов в листьях рогоза узколистного, стимуляция синтеза белковой, липидной и полисахаридной фракций (Ратушняк, Абрамова, 2011).

**Таблица 2.** Динамика содержания нитратов и фосфатов (мг/л) в экспериментальных водоемах открытого (ОВ) и заросшего (ЗВ) типа (2009, 2010 гг.). Внесение биогенов в опытные варианты – 23.06.2009 и 1.06.2010.

009 П. 0.00.2010.									
Дата 2010 г.	Варианты				Дата 2009 г.	Варианты			
	контроль		N600-P30			контроль		N400-P20	
	ОВ	ЗВ	ОВ	ЗВ		ОВ	ЗВ	ОВ	ЗВ
содержание нитратов									
03.06.	<1,0	<1,0	2178,00	2370,00	30.06.	0,61	<0,5	1315,00	810,00
09.06.	1,48	1,48	2937,00	2099,00	07.07.	<0,5	<0,5	976,00	297,00
21.06.	<1,0	1,12	1972,00	1044,00	20.07.	<0,5	<0,5	1144,00	160,50
29.06.	<1,0	<1,0	1110,00	266,00	24.08.	<0,5	<0,5	230,00	0,52
23.08.	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	23.09.	<0,5	<0,5	49,10	<0,5
22.09.	<1,0	<1,0	3,37	1,73	13.10.	0,66	<0,5	3,00	<0,5
содержание фосфатов									
03.06.	<0,05	0,07	13,30	17,10	30.06.	0,08	0,10	0,68	0,31
09.06.	<0,05	<0,05	0,52	0,86	07.07.	0,05	0,14	0,26	0,11
21.06.	<0,05	0,05	0,86	0,14	20.07.	0,30	0,05	0,62	0,05
29.06.	0,09	0,10	0,51	0,05	24.08.	0,57	0,05	0,82	0,05
23.08.	0,05	<0,05	0,06	-	23.09.	0,36	0,05	0,34	0,05
22.09.	0,06	<0,05	<0,05	<0,05	13.10.	1,86	0,05	0,89	0,05

Усиление эндометаболических процессов стимулирует развитие фитомассы, превышение таковой надземной над подземной. Потребление биогенов на эти процессы приводит к более быстрому по сравнению с открытыми биотопами восстановлению гидрохимического фона по исследуемым элементам. Снижению биогенов в заросших биотопах способствует и то, что водные растения индуцируют развитие сопутствующих групп гидробионтов (бактериопланктон), которые также являются активными потребителями биогенных элементов (Ратушняк, 2002; Ratushnyak & al., 2009; Morozova & al., 2011).

#### Список литературы

- Ратушняк А.А. Эколого-физиологические аспекты регуляции гомеостаза водных биосистем разного уровня организации с участием фитогидроценоза: Автореф. дисс. ... докт. биол. наук. - Нижний Новгород, 2002. - 58 с.
- Ратушняк А.А. Ауто- и синэкологические механизмы регуляции гомеостаза гидробиосистем. - Germany. Изд-во Lap Lambert Academic Publishing, 2011. – 208 с.
- Ратушняк А.А., Абрамова К.И. Аутоэкологические основы альгицидной и санирующей активности гелофитов. - Germany. Изд-во Lap Lambert Academic Publishing, 2011. - 153 с.
- Morozova O.V., Ratushnyak A.A., Tarasov O.Yu, Trushin M.V. The role of bacterioplankton and aquatic macrophytes in autopurification of hydroecosystems polluted with phosphorus //Middle-East Journal of Scientific Research, 2011. – V.7, №3. – P. 346-351.
- Ratushnyak A.A., Latypova V.Z, Andreeva M.G., Abramova K.I., Ratushnyak A.Yu. & Trushin M.V. The role of exometabolites isolated from aquatic macrophytes in the activity of oil-oxidizing microorganisms (*Pseudomonas melochlora*) // Fresenius Environmental Bulletin, 2009. - V.18, №7b. - P. 1381–1384.

## ОСОБЕННОСТИ ОТКЛИКА ПРОДУКЦИОННО – ДЕСТРУКЦИОННЫХ ПРОЦЕССОВ МОДЕЛЬНЫХ ЭКОСИСТЕМ НА ТОКСИЧЕСКОЕ ВОЗДЕЙСТВИЕ

М.М.Трофимчук

*Гидрохимический институт. 344090, г. Ростов-на-Дону, пр. Стачки, 198, Россия, ghi5@aanet.ru*

К настоящему времени стала очевидна и поэтому практически общепризнана несостоятельность прежних подходов к оценке воздействия нарушающих внешних факторов на водные объекты. Два основных недостатка существующих подходов к оценке состояния экосистем существенно снижают эффективность мониторинга водных объектов. Первый – полное игнорирование иерархической структуры экосистемы, из чего следуют бесконечные попытки оценивать состояние экосистем по состоянию отдельных сообществ, популяций, организмов. Попытки, не имеющие перспектив в силу непреложных эмерджентных свойств экосистемы. Второй недостаток – подход к живым системам – экосистемам, с потребительскими мерками водопользователей. При таком подходе игнорируется понимание водного объекта, как живой системы, и во главу угла ставится понятие «качество воды». Выход из сложившейся ситуации – создание иерархической системы оценки состояния водных экосистем, в которой все частные оценки должны быть согласованы с приоритетной – оценкой состояния экосистемы в целом.

Экосистема представляет собой открытую термодинамическую систему, с присущими диссипативным системам закономерностями функционирования, которые, в свою очередь, в значительной мере известны (Гапонов-Грехов, Рабинович, 1981; Зотин, Зотина, 1987; Климонтович, 1996; Князева, Курдюмов, 1994; Моничев, Гелашвили, 2001; Николис, Пригожин, 2008). Очевидно, что для оценки состояния системы в целом необходимо исследовать обобщенные процессы, протекающие в системе. В экосистемах таковыми являются фотосинтетическое продуцирование и деструкция органического вещества – процессы, отображающие все многообразие биотических и абиотических компонентов, образующих экосистему, и их взаимодействие.

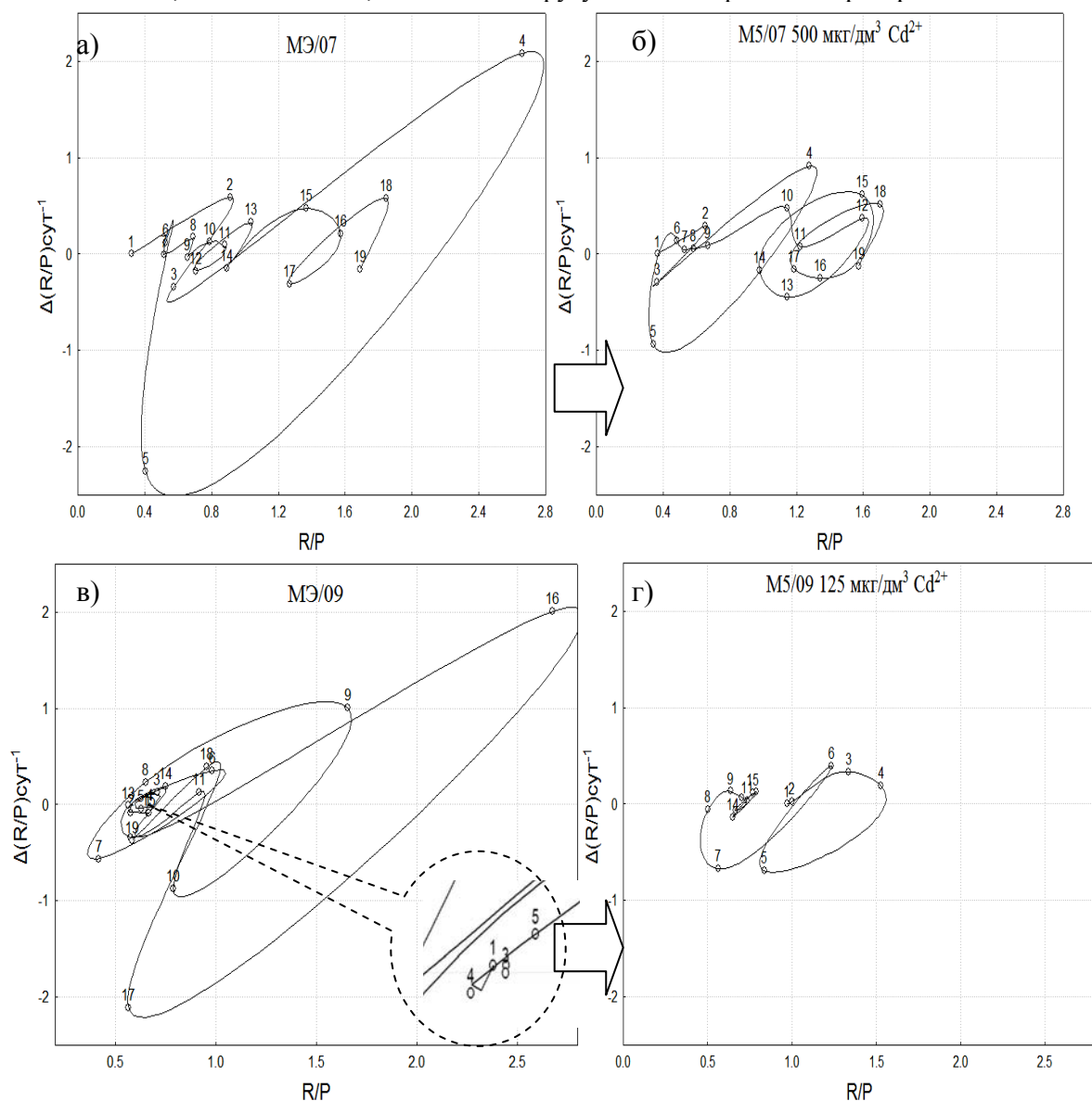
Ранее было показано, что отношение деструкции к первичной продукции можно рассматривать в качестве меры термодинамической упорядоченности экосистемы, а скорость изменения отношения деструкции к первичной продукции – в качестве термодинамического критерия эволюции состояния экосистемы (Трофимчук, 2009; Никаноров, Трофимчук, 2010, 2011).

Анализ динамики продукционно – деструкционных процессов в динамическом фазовом пространстве на основе предложенных критериев позволил выявить основные закономерности функционирования экосистем: 1) минимальную плотность фазового пространства ненарушенных экосистем; 2) повышение плотности фазового пространства в ответ на внешние воздействия; 3) переход экосистемы из одного состояния в другое только после бифуркации (т.е. не плавно, а скачкообразно); 4) наличие аттракторов в фазовом пространстве; 5) смещение импактной стационарной области в фазовом пространстве по оси  $R/P$  (Трофимчук, 2010).

На фоне упомянутых явлений, сценарии отклика экосистем на внешние воздействия могут быть различными, и определяются состоянием экосистемы в момент воздействия. Когда исходное состояние экосистемы представлено стационарной точкой (рис. 1в), токсическое воздействие приводит к тому, что точка «раскрывается» в неустойчивый предельный цикл, который смещается в сторону увеличения отношения  $R$  к  $P$ . Далее следует бифуркация и после прохождения бифуркации и нестационарного перехода формируется новый предельный цикл. На фазовой плоскости экосистема практически возвращается в состояние близкое к исходному (рис. 1г). Если исходным состоянием экосистемы был предельный цикл (рис. 1а), смещение экосистемы в фазовом пространстве происходило не сразу, а только после второй бифуркации (рис. 1б). Первая реакция экосистемы на токсическое воздействие заключалась в уплотнении фазового пространства, ограниченного исходным предельным циклом. По – видимому, экосистема в таком состоянии обладает большим запасом устойчивости, и какое – то время ей удается удержаться в этом режиме. После исчерпания этого запаса происходит бифуркация, и экосистема смещается в другую область существования. Физический смысл такого поведения становится понятным, если учесть, что скорость изменения  $R/P - \Delta(R/P) \Delta t^{-1}$  тождественна удельной диссипативной функции, которая, в свою очередь, имеет размерность мощности. Понятно, что в точке мощность критически минимальна, т.е. близка к нулю, и сразу после воздействия происходит перестройка структуры экосистемы, которая адаптирует ее к новым условиям. Реструктурированная



экосистема обладает возможностью обеспечить необходимую скорость притока энергии – мощности, для дальнейшего существования экосистемы и ее эволюции к нормальному состоянию. Этим же можно объяснить чрезвычайную чувствительность экосистем к изменению управляющих параметров вблизи точки бифуркации. В состоянии предельного цикла экосистема обладает достаточным запасом мощности, для того чтобы какое – то время сохранять существующую структуру и удерживаться в той же области фазового пространства. После истощения этого запаса экосистема перестраивается в новую структуру, соответствующую новым условиям существования и, соответственно, смещается в другую область фазового пространства.

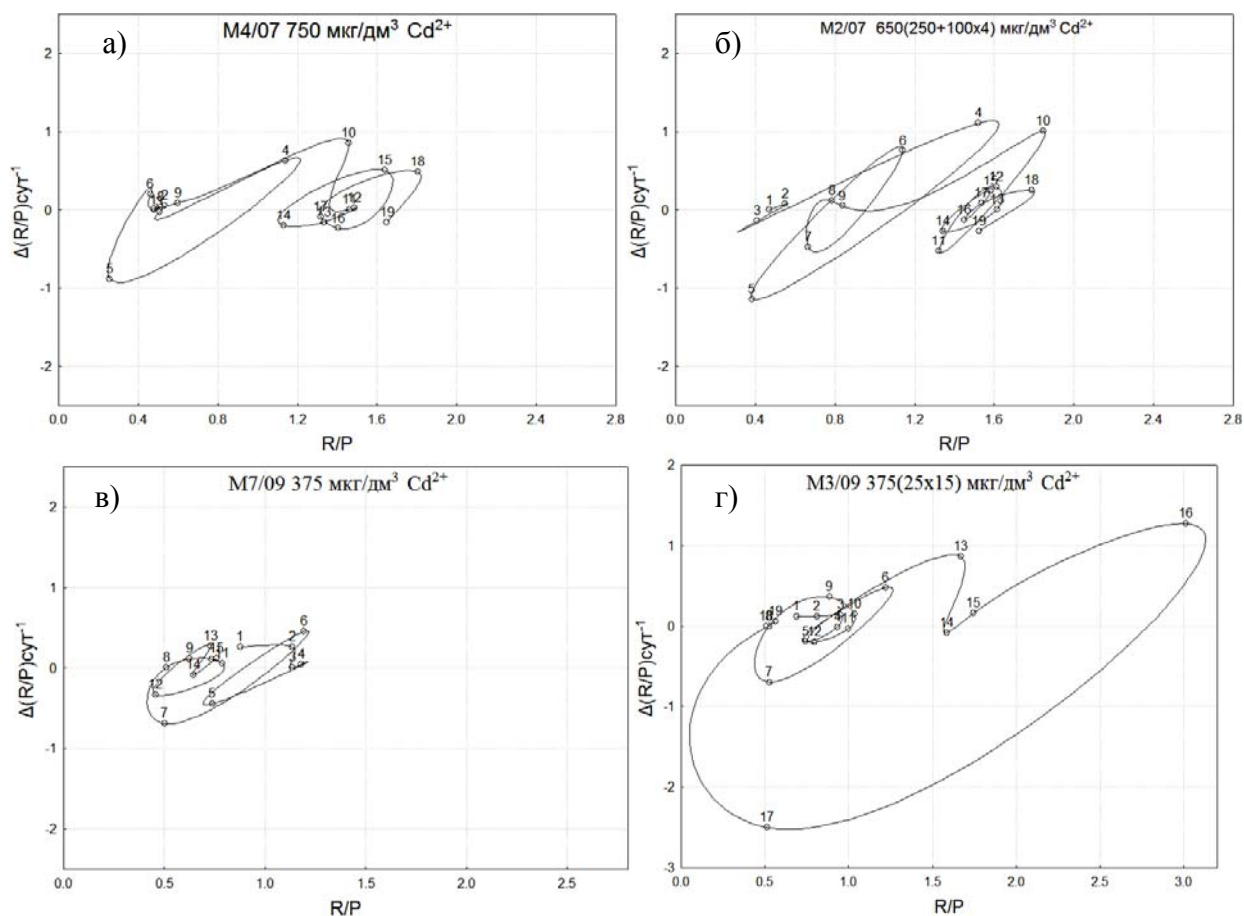


**Рис.1.** Смена режимов функционирования экосистемы в зависимости от ее исходного состояния: а) – исходное состояние представлено предельным циклом; в) – исходное состояние представлено устойчивой точкой (укрупненный фрагмент фазовой траектории в выноске).

Устойчивость к малым возмущениям диссипативных систем, находящихся в состоянии, описываемом предельным циклом, является специфической особенностью этого состояния (Ризниченко, Рубин, 2004).

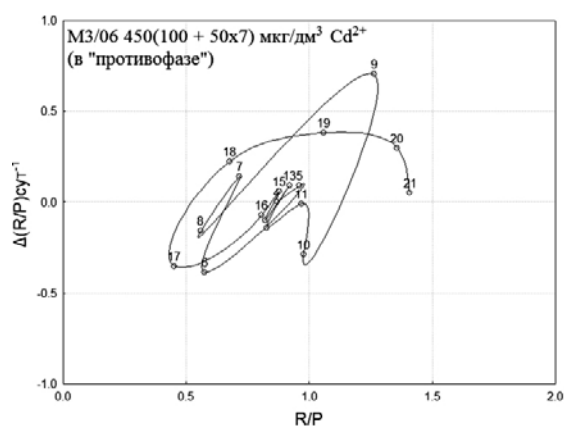
Абстрагируясь от частных, зависимость реакции экосистемы от режима функционирования можно связать с потенциальной возможностью экосистемы мобилизовать необходимый уровень мощности для поддержания и сохранения существующей в момент воздействия структуры. Чем ниже уровень мощности экосистемы, тем ниже критический уровень внешнего воздействия. Из этого следует, что сжатие фазового пространства экосистем после воздействия токсикантов снижает ее потенциальные возможности противостоять возмущениям, т. е. делает более уязвимой. Повторное токсическое воздействие на экосистему, когда она находится

в угнетенном предыдущими дозами токсиканта состоянии, усиливает негативное влияние токсикантов. Поэтому многократная токсическая нагрузка оказывает более негативный эффект, чем такие же или даже более высокие дозы токсиканта, но примененные однократно (рис. 2).

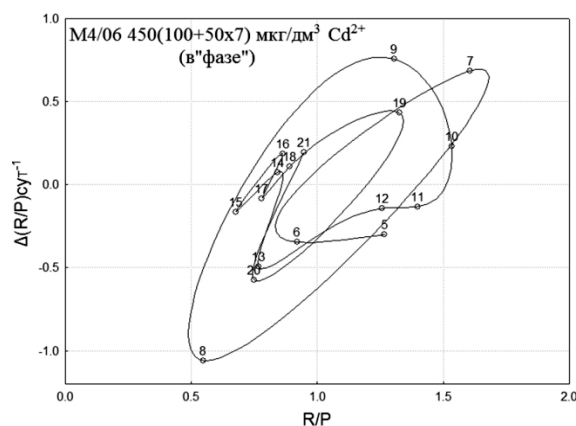


**Рис. 2.** Зависимость отклика экосистем от режима токсического воздействия эквивалентных суммарных нагрузок. а), в) – шоковые нагрузки; б), г) – многократные нагрузки.

Зависимость реакции экосистемы от режима токсического воздействия – времени внесения токсиканта, а следовательно от состояния, в котором она находится в момент воздействия, была выявлена еще в одном из натуральных экспериментов. На модельные экосистемы оказывали регулярное воздействие солью кадмия  $CdSO_4$ . Одной из целей этого эксперимента было вызвать явление резонанса продукционно – деструкционных параметров экосистемы, полагая, что в колебательной системе это явление может тем или иным образом проявиться. В один из мезокосмов (M3/06) токсикант через день вносили в 12 часов на подъеме кривой роста фотосинтеза, моделируя воздействие в противофазе, в другой мезокосм (M4/06) токсикант в том же количестве и в тот же день вносили в 18 часов, имитируя воздействие в фазе. Судя по фазовым портретам этих модельных экосистем, существенно отличающимся между собой, в мезокосме M3/06 токсическое воздействие проявилось более негативно. Это выразилось формированием с 11 по 16 сутки очень плотного предельного цикла и последующим уходом экосистемы в область более высоких значений  $R/P$  (рис. 3а). В то время как в экосистеме мезокосма M4/06 уплотнение фазового пространства было менее значительным, наблюдалось с 14 по 17 сутки, располагалось в другой области фазового пространства (области оптимальных значений  $R/P$ ), в которой процесс и завершился (рис.3б).



а



б

**Рис. 3.** Зависимость отклика модельных экосистем от временного режима эквивалентных токсических нагрузок.

Чрезвычайно важным в прикладном аспекте представляется выявление в динамике состояний экосистем точек бифуркации. Известно, что в окрестностях точки бифуркации диссипативные системы предельно чувствительны к изменению управляющих параметров и даже небольшая флуктуация может привести систему к разрушению и непредсказуемым изменениям в ее эволюции (Розенберг, Мозговой, Гелашивили, 2000). Из этого можно сделать вывод, что даже незначительные негативные воздействия на водные экосистемы в этот период могут привести к катастрофическим последствиям.

Приведенные экспериментальные данные свидетельствуют о том, что реакция экосистем на загрязнение существенно зависит от их состояния в момент внешнего воздействия. Соответственно на порядки могут различаться допустимые токсические нагрузки в разные периоды существования экосистем. Эксплуатация водных объектов без учета состояния (особенностей режима функционирования) экосистем может иметь непредсказуемые негативные последствия. В тоже время знание закономерностей функционирования водных экосистем позволяет организовать более щадящий режим сброса сточных вод даже при неизменности суммарной нагрузки.

«Если же природе, в качестве сущностной характеристики, присуща нестабильность, то человек просто обязан более осторожно и деликатно относиться к окружающему его миру, — хотя бы из-за неспособности однозначно предсказывать то, что произойдет в будущем» (Пригожин, 1991).

#### Список литературы.

- Гапонов – Грехов А.В., Рабинович М.И. Хаотическая динамика простых систем. Природа. 1981. №2. С. 54 – 65.
- Зотин А.И., Зотина Р.С. Термодинамические критерии устойчивости и надежности биологических систем и процессов развития // Надежность и гомеостаз биологических систем. Киев: Наукова думка, С. 26–34.
- Климонтович Ю.Л. Введение в физику открытых систем. Соросовский образовательный журнал, № 8, 1996 г.
- Князева Е.Н., Курдюмов С.П. Законы эволюции и самоорганизации сложных систем. – М.: Наука, 1994. 240 с.
- Моничев А.Я., Гелашивили Д.Б. Энтропия и информация: экологический аспект. Вестник Нижегородского университета им. Н.И. Лобачевского. Серия Биология. 2001. Вып.1(2). С. 52-59.
- Никаноров А.М., Трофимчук М.М. Особенности термодинамики внутриводоемных процессов в пресноводных экосистемах при антропогенном воздействии. Доклады РАН, 2010, т. 433, №2, с. 254 – 256.
- Никаноров А.М., Трофимчук М.М. Термодинамика внутриводоемных процессов в пресноводных экосистемах при антропогенном воздействии. Водные ресурсы, 2011, т. 38, № 4, с. 454 – 463.
- Николис Г., Пригожин И. Познание сложного. – М.: Издательство ЛКИ, 2008. 352 с.
- Пригожин И. Философия нестабильности // Вопросы философии, 1991, № 6, С.46 – 57.
- Ризниченко Г.Ю., Рубин А.Б. Биофизическая динамика продукционных процессов. – Москва – Ижевск. Институт компьютерных исследований, 2004. 464 с.
- Розенберг Г.С., Мозговой Д.П., Гелашивили Д.Б. Экология. Элементы теоретических конструкций современной экологии. - Самара: Самарский научный центр РАН, 2000. - 396 с.
- Трофимчук М.М. Термодинамический подход к оценке состояния экосистем. // Материалы научно-практической конференции «Современные фундаментальные проблемы гидрохимии и мониторинга качества поверхностных вод России». Ростов –на –Дону, 2009 г. Ч 2. С 98-102.

Трофимчук М.М. Термодинамический критерий эволюции состояния экосистем.//Материалы XXXVII конференции «Математическое моделирование в проблемах рационального природопользования», Ростов – на – Дону, 2009. С. 65 – 66.

Трофимчук М.М. Особенности термодинамики водных экосистем в натурном эксперименте.//Материалы научной конференции (с международным участием) «Современные проблемы гидрохимии и формирования качества вод». Ростов – на Дону, 2010. С. 53 – 60.

## **ОЦЕНКА ТОКСИЧЕСКОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ СМЕСЕВЫХ ФУНГИЦИДОВ И ИХ КОМПОНЕНТОВ НА ПРОЦЕССЫ ЖИЗНЕДЕЯТЕЛЬНОСТИ *DAPHNIA MAGNA STRAUS***

Е.А. Федорова, И.Л. Левина, Е.С. Власенко, О.А. Зинчук.

*Азовский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства (ФГУП «АзНИИРХ»),  
344007, Ростов-на-Дону, ул. Береговая 21В, Россия, elena\_viva@mail.ru*

Одной из основных тенденций в технологиях защиты растений в XXI столетии является снижение химической нагрузки на окружающую среду. В Российской Федерации отмечена тенденция увеличения использования высокоактивных пестицидов с низкими нормами расхода, наносящих минимальный ущерб окружающей среде (Ильницкая, Липкина и др., 2001). Успешное применение пестицидов для борьбы с вредителями сельскохозяйственных культур в большой степени зависит от формы препарата и условий, при которых химические соединения приводятся в соприкосновение с вредными организмами. Приобретение нежелательной резистентности вредителей растений к пестицидам определенных химических классов вызвало необходимость систематического пополнения ассортимента препаративных форм (п.ф.), содержащих несколько новых действующих веществ (д.в.) с различными механизмами действия. В настоящее время большинство п.ф. пестицидов являются смесевыми многокомпонентными по своему составу и содержат несколько д.в. Смесевые препараты, в конечном итоге, позволяют при уменьшении расходов сократить затраты на их применение, снижать биологическую и экологическую опасность для нецелевых объектов (Захаренко, 2008).

Поступая из антропогенных источников, активные ингредиенты смесевых пестицидов могут оказывать влияние на водные экосистемы. При увеличении их содержания в воде, донных отложениях и биоте возможно снижение продуктивности водных экосистем (Вульф, 1991; Потапов, Ракитский и др., 1998).

Для объективной оценки уровня экологического риска смесевых пестицидов для водных экосистем необходимо знать, какой вклад вносит токсичность отдельных д.в., относящихся к новым химическим классам, в биологическое действие п. ф. для гидробионтов, проявляют ли многокомпонентные пестициды аддитивный эффект. В тоже время актуальным является обоснование выбора индикаторного компонента смеси для проведения мониторинговых наблюдений за содержанием смесевых пестицидов в воде рыбохозяйственных водоемов.

В связи с вышесказанным целью работы стала сравнительная оценка токсичности современных многокомпонентных фунгицидов (комплексное воздействие) и их действующих веществ (изолированное воздействие) на зоопланктонные организмы.

**Материалы и методы исследования.** Объектами исследования были представители ветвистоусых ракообразных - *Daphnia magna Straus*.

В качестве материала для исследований были выбраны две новые препаративные формы – фунгицид *Пиктор*, КС и инсекто-фунгицид *Сценик Комби*, КС, а также действующие вещества, входящие в их состав.

*Пиктор*, КС содержит в своем составе два д. в. новых химических классов, которые находятся в п.ф. в равных количествах – 200 г/л *Димоксистробина* (стробилурины) и 200 г/л *Боскалида* (никотинамиды). Фунгицид применяется в период вегетации культур озимого рапса и подсолнечника путем наземного опрыскивания.

*Сценик Комби*, КС содержит четыре д.в. с разными количествами и относящихся к разным химическим классам – 37.5 г/л *Протиоконазола* (триазолы) + 5 г/л *Тебуконазола* (триазолы) + 250 г/л *Клотианидина* (неоникотиноиды) + 37.5 г/л *Флуоксастробина* (стробилурины). *Сценик Комби*, КС используется для протравливания семян и помимо фунгицидных свойств, проявляет инсектицидное действие, т.к. его д.в. *Клотианидин* является инсектицидом контактно-кишечного

действия. Пестициды были исследованы в следующих диапазонах концентраций (мг/л): *Пиктор*, *КС* - 0.00001-1.0; *Димоксистробин* - 0.0001-1.0; *Боскалид* - 0.00001-0.05; *Сценник Комби*, *КС* - 0.00005-5.0; *Флуоксастробин* - 0.000005-0.5; *Протиоконазол* - 0.05-2.0; *Клотианидин* - 5.0-250.0; *Тебуконазол* - 0.1-10.0.

Длительность острых экспериментов 4 суток, хронических – 30 суток. Температурный режим при проведении эксперимента поддерживался на уровне 18-22 °С, содержание растворенного кислорода – 7-8 О<sub>2</sub>/л. Повторность опытов – трехкратная, кормление ежедневно накопительной культурой *Scenedesmus quadricauda*. Исследовались физиологические показатели жизнедеятельности зоопланктонных организмов: выживаемость, скорость полового созревания, плодовитость, численность, биомасса и возрастной состав популяции. (Лесников, 1971; Строганов, 1971; Методические рекомендации..., 1998). Полученные в экспериментах результаты подвергали статистической обработке, используя t-критерий Стьюдента.

**Результаты.** Для предварительной оценки токсичности фунгицида *Пиктор*, *КС*, инсекто-фунгицида *Сценник Комби*, *КС* и д.в., входящих в их состав, были проведены острые опыты по выживаемости дафний в токсических растворах с различным содержанием пестицидов. Токсикометрические параметры фунгицидов, рассчитанные на основе выживаемости ветвистоусых ракообразных в 4-х суточных экспериментах, представлены в табл. 1, 2.

**Таблица 1.** Основные токсикометрические параметры фунгицида *Пиктор*, *КС* и его действующих веществ для дафний в 4-х суточных экспериментах, мг/л

Пестицид		
<i>Пиктор</i> , <i>КС</i>	<i>Димоксистробин</i>	<i>Боскалид</i>
ЛК <sub>0</sub> = 0.0002	ЛК <sub>0</sub> = 0.0005	ЛК <sub>0</sub> = 0.0001
ЛК <sub>16</sub> = 0.0005	ЛК <sub>16</sub> = 0.002	ЛК <sub>16</sub> = 0.0004
ЛК <sub>50</sub> = 0.003	ЛК <sub>50</sub> = 0.042	ЛК <sub>50</sub> = 0.005

**Таблица 2.** Основные токсикометрические параметры инсекто-фунгицида *Сценник Комби*, *КС* и его действующих веществ для дафний в 4-х суточных экспериментах, мг/л

Пестицид				
<i>Сценник Комби</i> , <i>КС</i>	<i>Протиоконазол</i>	<i>Тебуконазол</i>	<i>Клотианидин</i>	<i>Флуоксастробин</i>
ЛК <sub>0</sub> = 0.0004	ЛК <sub>0</sub> = 0.19	ЛК <sub>0</sub> = 0.65	ЛК <sub>0</sub> = 8.64	ЛК <sub>0</sub> = 0.00008
ЛК <sub>16</sub> = 0.006	ЛК <sub>16</sub> = 0.61	ЛК <sub>16</sub> = 2.41	ЛК <sub>16</sub> = 22.36	ЛК <sub>16</sub> = 0.0005
ЛК <sub>50</sub> = 0.078	ЛК <sub>50</sub> = 0.93	ЛК <sub>50</sub> = 6.99	ЛК <sub>50</sub> = 47.98	ЛК <sub>50</sub> = 0.0047

Рассчитанные среднелетальные концентрации позволили определить, что п.ф. *Пиктор*, *КС* и д.в., входящие в ее состав (*Димоксистробин*, *Боскалид*) относятся к группе особо токсичных пестицидов для дафний (ЛК<sub>50</sub> < 0.5 мг/л). Количественные значения недействующей, пороговой и среднелетальной концентраций *Пиктора*, *КС* были ближе к значениям токсикометрических параметров более токсичного *Боскалида*, но не превышали их, что свидетельствует об отсутствии аддитивного эффекта п.ф. на выживаемость дафний (табл. 1).

На основе рассчитанных среднелетальных концентраций *Сценник Комби*, *КС* и его 4-х д.в. было установлено, что по степени острой токсичности для зоопланктона п.ф. и её д.в. *Флуоксастробин* - особо токсичны для дафний (ЛК<sub>50</sub> < 0.5 мг/л); *Протиоконазол* - высокотоксичен (0.5 < ЛК<sub>50</sub> < 5.0 мг/л); *Тебуконазол* и *Клотианидин* – среднетоксичны (5.0 < ЛК<sub>50</sub> < 50.0 мг/л) (табл. 2). Аддитивного эффекта п.ф. на выживаемость дафний обнаружено не было, основной вклад в токсичность п.ф. вносил *Флуоксастробин*, не смотря на то, что его содержание в п.ф. *Сценник Комби*, *КС* составляло всего 3.75 % (по сравнению с *Клотианидином*, который составлял 25 %).

Дафнии являются организмами с коротким биологическим циклом развития, что дало возможность определить воздействие различных концентраций пестицидов в течение 30-ти суток на ряд поколений и определить накопление их отрицательного влияния в трех последовательных генерациях рачков. Так, в хроническом эксперименте установлено, что растворы фунгицидов *Пиктора*, *КС* и *Сценник Комби*, *КС*, в концентрациях 0.00005 и 0.0001 мг/л угнетающе действовали на репродуктивную функцию рачков исходного поколения. Плодовитость особей материнского поколения (исходного), экспонируемых в растворах п.ф. фунгицидов, достоверно ниже плодовитости контрольных значений. Плодовитость экспонируемого в фунгицидах особей в трех последующих поколений также достоверно ниже плодовитости контрольного ряда. Снижение

плодовитости происходило за счет увеличения времени созревания и уменьшения количества пометов. В концентрациях 0.0005 мг/л *Пиктора, КС* и 0.01 мг/л *Сценик Комби, КС* снижение плодовитости достигло своих максимальных значений в третьем поколении и составляло 45 % и 37 % соответственно. На уровне контроля реальная плодовитость дафний, определяемая общим количеством народившейся жизнеспособной молоди от одной самки, в исходном и последующих трех поколениях оставалась лишь в концентрациях 0.00001 мг/л *Пиктора, КС* и 0.00005 мг/л *Сценик Комби, КС*.

Численность молоди и половозрелых особей достоверно не отличалась от контроля в растворах с концентрациями 0.00001 мг/л *Пиктора, КС* и 0.00005 мг/л *Сценик Комби, КС*. Снижение общей численности популяций дафний начиналось в растворах с содержанием 0.00005 мг/л *Пиктора, КС* и 0.0001 мг/л *Сценик Комби, КС*, где расхождения с контролем составляли 16 % и 24 % соответственно, при этом снижалось как количество молоди, так и половозрелых особей. С увеличением концентраций фунгицидов признаки, характеризующие неблагоприятное состояние популяций характеризовались более ярко. Так, в растворах с максимальными исследованными концентрациями *Пиктора, КС* (0.0005 мг/л) и *Сценик Комби, КС* (0.01 мг/л) расхождение с контролем по показателю общей численности составило 53 %, при этом количество молоди снизилось на 52 % и 57 % соответственно, а половозрелых особей на 55 % и 41 %.

Фунгициды не оказывали существенного влияния на соотношение возрастных групп в популяциях дафний во всех исследованных растворах. Ювенильные особи по численности доминировали над половозрелыми рачками.

На биомассу популяции дафний *Пиктор, КС* оказывал отрицательное влияние в растворах с концентрациями 0.00005-0.0005 мг/л, где она была ниже контрольных значений на 27-53 %. При действии *Сценик Комби, КС* в концентрациях 0.0001-0.01 мг/л биомасса популяции постепенно снижалась на 28-56 %.

Выживаемость дафний снижалась с увеличением концентраций препаративных форм. Выраженный токсический эффект фунгицидов оказался в растворах, содержащих от 0.0001 до 0.001 мг/л *Пиктора, КС* и от 0.005 до 0.05 мг/л *Сценик Комби, КС*, где гибель дафний составляла от 43 до 100 %. На уровне контроля выживаемость особей была лишь в растворах, содержащих 0.00001 мг/л *Пиктора, КС* и 0.00005 мг/л *Сценик Комби, КС*.

Анализ исследованных физиологических показателей показал, что с увеличением концентраций препаративных форм фунгицидов усиливалось их негативное воздействие на дафний. Аналогичные результаты получены при изучении влияния действующих веществ фунгицидов на показатели жизнедеятельности рачков. Выявлено дозозависимое снижение выживаемости, плодовитости рачков, как в материнском, так и в последующих трех поколениях, численности возрастных групп и биомассы популяций при возрастании концентраций действующих веществ и времени воздействия.

**Таблица 3.** Недействующие (NOEC) и пороговые (LOEC) концентрации фунгицида *Пиктор, КС* и его действующих веществ для дафний в хронических экспериментах, мг/л

Пестицид (содержание д.в. в п.ф.)	NOEC	LOEC
П.ф. <i>Пиктор, КС</i>	0.00001	0.00005
<i>Димоксистробин</i> (200 г/л)	0.0001	0.0005
<i>Боскалид</i> (200 г/л)	0.00001	0.00005

В результате статистической обработки данных установлены недействующие (NOEC) и пороговые (LOEC) концентрации препаративных форм фунгицидов и их действующих веществ для ветвистоусых ракообразных по изученным показателям выживаемости, развития и репродукции популяций в хронических экспериментах (табл. 3,4).

**Таблица 4.** Недействующие (NOEC) и пороговые (LOEC) концентрации инсекто-фунгицида *Сценик Комби, КС* и его действующих веществ для дафний в хронических экспериментах, мг/л

Пестицид (содержание д.в. в п.ф.)	NOEC	LOEC
П.ф. <i>Сценик Комби, КС</i>	0.00005	0.0001
<i>Протиоконазол</i> (37.5 г/л)	0.06	0.11
<i>Тебуконазол</i> (5 г/л)	0.1	0.2
<i>Клотианидин</i> (250 г/л)	5.0	10.0
<i>Флуоксастробин</i> (37.5 г/л)	0.000005	0.00005

Результаты проведённых исследований по оценке влияния смесевых многокомпонентных фунгицидов (комплексное воздействие) и их действующих веществ (изолированное воздействие) на жизнедеятельность зоопланктонных организмов позволили установить определенные закономерности:

Из результатов острых опытов по выживаемости дафний в токсических средах *Пиктора*, *КС* и его действующих веществ, следует, что препаративная форма и ее компоненты образовали следующий ряд в порядке убывания токсичности для дафний: *Боскалид* > *Пиктор*, *КС* > *Димоксистробин* (табл. 1). В хроническом эксперименте параметры токсичности *Боскалида* и *Пиктора*, *КС* совпадали (табл. 3).

Токсичность *Сценик Комби*, *КС* и его действующих веществ для дафний по результатам как острых (табл. 2), так и хронических (табл. 4) экспериментов убывала в ряду: *Флуоксастробин* > *Сценик Комби*, *КС* > *Протиоконазол* > *Тебуконазол* > *Клотианидин*.

Таким образом, токсичность препаративных форм пестицидов для зоопланктонных организмов определялась вкладом наиболее токсичного компонента смеси, зависящего от его химической структуры – *Боскалид* для *Пиктора*, *КС* и *Флуоксастробин* для *Сценик Комби*, *КС*. При этом количественное содержание действующих веществ в препаративной форме не влияло на интенсивность воздействия препаративной формы. Аддитивным эффектом на жизнедеятельность дафний препаративные формы не обладают.

#### Список литературы.

- Вульф Н. Л. Абиотическая трансформация пестицидов в природных водах и донных отложениях // Поведение пестицидов и химикатов в окружающей среде: Тр. Сов.-амер. симп., Айова-Сити, окт., 1987. Л., 1991. С. 371-381.
- Захаренко В.А. Пестициды в аграрном секторе России конца XX – начала XXI века // Агрохимия. 2008. № 11. С. 86-96.
- Ильницкая А.В., Липкина Л.В., Березняк И.В., Федерова С.Г. // Материалы IX Всероссийского съезда гигиенистов и санитарных врачей. М., 2001. Т. 2. С. 91-94.
- Лесников Л.А. Методика оценки влияния вод из природных водоемов на дафний. // Методики биологических исследований по водной токсикологии. М.: Наука, 1971. С. 157–158.
- Методические рекомендации по установлению эколого – рыбохозяйственных нормативов (ПДК и ОБУВ) загрязняющих веществ для воды, водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение. М.: ВНИРО, 1998. С. 38–78.
- Строганов Н.С. Методика определения токсичности водной среды. // Методики биологических исследований по водной токсикологии. М.: Наука, 1971. С. 14–60.
- Потапов А.И., Ракитский В.Н., Новиков Ю.В., Макаров Э.В., Гвозденко С.И. Современные эколого-гигиенические проблемы пестицидного загрязнения водоемов. М.: Медицина, 1998. 248 с.

## ИСПОЛЬЗОВАНИЕ МИКРОБИОЛОГИЧЕСКОЙ ИНДИКАЦИИ ДЛЯ ВЫЯВЛЕНИЯ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОЛИАРОМАТИЧЕСКИМИ УГЛЕВОДОРОДАМИ РАЗЛИЧНЫХ КОМПОНЕНТОВ ЭКОСИСТЕМЫ Р. АМУР

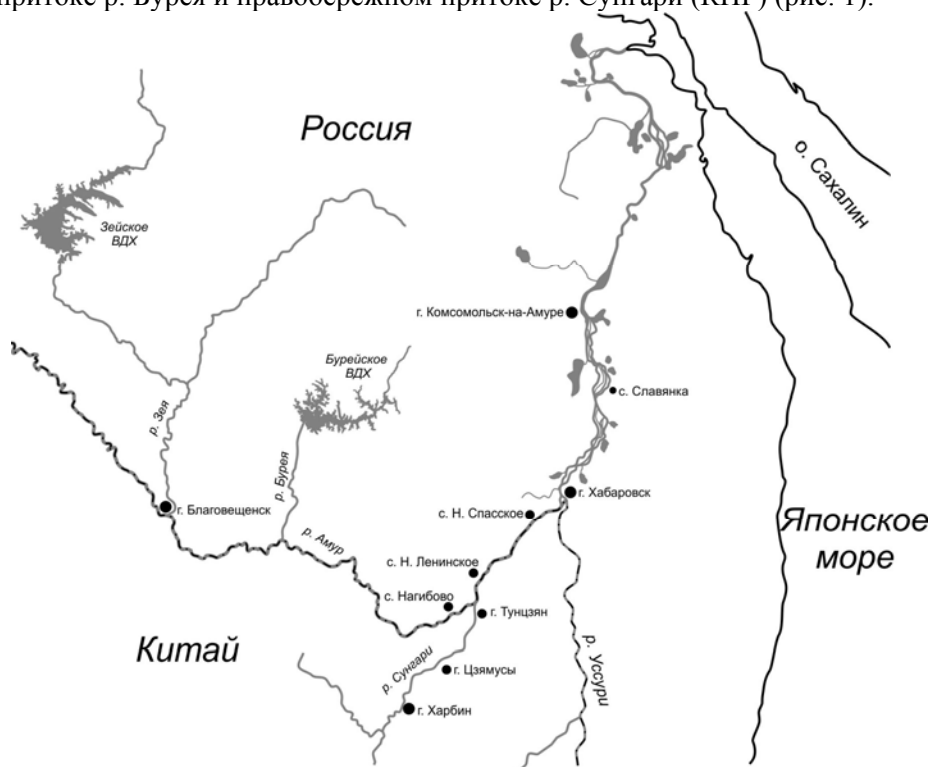
Н.К. Фишер, Л.М. Кондратьева

*Институт водных и экологических проблем ДВО РАН  
г. Хабаровск, ул. Ким Ю Чена, 65, Россия, fisher@ivep.as.khb.ru*

Одной из важнейших причин современных экологических проблем является все возрастающее химическое загрязнение окружающей природной среды. В ряду приоритетных загрязнителей находятся полициклические ароматические углеводороды (ПАУ), являющиеся широко распространёнными опасными поллютантами. В загрязнённых водных экосистемах ПАУ входят в пищевые цепи через биоаккумуляцию и вызывают функциональные расстройства у гидробионтов различного уровня организации. В связи с постоянным возрастанием загрязнения ПАУ биоиндикация загрязнения различных компонентов водных экосистем (вода, донные отложения, лёд) в настоящее время становится чрезвычайно актуальной. Химические методы определения концентраций не дают полную картину процессов, происходящих при загрязнении водных экосистем ПАУ. К тому же многие ПАУ могут содержаться в концентрациях, которые не определяются современными инструментальными методами. В связи с высокими скоростями

размножения микроорганизмы являются наиболее чувствительными биоиндикаторами изменения состояния водной среды как природного, так и антропогенного характера. Бактерии являются ключевым звеном в биогеохимических процессах водных экосистем, им принадлежит главная роль в самоочищении природных вод.

В данной работе представлены результаты микробиологической индикации загрязнения полиароматическими углеводородами различных компонентов экосистемы р. Амур (вода, донные отложения, лед). Пробы воды, донных отложений и льда отбирали в основном русле р. Амур, его левобережном притоке р. Бурея и правобережном притоке р. Сунгари (КНР) (рис. 1).



**Рис. 1.** Карта-схема района исследований р. Амур

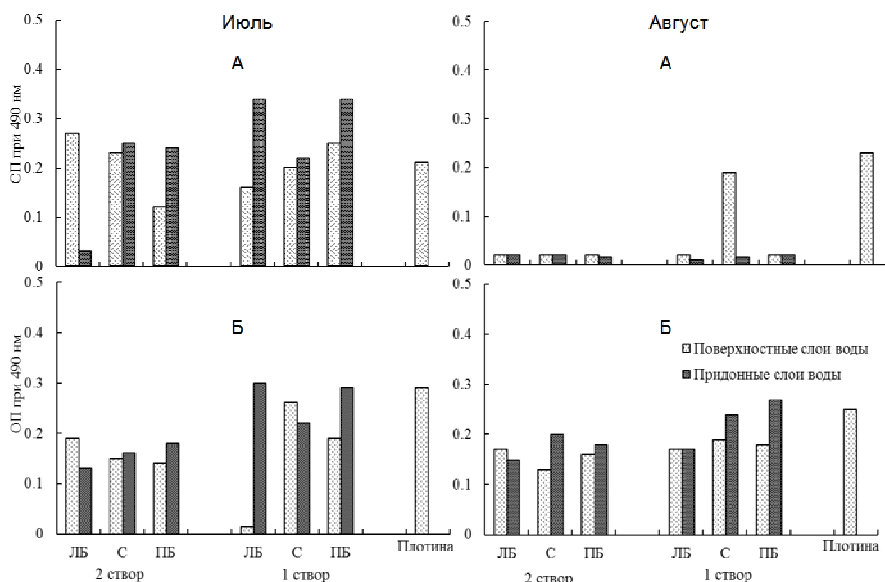
Известно, что предварительная адаптация микробных комплексов к поллютантам *in situ* увеличивает их потенциальную возможность утилизировать их, которую можно определить *in vitro*. Поэтому для выявления загрязнения р. Амур ПАУ использовали метод инициированных сообществ. Для определения потенциальной активности микробных комплексов по отношению к ПАУ в минеральную среду вносили нафталин и фенантрен (0,1%) (Кондратьева и др., 2009). Рост микроорганизмов (накопление биомассы) определяли фотометрическим методом по изменению оптической плотности культуральной жидкости на КФК при длине волны 490 нм.

В формировании качества воды Среднего и Нижнего Амура участвуют три главных притока: реки Зейя, Бурея и Сунгари. Для оценки влияния каждого из притоков на степень и характер поступления ПАУ в р. Амур были проведены микробиологические исследования. Максимальное содержание ПАУ было выявлено в водах устьевых зон рек Бурея и Сунгари. Качественный состав поступающих в р. Амур стойких ПАУ со стоком этих рек существенно отличался. К фенантрону, который может иметь природное происхождение, максимальную активность проявляли микробоценозы в устье р. Бурея. Ниже устья р. Сунгари отмечена максимальная активность микробоценозов по отношению к нафталину, который является преимущественно техногенного происхождения. Микроорганизмы устьевой зоны р. Зейя были слабо активными по отношению к ПАУ.

Содержание ПАУ в устьевой зоне р. Бурея связана с поступлением данных веществ из Бурейского водохранилища, что подтверждено микробиологическими исследованиями (Фишер и др., 2007). Чаще всего активность микробоценозов по отношению к ПАУ в придонных слоях воды водохранилища была выше, чем в поверхностных водах (рис. 2). Активность микробоценозов по отношению к нафталину и фенантрону различалась в течение летнего периода. К концу лета интенсивность трансформации двухциклических ПАУ снижается (Рис. 2 А), а трехциклических – остаётся на прежнем уровне (Рис. 2 Б), что может быть связано с их разным происхождением.

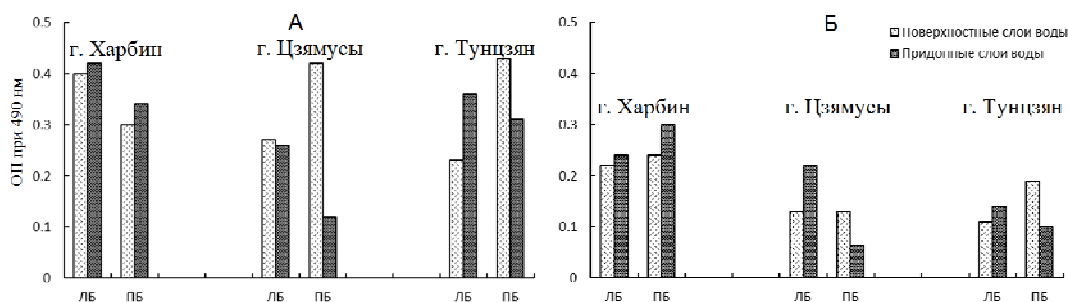


Нафталин преимущественно антропогенного происхождения и содержится в каменноугольной смоле, а фенантрен – природного происхождения и может входить в состав растений и почвенных липидов. Таким образом, в результате деструкции затопленных почв и растений в течение всего летнего периода в водную среду поступают трехциклические ПАУ. Микробиологическим методом было подтверждено и пирогенное происхождение ПАУ, которые поступили в водохранилище во время крупного пожара в районе метеостанции Сектагли в 2005 г.



**Рис. 2.** Активность роста микробоценозов Бурейского водохранилища на нафталине (А) и фенантрене (Б) в летний период 2007 г. (ЛБ – левый берег, С – середина, ПБ – правый берег).

Весной 2006 года российскими исследователями впервые были проведены микробиологические исследования правобережного китайского притока – р. Сунгари, которые позволили подтвердить интенсивное загрязнение данной реки ПАУ (рис. 3). Не смотря на высокую стабильность ПАУ, микробоценозы р. Сунгари уже в первые дни культивирования активно утилизировали данные вещества. Максимальное загрязнение двухциклическими ПАУ распространялось вдоль левого берега на участке реки выше г. Харбин и вдоль правого берега на участке г. Цзямусы – г. Тунцзян, а трехциклическими ПАУ – в районе г. Харбин.



**Рис. 3.** Активность роста микробоценозов воды р. Сунгари на нафталине (А) и фенантрене (Б) в марте 2006 г. (ЛБ – левый берег, ПБ – правый берег)

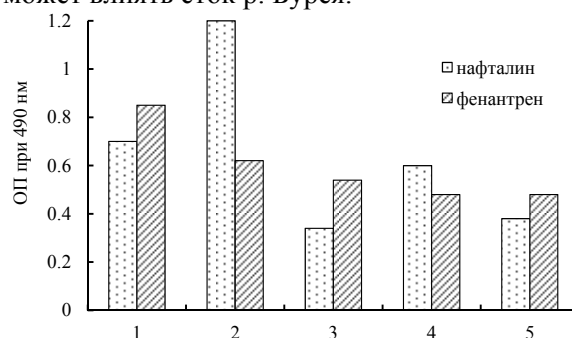
Микробиологическими методами установлено, что ПАУ, выносимые с водами рек Бурея и Сунгари, распространяются до городов Хабаровск, Комсомольск-на-Амуре, до Амурского Лимана и выносятся в Охотское море (Кондратьева и др., 2007а). Методом высокоэффективной жидкостной хроматографией в водах рек Бурея и Сунгари также были идентифицированы различные по составу ПАУ (Кондратьева и др., 2007б).

Учитывая, что воды р. Амур содержат большое количество взвешенных веществ (до 200 мг/л), а ПАУ являются гидрофобными веществами, могут закрепляться на частицах взвешенных веществ и седиментироваться, важно было изучить аккумуляцию ПАУ в донных отложениях (ДО). Микробиологические исследования р. Амур показали, что аккумуляция ПАУ происходит в

глинистых ДО в зонах седиментации с низким течением воды (Фишер, 2009). На середине русла р. Амур, где отмечается высокое течение, и ДО представляют собой пески и мелкий гравий, аккумуляция ПАУ была очень низкой (Матрошилова, 2010).

Экспериментальные исследования ДО устьевых зон крупных притоков в 2005 г. показали, что наиболее активная аккумуляция ПАУ в донных отложениях происходила в устьевой зоне р. Буря и у правого берега ниже р. Сунгари. Аккумуляция ПАУ в устьевой зоне р. Буря обусловлена поступлением данных токсикантов с водами Бурейского водохранилища. Аккумуляция ПАУ в ДО в зоне влияния стока р. Сунгари связана с интенсивным загрязнением её вод различными поллютантами, которые в составе взвешенных веществ седиментируются как в ДО р. Сунгари так и в ДО р. Амур. Китайскими исследователями в донных отложениях р. Сунгари были обнаружены разнообразные токсичные вещества, в том числе ртуть, полихлорированные бифенилы и ПАУ.

В летний период 2006 г. анализировались пробы ДО вдоль левого берега Среднего Амура. Максимальную активность по отношению к ПАУ проявляли микробоценозы из ДО, отобранных в районе с. Нагибово и ниже с. Нижнеленинское (рис. 4). На аккумуляцию ПАУ в донных отложениях на этих участках может влиять сток р. Буря.



**Рис. 4.** Активность бентосных микробоценозов у левого берега Среднего Амура по отношению к нафталину и фенантрону (1 – выше устья р. Сунгари; 2 – ниже с. Нижнеленинское; 3 – ниже г. Фуюань; 4 – выше г. Хабаровска; 5 – о-в Большой Уссурийский).

Согласно экспериментальным данным, трансформация ПАУ бентосными микроорганизмами была в два раза интенсивнее, чем планктонными микробоценозами, отобранными в тот же период времени в тех же пунктах. При культивировании бентосных микробоценозов на ПАУ часто отмечалось образование цветных промежуточных продуктов, которые ингибировали дальнейший рост микробоценозов. Это говорит о том, что при трансформации ПАУ в донных отложениях *in situ* будет происходить выделение токсичных веществ, которые приводят к вторичному загрязнению и представляют опасность для гидробионтов, ведущих придонный образ жизни.

Кроме воды и донных отложений, также изучали накопление ПАУ во льдах рек Амур и Сунгари. Несмотря на экстремальные условия существования, во льдах происходит довольно активная биогеохимическая трансформация веществ. Хотя речной лёд имеет плотную структуру, размеры микроорганизмов соответствуют геометрии межкристаллического пространства, капилляров и каналов. Поэтому эти криобиотопы или гляциоэкосистемы представляют собой сезонную среду обитания водорослей и бактерий, развивающихся при низких температурах.

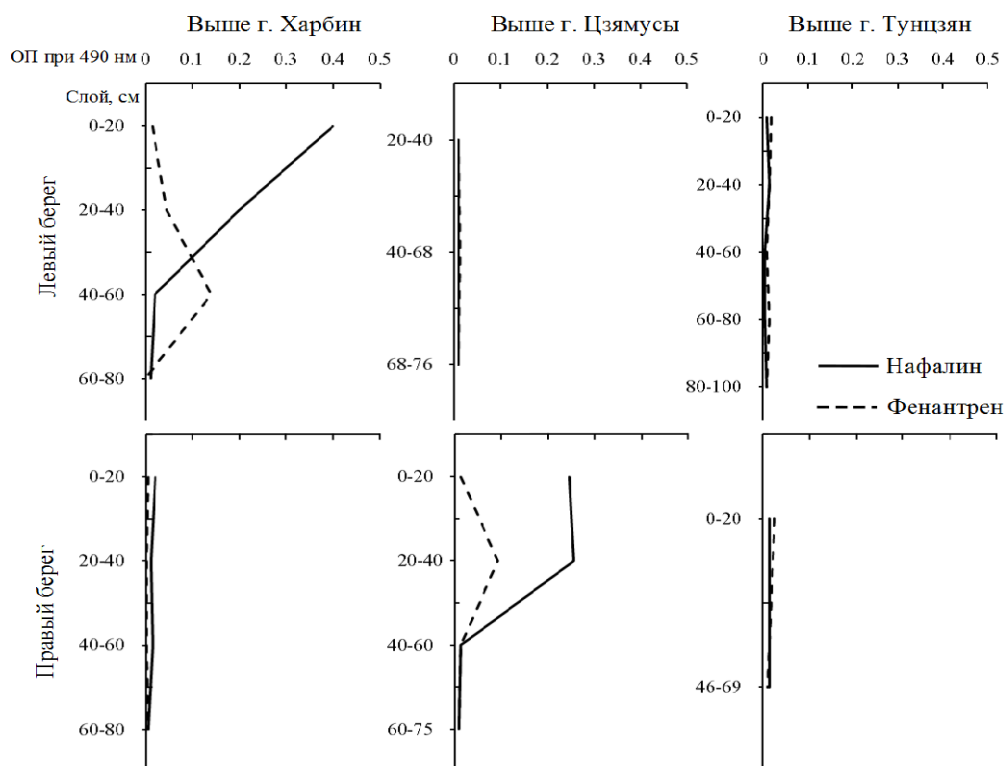
Исследование нижней кромки льда р. Амур (0-20 см) показало, что загрязнение льда р. Амур ПАУ в феврале 2006 г. было незначительным и сохранялось лишь на середине реки и вдоль правого берега под влиянием как стока р. Сунгари, так и сточных вод китайских населенных пунктов, расположенных выше устья р. Сунгари (Кондратьева и др., 2010). Как правило, в конце зимнего периода отмечается минимальное загрязнение воды, что находит свое отражение в состоянии микробных комплексов в контактной зоне вода-лед. Отмечено, что у правого берега активность криомикробоценозов по отношению к фенантрону была такой, как у планктонных микробоценозов в этот же период времени.

Известно, что формирование ледяного покрова происходит постепенно, и в процессы криогенеза вовлекаются природные воды различного качества. Поэтому наиболее информативным является послойное исследование льдов. Это позволяет проанализировать не только динамику качества воды в период ледостава, но и зафиксировать случаи аварийных поступлений токсичных веществ, вероятность их миграции и трансформации не только в водной среде, но и непосредственно в толще льда. Наиболее ярким примером может служить послойное

исследование льда р. Сунгари, которое проводили в марте 2006 г. Исследования показали, что в течение зимнего периода загрязнение ПАУ на исследуемом участке р. Сунгари происходило преимущественно у левого берега выше г. Харбин и у правого берега выше г. Цзямусы (рис. 5). Криомикробоценозы р. Сунгари активней трансформировали двухциклический ПАУ, чем трехциклический. Загрязнение ПАУ у левого берега выше г. Харбин связано с постоянным поступлением на данном участке неочищенных промышленных сточных вод, которые содержат не только ПАУ, но и фенольные соединения (Кондратьева и др., 2010). Загрязнение льда у правого берега выше г. Цзямусы обусловлено прохождением нитробензольного загрязнения после техногенной аварии на нефтеперерабатывающем заводе в г. Цзилинь (КНР) в ноябре 2005 года (Кондратьева и др., 2009). Кроме ПАУ в данном слое льда было выявлено большое содержание азотсодержащих и фенольных соединений (Кондратьева и др., 2010).

Микробиологические исследования, проводимые во время таяния льда на р. Сунгари в 2006 г. показали, что высвобождаемые вещества из льда оказали негативное влияние на самоочищающий потенциал р. Амур, что также отмечалось и во время прохождения нитробензольного загрязнения по р. Амур (Кондратьева и др., 2009).

Таким образом, с использованием методом микробиологической индикации на реках Амур, Буря и Сунгари были выявлены локальные зоны с хроническим загрязнением воды, донных отложений и льда полициклическими ароматическими углеводородами. Со стоком р. Буря поступают главным образом природные ПАУ, со стоком р. Сунгари – антропогенные. В составе взвешенных веществ данные ПАУ седиментируются в донные отложения, где при микробиологической трансформации образуются токсичные метаболиты, что приводит к вторичному загрязнению. В зимний период ПАУ вмораживаются в лед, а во время таяния льда вновь поступают в водную среду, увеличивая загрязнение реки на время ледохода.



**Рис. 5.** Активность криомикробоценозов р. Сунгари через месяц культивирования (март 2006 г.).

#### Список литературы

- Кондратьева Л.М., Фишер Н.К., Бердников Н.В. Микробиологическая оценка качества воды в реках Амур и Сунгари после техногенной аварии в Китае // Водные ресурсы. – 2009. – Т. 36, № 5. – С. 575-587.  
 Кондратьева Л.М., Фишер Н.К., Стукова О.Ю., Золотухина Г.Ф. Загрязнение р. Амур полиароматическими углеводородами // Вестник ДВО РАН. – 2007. – Т. 134, № 4. – С. 17-26.  
 Кондратьева Л.М., Фишер Н.К. Речной лед как объект исследования качества воды в период ледостава // Фундаментальные проблемы воды и водных ресурсов: Материалы Третьей всероссийской конференции с международным участием. Барнаул, 24-28 августа 2010 г. – Барнаул: Изд-во АРТ. – 2010. – С. 150-153.

Матрошилова О.Ю. Трансформация нафталина бактериобентосом реки Амур // Проблемы экологии: чтения памяти проф. М.М. Кожова: тез. докл. междунар. науч. конф. и междунар. шк. для мол. ученых (Иркутск, 20-25 сентября 2010 г.). – Иркутск: Изд-во Иркут. гос. ун-та. – 2010. – С. 354.

Фишер Н.К. Роль микробных комплексов в формировании качества воды в контактной зоне вода-дно // III Дружининские чтения: Комплексные исследования природной среды в бассейне реки Амур: Материалы межрегиональной научной конференции (Хабаровск, 6-9 окт. 2009 г.). Книга 1. Хабаровск: ИВЭП ДВО РАН. – 2009. – С.116-119.

Фишер Н.К. Кондратьева Л.М. Влияние стойких органических веществ на формирование качества воды Бурейского водохранилища // Современные проблемы водохранилищ и их водосборов: труды междунар. научн. - практ. конференции (Пермь, 28 мая-1 июня 2007 г.). Пермский университет-Пермь. – Т. 2. – 2007. – С.90-94.

## ДИАТОМОВЫЙ МИКРОФИТОБЕНТОС РЕКИ МОСКВЫ

К.П. Хазанова

МГУ им. М.В.Ломоносова, Биологический факультет  
119991, г. Москва, Ленинские горы, ГСП-1, Россия, mgu-gidro@yandex.ru

Бентосные диатомеи Москвы реки, к сожалению, попадают в поле зрения альгологов лишь косвенно. Чаще всего это происходит при изучении сообщества фитопланктона, в котором велик процент бентосных форм, занесенных из других биотопов, либо при описании альгофлоры конкретного района, когда изучается качественный видовой состав сообществ фитопланктона, фитоперифитона, эпилитона и фитобентоса. Специальные исследования по сообществу диатомового микрофитобентоса р. Москвы до настоящего времени не проводились. Также не проводилась оценка качества воды в реке по сообществу бентосных диатомей.

В ходе нашей работы было изучено сообщество диатомового микрофитобентоса р. Москвы на участке тракта реки от г. Можайска до г. Коломны протяженностью в 341 км. Пробы отбирались на 11 станциях, 5 из которых располагались выше г. Москвы (1 – выше г. Можайска, 2 – ниже г. Можайска, 3 – выше г. Звенигорода, 4 – ниже г. Звенигорода, 5 – п. Рублево), а 6 – ниже г. Москвы (6 – г. Держинский, 7 – г. Жуковский, 8 – выше р. Медведки (с. Сабурово, напротив г. Воскресенск), 9 – ниже р. Медведки (с. Ачкасово), 10 – выше г. Коломны (п. Радужный), 11 – ниже г. Коломны).

Пробы микрофитобентоса отбирались при помощи пластикового трубчатого пробоотборника фиксированного диаметра. Каждая проба состояла из 4 колонок грунта. Материал фиксировали 70% спиртовым раствором эозина. После обработки ультразвуком (3 мин, 75 Гц) диатомей выделяли из грунта методом отмучивания (Сабурова, 1995). Органическое вещество удаляли методом «холодного сжигания», суспензию отмывали от реактивов и концентрировали центрифугированием (2 мин, 1 500 об/мин). Определение диатомовых производилось на постоянных препаратах с использованием масляной иммерсии.

В ходе работы на участке тракта Москвы реки от Можайска до Коломны обнаружено и идентифицировано 154 вида и вариетета диатомовых водорослей, относящихся к 47 родам, 21 семейству и 10 порядкам. По числу видов доминировал пор. Naviculales (65 таксонов), также обильно были представлены пор. Cymbellales (25 таксонов), пор. Fragilariales (21 таксон), пор. Bacillariales (19 таксонов) и пор. Achnanthales (11 таксонов) (Рис.1).

Из семейств по числу таксонов доминировали сем. Naviculaceae (38 таксонов), сем. Fragilariaceae (21 таксон), сем. Bacillariaceae (19 таксонов), сем. Cymbellaceae (15 таксонов) и сем. Pinnulariaceae (10 таксонов).

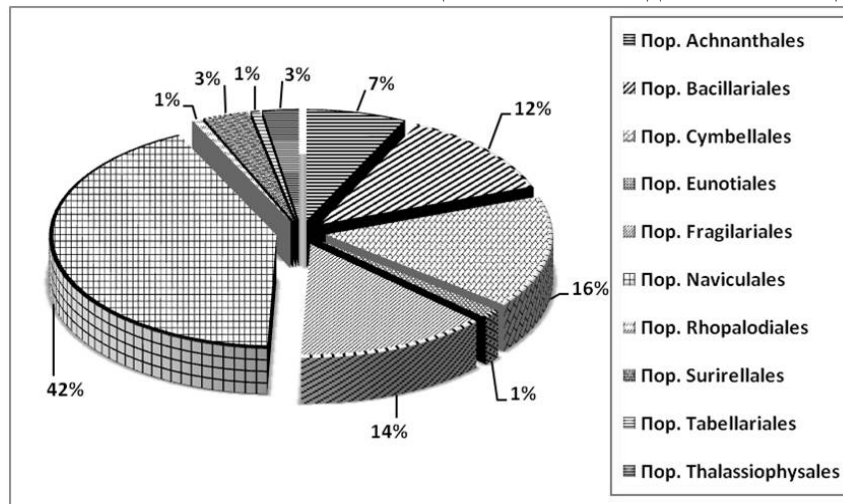
Для большинства станций было характерно постоянное наличие, часто и с высокой численностью (до 10-15% от общей) таких видов как *Cocconeis placentula* Ehr. (все станции за исключением ст. ниже Можайска, Рублево, Держинский), *Fragilaria capucina* Desm. (все станции за исключением ст. Рублево и Выше Медведки), *Planothidium lanceolatum* (Bréb.) Round и *Amphora pediculus* (Kütz.) Grun. (все станции кроме ст. Держинский).

Высокая численность диатомей *C. placentula* Ehr., *C. pediculus* Ehr., *F. capucina* Desm. характерна для чистых вод., хотя *F. capucina* Desm. обнаруживает стойкость к органическому загрязнению, однако резкое повышение численности в олиго-ксеносапробной зоне свидетельствует о том, что она является индикатором именно чистых и очень чистых вод.

(Бухтиярова, 1999). *P. lanceolatum* (Bréb.) Round более характерен для вод, богатых биогенными элементами (Kelly, 1995a).

На каждой станции отмечена специфика видового состава бентосных диатомей.

Для ст. выше Можайска отмечено повышенное по сравнению с другими станциями содержание в пробе таких видов как *Pseudostaurosira elliptica* (Schum.) Edlund, *Navicula slesvicensis* Grun., *N. capitatoradiata* Germ., *N. rhynchocephala* Kütz., *N. trivialis* L.-B., а также *Tabellaria flocculosa* (Roth) Kütz.. Последний вид не был обнаружен ни на одной другой станции, а в пробах со ст. выше Можайска составлял почти 4% от общей численности диатомовых водорослей.



**Рис. 1.** Таксономический состав диатомового микрофитобентоса р. Москвы.

Для ст. ниже Можайска характерно доминирование таких видов как *Diatoma vulgare* Bory и *F. capucina* Desm., которые составляли 21% и 17% от общей численности соответственно, причем *D. vulgare* Bory не была характерна ни для одной другой точки отбора проб. Также данная станция отличается повышенной численностью *Navicula gregaria* Donkin и *N. lanceolata* (Ag.) Ehr.. Диатомеи *N. gregaria* Donkin и *N. lanceolata* толерантны к органическому загрязнению (Kelly, 1995a), (Kelly, 1995b)).

На ст. выше Звенигорода была отмечена высокая численность в пробе видов *A. pediculus* (Kütz.) Grun., *Karayevia clevei* (Grun.) Round, *A. veneta* Kütz., *Navicula subminuscula* Manguin (два последних вида были не характерны для остальных станций). *A. pediculus* (Kütz.) Grun. хотя и является эвтрофным видом, очень чувствительна к органическому загрязнению (Steinberg, 1988) и высокая численность этого вида указывает на повышение качества воды (Kwandrans, 1998). Также для этой станции отмечена максимальная среди всех других станций численность *N. cryptocephala* Kütz., а эта диатомея является хорошим индикатором β-мезо-олигосапробного уровня загрязнения (Бухтиярова, 1999).

На ст. ниже Звенигорода доминировали виды рода *Cocconeis*, составляя в сумме 27% от общей численности и *F. capucina* Desm. (более 8% от общей численности). Следует отметить высокую численность *Navicula tripunctata* (Müll.) Bory и *N. capitatoradiata* Germ. На данной станции. Повышенная численность *N. tripunctata*, характерна для загрязненных вод (Kwandrans, 1998), однако этот вид толерантен лишь к высокому содержанию биогенных элементов, но не выносит сильного органического загрязнения (Kelly, 1995a).

Ст. Рублево сильно отличалась по видовой структуре от остальных станций в верховьях реки Москвы. На ней доминировали по численности *A. pediculus* (Kütz.) Grun. (более 24% от общей численности) и комплекс *Navicula cincta* (Ehr.) Ralfs - *Navicula cari* Ehr. (последние два родственных вида не были отмечены ни для одной другой станции, а в Рублево они составляли в сумме 21% от общей численности). Высокая численность диатомеи *A. pediculus* (Kütz.) Grun. характерна для чистых вод (Kwandrans, 1998). *N. cincta* (Ehr.) Ralfs является индикатором ксено-олигосапробной зоны самоочищения, что соответствует I классу качества вод (Барина, 2006).

На ст. Дзержинский - первой после черты города Москвы станции отбора проб была отмечена высокая численность *F. capucina* Desm., также в пробах было отмечено высокое содержание видов рода *Planothidium*, которые в сумме составляли 20% от общей численности диатомей. Кроме этого, данную станцию отличает повышенное содержание *Mayamaea agrestis* (Hust.) L.-B., *Pseudostaurosira elliptica* (Schum.) Edlund, *Staurosirella leptostauron*

*var. dubia* (Grunow) Edlund, *Amphora copulata* (Kütz.) Schoeman и *Luticola ventricosa* (Kütz.) Mann, не характерных для остальных станций. В литературе имеются сведения о том, что *P. lanceolatum* (Bréb.) Round характерен для вод, богатых биогенными элементами, а диатомея *M. agrestis* (Hust.) L.-B. – толерантна к органическому загрязнению (Kelly, 1995a).

На ст. Жуковский ни один из таксонов не доминировал по численности, фоновыми видами являлись *C. placentula* Ehr., *F. capucina* Desm., *P. lanceolatum* (Bréb.) Round. Из особенностей станции следует отметить повышенное по сравнению с другими станциями содержание в пробе видов *Ulnaria acus* (Kütz.) Aboal и *U. ulna* (Nitzsch) Compère, которые в сумме составляли 4.6% от общей численности диатомей, и *Gomphonema parvulum* (Kütz.) Kütz.. Также для данной станции был отмечен сравнительно высокий процент *Navicula arvensis* Hust. и *Diatoma moniliforme* Kütz., которые в сумме составляли 3.6% от общей численности и не были характерны ни для одной другой станции. *G. parvulum* (Kütz.) Kütz. – вид, толерантный к органическому загрязнению (Kelly, 1995a) и характерный для загрязненных вод (Kwandrans, 1998).

Очень сильно по видовой структуре от других станций отличалась ст. выше р. Медведки. Для нее было характерно практически полное отсутствие вида *F. capucina* Desm. и абсолютное доминирование в пробе представителей сем. Bacillariaceae. *Nitzschia frustulum* (Kütz.) Grun., *N. palea* (Kütz.) Smith, *N. amphibia* Grun., *N. capitellata* Hust., *N. dissipata* (Kütz.) Grun., *N. linearis* (Ag.) Smith, *N. fruticosa* Hust., *N. sigmoidea* (Nitzsch) Smith, *Bacillaria paxillifera* (Müll.) Mars., *Tryblionella hungarica* (Grun.) Frenguelli и *T. levidensis* Smith в сумме составляли 53% от общей численности диатомей. Преобладание в сообществе диатомей таких видов, как *N. palea* (Kütz.) Smith, *N. frustulum* (Kütz.) Grun., характерно для сильно загрязненных вод (Kwandrans, 1998) (Бухтиярова, 1999), а также что *N. amphibia* Grun., *N. palea* (Kütz.) Smith характерны для грязных вод (Wan Maznah, 2000).

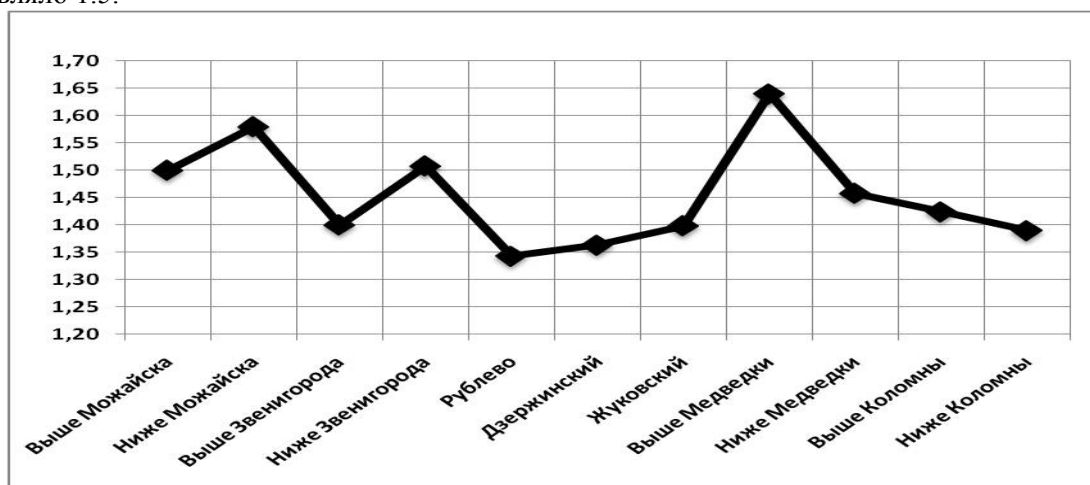
На ст. ниже р. Медведки процент представителей сем. Bacillariaceae был также сравнительно высок (35%), но кроме этого была высока численность и таких видов как *A. pediculus* (Kütz.) Grun. и *F. capucina* Desm. и представителей рода *Planothidium*, которые составляли 7.5%, 6.4% и 16% от общей численности соответственно. Таким образом, на этой станции одинаково многочисленны как виды рода *Nitzschia*, наличие которых свидетельствует о сильном загрязнении (Wan Maznah, 2000), и *P. lanceolatum* (Bréb.) Round, характерный для вод, богатых биогенными элементами (Kelly, 1995a), так и *A. pediculus* (Kütz.) Grun., которая, хотя и является эвтрофным видом, очень чувствительна к органическому загрязнению (Steinberg, 1988), и характерная для чистых вод *F. capucina* Desm. Высокая численность этих видов указывает на повышение качества воды (Kwandrans, 1998).

На ст. выше Коломны в качестве доминирующих были отмечены виды *Surirella brebissonii* Krammer, L.-B. и *S. minuta* Bréb., которые составляли в сумме 13.3% от общей численности диатомей, а на всех станциях отбора проб выше по тракту реки встречались лишь эпизодически. В качестве фоновых были отмечены виды *C. placentula* Ehr., *P. lanceolatum* (Bréb.) Round, *F. capucina* Desm. и *A. pediculus* (Kütz.) Grun. *S. brebissonii* Krammer, L.-B. является индикатором ксеносапробной зоны (Барина, 2006) и характерна для чистых вод (Wan Maznah, 2000). Также только для этой станции был отмечен, хотя и не в очень высокой численности (всего 0.9% от общей) вид *Craticula accomoda* (Hust.) Mann, который, судя по литературным данным, проявляет высокую устойчивость к загрязнению и отвечает качествам полисапробного организма (Бухтиярова, 1999).

На ст. ниже Коломны – последней станции перед устьем р. Москвы была отмечена высокая численность *C. placentula* Ehr. (21% от общей численности), *F. capucina* Desm. (7.9%), а также повышенное содержание видов *N. amphibia* Grun., *N. capitellata* Hust., *N. frustulum* (Kütz.) Grun. (в сумме составляли 19% от общей численности). То есть, с одной стороны на станции обильна бенто-планктонная диатомея-индикатор чистых вод *F. capucina* Desm. (Бухтиярова, 1999; Wan Maznah, 2000), а с другой стороны – *N. amphibia* Grun., *N. frustulum* (Kütz.) Grun., характерные для грязных вод (Wan Maznah, 2000).

По сообществу бентосных диатомовых водорослей была проведена оценка качества воды. Из 154 видов и вариететов, идентифицированных в пробах, 111 являлись показательными для расчета индекса Пантле – Букка в модификации Сладечека (далее – индекса Сладечека), что составляет 72%. По индексу Сладечека воды р. Москвы относятся к I и II классам качества вод – чистые и умеренно-загрязненные воды соответственно. Значения индекса Сладечека по сообществу бентосных диатомей приведены на Рис. 2. Минимальное значение индекса Сладечека было отмечено на ст. Рублево – 1.34 (олигосапробная зона), максимальное – на ст. выше Медведки

– 1.64 (β- мезосапробная зона). Как видно из графика, качество воды в реке ухудшалось ниже черты ряда крупных населенных пунктов (г. Можайска, г. Звенигорода, г. Воскресенска), однако на качество воды в реке не оказывали отрицательного влияния г. Москва и г. Коломна. Индекс Сладечека не выявил различий в загрязненности вод на участках тракта выше и ниже черты г. Москва. Среднее значение индекса Сладечека для реки выше и ниже г. Москва было одинаково и составляло 1.5.



**Рис.2.** Значения индекса Пантле-Букка в модификации Сладечека по сообществу бентосных диатомей для тракта р. Москвы.

#### Список литературы

- Барина С.С., Медведева Л.А., Анисимова О.В. Биоразнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды. - Тель-Авив, Инст. Эволюции Университета Хайфы : Pilies Studio, 2006. - 498 с.
- Бухтиярова Л.Н. Bacillariophyta в биомониторинге речных экосистем. Современное состояние и перспективы использования. // Альгология. - 1999 г. - 3 : Т. 9. - стр. 89-103.
- Сабурова М.А. Пространственное распределение микрофитобентоса песчано-илистой литорали Белого моря. [Дисс. на соискание уч. степени к.б.н.]. - Москва: МГУ им. М.В.Ломоносова : 1995 г.
- Kelly M. G., Whitton B.A. The Trophic Diatom Index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. // Journal of Applied Phycology. - 1995a. - 7. - pp. 433-444.
- Kelly M.G., Penny C.J., Whitton B.A. Comparative performance of benthic diatom indices used to assess river water quality. // Hydrobiologia. - 1995b. - 302. - pp. 179-188.
- Kwandrans J., Eloranta P., Kawecka B., Wojtan K. Use of benthic diatom communities to evaluate water quality in rivers of southern Poland [Journal] // Journal of Applied Phycology. - 1998. - 10. - pp. 193-201.
- Steinberg C., Schiefele S. Biological indication of trophic and pollution of running waters // Wassers-Abwasser Forsch. - 1988. - 21. - pp. 227-234.
- Wan Maznah W. O., Mansor M. Periphytic algal composition in Pinang River Basin, a case study on one of the most polluted rivers in Malaysia // Journal of Bioscience. - 2000. - 11. - pp. 53-67.

### ПРЕСНОВОДНЫЕ БРЮХОНОГИЕ МОЛЛЮСКИ В УСЛОВИЯХ ГОРОДА ИЖЕВСКА

Н.В. Холмогорова, Ю.М. Орлова

Удмуртский государственный университет  
426034 Удмуртская Республика, г. Ижевск, ул. Университетская, 1, корп. 1,  
Россия, nadjaholm@rambler.ru

Город Ижевск, столица Удмуртской Республики, крупный промышленный центр, расположенный в междуречье Камы и Вятки на границе двух подзон лесной зоны: южной тайги и хвойно-широколиственных лесов.

Поверхностные воды города представлены реками, болотами, прудами. Подземные воды выходят на поверхность в виде многочисленных родников и ключей. Основными реками, протекающими через Ижевск, являются Иж, Позимь, Карлутка и Подборенка. Кроме них по территории города протекают Пазелинка, Старковка, Октябринка, верховья р. Чемошурки,

низовья Малиновки и ряд небольших ручьев. Все реки города подвержены прямому и косвенному загрязнению (Стурман, 1998).

В городской среде проблема загрязнения окружающей среды проявляется особенно остро. Для оценки степени трансформации среды сегодня широко используют методы биоиндикации. По комплексу критериев (быстрый рост, высокая численность и биомасса, разная чувствительность видов к загрязнению) моллюсков можно отнести к биоиндикаторам, чутко отражающим все изменения водной среды (Куранова, 2009). Но для того, чтобы приступить к биоиндикации, необходимо обладать информацией о видовом составе малакофауны и приуроченности видов к определенным биотопам.

В связи с этим, целью нашей работы было изучение качественных и количественных характеристик пресноводных брюхоногих моллюсков в различных водных объектах г. Ижевска.

Авторы выражают благодарность Е.В. Шиляевой, В.В. Чибышевой и А.С. Абашевой за предоставленные сборы моллюсков, а также – глубокую признательность куратору малакологической коллекции Зоомузея ИЭРиЖ УрО РАН М.Е. Гребенникову, к.б.н., доценту (ОмГПУ) М.В. Винарскому, к.б.н., доценту (ОмГПУ) Е.А. Лазуткиной за помощь в определении таксономической принадлежности моллюсков.

Материалом для данной работы послужили сборы водных брюхоногих моллюсков, выполненные в 2005-2011 гг. в г. Ижевске и прилегающих территориях. Сборы проводились при помощи гидробиологического скребка в прибрежной зоне водоемов среди зарослей макрофитов и на открытых участках литорали. В родниках моллюсков исследовали в эукренали и гипокренали, чаще ручным сбором с определенной площади. Промывали пробы через гидробиологическое сито. Моллюски фиксировались 96% спиртом, который через сутки заменяли на 70% (Жадин, 1960; Определитель..., 2004).

При определении моллюсков использованы таблицы Я.И. Старобогатова (2004) и ключи И.М. Хохуткина с соавторами (2009).

Рассчитывали плотность ( $N$ , экз/м<sup>2</sup>) и биомассу моллюсков ( $B$ , г/м<sup>2</sup>). Для оценки воздействия абиотических факторов на количественные показатели моллюсков вычисляли коэффициент ранговой корреляции Спирмена с использованием пакета программ STATISTICA 6.0 ® for Windows. Предварительную обработку данных проводили в табличном процессоре Microsoft ® EXCEL 2003.

По предварительным данным на территории Ижевска и его окрестностей зарегистрировано 30 видов пресноводных брюхоногих моллюсков из 4 отрядов и 9 семейств (табл.).

Пруды. Сборы брюхоногих моллюсков проводились на Ижевском (длина – 11.4 км, наибольшая ширина – 2.5 км, средняя глубина – 3.5 м, площадь водного зеркала – 24 км<sup>2</sup>, объем – 76.3 млн. м<sup>3</sup> (Рысин, 2000)) и Чемошурском прудах (длина  $\approx$  1 км, средняя ширина 0.1- 0.2 км, площадь зеркала  $\approx$  15 га, средняя глубина 1,5 м.).

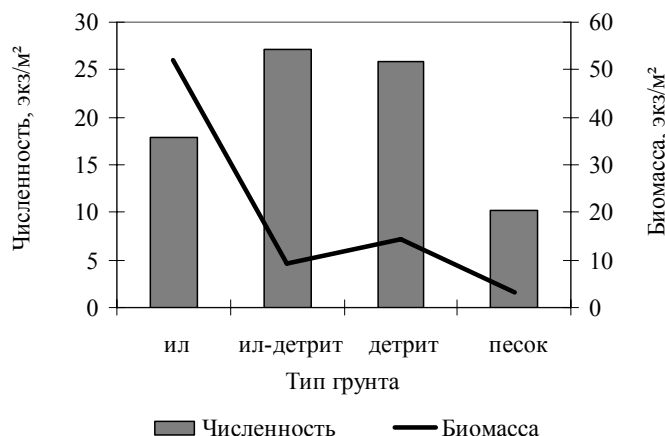
Всего на двух прудах зарегистрировано 20 видов брюхоногих моллюсков из 4 отрядов и 9 семейств. Максимальное количество видов (18) обитает в верховьях Ижевского пруда, где антропогенное воздействие ограничено рекреацией и бытовыми стоками дачных поселков. Средняя плотность брюхоногих моллюсков составляла здесь 23.4 экз/м<sup>2</sup>, средняя биомасса – 4.2 г/м<sup>2</sup>. В средней части пруда отмечено всего два вида – *Lymnaea stagnalis* и *Cincinna pulchella*. В приплотинной части Ижевского водохранилища в литорали встречался лишь один вид – *Lymnaea stagnalis*.

В акватории Чемошурского пруда нами зарегистрировано 4 вида моллюсков: *Lymnaea fragilis*, *Anisus albus*, *Bithynia tentaculata* и *Cincinna sp.* Средняя плотность гастропод составляла 22.4 экз/м<sup>2</sup>, средняя биомасса – 23.7 г/м<sup>2</sup>. В 2001 году Б.Г. Котегов отмечал присутствие *L. stagnalis* и *L. auricularia* (Котегов, 2002).

По количественным показателям в прудах доминировали представители семейства Planorbidae (48.7% численности и 47.7% биомассы), менее развиты представители семейства Lymnaeidae (23.5% численности и 25.6% биомассы). Как видно из рисунка 1, максимальная численность брюхоногих моллюсков в прудах отмечается на илисто-детритных и детритных грунтах. Источником детрита служат макрофиты, которые в свою очередь являются благоприятным местообитанием и источником пищи для гастропод.

Максимальная биомасса отмечалась на илистых грунтах (рис.1.), где обычно обитают живородки вида *Contectiana listeri*.



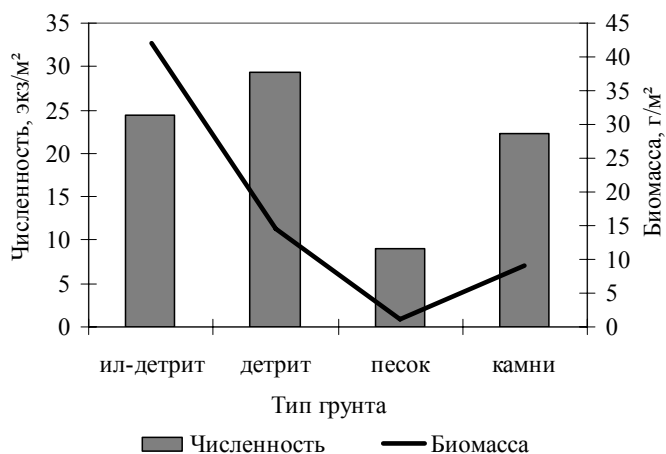


**Рис. 1.** Численность и биомасса брюхоногих моллюсков в прудах на разных типах грунта

**Реки.** В реках города Ижевска отмечено 24 вида брюхоногих моллюсков из 4 отрядов и 9 семейств (табл.). Максимальное количество брюхоногих отмечено на реках Малиновка (9 видов) и Позимь (9 видов). На других реках Карлутка, Пазелинка, Иж – от 8 до 3 видов. Минимальным видовым богатством отличается река Иж ниже плотины Ижевского пруда, на разных створах отмечалось от 0 до 3 видов брюхоногих моллюсков. Резкое сокращение видового богатства на данном участке реки объясняется экстремальным загрязнением водотока нефтепродуктами и тяжелыми металлами.

Основу численности и биомассы малакофауны рек составляли прудовики: 29.4% и 38.2 % соответственно. Меньше развиты представители семейства катушек 17.8% численности и 13.2% биомассы. Также значительной биомассы достигали живородки 19.9% биомассы. В реках, как и в стоячих водах, наиболее продуктивными были детритные и илисто-детритные грунты (рис.2.). Каменистые субстраты, обнажающиеся в реках на стрежне, также благоприятны для развития гастропод, преимущественно семейства Lymnaeidae.

**Родники.** В Ижевске около трехсот родников, 62 из них находятся на контроле в Центре государственного санитарно-эпидемиологического надзора в г. Ижевске (ЦГСЭН) (Природа Ижевска., 1998). Для родниковых вод характерно присутствие в довольно высоких количествах хлор-иона (50-100, в отдельных случаях до 200 мг/дм³), сульфат-иона (40-90 мг/ дм³) и очень низкое содержание фтора - 0.1-0.2 мг/ дм³. Родники загрязнены нитратами (от 10 до 40 мг/дм³) (Природа..., 1998).



**Рис. 2.** Численность и биомасса брюхоногих моллюсков на разных типах речных грунтов

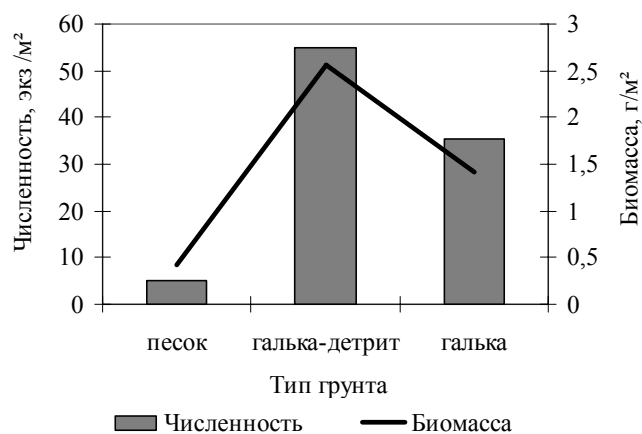
Брюхоногие моллюски встречались не во всех родниках г. Ижевска, они были представлены преимущественно амфибийными и наземными видами: сем. Gastrodontoidea – *Zonitoides nitidus*; сем. Succineidae – *Succinea putris*; сем. Bradybaenidae – *Fruticicola fruticum*; сем. Valloniidae – *Vallonia costata*; сем. Cochlicopidae – *Cochlicopa nitens*.

Таблица. Таксономический список пресноводных брюхоногих моллюсков г. Ижевска

№	Биотоп Таксон	Пруды	Реки	Родники
Класс Gastropoda				
П/класс Pulmonata				
Отряд Succineiformes				
Сем. Succineidae				
1.	<i>Succinea putris</i> (Linnaeus, 1758)	**	*	**
2.	<i>Oxyloma</i> Westerlund, 1885		*	
Отряд Lymnaeiformes				
Сем. Lymnaeidae				
3.	<i>Lymnaea (Peregriana) sp.</i> Servain, 1881		**	*
4.	<i>Lymnaea auricularia</i> (Linnaeus, 1758)	**		
5.	<i>Lymnaea stagnalis</i> (Linnaeus, 1758)	**		
6.	<i>Lymnaea fragilis</i> (Linnaeus, 1758)	***	*	
7.	<i>Lymnaea balthica</i> (Linnaeus, 1758)	*	**	
8.	<i>Lymnaea intermedia</i> Lamarck, 1822		*	
9.	<i>Lymnaea ovata</i> (Draparnaud, 1805)	*	*	
10.	<i>Lymnaea truncatula</i> (Muller, 1774)			*
Сем. Acroloxidae				
11.	<i>Acroloxus lacustris</i> (Linnaeus, 1758)	*	*	
Сем. Planorbidae				
12.	<i>Anisus sp.</i> Studer, 1820			
13.	<i>Anisus albus</i> (Muller, 1774)			
14.	<i>Anisus vortex</i> (Linnaeus, 1758)	***	*	*
15.	<i>Anisus acronicus</i> (Ferrusac, 1807)	*	**	*
16.	<i>Anisus contortus</i> (Linnaeus, 1758)	**	**	
17.	<i>Armiger crista</i> (Linnaeus, 1758)	**		
18.	<i>Planorbis planorbis</i> (Linnaeus, 1758)	***	**	
19.	<i>Planorbis carinatus</i> (Linnaeus, 1758)		*	
Сем. Bulinidae				
20.	<i>Planorbarius corneus</i> (Linnaeus, 1758)	***	**	
21.	<i>Planorbarius adelosius</i> (Bourguignat, 1859)	***	*	
22.	<i>Planorbarius purpura</i> (Muller, 1774)		*	
Сем. Physidae				
23.	<i>Physa adversa</i> (Da Costa, 1778)	**	***	*
24.	<i>Aplexa hypnorum</i> (Linnaeus, 1758)	*		
П/класс Pectinibrachia				
Отряд Vivipariformes				
Сем. Valvatidae				
25.	<i>Cincinna pulchella</i> (Studer, 1820)	*	*	
26.	<i>Cincinna sp.</i> Ferrussac, 1821	*	**	
Сем. Viviparidae				
27.	<i>Contectiana listeri</i> (Forbes et Hanley)	**	**	
Отряд Rissoiformes				
Сем. Bithyniidae				
28.	<i>Bithynia decipiens</i> (Millet, 1843)	**	**	
29.	<i>Bithynia tentaculata</i> (Linnaeus, 1758)		**	
30.	<i>Boreoelona sibirica</i> (Westerlund, 1886)		*	
31.	<i>Opisthorchophorus sp.</i> Beriozkina, Levina et Starobogatov in Anistratenko et Stadnichenko, 1995		*	

Наземные виды встречаются в родниках и родниковых ручьях так, как из всех водоемов они в наибольшей степени связаны с наземной экосистемой.

Из типичных представителей пресноводных брюхоногих отмечено пять видов из семейств Lymnaeidae, Planorbidae и Physidae (табл.). В родниках и родниковых ручьях города Ижевска максимальные количественные показатели гастропод отмечались на галечно-детритных и галечных грунтах (рис.3.), в силу того, что данные грунты обеспечивают моллюскам стабильную опору и постоянное присутствие пищи в виде обрастаний.



**Рис. 3.** Численность и биомасса пресноводных брюхоногих моллюсков на разных типах родниковых грунтов

Минимальным развитием брюхоногих моллюсков на всех исследуемых водоемах и водотоках отличаются нестабильные песчаные грунты, что еще раз подтверждает исследования классика отечественной гидробиологии В.И. Жадина (1950) (рис.1-3).

Проведенный корреляционный анализ показал зависимость числа видов брюхоногих моллюсков от общего проективного покрытия макрофитов ( $r_s = 0.63$ ,  $n = 44$ ,  $p < 0.001$ ). На водных растениях живет большинство легочных моллюсков (Жадин, 1950). Кроме того выявлена слабая положительная корреляция между числом видов брюхоногих моллюсков и температурой воды ( $r_s = 0.44$ ,  $n = 44$ ,  $p < 0.01$ ).

**Заключение/** На территории города Ижевска и его окрестностях отмечено 30 видов пресноводных брюхоногих моллюсков из 4 отрядов и 9 семейств. В прудах зарегистрировано 20 видов, в реках – 24 вида, в родниках – 5 видов гастропод. По числу видов доминируют семейства прудовиков (8 видов) и катушек (8 видов), по количественным показателям – прудовики, катушки и живородки. Изучено распределение моллюсков на разных грунтах, проведен корреляционный анализ данных. Работа по данной теме продолжается.

#### Список литературы

- Жадин, В.И. Методы гидробиологического исследования. М.: Высш. шк., 1960. 189 с.
- Жизнь пресных вод СССР. Т. 3. / АН СССР ; под ред. В.И. Жадина. – М.; Л. : Наука, 1950. – 910 с.
- Котегов Б.Г. Морфобиологические особенности плотвы *Rutilus rutilus* (L.) в антропогенных водах Удмуртии: дис. ... канд. биол. наук. Ижевск, 2002.
- Куранова, А.П. Перспективы использования малакофауны в биоиндикации состояния водных экосистем: автореф. дис. ... канд. биол. наук. Ульяновск, 2009. 22 с.
- Хохуткин И.М., Винарский М.В., Гребенников М.Е.. Моллюски Урала и прилегающих территорий. Семейство Прудовиковые Lymnaeidae (Gastropoda, Pulmonata, Lymnaeiformes). Ч.1. Екатеринбург: Гощицкий, 2009. 162 с.
- Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий. Т. 6. Моллюски, Полихеты, Немертины. / под ред. С. Я. Цололихина. – СПб. : Наука, 2004. 528 с.
- Стурман В.И. Состояние окружающей среды / Природа Ижевска и его окрестностей: Сб. статей. Ижевск: Удмуртия, 1998. 223-239 с.

## ВОЗМОЖНОЕ ВЛИЯНИЕ ФИТОЦЕНОЗОВ ЦИМЛЯНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА НА ТОКСИЧНОСТЬ ВОДЫ

Т.А. Хоружая<sup>1,2</sup>, Н.А. Мартышева<sup>2</sup>

<sup>1</sup> ИВП РАН Южный отдел, 344090, г. Ростов-на-Дону, ул. Стачки, 198, Россия

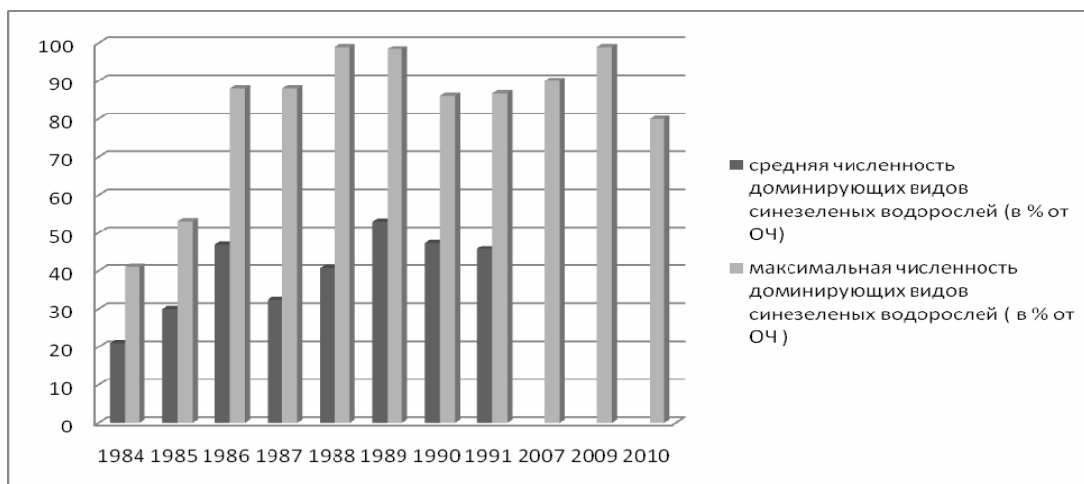
<sup>2</sup> ГУ Гидрохимический институт

344090, г. Ростов-на-Дону, ул. Стачки, 198 Россия, natalia\_ghi@mail.ru

Одной из глобальных экологических проблем в настоящее время стало «цветение» воды водохранилищ. На одном из крупнейших водохранилищ юга России Цимлянском «цветение» наблюдается практически ежегодно (Пресноводные экосистемы ..., 1999). Оно характеризуется массовым развитием фитопланктона вследствие эвтрофирования – повышения биологической продуктивности в результате накопления биогенных веществ: соединений азота, фосфора, кремния, железа и некоторых микроэлементов (Мартышева Н.А, 2010).

Цимлянское водохранилище является важнейшим звеном технической водохозяйственной схемы бассейна Дона, осуществляет многолетнее компенсационное регулирование стока реки Дон, чем обеспечивается нормальная водность Нижнего Дона и поддерживаются условия судоходства на Волго-Донском канале, нормальной работы водозаборных сооружений для хозяйственно-питьевого, сельскохозяйственного водоснабжения и рыбного хозяйства. Водохранилище обеспечивает выработку электроэнергии Новочеркасской ГРЭС и Цимлянской ГЭС, используется для рекреации. «Цветение» затрудняет народно-хозяйственное использование водохранилища в том числе как источника питьевого водоснабжения.

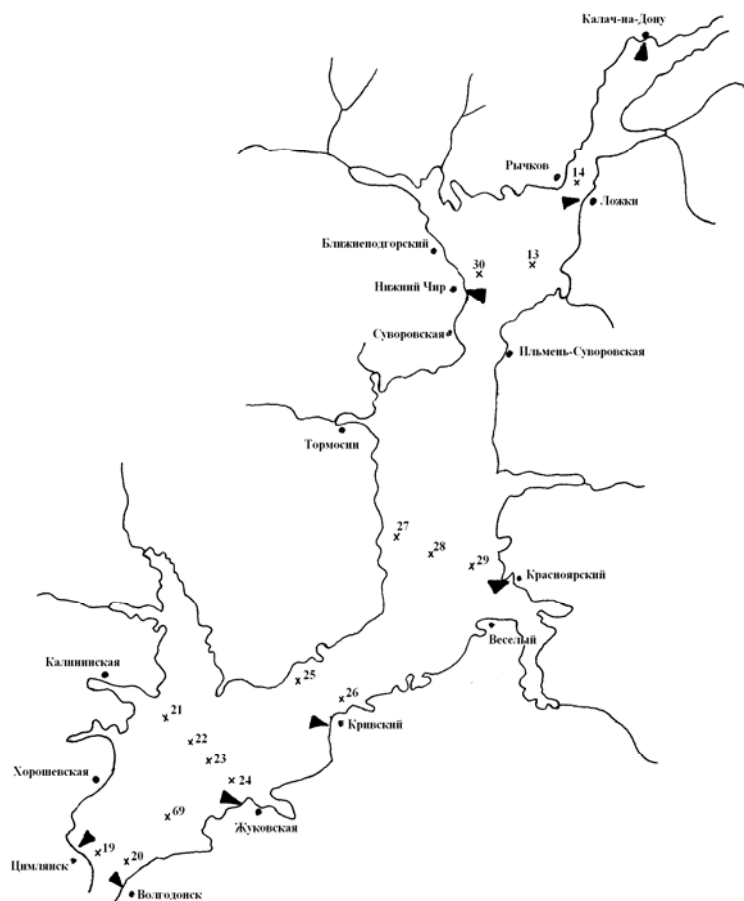
Анализ данных наблюдений сети Росгидромета, проведенный нами за период 1984-1991 гг. и собственных экспедиционных исследований на Цимлянском водохранилище (2007, 2009, 2010 гг.) по гидробиологическим показателям показал, наличие двух «волн» цветения: первая волна весеннее цветение диатомовыми водорослями, вторая – летне-осеннее – цветение синезелеными. С начала лета и до конца осени наблюдается интенсивное развитие таких видов сине-зеленых водорослей, как *Aphanizomenon flos-aquae*, *Microcystis aeruginosa*, *Oscillatoria limnetica*, *Anabaena flos-aquae*. Эти водоросли доминируют в альгоценозе, составляя в среднем 50% от общей численности, а в период максимального развития достигают до 100% (рис. 1)



**Рис. 1.** Развитие синезеленых водорослей в Цимлянском водохранилище (1984-2010 гг.)

Доминирующие виды синезеленых, как известно, способны образовывать фитотоксины, которые при отмирании клеток выделяются в воду (Кирпенко Ю.А, 1977; Никаноров А.М., 2010).

Максимальные значения биомассы синезеленых регистрируются обычно в пунктах х. Красноярский (вертикаль 28) (рис 2) и с. Жуковское (вертикаль 23). На этих пунктах, а также на пунктах пгт Нижний Чир, г.Волгодонск отмечена наибольшая доля токсичных видов водорослей (более 50%).



**Рис. 2.** Карта-схема расположения пунктов и вертикалей наблюдений на Цимлянском водохранилище ( ▼ – пункт наблюдений, \* - вертикали)

Общую интегральную оценку токсичности природной воды, обусловленную присутствием различных химических соединений, позволяет получить методология биотестирования. Исследования по биотестированию острого токсического действия (ОТД) и хронического токсического действия (ХТД) природной воды Цимлянского водохранилища проводятся нами с 90-х годов прошлого столетия (Водная экосистема, 2006). В 1990 г вода в большинстве случаев не оказывала ОТД на выживаемость дафний. Только в одной пробе - у пгт. Нижний Чир показатель был несколько ниже контроля (на 15% ) что можно оценить как подострую токсичность воды. ХТД, выражающееся в существенной стимуляции плодовитости (в 2-2,5 раза), выявлено в 3 из 13-ти проанализированных проб (с. Жуковское, х. Ложки, ниже х. Ложки). Лишь в одной пробе (с. Суворовское) плодовитость была снижена. Стимуляция плодовитости свидетельствует о наличии органического загрязнения воды.

В 2006-2007 гг. все пробы воды, отобранные нами в июле в экспедициях на нижнем участке водохранилища (в пунктах и на вертикалях наблюдений ГСН Росгидромета, у городов Волгодонск, Цимлянск, с.Жуковское), были токсичными. В целом по результатам биотестирования с использованием трех тест-объектов (рачка *Daphnia magna*, инфузории *Paramecium caudatum*, коловратки *Brachionus calyciflorus*, согласно (РД 52 24-566-1994) действие воды с вертикалей 69 и 20 можно квалифицировать как оказывающее подострое токсическое действие, действие воды вертикалей №№ 19, 23, 24 - как оказывающее острое токсическое действие (Бакаева Е.Н., 2009). Пробы донных отложений не оказывали токсического действия на хирономид, за исключением пробы у г. Цимлянска (в 2006 г), где выявлено хроническое действие. Токсическое действие вод, вероятно, можно связать с «цветением» сине-зеленых водорослей.

При биотестировании на дафниях водных вытяжек донных отложений, отобранных в экспедиции ИВП РАН в июле 2006 г, токсичность обнаружена нами только в одной пробе, взятой у с.Жуковское (эксперименты поставлены согласно (РД 52 24-566-1994). В этой же пробе при химическом анализе обнаружено значительное загрязнение донных отложений ПАУ

(бензантраценом), хотя вряд ли это загрязнение жирорастворимыми компонентами могло стать причиной токсического действия.

Наряду с результатами научных исследований токсические свойства воды при биотестировании регистрируются и ходе мониторинга, осуществляемого ФГУ Управления водными ресурсами Цимлянского водохранилища. Так, при биотестировании на инфузориях (согласно методикам, действующим в системе мониторинга МПР РФ) отмечена «умеренная токсичность» воды в районе пгт Нижний Чир, х. Красноярский, г.Волгодонск, притоках реках Мышкова, Кумшак (Государственный доклад..., 2004). В 2002 г у г.Калач-на-Дону зарегистрировано три случая токсичности: в январе, феврале и в сентябре; в створе водозабора г. Волгодонска – один случай, в августе; в створе очистных сооружений с. Хорошевская – один случай в июне; у х.Красноярский – один случай, в сентябре, вертикаль 19; у пгт Нижний Чир – один случай, на вертикали 13 в придонном горизонте, также в сентябре. Специалисты ФГУ УВРЦВ связывают появление токсических свойств воды с загрязнением: нефтепродуктами (норматив ПДК превышен в 2,4-3,2 раза), соединениями меди (норматив ПДК превышен в 8-17 раз). Не исключая эту возможность, следует подчеркнуть, что в связи с комплексным характером загрязнения водохранилища, в том числе органическими веществами, высокой минерализацией и поступлением в приточные реки хозяйственных сточных вод, металлы вряд ли могли оказать токсическое действие на тест-объекты. Не прослеживается и влияние сезонности. Скорее всего, причины токсичности воды в этих токсикологических экспериментах были разными: зимой из-за снижения самоочищающей способности в экосистеме водохранилища, летом из-за «цветения» токсичных видов водорослей. Нельзя исключить и весеннего поступления с водосбора сельскохозяйственных ядохимикатов, особенно стойких и долго присутствующих в окружающей среде.

Таким образом, согласно представленной информации, токсичные свойства воды практически на всех створах Цимлянского водохранилища и притоков периодически обнаруживали при биотестировании как в научных исследованиях, так и в мониторинге. Наиболее вероятно, что токсичность природной воды обусловлена токсинами синезеленых водорослей (микроцистами, аноксинами и др.). Можно предполагать и вклад антропогенного загрязнения, хотя общая загрязненность остается на низком уровне (Ежегодники. Качество поверхностных вод ..., 2003-2005).

#### Список литературы

- Бакаева Е.Н., Черникова Г.Г. Современная эколого-токсикологическая ситуация в отдельных створах Цимлянского водохранилища//Материалы конференции «Экология, Экономика. Информатика » 8-13 сентября 2009г. Дюро. Ростов-на-Дону: Изд-во : «ЦВВР». 2009, С.93-95.
- Водная экосистема Нижнего Дона: многолетние изменения качества воды. – СПб., Гидрометеиздат, 2006, 307 с.
- Государственный доклад “О состоянии окружающей среды и природных ресурсов Ростовской области в 2003 г./Экологический вестник Дона. - Ростов-на-Дону, Администрация РО, Комитет по охране окружающей среды и природных ресурсов Администрации РО, 2004, 262 с.
- Ежегодники. Качество поверхностных вод Российской Федерации. – СПб, Гидрометеиздат, 2003-2005 гг.
- Кирпенко Ю.А., Сиренко Л.А., Орловский В.М. Лукина Л.Ф. Токсины синезеленых водорослей и организм животного. Киев: «Наукова думка», 1977, 252 с.
- Мартышева Н.А., Хоружая Т.А., Флик Е.А. Тенденции многолетних изменений концентраций биогенных элементов в Цимлянском водохранилище /Современное состояние водных биоресурсов и экосистем морских и пресных вод: проблемы и пути решения. Материалы международной научной конференции, посвященной 100-летию со дня рождения Г.В. Никольского - г. Ростов-на-Дону: ФГУП АЗНИИРХ, 2010, С.220-223.
- Никаноров А.М., Хоружая Т.А., Минина Л.И., Мартышева Н.А. Опасность "цветения" Цимлянского водохранилища /<http://zhurnal.ape.relarn.ru/articles/2010/012.pdf>
- Пресноводные экосистемы в условиях антропогенного эвтрофирования. Гидрохимические материалы. Т. СХІУ. – СПб.: Гидрометеиздат, 1999, 265 с.
- Р 52.24.566-94. Рекомендации. Методы токсикологической оценки загрязнения пресноводных экосистем. - М.: Федеральная служба России по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды, 1994, 129 с.

## СООБЩЕСТВО ХИРОНОМИД (DIPTERA, CHIRONOMIDAE) ПРУДА ИСАКОВСКОГО Г. КАЛИНИНГРАДА И ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДОЕМА

Т.А. Червоткина, Н.В. Винокурова

Балтийский Федеральный Университет имени Иммануила Канта,  
236040, г. Калининград, ул. Университетская, 2  
E-mail: tanyashev09@mail.ru, aidaspost@mail.ru

В последние десятилетия одной из наиболее актуальных проблем человечества, вследствие усиления процессов урбанизации, является проблема загрязнения окружающей среды, при этом одним из наиболее опасных можно назвать процесс загрязнения поверхностных и питьевых вод. В результате поступления большого количества загрязнителей в водные экосистемы в них уменьшаются видовое разнообразие и способность экосистем к самоочищению, вследствие чего происходит их постепенная деградация. Повсеместность распространения, экологическая пластичность и массовость хирономид (Diptera, Chironomidae) делают их одним из наиболее удобных объектов для биоиндикации.

В ходе данного исследования проводилось изучение эколого-фаунистических особенностей популяций личинок хирономид пруда Исаковского города Калининграда. Сбор личинок хирономид проводился в литоральной зоне в пр. Исаковском в июне-июле 2009 г., а также в мае 2010 г. на 10 точках по стандартной методике (Ахроров, 1982; Методические рекомендации..., 1984). Материал фиксировался в спирто-уксусной смеси (3:1) (Кикнадзе и др., 1991). Кариологические препараты слюнных желёз готовились по ацето-орсеиновой методике. Морфологические препараты готовились в смеси глицерин-желатин (1:1) (Кикнадзе и др., 1991). Комплексная видовая идентификация производилась по морфологическим и кариологическим признакам. Всего было исследовано около 600 личинок. Оценка параметров видового разнообразия хирономид производилась с использованием соответствующих индексов (Шитиков, 2005).

Пруд Исаковский вытянут с севера на юг и имеет площадь зеркальной поверхности 0.62 км<sup>2</sup>. Водоем был создан в результате запруды на р. Гурьевке. От пруда к р. Преголе на юге отходит водный сток. На севере впадает река Гурьевка, приемник большого количества сточных вод от втекающих в нее коллекторов и мелиоративных каналов. Пруд обладает слабым течением, основное питание получает за счет реки, а также атмосферных осадков, приводящих к смыву органики с берега. Водоем в настоящее время заболачивается и теряет свою рыбохозяйственную значимость. Донные отложения пруда представлены песчано-галечными и глинистыми грунтами с наилком, а также темным илом с большим количеством растительных остатков. Сельскохозяйственная и рекреационная деятельность, приводящая к поступлению в водоем сточных вод, насыщенных биогенными веществами, является причиной прогрессирования процессов эвтрофирования водоёма.

Среди всех исследованных популяций хирономид в водоеме можно выделить 4 комплекса в зависимости от их биотопической приуроченности: литопсаммофильный комплекс (типичные обитатели песчано-галечных грунтов) – 5 видов (*Limnochironomus nervosus*, *Ch. (Chironomus) muratensis*, *Ch. obtusidens*, *Polypedilum tetracrenatum*, *C. (Camptochironomus) pallidivittatus*), фитофильный – 5 видов (*E. (Endochironomus) albipennis*, *E. tendens*, *Cricotopus* sp., *Pentapedilum sordens*, *G. (Glyptotendipes) manciunianus*), пелофильный – 3 вида (*Ch. plumosus*, *C. tentans*, *Ch. annularius*), а также эвритопный, представленный 2-мя видами, толерантными к различным грунтам – *G. glaucus* и *G. paripes*. Преобладание по числу таксонов наряду с литопсаммофильным, фитофильного комплекса, объясняется благоприятными аэробными условиями в зарослях макрофитов.

Параметры видового разнообразия хирономид имели некоторые сезонные отличия. В июне 2009 г. в пруду отмечалось наибольшее количество видов (16), индекс видового богатства Маргалефа при этом составил 2.60 (табл.). При этом значения индекса видового разнообразия Шеннона по численности (2.68) и индекса доминирования Симпсона (0.25) свидетельствовали о высоком разнообразии видов и достаточной выровненности сообщества при наличии доминанта: *G. glaucus* (индекс доминирования Паляя-Ковнацки составил 38.86). Средние значения численности и биомассы летом составили 107.3 э/м<sup>2</sup> и 1.14 г/м<sup>2</sup> соответственно. В мае 2010 г. было обнаружено 9 видов при значении индекса Маргалефа, равном 1.42. Индекс Шеннона также был низким (1.55), а индекс доминирования Симпсона – достаточно высоким (0.56), что объясняется небольшим количеством видов и высокой степенью доминирования *G. glaucus* (73.7). При этом

средние значения численности и биомассы хирономид весной оставались высокими (144.3 экз/м<sup>2</sup> и 1.19 г/м<sup>2</sup>). Значение хирономидного индекса Балускиной (6.3 летом и 4.38 весной) характеризует пруд как «умеренно загрязнённый» (табл.). В целом за весь период исследования в пруду встречались в основном β-мезосапробы при некотором количестве α-мезосапробных видов, однако распространение олиготрофа – представителя п/сем. *Ortocladiinae* (*Cricotopus sp.*) по всему водоему свидетельствует о высокой степени самоочищения и проточности пруда.

**Таблица.** Количественные характеристики популяций хирономид в пр. Исаковском в 2009 – 2010 гг.

Показатели	Дата сбора	
	06.- 07. 2009 г.	05. 2010 г.
Температура воды (°C)	15	13
pH воды	6.7	6.8
Прозрачность воды	35	40
Число видов (n)	16	9
Средняя численность, экз/м <sup>2</sup>	107.29	144.30
Средняя биомасса, г/м <sup>2</sup>	1.14	1.19
Индекс Шеннона (H), бит/экз	2.68	1.55
Индекс Симпсона (C)	0.25	0.56
Индекс Маргалефа (d)	2.60	1.42
Индекс Балускиной (K)	6.3	4.38

Таким образом, средние характеристики обилия популяция личинок хирономид пруда оказались достаточно высокими, что связано с доминированием некоторых видов на отдельных участках, особенно в мае 2010 г. Основной причиной колебания численности и биомассы хирономид является смена фаз биологических циклов, т.е. особенности генерации различных видов личинок хирономид в Исаковском пруду.

Низкое видовое богатство хирономид в пр. Исаковском в весенний сезон, по сравнению с летним, также объясняется особенностями фенологии хирономид. Так, весной (начало мая) происходит наиболее массовый вылет первой генерации, при этом к моменту сбора произошел вылет особей большинства видов, в частности, виды наиболее многочисленного р. *Chironomus* (Шилова, 1976). Вылет второй, менее многочисленной генерации, происходит в июле-августе. Однако вылетают особи не всех видов - часть популяций многих полициклических видов остается (например, виды родов *Chironomus* и *Camptochironomus*). Отсутствие в летней выборке моноциклического вида *Parachironomus kuzini* объясняется тем, что к моменту сбора личинок его вылет уже произошел (в мае). При этом личинки данного вида были обнаружены нами весной в апреле - начале мая 2010 г.

В пр. Исаковском отмечались также сезонные изменения количественных характеристик в онтогенезе хирономид. В летний сезон 2009 г. встречались в основном небольшие по длине тела личинки II-V возрастной стадии. Это объясняется тем, что в этот период (конец июня – начало июля) в сообществе преобладали молодые особи, появившиеся после вылета I генерации, то есть формировалось новое поколение моноциклических видов. При этом уже в начале мая 2010 г. в пр. Исаковском преобладали преимущественно более мелкие особи IV-V возрастной стадии, что может свидетельствовать о вылете большинства хирономид и начале формирования нового поколения.

Таким образом, несмотря на явную подверженность водоема негативному антропогенному воздействию, что местами приводит к заиливанию пруда и зарастанию, пр. Исаковский обладает сравнительно неплохими показателями видового разнообразия, что, по-видимому, обусловлено большой площадью водоема и сбалансированными процессами самоочищения. Однако, полученные данные по видовому богатству хирономид имели сезонную динамику, поэтому для наиболее достоверной оценки качества воды в водоеме в зависимости от популяционных характеристик хирономид необходимо проведение периодических исследований для получения



более точных усредненных данных и оценки динамики показателей во времени. Результаты данного исследования подтверждают индикаторную значимость данной группы гетеротопных организмов и также могут быть использованы для выявления общих закономерностей сезонной и годовой динамики популяций хирономид водоемов г. Калининграда. Мониторинг состояния озёр и прудов г. Калининграда как особых антропогенных экосистем имеет важнейшее значение для оценки их текущего состояния и прогнозирования дальнейшего развития в городской среде.

#### Список литературы

- Ахроров Ф. Методическое пособие по изучению хирономид – Душанбе: «Дониш», 1982 – 83 с.  
Кикнадзе И.И., Шилова А.И., Керкис И.С. и др. Кариотипы и морфология личинок трибы Chironomini. Атлас – Новосибирск: Наука. Сиб. отд-ние, 1991 – 115 с.  
Методические рекомендации по сбору и обработки материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоёмах. Зообентос и его продукция./ Под ред. Г.Г. Винберга и Г.М. Лаврентьева. Л.: ГосНИОРХ, 1984 – 52 с.  
Шилова А.И. Хирономиды Рыбинского водохранилища. – Л.: Издательство «Наука», 1976. – 251 с.  
Шитиков В.К. Количественная гидроэкология: методы, критерии, решения: в 2 кн./ Ин-т экологии Волжск. Бассейна. – М.: Наука, 2005. – Кн.1. – 2005. – 281 с.

### СТРУКТУРНЫЕ И ФУНКЦИОНАЛЬНЫЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ ЗООПЛАНКТОНА И ЗООБЕНТОСА ОЗЕРА БОЛЬШОЙ ВУДЬЯВР (МУРМАНСКАЯ ОБЛАСТЬ)

А.А. Черепанов, О.И. Вандыш, С.А. Валькова

*Институт проблем промышленной экологии Севера КНЦ РАН, Россия, [ww.acher05@inbox.ru](mailto:ww.acher05@inbox.ru)*

**Введение.** Важнейшей средой миграции химических элементов являются природные воды, вследствие чего водные объекты оказываются приемниками всех типов загрязняющих веществ, поступающих с площадок горнотехнических работ (Кашулин и др., 2008). Современная динамика формирования качества вод и развития биоты пресноводных экосистем Арктики имеет ряд особенностей, обусловленные специфическими природными условиями и многофакторным антропогенным воздействием, имеющими как глобальный, так и региональный характер. Кольский полуостров является одним из наиболее индустриально развитых регионов, расположенных за Полярным кругом. Природные комплексы, находящиеся в зоне влияния промышленных предприятий испытывают мощную техногенную нагрузку, вызывающую их деградацию на всех уровнях организации (Кашулин и др., 2008).

**Материал и методы исследования.** В качестве объекта исследования было выбрано озеро Большой Вудъявр. Выбор обусловлен наличием долговременной и многофакторной нагрузки на водоем. Основными загрязнителями для данного водоема являются рудники и обогатительные фабрики ОАО «Апатит», ТЭЦ и бытовые отходы. Со сточными водами ОАО «Апатит» и ГУП «Апатитводоканал» поступают соединения азота, органические и взвешенные вещества, фосфаты, нефтепродукты. В процессе добычи и обогащения апатит-нефелиновой руды природные воды загрязняются фторидами. Приоритетными загрязняющими веществами являются также катионы металлов (медь, никель, стронций, алюминий), биогенные азот- и фосфорсодержащие вещества. Гидробиологические исследования на озере проводятся с 2006 г., в рамках оценки влияния ОАО «Апатит» на водную экосистему (Каныгина, 1939; Кашулин и др., 1999; Кашулин и др., 2008).

Оз. Б. Вудъявр является самым крупным внутренним водоемом Хибин, с площадью водного зеркала 3.9 км<sup>2</sup>. Средняя глубина в озере составляет 19.7 м, максимальная – 38.6 м. Озеро занимает впадину среди окружающих его гор в зоне северной тайги. Относится к классу небольших озер, площадь которых не превышает 10 км<sup>2</sup>. Питание смешанное, осуществляется в основном за счет поверхностных и подземных вод, а также с атмосферными осадками. С северо-востока в оз. Б. Вудъявр впадают реки Саамка и Юкспоррьок с притоками – ручьями Гакмана и Подъемный. С северо-запада в озеро впадает река Вудъяврйок. Единственной рекой, которой сбрасывается весь сток бассейна, является Большая Белая, вытекающая из юго-западной части озера и впадающая в губу Белая озеро Имандра. Амплитуда колебания воды в озере не превышает 1.1 м. В распределении глубин отмечается глубокая впадина в северной и северо-восточной части озера.

Берег с этой стороны сильно заболочен. Температурный режим озера определяется безледным периодом продолжительностью в 5-6 месяцев (Кашулин и др. 2009).

Отбор и последующий анализ проб был проведен согласно общепринятым рекомендованным стандартным методикам (Абакумов и др., 1992; Цалолихин, 1994; Алексеев, 1995; Рылов, 1948; Жадин, 1952). Отбор фито- и зоопланктона был произведен в 2010 году, отбор макрозообентоса в 2008 году.

**Результаты и обсуждение. Зоопланктон.** При обследовании водоема в таксономической структуре зоопланктона было выявлено 23 вида беспозвоночных: Rotatoria – 10 (*Asplanchna priodonta* Gosse, *Brachionus calyciflorus*, *Euchlanis dilatata* Ehrenberg, *Kellicotia longispina* (Kellikott), *Keratella cochlearis* (Gosse), *K. quadrata* (Muller), *Notholca caudata* Carlin, *Polyarthra* sp., *Rotatoria* sp., *Synchaeta* sp.), Cladocera – 5 (*Alona rectangular*, *Bosmina obtusirostris* Sars, *Daphnia cristata* Sars, *Chydorus* sp., *Daphnia cristata* Sars), Copepoda – 7 (*Acanthocyclops vernalis* (Fisch), *Cyclops* sp., *Eudiaptomus gracilis* (Sars), *Mesocyclops leuckarti* (Claus), *Mesocyclops* sp., *Nauplii cyclopoida*). В состав доминантного комплекса входили *Asplanchna priodonta* Gosse, *Daphnia cristata* Sars, *Mesocyclops leuckarti* (Claus), их доля составляла около 90% от всего сообщества зоопланктона (в зависимости от участка и глубины водоема) (Рис.1). Массовое развитие этих групп, как правило, наблюдается в водоемах, подверженных антропогенному загрязнению (Андроникова., 1980).

В структуре зоопланктона водоема Большой Вудъявр наблюдалось чередование преобладающих групп в зависимости от сезона. В начале июля доминируют Rotatoria, их доля в сообществах возрастает до 98%, в последующие месяцы их доля снижается, и в августе полностью замещается преобладанием группы Cladocera, доля которых возрастает с 56.7% до 95.4%. Они остаются доминантами вплоть до октября. С августа по октябрь наблюдается снижение количественных показателей. Такая сезонная динамика является типичной для водоемов Субарктики. Показатели численности и биомассы варьировали от 5.9 до 16.7 тыс.экз/м<sup>3</sup> и от 0.19 до 0.74 г/м<sup>3</sup> соответственно.

В подледный период (с января по май) отбор проб проводился в юго-западной части озера, недалеко от стока. В составе зоопланктона доминировали веслоногие ракообразные вида *Mesocyclops leuckarti* (Claus) (89.4 % от всего сообщества зоопланктона). Индекс видового разнообразия Шеннона не превышал 0.73 бит/экз. Остальные виды имели среднюю или малую встречаемость. В целом в структуре сообщества преобладали мирные формы. Показатели численности и биомассы планктона были невысоки (от 1.5 до 5.1 тыс.экз/м<sup>3</sup>). Отмечается высокая средняя индивидуальная масса организмов (0.2 мг), что характерно для этого времени года. Показатели индекса сапробности высокие (до 2.1 бала). Данный период характеризуется низкими температурами, пониженным содержанием кислорода в воде и другими факторами, влияющих на развитие организмов.

Максимальное значение численности организмов зоопланктона наблюдалось в июле в юго-восточной части водоема 231.2 тыс.экз/м<sup>3</sup> (Рис. 2). Показатель биомассы здесь достигает до 5.4 г/м<sup>3</sup>. Показатели численности и биомассы в северо-восточной части озера (рядом с отстойником) имели минимальное значение 78.0 тыс.экз/м<sup>3</sup> и 2.9 г/м<sup>3</sup> соответственно. В юго-западной части и в районе устья Вудъяврйок значения численности варьировали от 96.1 до 107.9 тыс.экз/м<sup>3</sup>, биомассы от 4.2 до 4.3 г/м<sup>3</sup> соответственно (Рис. 3). Высокие количественные показатели в юго-восточной части озера обусловлены с одной стороны привнесением большого количества биогенных веществ (за счет фильтрации через дамбу отстойника), с другой стороны притоком насыщенных кислородом условно чистых вод р. Вудъяврйок, что формирует комплекс условий, благоприятный для развития зоопланктона.

В целом воды озера Большой Вудъявр принадлежат к эвтрофному типу, за исключением северо-восточной части, трофический статус которой оценивается как мезотрофный. Индекс сапробности всего водоема соответствовал III классу вод – «умеренно-загрязненным». Индекс видового разнообразия Шеннона варьирует от 0.88 до 1.86 бит/экз, что характерно для эвтрофных вод.

**Зообентос.** В донной фауне оз. Большой Вудъявр были выявлены олигохеты (кл. *Oligochaeta* сем. *Lumbriculidae*, *Tubificidae*), двустворчатые (кл. *Bivalvia*) и брюхоногие (кл. *Gastropoda*) моллюски, личинки двукрылых насекомых (отр. *Diptera*: сем. *Chironomidae*, *Ceratopogonidae*) и личинки ручейников (отр. *Trichoptera*: сем. *Limnephilidae*, *Hydropsychidae*), веснянки (отр. *Plecoptera*).

В структуре сообществ зообентоса озера Большой Вудъявр на момент отбора доминировали олигохеты, их максимальное количество отмечено в центральной части водоема и в

технологическом отстойнике, доля от общего числа варьировала от 60 до 90%, также многочисленны двустворчатые моллюски и хиромомиды, личинки комаров-мокрецов встречались реже, брюхоногие моллюски присутствовали в единичных количествах (Рис.4).

Для выявления особенностей распределения бентосных беспозвоночных по акватории водоема использовали кластерный анализ на основе данных по относительной численности зообентоса для пяти различных участков озера. Результаты показали, что структура бентосных сообществ в значительной степени определяется характером грунтов и глубинами. Юго-восточная и юго-западная части водоема характеризуются относительно низкими глубинами (до 9м) и каменисто-галечными грунтами, с преобладанием Chironomidae. Для центральной, восточно- и западно-центральной части характерны большие глубины и заиленное дно. Из бентосной фауны здесь в огромном количестве представлены олигохеты сем. Tubificidae. Участок вблизи Устья р. Вудъяврйок характеризуется песчаными грунтами, здесь в большом количестве встречаются двустворчатые моллюски, ручейники и веснянки, что обусловлено низким уровнем загрязненности этой части акватории озера и высокой прозрачностью воды.

Анализ количественных характеристик и структуры выявил ряд характерных отличий. Максимальная численность наблюдалась в центральной части озера – до 2890 тыс.экз./м<sup>2</sup>. Численность организмов в восточной части озера составляла 1360 тыс.экз./м<sup>2</sup>. В технологическом отстойнике бентос характеризуется самыми низкими показателями численности (840 экз/м<sup>2</sup>) и биоразнообразием, что обусловлено высоким содержанием взвеси в воде.

Средние значения биомассы бентоса для озера Б.Вудъявр составляют 14.2 г/м<sup>2</sup>, что соответствует α-эвтрофному статусу (Китаев, 1984), минимальные значения отмечены в технологическом отстойнике (3 г/м<sup>2</sup>, α-мезотрофные воды), максимальные – вблизи устья реки Вудъяврйок (34 г/м<sup>2</sup>, β-эвтрофные воды).

**Заключение.** Зоопланктон озера Большой Вудъявр характеризуется обедненным таксономическим разнообразием и высокими количественными показателями численности и биомассы. Трофический статус вод по показателям зоопланктона соответствует мезотрофному и гипертрофному типу, индекс сапробности соответствует мезосапробному типу.

Сообщества зообентоса озера Б. Вудъявр характеризуются относительно небогатым таксономическим разнообразием и олигодоминантной структурой на фоне высоких значений численности и биомассы. Состав и структура бентосных сообществ «незагрязненной» части водоема в первую очередь определяется характером грунтов и глубиной и в меньшей степени – загрязнением.

Поступление шахтных вод ОАО «Апатит» приводит к обеднению таксономического разнообразия и снижению количественных показателей макрозообентоса и зоопланктона на отдельных участках водоема.

#### Список литературы

- Абакумов В.А. и др. Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений – СПб.: Гидрометеониздат, 1992.
- Андроникова И.Н. Изменения в сообществе зоопланктона в связи с процессом эвтрофирования // Эвтрофирование мезотрофного озера. Л., 1980. С. 78-99.
- Алексеев В.Р. Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий. Санкт-Петербург. Зоологический институт РАН, Том 2. 1995. 617 с.
- Жадин В.И. Моллюски пресных и солоноватых вод СССР. - М.; Л.: Изд-во АН СССР, 1952. 376 с.
- Каныгина А.В. Гидробиологическое и гидрохимическое исследование озер Большой и Малый Вудъявр. Сыктывкар. 1939. С. 206.
- Кашулин Н. А., Лукин А.А., Амундсен П.А. Рыбы пресных вод субарктики как биоиндикаторы техногенного загрязнения. Апатиты: КНЦ РАН. 1999. 142 с.
- Кашулин Н. А., Денисов Д. Б., Сандимиров С. С., Даувальтер В. А., Кашулина Т.Г., Малиновский Д. Н., Вандыш О. И., Ильяшук Б. П., Кудрявцева Л. П. Антропогенные изменения водных экосистем Хибинского горного массива (Мурманская область). Апатиты: КНЦ РАН. 2008. 250 с.
- Кашулин Н.А., Денисов Д.Б., Сандимиров С.С., Даувальтер В.А., Кашулина Т.Г., Малиновский Д.Н., Вандыш О.И., Ильяшук Б.П., Кудрявцева Л.П. Антропогенные изменения водных систем Хибинского горного массива (Мурманская область), Т.2. – Апатиты: Изд. Кольского научного центра РАН, 2009. – 282 с.
- Китаев С.П. Экологические основы биопродуктивности озер разных природных зон. М., 1984. 207 с.
- Рылов В.М. Фауна СССР: ракообразные. Изд. АН СССР. 1948. 313 с.
- Цалолихин С.Я. Определитель пресноводных беспозвоночных и сопредельных территорий. Санкт-Петербург. Зоологический институт РАН, Том 1. 1994. 387 с.

# СТРУКТУРНЫЕ ИЗМЕНЕНИЯ АВТОТРОФНОГО ПЛАНКТОНА РЕЧНЫХ ЭКОСИСТЕМ В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ

Ф.Б. Шкундина, Д.И. Сахабутдинова

ГОУ ВПО «Бакинский государственный университет»  
450074, г. Уфа, ул. Заки Валиди 32, Россия, Shkundinafb@mail.ru

В настоящее время усиливается антропогенное воздействие на речные экосистемы. Даже в реках, не подвергающихся резким воздействиям, наблюдается изменение фитопланктона (Штина, 1992). За период исследования 1995 и 2009 г.г. в автотрофном планктоне р. Белой на территории г. Белорецка нами выявлено 120 видов и внутривидовых таксонов водорослей и цианопрокариот. Проведенные исследования показали доминирование представителей диатомовых водорослей. В местах поступления сточных вод происходило резкое снижение видового разнообразия (Шкундина и др., 2010).

Нами был изучен фитопланктон реки Белой в районе городов. Отбор проб и их обработка проводилась по стандартной методике (Водоросли, 1989). Исследования проводились в выше и ниже сброса сточных вод промышленных предприятий.

В районе г. Стерлитамака коэффициент общности видового состава показал сходство автотрофного планктона (> 50%). В большинстве случаев ниже сброса сточных вод наблюдалось увеличение биомассы (таблица 1).

**Таблица 1.** Численность и биомасса автотрофного планктона реки Белой в районе г. Стерлитамака

Названия групп	Июль		Август	
	выше сброса	ниже сброса	выше сброса	ниже сброса
Bacillariophyta	$\frac{553}{2,381}$	$\frac{340}{2,585}$	$\frac{346}{0,413}$	$\frac{636}{10,470}$
Chlorophyta	$\frac{569}{0,309}$	$\frac{649}{0,379}$	$\frac{2900}{1,034}$	$\frac{2928}{0,478}$
Cyanoprokaryota	-	$\frac{248}{0,021}$	-	$\frac{1308}{0,082}$
Всего	$\frac{1122}{2,69}$	$\frac{1237}{2,985}$	$\frac{3246}{1,447}$	$\frac{4872}{11,03}$

В районе г. Мелеуза наибольшая численность и биомасса наблюдалась в реке Мелеузка (11772 тыс. кл./л и 21,326 г/м<sup>3</sup>). По видовому составу наиболее отличались пробы, отобранные в реке Мелеузка и реке Белой у правого берега.

В реке Белой в районе г. Уфы наибольшее значение биомассы наблюдались от реки Сутолоки до переката Верхнеразбойный, где была зарегистрирована максимальная биомасса 33,361 г/м<sup>3</sup>. В видовом отношении по биомассе в летние месяцы доминировали диатомовые водоросли, на втором месте – хлорококковые водоросли. На самом грязном створе – сточные воды биологических очистных сооружений г. Уфы доминировали представители цианопрокариот.

Устойчивость экосистемы связано с постоянством ее структуры, вещественных и энергетических балансов. Для измерения устойчивости учитывается функциональная структура биологической системы, которая характеризует продуктивность.

Для изучения первичной продукции автотрофного планктона реки Белой было отобрано 337 проб в вегетационный период. Пробы отбирались на пяти створах и измерялась первичная продукция скляночным методом кислородной модификации. Процессы фотосинтеза протекали интенсивно на всех пяти створах (таблица 2).

Максимальное увеличение фотосинтеза наблюдались на створе у поселка Андреевка, где наблюдается поступление стоков животноводческой фермы. На протяжении вегетационного периода интенсивность фотосинтеза в основном превышала скорость потребления кислорода.

**Таблица 2.** Суточные величины интенсивности фотосинтеза автотрофного планктона р. Белой (мг О<sub>2</sub> /л·сутки)

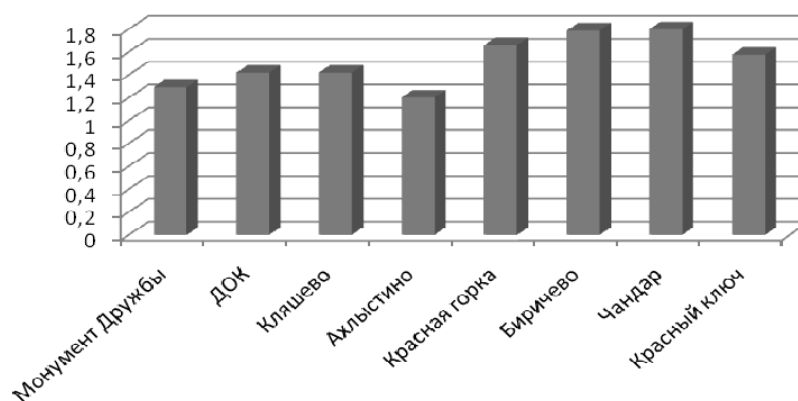
Дата	Створ 1	Створ 2	Створ 3	Створ 4	Створ 5	Среднее арифметическое
17.06	0,5	3,0	7,0	0,9	4,0	3,08
24.06	7,0	9,0	7,0	10,0	9,0	8,4
31.06	2,0	6,0	6,0	10,0	5,0	5,8
07.07	7,0	8,0	6,0	5,0	10,0	7,2
14.07	5,0	8,0	10,0	1,0	7,0	6,2
21.07	9,0	3,0	5,0	1,0	5,0	4,6
28.07	7,0	6,0	1,0	10,0	6,0	6
18.09	5,0	4,0	5,0	4,0	4,0	4,4
Среднее арифметическое	5,3125	5,875	5,875	5,2375	6,25	5,71

После сброса сточных вод Уфимского агрегатного производственного объединения происходили структурные изменения в комплексе доминирующих видов. В июне на вышеуказанной створе к доминантам по численности добавились *Dispora crucigenioides* (192 тыс. кл/л), *Oscillatoria nitida* Schkorb (228 тыс. кл/л), *Asterionella formosa* (360 тыс. кл/л). Из числа доминирующих выпали роды *Dactylococcopsis* и *Anabaena*. В июле после сброса сточных вод УАПО произошло уменьшение видового разнообразия преобладающих по численности видов за счет выпадения *Gloeocapsa minuta* (Kutz.), *Hollerb*, *Actinastrum hantzschii*. К ведущим видам по биомассе добавился еще один вид – *Melosira binderana* (0.200 г/м<sup>3</sup>). В августе после промстока к доминирующим по численности видам присоединилась *Radiosphaera sphaerica* (480 тыс. кл/л), она не доминировала по биомассе (0,800 г/м<sup>3</sup>). Из числа доминирующих выпала *Diatoma vulgare*. В сентябре доминанты по численности до и после сброса сточных вод совпали, но ведущий комплекс по биомассе расширился за счет *Synedra ulna* (0,180 г/м<sup>3</sup>) и *Diatoma vulgare* (0.170 г/м<sup>3</sup>). В октябре после сброса сточных вод значительно уменьшила свою численность *Diatoma vulgare*, напротив биомасса *Cyclotella melosiroides* возрасла до 0,300 г/м<sup>3</sup>, что позволило этому виду войти в доминирующий комплекс. За время исследования в створах отбора проб стока биомасса фитопланктона снижалась (таблица 3).

**Таблица 3.** Биомасса фитопланктона до (I) и после (II) стока УАПО (г/м<sup>3</sup>) (2009 г.)

Сроки отбора	13.08		14.07		14.08		16.09		12.10	
Место отбора	до стока	после стока	до стока	после стока	до стока	после стока	до стока	после стока	до стока	после стока
Биомасса	6,21	5,42	6,91	3,01	4,21	3,23	3,65	2,48	4,27	3,4

Интересно сравнить горизонтальные изменения автотрофного планктона реки Белой и реки Уфы. В реке Уфе отличия между створами менее выражены. В июле наибольшие значения показателей численности и биомассы наблюдались на створах от Красной горки до Чандара, за счет интенсивного развития представителей диатомовых водорослей (рис.). В июле к сквозным доминантам можно было отнести *Melosira binderana* и отчасти *Diatoma vulgare*: для *Diatoma vulgare* было характерно то, что она начинала преобладать со створа Ахлыстино, а до него преобладала *Melosira granulate*. К ведущим видам было отнесено 24 формы, из которых 20 видов относились к *Bacillariophyta*, а 3 вида – к хлорококковым, в доминирующий комплекс вошли ряд видов, не обнаруженных в реке Белой. Это были *Penium sp.sp.*, *Surirella diduma* Kutz, *Surirella tenera* Greg. Вообще для реки Уфы было характерно разнообразие р. *Surirella*. В августе наиболее часто встречались в доминирующем комплексе *Melosira binderana*, *Melosira granulate*, *Nitzschia tryblionella*, *Synedra ulna*. Из доминирующего комплекса вообще выпали *St. hantzschii* и *Chlorella vulgaris*. *St. hantzschii* в отличие от реки Белой не доминировали в реке Уфа.



**Рис.** Изменение биомассы автотрофного планктона реки Уфы (г/м³)

При сравнении значений численности в реках Белой и Уфе можно сделать вывод о более олиготрофных условиях в реке Уфе.

Таким образом, в условиях антропогенной нагрузки в реке Белой происходили структурные изменения автотрофного планктона. Это проявилось в изменениях видового состава, показателях численности и биомассы, а также первичной продукции.

#### Список литературы

- Водоросли. Справочник / Вассер С.П., Кондратьева Н.В., Масюк Н.П., и др. – Киев: Наукова думка, 1989. – 608 с.
- Штина З.А. Изменения фитопланктона р. Вятки за 50 лет. – Гидробиологический журнал, 1992. Т.28. №1, с. 12-16
- Шкундина Ф.Б., Дубовик И.Е., Киреева Н.А. и др. Использование водорослей и цианопрокариот для мониторинга территорий городов Республики Башкортостан // Известия Самарского научного центра Российской академии наук. – 2010 – т.12. №1(4). С. 1183-1187.

**ТОКСИКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА КАЧЕСТВА ПИТЬЕВОЙ ВОДЫ  
РАЗНЫХ РАЙОНОВ ГОРОДА ЯРОСЛАВЛЯ МЕТОДОМ БИОТЕСТИРОВАНИЯ**

О.А. Ботяжова, Е.М. Фомичева

*Ярославский государственный университет им. П.Г. Демидова  
150057, г. Ярославль, проезд Матросова, д.9, кафедра физиологии человека и животных, Россия,  
botyazh@bio.uniyar.ac.ru*

Одна из главных экологических проблем человечества - качество питьевой воды, напрямую связана с состоянием здоровья населения, чистотой продуктов питания, с разрешением проблем медицинского и социального характера. В настоящее время почти все источники питьевой воды подвергаются антропогенному и техногенному воздействию разной интенсивности. Фактически невозможно назвать хотя бы один водоем или водоток в нашей стране, где последствия этого воздействия не проявились бы в той или иной мере (7). Кроме того, качество воды, подаваемой потребителю, напрямую связано с неудовлетворительной очисткой и обеззараживанием на станциях водоподготовки (1).

Одним из принципиальных путей решения проблемы экспериментальной оценки качества вод является применение методов биологического тестирования для лабораторно – производственного контроля токсичности воды в распределительной водопроводной сети путем отбора проб воды, непосредственно поступающей к потребителям (6). Водные организмы, будучи очень чувствительными к ухудшению качества вод, как к важному условию их существования, способны реагировать на меньшие концентрации токсических веществ, чем какой-либо датчик (4, 5).

Целью нашей работы было сравнительное изучение и токсикологическая оценка качества водопроводной воды разных районов города Ярославля методом биотестирования с помощью *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg.

Принцип методики биотестирования и определения токсичности воды основан на установлении различий между выживаемостью цериодафний, находящихся в анализируемой и контрольной воде (8). Биотестирование проводили в остром (48 часов) опыте. Для определения наличия острого токсического действия воду тестировали без разбавления. Для сравнения степени токсичности воды, отобранной из разных мест и в разное время, готовили серию разбавлений в 2, 4, 8 и 16 раз. Определяли минимальную кратность разбавлений, при которой острое токсическое действие не проявлялось.

При биотестировании использовали по 10 сосудов для контрольной, тестируемой воды и ее разбавлений. В каждый сосуд наливали по 15 мл пробы и помещали по одной половозрелой цериодафнии. Все опыты проводили в 3-х повторностях. Для культивирования цериодафний, контрольных опытов и разбавления тестируемой воды использовали биологизированную воду.

Учет выживших рачков осуществляли через 48 часов от начала биотестирования. Особей считали выжившими, если они свободно передвигались в толще воды или всплывали со дна сосуда не позднее 15 с после его легкого покачивания. В течение 48 часов цериодафний не кормили. Перед началом биотестирования водопроводной воды определяли чувствительность рачков к эталонному токсиканту -  $K_2Cr_2O_7$  (8, 3).

По результатам биотестирования рассчитывали количество погибших цериодафний по сравнению с контролем по формуле:

$$A = (X_k - X_t) : X_k \times 100 (\%), \quad \text{где}$$

A – количество погибших особей тест объекта (%) в тестируемой воде;

$X_k$  и  $X_t$  – количество цериодафний, выживших соответственно в контроле и тестируемой воде (8).

Для оценки уровня токсичности воды использовали критерии (10), в соответствии с которыми считается, что:

- вода очень токсичная, если гибель тест-объектов составляет 50-100%;
- вода токсичная, если гибель рачков составляет от 20 до 50%;
- вода не токсичная, если гибель рачков менее 20%.

В 2010 году нами было проведено биотестирование водопроводной воды четырех районов

города Ярославля: Фрунзенского, Заволжского, Дзержинского и Ленинского.

В таблице представлены данные о летальности цериодафний в водопроводной воде обследованных районов города в разные сезоны года.

Результаты биотестирования показали, что в зимний период в нативной водопроводной воде всех четырёх районах города летальность рачков составляла 100%, что свидетельствует об очень высокой степени токсичности воды. Разбавление тестируемых проб воды в 2 раза приводило к некоторому снижению токсических свойств воды, на что указывают результаты выживаемости цериодафний. Так, во Фрунзенском районе гибель рачков уменьшалась до 60%, а в Ленинском районе – до 80%. Однако в обоих районах города вода, в соответствии с критериями токсичности, по-прежнему оставалась очень токсичной. В Заволжском и Дзержинском районах, в воде, разбавленной в 2 раза, как и в нативной, сохранялась 100% гибель особей.

**Таблица .** Летальность цериодафний (%) в водопроводной воде по районам города Ярославля в разные сезоны 2010 года

районы города разбав- ления	Фрунзенский			Заволжский			Дзержинский			Ленинский		
	З	В	О	З	В	О	З	В	О	З	В	О
нативная вода	100	100	100	100	100	96	100	100	96	100	100	100
в 2 раза	60	100	46	100	83	24	100	100	0	80	100	94
в 4 раза	10	93	0	90	76	0	93	73	0	20	16	10
в 8 раз	0	0	0	3	0	0	0	16	0	0	0	0

Обозначения: З, В, О – зимний, весенний, осенний сезоны года

Дальнейшее разбавление проб воды ещё в 2 раза существенно снижало токсичность воды во Фрунзенском и Ленинском районах города, что проявлялось в увеличении выживаемости тест-объекта до 90% и 80% соответственно в указанных районах. Сравнение данных по выживаемости с критериями токсичности показывает, что во Фрунзенском районе разбавление нативной воды в 4 раза приводит к безопасному уровню водопользования, т.к. гибель 10% особей тест-объекта допустима даже в контрольной пробе, и вода считается не токсичной. В Ленинском районе разведение водопроводной воды в 4 раза снижало гибель цериодафний до 20%, вместе с тем, такой показатель выживаемости по критериям токсичности соответствует категории «токсичная вода». В Заволжском и Дзержинском районах города вода сохраняла очень высокую токсичность даже при разбавлении в 4 раза. При этом летальность рачков составляла 90% и 93% соответственно в воде указанных районов города. Безопасный уровень водопользования достигался в Ленинском, Дзержинском и Заволжском районах разбавлением нативной воды в 8 раз.

Сопоставление безопасных уровней водопользования в различных районах города по зимнему периоду указывает на наименее токсичные свойства воды Фрунзенского района.

Анализ результатов биотестирования проб воды в весенний период 2010 года показывает, что неразбавленная водопроводная вода всех обследуемых районов являлась очень токсичной, поскольку летальность тест-объекта составляла 100%.

При разведении воды в 2 раза наблюдали незначительное увеличение выживаемости рачков и уменьшение показателя летальности цериодафний со 100% до 83% только в Заволжском районе. В остальных районах города гибель рачков, по-прежнему, находилась на уровне 100%. В целом во всех обследованных районах вода оставалась очень токсичной. Разбавление воды в 4 раза приводило к незначительному снижению токсических свойств водопроводной воды во Фрунзенском, Заволжском и Дзержинском районах. На это указывает снижение показателя летальности особей до 93, 76 и 73% соответственно в перечисленных районах. Такая вода в соответствии с критериями токсичности является очень токсичной [10]. В Ленинском районе при разведении в 4 раза вода теряла токсичность, о чем свидетельствует достаточно высокая выживаемость рачков, когда показатель летальности снижался до 16%.

В целом за весенний период наименее токсичной была водопроводная вода Ленинского района, поскольку требовала разбавления до безопасного уровня водопользования в 4 раза, тогда как в трёх других районах безопасный уровень достигался разведением нативной воды в 8 раз.

В осенний период 2010 года результаты выживаемости цериодафний в нативной воде показывают, что гибель рачков составляла во Фрунзенском и Ленинском районах 100%, а в



Заволжском и Дзержинском – 96%. По критериям токсичности такую воду относят к очень токсичной, поскольку показатель летальности тест-объекта, превышает 50% уровень.

Разбавление нативной воды приводило в разных районах города к неодинаковому эффекту. Так, разведение проб в 2 раза в воде Фрунзенского и Заволжского районов вызывало увеличение выживаемости рачков, а именно летальность тест-объекта снижалась до 46% и 24% соответственно. По данным показателям воду этих районов нужно отнести к категории «токсичная вода». В Ленинском районе вода сохраняла очень высокую токсичность, на что указывает летальность цериодафний равная 94% особей. В Дзержинском районе безопасный уровень водопользования достигался разведением в 2 раза, при этом гибель цериодафний не наблюдали. В Ленинском, Заволжском и Фрунзенском районах города в осенний период 2010 года безопасный уровень водопользования соответствовал разбавлению водопроводной воды в 4 раза.

Таким образом, сопоставляя результаты выживаемости цериодафний в водопроводной воде разных районов города по данным биотестирования за 2010 год, нетрудно заметить, что нативная вода всех 4-х обследованных районов являлась очень токсичной, т.к. показатель летальности тест-объекта превышал 50% уровень. В то же время желаемый эффект разбавления до безопасного уровня водопользования достигался во Фрунзенском и Ленинском районах в 2-х из 3-х изученных сезонов года разбавлением нативной воды в 4 раза. В Заволжском и Дзержинском районах при такой кратности разбавления в 2-х случаях из 3-х вода оставалась очень токсичной. Во всех районах в целом по всем сезонам года кратность разбавления воды до безопасного уровня составляла 8 раз.

К сожалению, анализ динамики выживаемости рачков при разбавлении воды и сравнение безопасных уровней водопользования не позволяют выявить закономерности сезонных изменений токсичности водопроводной воды. Можно лишь утверждать, что нативная водопроводная вода всех обследованных районов за три сезона 2010 года по результатам выживаемости цериодафний не отвечала требованиям токсикологической безопасности, т.к. была очень токсичной.

Сравнение полученных нами результатов выживаемости цериодафний в водопроводной воде за 2010 год с данными биотестирования за 2007-2009 годы (9) свидетельствует о тенденции увеличения уровня токсичности водопроводной воды. Большинство специалистов связывают высокую токсичность водопроводной воды с повышенной концентрацией хлорорганических соединений, образующихся при подготовке питьевой воды в результате хлорирования на станциях водоподготовки. Интенсивность хлорирования зависит от количества патогенных микроорганизмов, которые попадают в источники водозабора с ливневыми стоками. Увеличение количества микроорганизмов в воде влечет за собой повышение дозы дезинфектанта, т.е. усиление хлорирования воды [11]. В Докладе «Об экологической ситуации в Ярославской области» (2010) указано, что доля неудовлетворительных проб по микробиологическим показателям в 2007, 2008 и 2010 годах составляла соответственно 13.9%, 14.69,% и 17.7%. Можно предполагать, что вследствие интенсификации хлорирования воды выживаемость рачков в тестируемой воде должна снижаться, что и подтверждают сравнительные данные по биотестированию за 2007, 2008 и 2010 годы. В 2009 году доля проб, не отвечающих гигиеническим нормативам по микробиологическим показателям, составляла 11.92%, т.е. была ниже в сравнении с другими анализируемыми годами. По данным биотестирования за 2009 год выживаемость тест-объекта также была более высокой, чем в 2007, 2008 и 2010 годах.

На основании проведенного исследования можно заключить, что в 2010 году нативная вода Фрунзенского, Заволжского, Дзержинского и Ленинского районов города Ярославля обладала острой токсичностью во все сезоны года. Разбавление водопроводной воды приводило к снижению уровня ее токсичности. Безопасный уровень водопользования в большинстве случаев достигался разведением в 8 раз. Для водопроводной воды Дзержинского района осеннего сезона безопасная кратность разбавления составляла 1:1, что указывает на менее выраженную её токсичность по сравнению с другими районами города и сезонами года. В 2010 году токсичность водопроводной воды была наиболее высокой по сравнению с периодом 2007-2009 годов.

Нами было изучено мнение студенческой аудитории (100 человек) о качестве питьевой воды, подаваемой жителям города, по методике, предложенной в рамках социологического исследования (опроса) «Население России о качестве питьевой воды» [2]. В анкету для опроса были включены 8 вопросов с несколькими вариантами ответов. Анализ ответов показал, что доля респондентов, удовлетворенных качеством воды в Ленинском и Заволжском районах, высока и составляет соответственно 84% и 68% опрошенных, а в Дзержинском и Фрунзенском районах – наоборот - очень низкая - 8 и 10% соответственно. 52% студентов - жителей Фрунзенского района

отметили, что водопроводная вода в их районе стала значительно хуже. В Дзержинском и Заволжском районах большинство респондентов (40 и 48% соответственно), заметили незначительные изменения в качестве подаваемой им воды. В Ленинском районе 48% участников опроса ответили, что не заметили ухудшения качества водопроводной воды. Результаты анкетирования показали, что большинство опрошенных не обладают достоверными сведениями (из официальных источников) о качестве питьевой воды в их районе и не знают организаций, которые осуществляют контроль качества воды. Фактически никто из респондентов не смог назвать станцию водоподготовки, с которой вода поступает по водопроводу к ним, как к потребителям. Более 80% отвечавших считают основными загрязнителями рек Волги и Которосли промышленные и сельхозпредприятия, а также бытовые стоки. Из ответов респондентов следует, что для обеззараживания воды в бытовых условиях наиболее часто применяют кипячение воды: в Дзержинском районе - 92%, в Заволжском - 80%, в Ленинском - 96%, во Фрунзенском - 88% опрошенных. Предварительно фильтруют воду 12%, 6% и 4% отвечавших соответственно в Заволжском, Ленинском и Фрунзенском районах. Отстаивание воды проводят менее 5%. Некоторые жители используют бутилированную воду. В Дзержинском районе ей доверяют 24%, в Заволжском - 20%, во Фрунзенском 6% респондентов. В качестве последствий употребления плохой питьевой воды участники опроса отмечали возникновение различных заболеваний, среди которых наиболее часто указывали на возникновение кишечных расстройств и таких инфекций, как дизентерия, гепатит, кариес. Кроме того, в ответах фигурировали ссылки на то, что от некачественной воды страдает бытовая техника, быстро загрязняются фильтры для очистки воды, образуется накипь в чайниках и т.д.

В целом результаты анкетирования ярославских студентов не имеют резких отличий от статистических показателей социологического исследования (опроса) «Население России о качестве питьевой воды» [2]. Они свидетельствуют о том, что потребители недооценивают определяющую роль питьевой воды для своего здоровья, т.к. не уделяют достаточного внимания вопросам качества воды. Меры по информированию населения о необходимости контроля качества питьевой воды должны предприниматься как на государственном, так и личном уровне каждого потребителя. Вопросы усовершенствования технологии обработки питьевой воды, безусловно, должны решаться на государственном уровне.

#### Список литературы

- Бубнов А.Г., Буймова С.А., Гушин А.А., Извекова Т.В. Биотестовый анализ - интегральный метод оценки качества объектов окружающей среды. - Иваново, 2007. - 111 с.
- Головачев А.В., Крамар Д.В. Граждане России о питьевой воде // Водоснабжение и санитарная техника, 2008. - Ч. 1. - № 3. - С. 25.
- Дятлова Е.С. Методы гидробиологических исследований. Сравнительная чувствительность ветвистоусых ракообразных к бихромату калия // Экология моря, 2001. - Вып. 58. - С. 79 - 83.
- Егорова Е.И. Биологический контроль окружающей среды: биоиндикация и биотестирование. - М.: Академия, 2007. - 288 с.
- Моисеенко Т.И. Концепция «здоровья» экосистемы в оценке качества вод // Экология, 2008. - № 6. - С. 411 - 419.
- Оксинюк О.П., Жукинский В.Н., Брагинский Л.П. Комплексная экологическая классификация качества поверхностных вод суши // Гидробиологический журнал, 1993. - Т. 29. - № 4. - С. 23 - 28.
- Патин С.А., Эколога - токсикологические аспекты изучения и контроля качества водной среды // Гидробиологический журнал, 1991. - Вып. 3. - Т. 1. - № 3. - С. 14 - 19.
- РД - 118-02-90. Методическое руководство по биотестированию воды М.: Госкомприроды, 1991. - 34 с.
- Седова Н.Г. Оценка качества водопроводной воды разных районов г. Ярославля с использованием *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg. - Ярославль, 2009. - 52 с.
- Флёров Б.А., Комов В.Т. Оценка экологического состояния водоёмов при антропогенном воздействии // Гидробиологический журнал, 1991. - Т. 27. - № 3. - С. 23 - 30.
- Ярославская область. - 2004. - <http://www.priroda.ru/regions/water/detail>

## СТРУКТУРА ЗООПЛАНКТОНА ОЗЕРА БОЛЬШОЕ КРАСНОЕ РЕСПУБЛИКИ АЛТАЙ В УСЛОВИЯХ ЕГО РЫБОХОЗЯЙСТВЕННОГО ИСПОЛЬЗОВАНИЯ

Л.В. Веснина, Т.О. Ронжина, Г.В. Пермякова

Алтайский научно-исследовательский институт водных биоресурсов и аквакультуры  
656043, Алтайский край, г. Барнаул, ул. Пролетарская, 113, Россия, [artemia@alt.ru](mailto:artemia@alt.ru)

Одним из главных направлений рыбного хозяйства в Верхней Оби является создание маточных стад сиговых рыб, прежде всего пеляди (*Coregonus peled* (Gmelin, 1789)), что позволит значительно расширить объемы товарного выращивания ценного рыбохозяйственного объекта и, одновременно, создает условия для ее реакклиматизации в р. Обь.

В условиях предгорной территории Алтайского края неоднократно повторялись попытки создания маточного стада пеляди, как правило, безрезультатно. Главной причиной отрицательного исхода стало зарыбление водоемов личинкой пеляди без ее предварительного подращивания. В рамках поиска водоемов, пригодных для создания устойчивого маточного стада сиговых рыб, проведено комплексное гидробиологическое исследование группы озер в урочище горы Красной, в первую очередь – озера Большое Красное.

Система озер, отнесенных к оз. Большое Красное, расположена в подобласти Центрального Алтая, которая отличается большим разнообразием природных ландшафтов (Михайлов, 1961). Для рельефа подобласти характерно наличие межгорных котловин, расположенных на высоте 900 – 1200 м. В связи с большими контрастами рельефа и различными климатическими условиями в подобласти располагаются следующие высотные пояса: степной пояс межгорных котловин, лесной, альпийский и нивальный (пояс вечных снегов и льда). Климат подобласти максимально континентальный, в нем отчетливо проявляется влияние экспозиции склонов. Обращенные на север склоны покрыты лиственным лесом на маломощных подзолистых почвах, южные склоны чаще безлесны и заняты степной растительностью на черноземных горно-луговых почвах.

Озеро Большое Красное расположено в котловине, ограниченной хребтами Ак-Тайга (с севера) и Холзун (с юга и юго-запада). Центр котловины занимает гора Красная с абсолютной высотой 2471 м. С запада котловину ограничивает и дренирует речка Красная Бирюкса, с севера и северо-востока – речка Прямой Кайтанак, оба водотока берут начало в обширной приболоченной низменности на севере котловины. С юга рассматриваемый участок ограничивает река Бирюкса. Все рассматриваемые водотоки являются притоками реки Катунь в ее верхнем течении.

Для гор Алтая характерна температурная инверсия, в целом область выступает в виде своеобразного «острова тепла» при одновременном наличии межгорных котловин, в которых застаивается холодный воздух. На окружающих равнинах и невысоких предгорьях средняя температура воздуха июля колеблется в пределах 19 – 23 °С, на высоте 1000 м она понижается до 14 – 16 °С. В таблице 1 приводится температурный режим озера Большое Красное.

Сумма тепла за вегетационный период в озере Большое Красное составляет 1150 градусодней, что позволяет отнести рассматриваемый водоем к сиговой зоне рыбоводства с экстенсивной формой ведения хозяйства.

**Таблица 1.** Температурный режим озера Большое Красное Усть-Коксинского р-на Республики Алтай

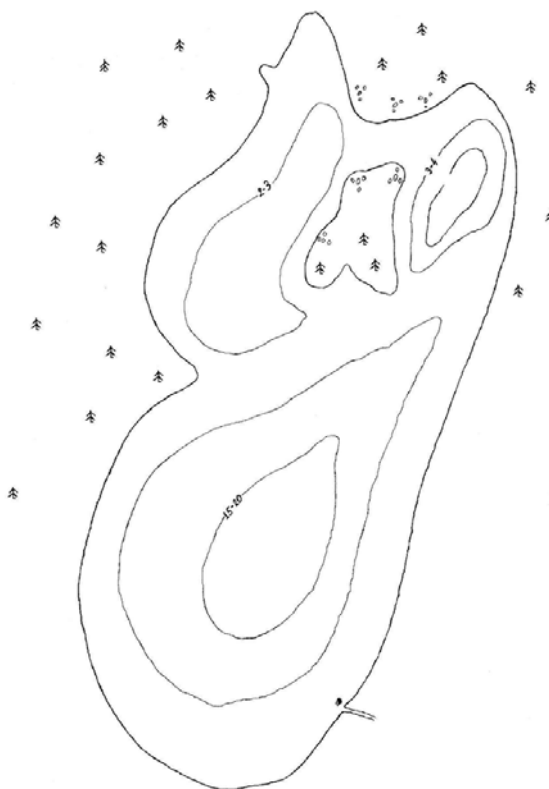
Месяц	Температура воды, °С		Температура воздуха, °С	
	среднемесячная	колебания	среднемесячная	колебания
Июнь	7.3	5.2 – 9.3	10.9	5.2 – 17.1
Июль	10.5	7.3 – 15.6	12.1	4.5 – 19.5
Август	13.5	11.2 – 15.8	13.4	7.5 – 16.5
Сентябрь	6.7	5.3 – 8.1	9.8	9.4 – 10.2

По классификации О.А. Алекина (1970) вода в озере Большое Красное относится к гидрокарбонатному классу группы кальция (табл. 2). Общее содержание солей в летний период по нашим данным не превышает 30 мг/л, активная реакция воды рН – 6.3. Для воды озера характерно низкое содержание биогенов и низкое значение окисляемости, ХПК составляет 11.8 мгО/л.

**Таблица 2.** Химический состав воды озера Большое Красное Усть-Коксинского района Республики Алтай

Солевой состав		Биогенный состав	
Показатель	Содержание, мг/л	Показатель	Содержание, мг/л
$\text{SO}_4^{-2}$	3.8	$\text{NH}_4^+$	0.25
$\text{HCO}_3^-$	7.3	$\text{NO}_3^-$	0.05
$\text{Cl}^-$	6.7	P	0.01
$\text{Ca}^{+2}$	1.6	Fe	0.01
$\text{Mg}^{+2}$	1.0		
$\text{Na}^+ + \text{K}^+$	5.8		

По классификации Т.Я. Шипуновой (1989) по внешнему водообмену озеро Большое Красное относится к группе транзитно-проточных среднегорных водоемов, с коэффициентом водообмена в пределах 6.0 – 20.0. Основной компонент приходного баланса является поверхностный приток (90%), функционирующий в летний период в основном за счет водопада с горного массива вокруг горы Красной, и весной – за счет прибрежного поверхностного стока от таяния снега на локальном водосборе озера.



**Рис.** План озера Большое Красное Усть-Коксинского района Республики Алтай

Озеро имеет вытянутую форму в межгорной котловине в общем направлении с северо-востока на юго-запад, средняя длина 1150 м, средняя ширина – 450 м. Площадь озера 52 га. Озеро глубоководное, фиксированная максимальная глубина составляет 12 м (рис.). Береговая линия слабо изрезана, коэффициент ее развития 1.15. В конфигурации озера просматриваются два небольших залива и прибрежный остров вблизи северо-западной оконечности. Юго-восточный и восточный берега обрывистые, поросшие кедровником, западный и северо-западный берега более отмелые, доступные, с зарослями ягодников. Донные отложения чаще всего представлены каменистым грунтом, перемещенным поверхностным стоком с окрестных склонов г. Красная. В распределении грунта прослеживается закономерность – увеличение мелких фракций в общем направлении на северо-запад.

Высшая водная растительность практически отсутствует, по берегам встречаются куртины осок и хвощей. В составе фитопланктона наибольшее значение имеют диатомовые и золотистые

водоросли, для прибрежных валунов (открытой литорали) характерны обрастания, в основном в виде бурого налета диатомовых водорослей (рода *Diatoma*, *Synedra*), реже зеленовато-бурые пятна зеленых водорослей (рода *Ulothrix*, *Spirogyra*, *Cladophora*).

На обрастаниях обитает небогатая в количественном развитии и видовом отношении фауна малощетинковых червей, водяных клещей, пиявок, личинок ручейников и хирономид. Обрастания камней и валунов в литорали являются важным кормовым биотопом.

В зоопланктоне озера Большое Красное встречаются наиболее неприхотливые формы, которые могут существовать в неблагоприятных экологических условиях (низкий температурный фон, короткий для рачков вегетационный сезон, практическое отсутствие подводной растительности, низкое содержание органического вещества).

Зоопланктон представлен тремя систематическими группами: коловратки, ветвистоусые и веслоногие рачки (табл. 3). В 2001 году доминирующей группой по численности были коловратки (вид-эдификатор – *Asplanchna priodonta* Gosse), при этом биомасса зоопланктона достигала 5.04 г/м<sup>3</sup>, основным фактором массового развития зоопланктеров являлось практическое отсутствие потребителей. Численные показатели зоопланктона распределялись по акватории озера относительно равномерно, с некоторым сгущением на станции, расположенной в центре озерной котловины. Начиная с 2002 года доминирующей группой по численности и биомассе являлись ветвистоусые ракообразные, явный доминант в разные сроки отбора проб и на разных глубинах – *Daphnia longispina* O.F.Мüller. Наименьшие показатели численности и биомассы зоопланктона наблюдались в 2003 году и вызваны зарыблением водоема личинками пеляди. Средние количественные характеристики зоопланктона разных групп представлены в таблице 4.

Значения биомассы зоопланктона в озере Большое Красное близки к данным, полученным Т.Я. Шипуновой (1991) для озер Башелакского и Коргонского хребтов, расположенных в одинаковой высотной зоне.

**Таблица 3.** Видовой состав зоопланктона озера Большое Красное Усть-Коксинского района Республики Алтай

Виды	2002 г.	2003 г.	2004 г.
<i>Rotifera</i>			
<i>Asplanchna priodonta</i> Gosse	+	+	-
<i>Keratella quadrata</i> O.F.Мüller	-	+	-
<i>Filinia terminalis</i> Ehrenb	+	-	-
<i>Kellicottia longispina</i> Kellicott	-	+	+
<i>Cladocera</i>			
<i>Diaphanosoma brachyurum</i> Lievin	+	+	+
<i>Daphnia longispina</i> O.F.Мüller	+	+	+
<i>Copepoda</i>			
<i>Mesocyclops leuckarti</i> Claus	+	+	+
<i>Diaptomus graciloides</i> Lill	+	+	+

Примечание: + вид присутствует, – вид отсутствует.

**Таблица 4.** Численность (N, тыс. экз./м<sup>3</sup>) и биомасса (B, г/м<sup>3</sup>) зоопланктона озера Большое Красное Усть-Коксинского района Республики Алтай

Дата	<i>Rotifera</i>		<i>Cladocera</i>		<i>Copepoda</i>	
	N	B	N	B	N	B
19.09.2002	15,75	0,094	22,50	1,539	39,50	3,255
	23,98	0,118	46,62	2,695	22,97	2,182
27.08.2003	-	-	14,80	0,862	4,76	0,331
	0,05	0,000	2,45	0,131	0,54	0,042
	3,99	0,002	12,24	0,670	7,71	0,607
23.08.2004	12,00	0,004	67,00	4,385	66,65	4,636
	1,99	0,001	23,07	1,869	15,77	1,098
Среднее	9,63	0,037	26,95	1,736	22,56	1,736

Биомасса бентоса озера Большое Красное колеблется в пределах от 2.28 до 4.77 г/м<sup>2</sup>, основу которого составляют хирономиды – от 2.19 до 3.61 г/м<sup>2</sup> (Рузанова, 1986). Значительная роль в

формировании бентоса в озере принадлежит амфибионтам, прежде всего личинкам двукрылых (комары, мошка).

Ихтиофауна озера представлена аборигенным видом – сибирским подкаменщиком (*Cottus sibiricus* Kessler) и радужной форелью (*Salmo gairdneri irideus* Gibbons), которая была завезена мальком в количестве 25000 штук, подрощена в садках и выпущена в озеро. Не имея конкурентов в данном озере, форель распространилась по всей акватории, питаясь гаммаридами, мелкими моллюсками, личинками насекомых, а также мелкой рыбой и насекомыми, падающими в воду. Опыт вселения в озеро радужной форели дал хозяйственный эффект в 2000 году. Таким образом, в озере Большое Красное наблюдались благоприятные условия для вселения пеляди.

Сиговые являются экологически пластичными, хорошо акклиматизируются и, самое главное, проявляют в новых условиях высокую скорость линейного и весового роста при достаточно развитой в озерах кормовой базе. В условиях горных водоемов пелядь в пищевых отношениях выступает как активный полифаг, потребляющий все доступные ей корма в пределах сублиторали. Обычно до 50% требуемого ей рациона может приходиться на рачковый планктон. Однако в первый год выращивания подрощенные личинки и мальки пеляди по своим размерам не способны питаться крупными амфибионтами, и могут отставать в росте, реализуя пищевые потребности за счет мелких форм коловраток.

Вселение пеляди, как указывалось ранее, повлияло на структуру зоопланктона водоема. Численные показатели и биомасса гидробионтов закономерно уменьшились. Судя по данным следующего после интродукции года, соотношение представителей разных групп зоопланктона изменилось за счет увеличения численности ветвистоусых и веслоногих рачков, что привело к восстановлению кормовой базы озера.

#### Список литературы.

Алекин О.А. Основы гидрохимии. – Л.: Гидрометеиздат, 1970. – 228 с.

Михайлов Н.И. Горы южной Сибири. – М.: Географиздат, 1961. – 287 с.

Рузанова А.И. К изучению хирономид Горного Алтая // Чистые воды Алтая. – Горно-Алтайск, 1999. – С. 38 – 44.

Шипунова Т.Я. Гидробиологическая характеристика озер Альпийского пояса Северо-Западного Алтая и перспектива их хозяйственного использования // Рыбопродуктивность озер Западной Сибири. – Новосибирск: Наука, 1991. – С. 35 – 40.

Шипунова Т.Я., Тимченко В.М. Гидрологическая характеристика озер альпийского пояса Северо-Западного Алтая и перспектива их использования // Проблемы горного природопользования. – Барнаул, 1989. – С. 23 – 25.

## ЭКОТОКСИКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ ВОДОЁМОВ РЕСПУБЛИКИ БАШКОРТОСТАН

О. А. Гайфуллина, З. К. Амирова

*Башкирский Республиканский Экологический Центр*

*450075 г. Уфа, Пр. Октября, 147; Республика Башкортостан, Россия, [ecocnt@ufanet.ru](mailto:ecocnt@ufanet.ru)*

В середине XX столетия резко обострились проблемы, связанные с химическим загрязнением биосферы, нередко приводящим к острым токсико-экологическим ситуациям. Это вызвало расширение и интенсификацию исследований масштабов и темпов загрязнения окружающей среды, поиск эффективных приёмов охраны атмосферного воздуха, природных вод, почвенного покрова, предусматривающих как снижение потоков химических загрязняющих веществ, поступающих в биосферу с выбросами промышленности, транспорта, с бытовыми отходами, так и ограничение или полное устранение токсичного действия различных веществ техногенного происхождения на растительный и животный мир и, главным образом, предотвращение отрицательного их влияния на здоровье человека. К числу таких соединений относятся полихлорированные дибензо-пара-диоксины и фураны (ПХДД/Ф) и полихлорированные бифенилы (ПХБ), которые, в свою очередь, относятся к классу стойких органических загрязнителей (СОЗ). Так же к перечню СОЗ следует отнести и ХОП – хлорорганические пестициды (альдрин, хлордан, ДДТ, дильдрин, эндрин, гептахлор, мирекс, линдан, токсафен и т.д.).

Исследования, проведённые за рубежом и в России, выявили положительную корреляционную связь между степенью загрязнения питьевой воды и здоровьем человека. Ввиду того, что вода является конечным резервуаром накопления стойких пестицидов, в сельскохозяйственных территориях она может представлять особую опасность при длительном использовании для питьевых нужд. Список заболеваний человека в этом случае очень широкий.

Пристального внимания заслуживают донные отложения. Аккумулируя СОЗ, они, с одной стороны, способствуют их выведению из воды, а с другой, представляют собой постоянный источник вторичного загрязнения водоёмов. Таким образом, в воде концентрация диоксинов может быть ниже предела их обнаружения, а в донных отложениях этих же водоёмов содержание СОЗ может быть достаточно значительным. В донных отложениях дельт крупных рек «законсервированы» сотни тысяч тонн СОЗ, включая ПХБ и ПХДД/Ф. Если учесть, что большинство СОЗ плохо растворимы в воде, то процессы их накопления в донных отложениях, протекающие главным образом за счёт седиментации взвешенных частиц, на которых они сорбируются, представляют важную составляющую общего загрязнения водоёмов (О. А. Гайфуллина 2010).

На базе ГУ БРЭЦ (Башкирский Республиканский Экологический Центр) было проведено оценочное исследование загрязнений диоксинами и фуранами гидробионтов (рыбы) из рек и озёр Республики Башкортостан: озёр Аслыкуль, Шамсутдин, Кулеш, реки Худолаз (вблизи города Сибая), реки Белой (вблизи города Бирска).

Через почву, с загрязнениями воды и воздуха диоксины поглощаются растениями, водными и почвенными организмами, которые служат пищей птицам, рыбам и млекопитающим, и, в конце концов, поступают в рацион человека.

Эффективнее всех концентрируют диоксины рыбы. Ткани рыб являются достаточно хорошим индикатором загрязнения водоёма, испытывающего техногенное загрязнение от промышленных и коммунально-бытовых стоков городов, распространяющихся на достаточно большие расстояния. Загрязнение диоксинами гидробионтов, в частности рыбы, происходит за счёт эффектов биоаккумуляции и биомagnификации. Концентрация токсикантов в тканях гидробионтов может превышать содержание в гидросфере в десятки и сотни тысяч раз (Р. М. Баширова, 2006).

Озеро Аслыкуль (Асылыкуль) – самое большое озеро в республике, расположено в 30 км к северо-западу от города Давлеканово, находится в бассейне реки Дёма (левом притоке реки Белая), в широкой котловине, в северо-восточных отрогах Бугульмино-Белебеевской возвышенности. Вода в озере слегка солоноватая с высокой степенью минерализации. Озеро образовалось на месте гигантского карстового провала, постепенно заполненного водами за счёт атмосферных осадков и грунтовых вод. В настоящее время на территориях, прилегающих к озеру, находится Национальный парк «Озеро Аслыкуль».

Главной особенностью озера Аслыкуль является способность накапливать вещества. По своему положению в рельефе суши и в системе материкового стока данное озеро является бессточным и становится аккумулятором минеральных и органических веществ, циркулирующих в пределах водосбора. Поэтому всякая антропогенная деятельность, происходящая на водосборе, в полной мере находит отражение в процессах, изменяющих состав воды и способствует развитию негативных тенденций в экосистеме озера Аслыкуль.

Поступление диоксинов в ткани живых организмов в границах водосбора озера возможно как путём трансграничного переноса, так и за счёт локальных местных источников: сжигания листвы и мусора вблизи водного источника, выбросов автотранспорта, пожаров и т.д.

Ихтиофауна озера Аслыкуль представлена различными видами рыб: плотва, щука, налим, карп, сазан, линь, а так же сиг и рипус. В качестве объекта исследования загрязнения озера ПХДД/Ф был использован вид рыбы щука. Использование данного вида рыбы в качестве биоконцентратора диоксинов определялось достаточно большой продолжительностью жизни и хищным образом питания. Были исследованы особи 6 и 9 лет. Полученные данные говорят о накоплении, происходящем во времени. Особенно это выражено для высокохлорированных гепта- и окта-изомеров диоксинов и фуранов. Характер распределения изомеров свидетельствует о фоновом загрязнении водоёма и об отсутствии активных локальных источников техногенного характера. Данные общей токсичности, в пересчёте на сырой вес образцов, представлены на рисунке 1.

Для России нормативом содержания ПХДД/Ф для рыбы, используемой в пищевых целях, является показатель 4 пг/г сырого веса (в пересчёте на показатель общей токсичности TEQ-WHO).

Анализируя полученные данные, отмечаем, что показатели токсичности соответствуют нормам РФ и рыба данного водоёма может быть использована в пищевых целях.

Озёра Кулеш и Шамсутдин расположены в 7 – 10 км от города Бирска и являются рекреационной зоной. Загрязнение водоёмов, являющихся старицами реки Белой, проведено путём оценки загрязнения тканей рыбы леща. Питается лещ разнообразными донными животными, водными растениями, а весной, до нереста, и икрой других рыб. За редким исключением, эта рыба вполне осёдлая, что важно для проведения мониторинга водных объектов с использованием гидробионтов.

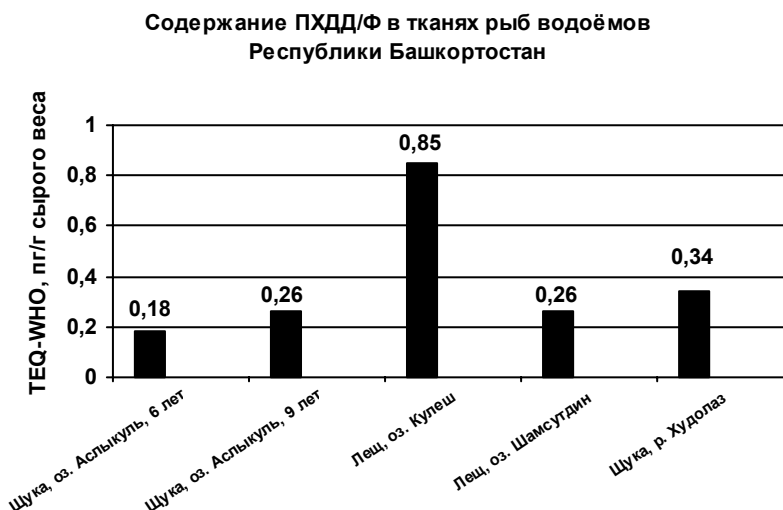
В пробах из озёр Кулеш и Шамсутдин выявлено высокое содержание тетра- и пента-изомеров. Норматив РФ позволяет рекомендовать к использованию в пищевых целях этот вид рыбы при жирности экземпляра не более 3%. По результатам исследования уровня загрязнения рыбы данных водоёмов можно сделать заключение о наличии источника диоксинов и фуранов, которым может быть повышенное загрязнение реки Белая в районе города Бирска. Вследствие эффекта биоаккумуляции даже незначительная, но постоянная эмиссия от загрязнённых частиц или приводит к характерному загрязнению низкохлорированными изомерами. Причинами загрязнения могут быть стоки промышленных предприятий города Уфы в результате долговременного загрязнения ПХДД/Ф реки Белая, т.к. оба этих озера являются старицей реки и в весенний паводок могут иметь источник загрязнения от промышленных предприятий Северной промышленной зоны города Уфы.

Объектом исследования в Зауралье была река Худолаз – правобережный приток реки Урал (берёт начало в восточных склонах хребта Иркендык в 15 км западнее города Сибая).

Химический состав воды реки Худолаз формируется под влиянием сточных вод ОАО «Башкирский медно-серный комбинат», Сибайского филиала ОАО «Учалинский ГОК», ООО «Башкирская медь», загрязнённых ионами тяжёлых металлов, взвешенными веществами, сульфатами и хлоридами. Так же принимают участие в загрязнении реки и хозяйственно-бытовые сточные воды городских очистных сооружений города Сибая, загрязнённые биогенными и органическими веществами, поступающими в реку по пересохшему руслу реки Карагайлы – притоку реки Худолаз.

Вода реки Худолаз по комплексному показателю ИЗВ в течение 2001–2005 г.г. характеризовалась как «грязная» (2002 г.), «очень грязная» (2001 г.) и «чрезвычайно грязная» (2003–2005 г.г.).

В качестве биоконцентратора была использована особь щуки, ткани которой было определено содержание ПХДД/Ф (рис. 1).



**Рис. 1.** Содержание ПХДД/Ф в тканях рыб водоёмов РБ.

Общий уровень загрязнения диоксинами является невысоким и удовлетворяет нормам РФ к пищевым рыбным продуктам. Однако, при патологоанатомическом обследовании выявлено, что печень исследованных рыб тёмно-красного цвета и дряблой консистенции, наблюдается повышенное кровенаполнение сосудов, вакуолизация цитоплазмы отдельных гепатоцитов, а



дистрофические процессы привели к полному распаду клеток с нарушением функциональной активности печени.

Развитие патологий печени рыб из реки Худолаз ниже города Сибая, очевидно, является результатом повышения нагрузки на печень, нарушения обменных процессов всего организма и связано с кумулятивным влиянием токсикантов, в том числе и диоксинов.

Мониторинг загрязнения диоксинами наиболее крупной водной артерии Республики Башкортостан – реки Белая – ведётся в ГУ БРЭЦ в течение нескольких лет.



**Рис. 2.** Содержание ПХДД/Ф в тканях рыбы лещ в реке Белая в нижнем течении (окрестности города Бирск).

Качество воды в реке Белая формируется под влиянием сточных вод предприятий металлургической, нефтеперерабатывающей, нефтехимической, химической, энергетической, машиностроительных отраслей промышленности, смывов с территорий промышленных предприятий, сельхозугодий и населённых пунктов. В нижнем течении качество воды в реке Белая формируется под влиянием сбросов сточных вод водопользователей городов Уфа, Благовещенск, Бирск, Дюртюли. По уровню загрязнённости по 7-бальной шкале реке Белая присвоен 3 номер.

Объектами исследования были пробы гидробионтов – лещ, отловленный на участках реки между городами Уфа – Бирск: выше города, в черте города Бирска и ниже по течению реки (рис. 2).

Общий уровень загрязнения диоксинами удовлетворяет нормам РФ к пищевым рыбным продуктам. Но данные говорят о том, что в нижнем течении загрязнение реки Белая значительнее, чем в верховьях, что заметно даже на примере города Бирска.

Пресноводные водоёмы – это резервуары, куда в конечном итоге попадают загрязнённые вещества. Большие содержания стойких органических загрязнителей в разное время были отмечены в ракообразных, моллюсках, рыбе. Как показывает практика, наивысшие содержания СОЗ обнаруживаются в организмах у хищных и у донных рыб, куда они поступают с пищей.

Стойкие органические загрязнители накапливаются в водоёмах, и живущие в них организмы становятся сами источниками загрязнения других представителей ихтиофауны и человека, связанные с ними трофическими цепями.

В заключение отметим, что для комплексной экотоксикологической оценки состояния водоёма недостаточно мониторинга только поверхностных вод. Необходим так же мониторинг донных отложений, а так же мониторинг водных растений и животных, которые служат пищей птицам и млекопитающим.

#### Список литературы

Баширова Р. М. Экотоксикология. – Уфа: РИЦ БашГУ, 2006. – 162 с.

Гайфуллина О. А., Амирова З. К., Попкова Т. Н., Попков А. В. Мониторинг диоксинов в промышленных городах Башкортостана. VII международная научно-практическая конференция “Окружающая среда и здоровье”, 2010 г., Пенза, С. 18 – 21.

Майстренко В. Н., Ключев Н. А. Эколого-аналитический мониторинг стойких органических загрязнителей. – М.: БИНОМ. Лаборатория знаний, 2004. – 323 с.

# ХАРАКТЕРИСТИКА ЗАГРЯЗНЕННОСТИ ВОДЫ И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА ПО РЕЗУЛЬТАТАМ ЛЕТНИХ СЪЕМОК 2009 И 2010 ГГ.

И.Л.Григорьева<sup>1</sup>, Е.А.Нечаева<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Учреждение Российской академии наук Институт водных проблем РАН  
119333, Москва, ул. Губкина, д. 3, Россия, Irina\_Grigorieva@list.ru

<sup>2</sup>Федеральное Государственное Учреждение «Управление эксплуатации Рыбинского и Шекснинского водохранилищ», 152932, Ярославская область, г. Рыбинск, ул. Крестовая, д. 87а, Россия, fgu\_kamen@list.ru

Мониторинг за качеством водных ресурсов Рыбинского водохранилища осуществляется ФГУ «Управление эксплуатации Рыбинского и Шекснинского водохранилищ» по данным лабораторий промышленных предприятий Вологодской, Ярославской и Тверской областей, а также ГУ «Ярославский областной центр по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды» и ГУ «Вологодский областной центр по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды». Для того, чтобы оценить современное состояние качества воды и донных отложений Рыбинского водохранилища в июле 2009 г. и в августе 2010 г. были проведены санитарные обследования водоема.

23-24 июля 2009 г. отбор проб воды Рыбинского водохранилища производился из поверхностного горизонта в 9 точках (1 - п. Каменники; 2- с. Брейтово, устье р. Сить; 3 – г. Весъегонск; 4 – Центральный мыс; 5 – н.п. Мякса; 6 – н.п. Торово, устье р. Суда; 7 – г. Череповец, устье р. Ягорба; 8 – п. Шексна; 9 - г. Пошехонье-Володарск, устье р. Согожа). В этих же точках были взяты пробы донных отложений. Анализ проб воды был произведен в гидрохимической лаборатории Ивановской НИС Института водных проблем РАН и в Бассейновой гидрохимической лаборатории ФГБУ «Центррегионводхоз» Федерального Агентства водных ресурсов. Пробы донных отложений анализировались в Бассейновой гидрохимической лаборатории.

24 августа 2010 г. отбор проб воды Рыбинского водохранилища был произведен из поверхностного горизонта в 6 точках: н.п. Шоломово (нижняя Шексна), н.п. Торово (устьевой участок р. Суда), н.п. Городище (510 км 63 судового хода), н.п. Мякса ( 485 км 63 судового хода), г. Череповец (устьевой участок р. Ягорба), Центральный мыс (435 км 63 судового хода). Химический анализ отобранных проб воды был выполнен в гидрохимической лаборатории ФГУ «Верхне-Волжскводхоз» Федерального агентства водных ресурсов.

Известно, что наиболее крупным источником загрязнения воды Рыбинского водохранилища особо опасными ингредиентами является Череповецкий промышленный регион (Вологодская область), в котором сосредоточены предприятия металлургической (АО «Северсталь»), химической (АО «Аммофос», ЧПО «Азот»), деревообрабатывающей (ЗАО «Фанерно-мебельный комбинат», спичечная фабрика ЗАО «ФЭСКО») и ряда других отраслей промышленности. Хотя на большинстве предприятий этого промрегиона имеются локальные очистные сооружения, однако эффективность их работы чрезвычайно низка. Качество сточных вод, сбрасываемых в водоемы, по степени очистки не соответствует установленным нормативам. Обобщение результатов химического анализа проб сточных вод предприятий показало, что наблюдается превышение над установленными нормативами (ПДК) по таким ингредиентам, как азот аммонийный, медь, марганец, железо общее, нефтепродукты, БПК<sub>5</sub>.

Поступление сточных вод в Рыбинское водохранилище влияет не только на качество воды водоема, но и на загрязнение донных отложений, что было подтверждено результатами летних съемок водохранилища летом 2009 и 2010 гг.

Температура воды в июле 2009 г. во всех створах наблюдений была выше, чем в августе 2010 г. и изменялась от 22 °С – Центральный мыс до 24,7 °С – г. Череповец. 24 августа 2010 г. температура воды Рыбинского водохранилища изменялась в диапазоне от 18 °С (Центральный мыс и н.п. Шоломово) до 22 °С (н.п. Городище и н.п. Торово), в районе г. Череповец температура воды составляла 19 °С.

Более благоприятный кислородный режим в водохранилище наблюдался в августе 2010 г., когда концентрация растворенного кислорода в воде колебалась от 7.95 мг/дм<sup>3</sup> (н.п. Мякса) до 10.88 мг/дм<sup>3</sup> (н.п. Шоломово), тогда как в 2009 г. у г. Череповец концентрация кислорода была ниже допустимого значения (6.0 мг/дм<sup>3</sup>) и составила 5.5 мг/дм<sup>3</sup>.

Как известно [2], величина рН в р. Волге имеет наиболее низкие значения в местах поступления кислых болотных вод. Значения рН воды изменяются в течение года и, как правило,

наибольших значений достигают в период интенсивного цветения фитопланктона.

В период обследования в 2009 г. величина рН изменялась в диапазоне от 7.24 (Брейтово) до 8.6 (Пошехонье- Володарск). Таким образом, превышение допустимого значения (8.5 ед. рН) наблюдалось только в одной точке Пошехонье-Володарск. В августе 2010 г. значения рН воды Рыбинского водохранилища изменялись в диапазоне от 8.13 (н.п. Шоломово) до 8.31 (г. Череповец), т.е. все значения были меньше допустимого (8.5) для водоемов рыбохозяйственного назначения.

Концентрации взвешенных веществ в воде Рыбинского водохранилища в 2009 г. варьировали от 1.8 мг/дм<sup>3</sup> до 7.3 мг/дм<sup>3</sup> (н.п. Торово), а в 2010 г. во всех створах наблюдений составили 2.0 мг/дм<sup>3</sup>.

Летом 2009 и 2010 гг. наибольшие концентрации сульфатов наблюдались в районах водохранилища, находящихся под влиянием загрязняющих вод, поступающих от Череповецкого промышленного узла. Это точки Череповец, Торово. В 2009 г. максимальные концентрации сульфатов составили 30.1-35.6 мг/дм<sup>3</sup>, а в 2010 г. они были несколько выше – 37.4-38.2 мг/дм<sup>3</sup>.

Концентрации хлоридов, в отобранных пробах воды, были невысоки и, в основном, не превышали 10 мг/дм<sup>3</sup> как в 2009, так и в 2010 г.

В летнюю межень 2009 г. цветность воды в Рыбинском водохранилище изменялась в диапазоне 56-155 градусов Pt-Co шкалы цветности. Менее цветными были воды водохранилища в районе Рыбинской ГЭС (п. Каменники), а более цветными - воды в устье р. Суда (Торово). В августе 2010 г. цветность воды во всех точках наблюдений была ниже, чем в 2009 г., поскольку лето 2010 г. было мало дождливым и не было поступления высоко окрашенных вод с водосбора. В августе 2010 г. цветность воды изменялась в диапазоне от 44 (н.п. Торово) до 67 градусов цветности (н.п. Мякса).

Перманганатная окисляемость (ПО) является косвенной характеристикой содержания в воде органических и минеральных веществ. Величины ПО находятся в тесной зависимости от цветности воды, поэтому наименьшее значение ПО летом 2009 г. (13.5 мгО/дм<sup>3</sup>) было зафиксировано в точке Каменники, а наибольшее 26.1 мгО/дм<sup>3</sup> в пункте Торово (устье р. Суда), где наблюдалась большая цветность воды.

По значениям ХПК (химическое потребление кислорода) судят о содержании в воде органических веществ. В соответствии с требованиями к составу и свойствам воды в водоемах питьевого водопользования величина ХПК не должна превышать 15 мгО<sub>2</sub>/л, в зонах рекреации в водных объектах допускается величина до 30 мгО<sub>2</sub>/л. Летом 2009 г. значения ХПК изменялись в диапазоне от 29 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup> (Центральный мыс) до 51 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup> (н.п. Торово), в августе 2010 г. значения ХПК были несколько ниже, но все-таки превышали ПДК для водоемов питьевого и рыбохозяйственного назначения и варьировали в диапазоне от 28.3 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup> (Центральный мыс) до 42.3 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup> (г. Череповец).

Определение БПК<sub>5</sub> в поверхностных водах используется с целью оценки содержания биохимически окисляемых органических веществ, условий обитания гидробионтов и в качестве интегрального показателя загрязненности воды. Величины БПК<sub>5</sub> используются также при контроле эффективности работы очистных сооружений. В поверхностных водах величины БПК<sub>5</sub> изменяются обычно в пределах 0.5–4 мг О<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup> и подвержены сезонным и суточным колебаниям [1].

Наиболее высокое значение БПК<sub>5</sub> в летнюю межень 2009 г. было зафиксировано в точке Торово и составило 8.4 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>. В остальных точках наблюдений этот показатель не превышал, в основном, ПДК для рыбохозяйственных водоемов (2.0 мг О<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>). В 2010 г. значения БПК<sub>5</sub> изменялись в диапазоне от 2 мг О<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup> (г. Череповец, Центральный мыс) до 2.9 мг О<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup> (н.п. Мякса).

Неорганические соединения азота (аммоний, нитриты и нитраты) образуются в воде в результате биохимического разложения и окисления органических остатков, как природного происхождения, так и попадающих в реки и водоемы со сточными водами [1].

Концентрация иона аммония в воде Рыбинского водохранилища в летнюю межень 2009 г. были ниже ПДК для рыбохозяйственных водоемов и изменялась от 0.10 мг/дм<sup>3</sup> (п. Каменники) до 0.45 мг/дм<sup>3</sup> (н.п. Торово). В августе 2010 г. концентрации иона аммония в воде Рыбинского водохранилища были значительно выше, чем в 2009 г., и изменялись от 0.47 мг/дм<sup>3</sup> (н.п. Торово) до 0.79 мг/дм<sup>3</sup> (н.п. Шоломово), т.е. были на уровне или выше ПДК (0.5 мг/дм<sup>3</sup>) для водоемов рыбохозяйственного назначения. Повышенные концентрации ионов аммония указывают на ухудшение состояния водоема в результате поступления сточных вод от Череповецкого промузла и усиления процессов бактериального разложения органических веществ.

Концентрация нитритов летом 2009 г. изменялась в диапазоне от 0.05 мг/дм<sup>3</sup> (Пошехонье) до 0.10 мг/дм<sup>3</sup> (мыс Центральный и Череповец). В августе 2010 г. концентрация нитритов изменялась от 0.02 мг/дм<sup>3</sup> (н.п. Торово и н.п. Шоломово) до 0.078 мг/дм<sup>3</sup> (мыс Центральный) и до 0.085 мг/дм<sup>3</sup> (г. Череповец). Таким образом, в 2009 г. превышение ПДК<sub>рыб.</sub> наблюдалось в двух точках из девяти, а в 2010 г. в одной точке из шести. В оба года наблюдалось устойчивое загрязнение вод Рыбинского водохранилища нитритами в зоне влияния сточных вод от Череповецкого промузла.

Концентрации нитрат-иона в воде водохранилища в июле 2009 г. не превышали во всех точках наблюдений 0.5 мг/дм<sup>3</sup>, а в августе 2010 г. они возросли до 1.1- 2 мг/дм<sup>3</sup>. Наибольшие концентрации в 2010 г. отмечались в точках Торово и Череповец, что является свидетельством ухудшения санитарного состояния водоема в районе поступления сточных вод от Череповецкого промузла.

Во всех отобранных пробах определились фосфаты и минеральный фосфор. Концентрации фосфатов в июле 2009 г. были невысоки, не выше 0.05 мг/дм<sup>3</sup>, поскольку интенсивность фотосинтеза фитопланктона была высокой. В августе 2010 г., очевидно, интенсивность процессов биохимического окисления органических веществ была выше, чем процессов фотосинтеза, поэтому концентрации фосфатов в отдельных точках возросли, например, у н.п. Мякса – до 0,2 мг/дм<sup>3</sup>.

По данным отбора проб в 2009 г. и 2010 гг. было выявлено загрязнение водных масс Рыбинского водохранилища металлами, поступающими со стоками от предприятий Череповецкого промузла.

Повышенное содержание железа наблюдается в болотных водах, в которых оно находится в виде комплексов с солями гуминовых кислот – гуматами. Для региона Верхней Волги характерна высокая степень заболоченности водосборов, в следствие чего болотные воды играют значительную роль в питании водоемов и водотоков и определяют повышенные концентрации железа в воде водных объектов. Дополнительные количества железа общего могут также поступать с промышленными стоками.

Содержание железа общего в воде водохранилища летом 2009 г. было в пределах от 5 до 8 ПДК. Исключение составили два створа – г.Весьегонск (13 ПДК) и н.п.Торово, устье р.Суда (16 ПДК). В августе 2010 г. концентрация железа общего изменялась от 0.48 мг/дм<sup>3</sup> (4.8 ПДК, н.п. Шоломово) до 0.88 мг/дм<sup>3</sup> (8.8 ПДК, н.п. Городище).

Таким образом, вне зависимости от гидрометеорологических условий, концентрации железа общего в воде Рыбинского водохранилища в районе сброса сточных вод от Череповецкого промузла превышают ПДК в несколько раз, что, очевидно, является влиянием сточных вод, содержащих повышенные концентрации железа

Значительные количества марганца поступают в водные объекты в процессе разложения остатков водных животных и растительных организмов, особенно сине-зеленых, диатомовых водорослей и высших водных растений. Поставщиком марганца также являются сточные воды металлургических заводов, в частности предприятия ОАО «Северсталь», и предприятий химической промышленности.

В 2009 г. загрязнение водных масс Рыбинского водохранилища марганцем было обнаружено только в районе г.Череповец, устье р.Ягорба и составило 2 ПДК. В 2010 г. высокие концентрации марганца до 19-20 ПДК были обнаружены в точках Мякса и Городище, что может быть объяснено как локальным загрязнением, так и поступлением его в воду при разложении фитопланктона и высшей водной растительности.

Основным антропогенным источником поступления меди в водоемы являются сточные воды предприятий химической, металлургической промышленности и шахтные воды.

Концентрации меди в воде Рыбинского водохранилища в 2009 г. превышали ПДК (0,001 мг/дм<sup>3</sup>) для рыбохозяйственных водоемов и изменялись от 13 ПДК (н.п.Мякса) до 19 ПДК (г.Весьегонск). Только в двух створах у п. Каменники и у г. Пошехонье – Володарск содержание меди составило 4 ПДК. В 2010 г. концентрации меди в точках наблюдений были несколько ниже, чем в 2009 г., но во всех точках превышали ПДК и варьировали от 2,5 ПДК (н.п. Шоломово) до 7 ПДК (н.п. Торово).

Цинк попадает в природные воды в результате протекающих в природе процессов разрушения и растворения горных пород и минералов, а также со сточными водами рудообогатительных фабрик и гальванических цехов, производств пергаментной бумаги, минеральных красок, искусственного волокна и др [1].

Концентрации цинка, превышающие рыбохозяйственные нормативы, в 2009 г. наблюдались в двух точках – н.п.Мякса (10 ПДК) и н.п.Торово, устье р.Суда (8 ПДК). В августе 2010 г. концентрация в 19 ПДК была зафиксирована в точке н.п. Торово и в 2 ПДК у Центрального мыса.

Концентрации кадмия, свинца, хрома общего и никеля, превышающие ПДК, в воде Рыбинского водохранилища ни летом 2009, ни летом 2010 г. обнаружены не были.

Источниками поступления алюминия в поверхностные воды являются: 1) частичное растворение глин и алюмосиликатов; 2) атмосферные осадки, 3) сточные воды различных производств.

Концентрации алюминия, превышающие ПДК ( $0.04 \text{ мг/дм}^3$ ) были выявлены в 2009 г. в 6 точках: в районе Дарвинского заповедника, н.п.Мякса, н.п.Торово – 2 ПДК, у г.Череповец – 6 ПДК, а у п.Шексна и г.Пошехонье – Володарск – 5 ПДК. В 2010 г. во всех отобранных пробах воды концентраций алюминия, превышающих ПДК, не были выявлены.

Фенолы являются одним из наиболее распространенных загрязнений, поступающих со стоками предприятий. Концентрации фенолов, превышающие ПДК, в 2009 г. были обнаружены в четырех створах: в районе п.Каменники, с.Брейтово и г.Весьенгонск – 2 ПДК, у г.Пошехонье – Володарск в устье р.Согожа – 3 ПДК. В 2010 г. только в двух точках: н.п. Шоломово и н.п. Городище наблюдались концентрации фенолов превышающие ПДК.

Нефтепродукты относятся к числу наиболее опасных веществ, загрязняющих поверхностные воды. Огромное количество нефтепродуктов поступает в поверхностные воды при перевозке нефти водным путем, со сточными водами предприятий и хозяйственно-бытовыми стоками. ПДК для нефтепродуктов для рыбохозяйственных водоемов составляет  $0.05 \text{ мг/дм}^3$ .

В июле 2009 г. загрязнение воды Рыбинского водохранилища нефтепродуктами было выявлено во всех точках наблюдений, кроме п.Шексна и г.Пошехонье – Володарск, устье р.Согожа. Были отмечены концентрации в 2- 6 ПДК (г. Череповец). В 2010 г. в точках Мякса, Торово, Шоломово, Череповец наблюдались концентрации нефтепродуктов превышающие ПДК в 2-2.5 раза.

СПАВ – анионоактивные поступают в водные объекты в значительных количествах с хозяйственно-бытовыми и промышленными сточными водами. ПДК для рыбохозяйственных водоемов по этому показателю составляет  $0.05 \text{ мг/дм}^3$ . В пробах воды, отобранных в августе 2010 г., значения СПАВ не превышали ПДК.

Химический анализ проб донных отложений, отобранных летом 2009 г., проводился по следующим показателям: тип, цвет, запах, консистенция, включения, влажность, рН, нефтепродукты, цинк, кадмий, свинец, медь и токсичность (биотестирование).

Анализ показал, что наибольшее содержание нефтепродуктов в донных отложениях наблюдается у г. Череповец, где отмечена концентрация в  $1353 \text{ мг/кг}$ .

В пробах донных отложений Рыбинского водохранилища определялись кислоторастворимые формы тяжелых металлов (цинк, кадмий, свинец, медь).

Содержание кислоторастворимых форм цинка в пробах донных отложений, в основном, варьировало от 2 до  $14 \text{ мг/кг}$ , в точке н.п.Торово, устье р.Суда оно составило  $90 \text{ мг/кг}$ , а у г.Череповца, устье р.Ягорба –  $83 \text{ мг/кг}$ .

Кислоторастворимые формы кадмия были обнаружены в пробах донных отложений, отобранных в трех точках: н.п.Торово, устье р.Суда ( $1.4 \text{ мг/кг}$ ); г.Череповец, устье р.Ягорба ( $0.62 \text{ мг/кг}$ ), п.Шексна ( $0.123 \text{ мг/кг}$ ).

Самое большое содержание кислоторастворимых форм свинца наблюдалось в донных отложениях у г. Череповец, устье р.Ягорба ( $22 \text{ мг/кг}$ ). В остальных точках наблюдений его значения колебались от  $0.53$  до  $4.2 \text{ мг/кг}$ .

Наибольшие концентрации кислоторастворимых форм меди были обнаружены у г.Череповец ( $18 \text{ мг/кг}$ ), н.п. Торово, устье р. Суда ( $11.2 \text{ мг/кг}$ ), в точке п. Шексна ( $7.7 \text{ мг/кг}$ ). В остальных точках наблюдений концентрации не превышали  $1.4 - 2.8 \text{ мг/кг}$ .

Во всех пробах донных отложений был рассчитан коэффициент донной аккумуляции цинка, кадмия, свинца и меди. По результатам расчетов были определены районы с хроническим загрязнением донных отложений тяжелыми металлами.

Так хроническое загрязнение донных отложений цинком было отмечено в четырех точках: Дарвинский заповедник; н.п.Торово, устье р.Суда; г.Череповец, устье р.Ягорба; п.Шексна. Хроническое загрязнение донных отложений медью было обнаружено только в одном створе - г.Череповец, устье р.Ягорба. Хроническое загрязнение донных отложений свинцом отмечалось во всех створах, кроме п.Каменники и г.Пошехонье – Володарск, устье р.Согожа, а хроническое загрязнение донных отложений кадмием отмечалось во всех точках кроме Брейтово, Мякса и Шексна.

Анализ данных по сбросу сточных вод предприятий Череповецкого промышленного узла в Рыбинское водохранилище и его притоки показал, что наблюдается превышение над установленными нормативами (ПДК) по таким ингредиентам, как азот аммонийный, медь,

марганец, железо, нефтепродукты, БПК<sub>5</sub>. По этим же показателям наблюдалось превышение ПДК в точках наблюдений в июле 2009 г. и августе 2010 г. Высокие концентрации сульфатов в ряде точек наблюдений (Череповец, Торово, мыс Центральный) свидетельствуют о техногенном загрязнении водоема стоками Череповецкого промузла.

Результаты летних съемок Рыбинского водохранилища в 2009 и 2010 гг. подтвердили, что наибольший антропогенный пресс испытывают водные массы водохранилища в зоне влияния Череповецкого промузла. Наименее загрязненной является вода Рыбинского водохранилища в точках наблюдений, где нет влияния сброса сточных вод (п. Брейтово).

Аккумуляция загрязняющих веществ, поступающих со сбросами сточных вод предприятий Череповецкого промузла, в значительной степени происходит в донных отложениях. Влияние промышленно-бытовых стоков, по-прежнему, распространяется на расстояние до 50 км от г. Череповца.

Список литературы.

Зенин А.А., Белоусова Н.В. Гидрохимический словарь. Л.: Гидрометеиздат, 1988. 239 с.

Экологические проблемы Верхней Волги. Ярославль: изд-во ЯГТУ. 2001. 427 с.

### **СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ЭКОСИСТЕМЫ ВИСЛИНСКОГО ЗАЛИВА БАЛТИЙСКОГО МОРЯ ПО ДАННЫМ ГИДРОХИМИЧЕСКОГО И ГИДРОБИОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА**

О.А. Дмитриева, А.С. Семенова, В.А. Рябчун, Л.В. Рудинская, В.А. Смыслов, В.С. Семенова

*Атлантический научно-исследовательский институт рыбного хозяйства и океанографии  
ФГУП «АтлантНИРО», г. Калининград, Россия, phytob@yandex.ru*

Вислинский залив – вторая по величине солоноватоводная лагуна на юго-востоке Балтийского моря, высокопродуктивный водоем с развитым рыболовством и сопутствующей ему рыбопромысловой инфраструктурой. Залив отличается высокой рыбопродуктивностью 40 кг/га (без балтийской сельди) (Крылова, 1985). В современный период общий вылов составляет 2660 т. и 584 т. без балтийской сельди. Загрязнение Вислинского залива осуществляется за счет целого ряда точечных источников. Река Преголя, впадающая в залив, принимает в себя стоки почти всех крупных городов области, расположенных на ее берегах выше г. Калининграда (Черняховска, Гвардейска, Гусева). Через устьевую часть р. Преголи и непосредственно через обводной канал, в залив сбрасывает свои хозяйственно-бытовые и промышленные стоки город Калининград, а также расположенные на берегах залива города Балтийск, Светлый, Мамоново, Ладушкин (с двумя крупными рыбообрабатывающими предприятиями). В результате загрязнения Вислинского залива в современный период отмечаются негативные явления, отражающиеся на состоянии всей его экосистемы. Комплексные исследования акватории залива проводятся в АтлантНИРО с 1957 г. по настоящее время. Цель работы – оценить влияние процесса эвтрофирования и загрязнения на состояние Вислинского залива по гидрохимическим и гидробиологическим показателям.

Ежегодно с различными стоками, а также в результате смыва минеральных удобрений и отходов животноводческих ферм в залив поступают большие объемы азота и фосфора. Залив является аккумулятором, своеобразной ловушкой осадочного вещества, в том числе и загрязняющих веществ [Емельянов и др., 1998]. Для залива характерно высокое содержание кислорода в среднем 11 мг/л. Реакция воды залива щелочная (pH) и колеблется 8.2-8.9 в среднем составляя 8.6. Для динамики биогенных элементов характерна выраженная сезонность. Минимальные значения нитратов (70-100 мкгР/л в среднем по заливу) отмечаются в марте-апреле и октябре-ноябре, т.е. до начала и после окончания активной вегетации фитопланктона, максимальные значения (до 185 мкгР/л) характерны для периода с мая по сентябрь. Максимум содержания аммиака (60-90 мкгN/л в среднем по заливу) отмечается в начале лета, после весеннего пика в развитии фитопланктона, и ноябре, после почти полного прекращения вегетации водорослей и начала разложения их биомассы. В остальные месяцы содержание аммиака в среднем по Вислинскому заливу сохраняется на уровне 30-50 мкгN/л. Максимум минерального фосфора наблюдается в марте (40-50 мкгР/л в среднем по заливу), его снижение до минимальных значений (5-9 мкгР/л) отмечается в апреле-июле, после чего в июле-августе его концентрация возрастает до максимальных годовых величин (39-75 мкгР/л). В целом концентрация фосфора и нитратов не превышает ПДК для рыбохозяйственных водоемов. Значения БПК<sub>5</sub> имеют высокие

значения 2.9-6.7, в среднем 4.6, которые существенно превышают ПДК для рыбохозяйственных водоемов. Наибольшие значения этого показателя отмечаются весной, летом с увеличением солености этот показатель может снижаться. (Александров, 2010).

По данным последних лет фитопланктон представлен 382 видами и внутривидовыми таксонами, относящимися к 8 отделам. Наиболее многочисленны по количеству видов – зеленые, диатомовые и синезеленые водоросли. В 1997 г. фитопланктоне обнаружен, вид-вселенец *Prorocentrum minimum*. Этот вид постоянно встречается в планктоне в течение всего года, однако увеличение количественных показателей отмечается в осенние месяцы. В фитопланктоне отмечено более 120 видов - показателей органического загрязнения воды, в основном индикаторов  $\beta$  – мезосапробной зоны. Эти виды составляли значительную часть суммарной численности и биомассы фитопланктона, особенно в летние и осенние месяцы 80-83 %. Сезонные изменения фитопланктона в Вислинском заливе характеризуются двумя максимумами весенним, с доминированием диатомовых, зеленых и динофитовых водорослей (*Diatoma elongatum*, *Monoraphidium contortum*, *Oocystis lacustris*, *Perediniella catenata*) и более обширным летним, с доминированием синезеленых и зеленых водорослей (*Lyngbya contorta*, *Woronichinia compacta*, *Anbaena* sp.). В 2002-2010 гг. вариабельность летнего хода биомассы не была выражена, случаев массового отмирания фитопланктона не отмечено. Однако, последние 20-30 лет отмечен рост численности и биомассы фитопланктона. В 70 –е годы средняя за сезон биомасса составляла 1.8 г/м<sup>3</sup>. Средняя за вегетационный сезон биомасса в 2002-2010 гг. была уже намного выше и варьировала от 10 г/м<sup>3</sup> до 15.6 г/м<sup>3</sup>. Согласно классификации (Трифенова, 1995), трофический статус Вислинского залива в современный период можно охарактеризовать как эвтрофный.

В составе зоопланктона Вислинского залива в современный период зарегистрировано 74 таксона рангом ниже рода, относящиеся в основном к трем таксономическим группам (Rotifera, Cladocera и Copepoda). (Науменко, 2010). Видовой состав, комплекс доминирующих видов и сезонная динамика численности и биомассы зоопланктона в Вислинском заливе характерны для эвтрофных и гиперэвтрофных водоемов умеренной зоны Северо-Запада России и Европы (Пидгайко, 1984; Андроникова, 1996). В зоопланктоне велика доля видов-индикаторов эвтрофных условий (*Brachionus angularis*, *B. calyciflorus*, *Keratella cochlearis*, *K. quadrata*, *Filinia longiseta*, *Eubosmina coregoni*), а также доля коловраток (Rotifera) в численности и биомассе зоопланктона. Массовое развитие коловраток, по данным ряда исследователей, наблюдается в водоемах, находящихся на современный период, по сравнению с 1970-ми годами, биомасса зоопланктона значительно возросла. В среднем за вегетационный период в 2000-х она составляла 0.8-2.6 г/м<sup>3</sup>, тогда как в 70-е годы прошлого века 0.2-1.7 г/м<sup>3</sup> (Крылова, 1985). Как показали исследования последних лет, в заливе велика доля мертвых особей (до 54.4% от суммарной численности и 80.6 % суммарной биомассы), что может быть связано как с антропогенным загрязнением, так и неустойчивым гидрологическим режимом и переменной соленостью. Вследствие антропогенного загрязнения органическими веществами в отдельные периоды отмечается массовое развитие видов-индикаторов  $\beta$ - $\alpha$ -мезосапробных условий, особенно часто в Приморской бухте и прилегающих к ней районах. последней стадии эвтрофирования (Андроникова, 1996). Однако численность и биомасса ветвистоусых ракообразных, также являющихся показателем эвтрофных условий, находятся на довольно низком уровне, что, вероятно, связано с переменной соленостью в заливе (0-8‰). Начиная с 1999 г. отмечается вселение и последующая натурализация понтотанского вида *Cercopagis pengoi*, массовое развитие которого отмечалось в 2010 г. По этой причине в составе макробентоса, Вислинского залива найдено около 60 видов и групп организмов, принадлежащих к 12 таксонам крупного ранга. Массовыми таксонами являются полихеты, хирономиды, олигохеты, моллюски-гидробииды и остракоды. Северо-американский атлантический вид *Marenzelleria viridis*, появилась в 1988 г. в настоящее время населяет всю российскую акваторию. Мощное эвтрофирование, достигшее максимума в середине 80-х гг. способствовало еще большему обеднению фауны и изменению характеристик среды. Сложившаяся ситуация обеспечила успех вселенцев, заполнивших ненасыщенные ниши. Солоноватоводность (переменный фактор) и характер грунтов (постоянный фактор) определяют состав и распространение организмов бентоса в Вислинском заливе. До восьмидесятых годов около 70 % пресноводного бентоса, а также морского и солоноватоводного (*Macoma baltica* и *Mya arenaria*) сменилась в восьмидесятые ростом пресноводного до 83% за счет увеличения доли хирономид, а солоноватоводного и морского снизилась в два раза. В современный период (2000-2008 гг.) количественные показатели бентоса самые высокие (в среднем 28 г/м<sup>2</sup>) за весь период исследования залива (с 1959 г.). В предыдущий период (середина девяностых) биомасса бентоса

составляла в среднем 15 г/м<sup>2</sup>.

В ихтиофауне Вислинского (Калининградского) залива (по состоянию на 1997 г.) было отмечено 44 вида рыб и 1 вид круглоротых, относящихся к 21 семейству (Хлопников и др., 1997). Новый для водоема вид - черноротый бычок (бычок-кругляк) (*Neogobius melanostomus* Pallas), относящийся к сем. Gobiidae (Бычковые), был впервые обнаружен в 2000 г. в районе г. Балтийска и Балтийской косы, затем он стал быстро расселяться в заливе (Тылик, 2006). Наиболее многочисленным является сем. Cyprinidae (Карповые), к нему относятся 18 видов, обитающих в заливе. Остальные семейства представлены 1-3 видами рыб. В заливе отмечены пресноводные, проходные, полупроходные и морские виды рыб. Около 70 % рыбопродукции, используемой промыслом, формируется бентосоядными рыбами (Хлопников, 1992). Основными промысловыми объектами в Вислинском (Калининградском) заливе являются лещ, судак, угорь и мелкочастиковые виды рыб (чехонь, плотва, окунь) (Голубкова и др., 2009). Рыболовство в заливе является регулируемым, поэтому динамика численности рыб определяется главным образом действием естественных факторов среды (Хлопников, 1994). Тенденций снижения численности и биомассы большинства рыб не наблюдается, запасы основных промысловых видов рыб находятся в относительно стабильном состоянии, поэтому условия для обитания видов в заливе можно считать удовлетворительными. Однако влияние эвтрофирования отражается на состоянии рыбного сообщества и проявляется в периодически возникающих заморах в заливе и учащении заболеваний рыб. Отмечено, что в современный период паразиты рыб Вислинского залива служат показателями ухудшения качества среды (Заостровцева, 2007). Кроме того, исследование распределения рыб по водоему показало, что самые низкие уловы отмечались в Приморской бухте, считается, что это наиболее экологически неблагоприятная часть залива (Рябчун, 2010).

Таким образом, влияние процесса эвтрофирования на экосистему Вислинского залива выражается в ухудшении отдельных гидрохимических характеристик (увеличение БПК<sub>5</sub>), росте биомассы фитопланктона и увеличения в составе сообществ фито- и зоопланктона показателей органического загрязнения среды, учащения заболеваемости рыб и снижения уловов в наиболее загрязненной части залива (Приморской бухте). Переменная соленость и эвтрофирование способствует успешному проникновению и акклиматизации в заливе видов-вселенцев как в фито-, зоопланктонные и бентосные сообщества, так и в ихтиоценоз.

#### Список литературы

- Александров С.В. Куршский залив: Первичная продукция фитопланктона и деструкция органического вещества, трофический статус водоема // Рыбохозяйственный кадастр трансграничных водоемов России (Калининградская область) и Литвы. Калининград: Изд-во «ИП Мишуткина», 2008. С. 27-31.
- Андроникова И.Н. Структурно-функциональная организация зоопланктона озерных экосистем разных трофических типов. СПб.: Наука, 1996. 189 с.
- Голубкова Т.А., Рябчун В.А. Современное состояние запасов основных промысловых видов рыб в Калининградском (Вислинском) заливе Балтийского моря // Промыслово-биологические исследования АтлантНИРО в 2006-2007 годах. Т.1 Балтийское море и заливы. Сб. науч. тр. Калининград: АтлантНИРО, 2009. С. 113-122.
- Емельянов Е.М., Блажчишин А.И., Кобленц-Мишке О.И., Кравцов А.А., Стрюк В.Л., Харин Г. С. Экологическая и геохимическая обстановка в Восточной Балтике // Проблемы изучения и охраны природы Куршской косы. Калининград: ГП «КГТ», 1998. С. 148-185.
- Заостровцева С.К. Эколого-фаунистический анализ паразитофауны рыб Вислинского залива, рек Преголи и Прохладной. Автореферат – Калининград. 2007. – 24 с.
- Крылова О.И. Функционирование планктона и бентоса Куршского и Вислинского заливов Балтийского моря в связи с их экологическими различиями. Калининград: Атлант. НИИ рыб. хоз-ва и океаногр., 1985. 225 с.
- Науменко Е.Н. Структурно-функциональная организация зоопланктона Вислинского залива Балтийского моря / Атлант. НИИ рыб. хоз-ва и океаногр. – Калининград: АтлантНИРО, 2010.-198 с.
- Рябчун В.А. Состав и особенности распределения видов рыб в Вислинском (Калининградском) заливе Балтийского моря по данным экспериментальных траловых уловов // VIII международная научная конференция «Инновации в науке и образовании-2010» / труды. Калининград: ФГОУ ВПО «КГТУ», 2010. – Ч.1. С. 70-72
- Пидгайко М.Л. Зоопланктон водоемов Европейской части СССР. М.: Наука, 1984. 208 с.
- Трифорова И.С. Экология и сукцессия озерного фитопланктона. Л.: Наука, 1990. 181 с.
- Тылик К.В. Предварительные данные о питании вселенца бычка-кругляка (*Neogobius melanostomus*) в Вислинском заливе Балтийского моря / Известия КГТУ. №9. Калининград: КГТУ, 2006. С. 9-12.
- Хлопников М.М., Кейда М.Э. Характеристика ихтиофауны Куршского и Вислинского заливов Балтийского моря. Калининград: АтлантНИРО, 1997. 46 с.
- Хлопников М.М. Пищевые отношения бентосоядных рыб Вислинского залива // Экологические рыбохозяйственные исследования в Вислинском заливе Балтийского моря: Сб. науч. тр. / Атлант. НИИ рыб. хоз-ва и океаногр. – Калининград, 1992. – С. 165 – 188.



Хлопников М.М. Состояние запасов рыб и их динамика в Куршском и Вислинском заливах Балтийского моря в современных экологических условиях //Гидробиологические исследования в Атлантическом океане и бассейне балтийского моря. Сб. науч. тр. Калининград: АтлантНИРО, 1994. С.71-82.

## ДИНАМИКА ПРОСТРАНСТВЕННО-ВРЕМЕННОЙ ТОКСИЧНОСТИ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД В ПРЕДЕЛАХ МЕГАПОЛИСА

Н.А. Игнатова

*Южный отдел Института водных проблем РАН,  
Гидрохимический институт Росгидромета,  
344090 г. Ростов-на-Дону, пр. Стачки.198, Россия, ignatse@aaanet.ru*

Поверхностные воды (пресноводные водоемы и водотоки) являются наиболее важными для жизнедеятельности человека. Исследование вод и донных отложений экосистем водных объектов важно с точки зрения изучения их токсического действия, так как известна общая тенденция последнего времени – активное распределение токсикантов в водной среде и аккумуляция их в донных отложениях. Токсичность – характеристика биологическая, и может быть определена только с использованием живых организмов, поскольку получаемые аналитическими методами концентрации отдельных загрязняющих веществ не позволяют оценить их экологическое влияние на биоту.

Из существующей триады методов оценки состояния водных экосистем: химический (система ПДК) и двух биологических (биоиндикация и биотестирование) большое внимание уделяется именно последнему. В мировой практике методу биотестирования (из числа биологических методов) все больше отводится роль скрининга загрязнения, результатом которого является сигнальная информация о местах и степени токсичности водного объекта. Следует подчеркнуть, что химический анализ и биотестирование объединяет общая цель – получить характеристику качества, в частности токсичности вод. Однако реальная оценка интегральной токсичности вод и экологическая интерпретация результатов возможно только при использовании биотестирования.

Общий комплекс методических подходов для оценки качества поверхностных вод по биологическим показателям содержит приемы биоиндикации и биотестирования. Приемы биоиндикации предполагают выявление видов-индикаторов сапробности, присутствующих в водных экосистемах. Биотестирование основано на ответной реакции лабораторных биологических тест-объектов (организмов, популяций, экосистем) на воздействие всего комплекса веществ, содержащихся в исследуемых водах.

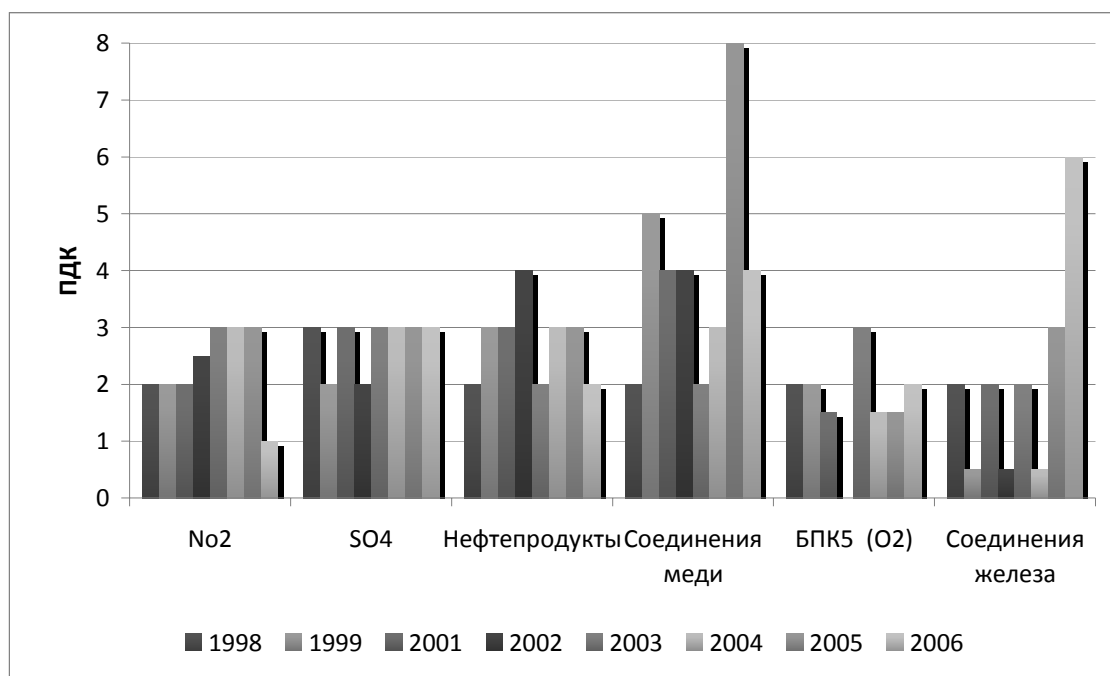
Использование водных ресурсов бассейна Нижнего Дона многопланово: водоснабжение, ирригация, гидроэнергетика, водный транспорт, рыбное хозяйство, рекреационное обслуживание. Расширение хозяйственной деятельности человека в бассейне реки Дон вызывает изменения качественных и количественных характеристик всех ценозов водных экосистем. В связи с этим водная экосистема Нижнего Дона испытывает все возрастающее антропогенное воздействие, одним из негативных последствий которого является токсическое действие на гидробиоту.

Река Дон является основной рекой Азовского бассейна. При существующей антропогенной нагрузке все более актуальными становятся оценка эколого-токсикологического состояния водных объектов на основе не только химического анализа, но и биотестирования, и биоиндикации состояния водных сообществ.

Важность и необходимость исследований обоснована тем, что продолжающаяся антропогенная нагрузка на водные объекты требует регулярных наблюдений за их токсическим загрязнением и назрела необходимость быстрого получения адекватной информации о токсичности вод и донных отложений для принятия управленческих решений.

Токсичность реки Дон в пределах мегаполиса (г. Ростов-на-Дону) исследовали в четырех створах (г. Аксай, Ворошиловский мост, впадение р. Темерник, Кумжинская роща) с 1995 по 2010 годы с использованием методик биотестирования, установленных документами, действующими в системе мониторинга Росгидромета (Р 52.24.566-94, Р 52.24.662-2004, РД 52.24.669-2005, Р 52.24.690-2006.) Тест-объектами служили общепринятый ветвистоусый рачок *Daphnia magna*, коловратка *Brachionus calyciflorus*, зеленая микроводоросль *Chlorella vulgaris*. Отбор и обработку проб фитопланктона и зоопланктона осуществляли согласно Руководству (1983).

Анализ данных химического загрязнения за 1998-2006 гг. реки Дон показал (рис. 1) (Гос. доклад.... 1999-2000; Экологический вестник Дона...2001-2007), что за 8 лет наблюдается тенденция к увеличению загрязнения вод соединениями меди и железа, а также растет показатель БПК<sub>5</sub>. Содержание нитритного азота и нефтепродуктов колеблются. Содержание сульфатов остается на прежнем уровне. Качество воды реки Дон не соответствует требованиям, определяющим категорию водного объекта рыбохозяйственного назначения по содержанию сульфатов, соединениями железа, нитритов, нефтепродуктов, меди и величине БПК<sub>5</sub>.



**Рис. 1.** Химическое загрязнение реки Дон за 1998-2006 гг. (Гос. доклад.... 1999-2000; Экологический вестник Дона...2001-2007)

Класс качества воды реки Дон в черте города за 8 лет изменился от «очень загрязненная» (3б) в 1998 г. до «умеренно загрязненной» (3) в 2006 г. по показателю УКИЗВ (Удельный комбинаторный индекс загрязненности воды). Основными источниками загрязнения поверхностных вод бассейна реки Дон являются сточные воды предприятий жилищно-коммунального хозяйства, различных отраслей промышленности (энергетической, химической, угольной, металлургической, строительной, пищевой), орошаемое земледелие, сельское хозяйство, водный транспорт.

Антропогенное воздействие на биоту реки Дон в черте мегаполиса в сравнительном аспекте с 70-х годов по настоящее время сохраняется, что подтверждает состояние фитопланктонного сообщества: снижение видового разнообразия (после зарегулирования реки Дон видовое разнообразие снизилось почти в 6 раз), наличие  $\beta$ -мезосапробных видов. Однако, данные (Бакаева и др., 2008; Экол. вестник..., 2000-2006) свидетельствуют, что существенно не меняется состав доминирующих комплексов, характер сезонной динамики, видовое разнообразие и структура планктонных сообществ (табл. 1). Значения сапробности в пределах 1.8-2.3 свидетельствуют о среднем уровне загрязнения реки органическими веществами (бытовыми стоками). Указанный диапазон (Барина, 2000) характерен для экосистем удовлетворительной чистоты, находящихся на границе стадии «самоочищение» и «угроза». К зонам вероятного эвтрофирования можно отнести створы у г. Аксай, сброс очистных сооружений, водосброс г. Азова.

За прошедшие годы 21 века ситуация с токсическим загрязнением на Нижнем Дону претерпела изменения. На основе анализа многолетних данных биотестирования выявлены тенденции как в сторону снижения токсичности вод в отдельных створах Нижнего Дона и его притоков, так и ее возрастания.

В 80-90-е годы прошлого века токсичность в водах Нижнего Дона была выявлена на 10 из 11 створов Росгидромета (Водные экосистемы..., 2006). Высокий уровень токсичности обнаружен в районе г. Ростова-на-Дону, особенно в устье притока Дона – река Темерник. В створе «выше

города» вода также была токсичной. Доля токсичных проб речной воды Дона в указанный период была весьма высока: 41 из 53 проб (77%).

**Таблица 1.** Количественные данные состояния фитопланктона и зоопланктона р. Дон за 2000-2006 гг. (Гос. доклад.... 1999-2000; Экологический вестник Дона...2001-2007)

Год	Фитопланктон		Зоопланктон	
	Биомасса, мг/л	Численность, т.кл/л	Биомасса, мг/м <sup>3</sup>	Численность, т.экз./м <sup>3</sup>
2000	1.69	1.09	79.98	10.13
2002	0.16 – 5.70	0.13 – 381	2.61 – 282.38	0.22 – 45.24
2003	0.64 – 6.85	0.29 – 5.47	9.40 – 747.76	0.60 – 190.14
2004	0.24 – 14.51	0.17 – 8.25	3.28 – 433.4	0.42 – 58.4
2006	0.29 – 6.75	0.60 – 8.52	51.0 – 1227.7	11.42 – 208.86

Анализ исследований токсичности вод реки Дон на протяжении 15 лет (1995-2010 гг.) показал (Табл. 2), что в 1995 г. вода реки Дон была наиболее токсичной в сравнении с последующими годами. В 1995 г. во всех створах обнаружено ОТД (острое токсическое действие). При этом выживаемость тест-объектов составляла от 0 до 60 % от контроля.

**Таблица 2.** Динамика токсичности воды р. Дон по результатам биотестирования на трех тест-объектах (Игнатова и др., 2008 а,б)

Створ	1995г.	2003г.	2006 г.	2007г.	2009 г.	2010 г.
Аксай	ОТД	ОТД	ОТД	ОТД	ОТД	ОТД
Ворошиловский мост	ОТД	нет ОТД	нет ОТД	ОТД	ОТД	ОТД
После впадения р.Темерник	ОТД	ОТД	нет ОТД	нет ТД	ОТД	ОТД
Кумжинская роща	ОТД	нет ОТД	нет ОТД	нет ОТД	нет ОТД	нет ОТД

ОТД – острое токсическое действие

В целом с 1995 г. по 2010 г. отмечается снижение токсичности вод участка р. Дон в черте мегаполиса. На протяжении всех 15 лет острое токсическое действие сохранялось в створе г. Аксай. В створах Ворошиловский мост и после впадения р. Темерник отмечается колебания токсического действия вод р. Дон. Улучшение ситуации наблюдается только в створе Кумжинская роща.

Особо хотелось остановиться на изменении токсичности воды реки Дон в месте впадения реки Темерник (Табл. 3). В период с 1995 по 2008 гг. произошло значительное улучшение состояния токсичности (с гипертоксической в 1995 году до отсутствия – в 2006-2008 гг.) и ухудшение в 2009-2010 гг. Так, в 1995 г. ОТД проявлялось после первого часа воздействия. В 2003 г. ОТД обнаружилось через 24 часа воздействия. В 2006-2008 гг. токсическое действие не было обнаружено. Но в последние два года (2009-2010 гг.) состояние токсичности резко ухудшилось до ОТД и проявлялось уже через 48 час воздействий.

**Таблица 3.** Результаты биотестирования р. Дон после впадения р. Темерник по выживаемости *Daphnia magna* (Бакаева и др., 2008)

Год	Выживаемость, %	Часы	Токсичность
1995	0	1	ОТД
2003	50	24	ОТД
2006	70	96	нет ОТД
2007	100	96	нет ТД
2008	70	96	нет ОТД
2009	60	48	ОТД
2010	60	48	ОТД

ТД – токсическое действие, ОТД – острое токсическое действие.

Таким образом, анализ многолетних данных по определению токсичности вод реки Дон в пределах мегаполиса (г. Ростов-на-Дону) свидетельствует о значительном снижении токсичности в ранее очень загрязненных участках: место впадения реки Темерник в реку Дон, район Кумжинской рощи. Токсичность вод р. Дон в районе г. Аксай сохраняется на протяжении уже 15 лет.

В районе крупных населенных пунктов вдоль течения реки Дон сохраняется напряженная ситуация с качеством вод. Так, по значениям индекса УКИЗВ выявлена тенденция ухудшения качества воды у г. Семикаракорска, ст. Багаевской и г. Ростова-на-Дону, особенно в районе их очистных сооружений (Гос. доклад... 1999- 2000; Экологический вестник Дона...2001-2007). Наши данные по более детальной сетке створов отбора в пределах мегаполиса показали тенденцию к ослаблению токсичности в ранее очень загрязненных участках: место впадения р. Темерник в р. Дон, район Кумжинской рощи. Эти створы находятся под влиянием вод р. Темерник. Вероятно, тенденцию к снижению токсичности вод в этих створах, можно объяснить результатом комплекса мероприятий по оздоровлению экологической обстановки р.Темерник, предпринятых администрацией города Ростова-на-Дону. Особый вклад в снижение токсичности, вероятно, вносит применение растения эйхорнии (*Eichornia crassipes*), плоты с которой были установлены в устье р. Темерник, но после их изъятия с 2009 года отмечено повышение токсичности воды в месте впадения реки Темерник в реку Дон.

Выявлены следующие характерные тенденции в районе мегаполиса и населенных пунктов:

- класс качества вод реки Дон в черте мегаполиса за последние 8 лет (с 1998 по 2006 годы) изменился по индексу УКИЗВ (удельный комбинаторный индекс загрязненности) от «очень загрязненного» до «умеренно загрязненного».

- в целом в настоящий момент состояние гидробионтов Нижнего Дона можно охарактеризовать как устойчивое, благополучное. Значения индексов сапробности показывают стабильное умеренное загрязнение (III класс чистоты вод).

- за 15-ти летний период наших исследований (1995-2010 гг.) ситуация с токсическим загрязнением претерпела изменения, как в сторону снижения токсичности в отдельных створах Нижнего Дона и его притоков после мероприятий по очистке водных объектов, так и возрастания после их отмены. Наиболее высокая токсичность у населенных пунктов и в районе очистных сооружений.

#### Список литературы

- Бакаева Е.Н., Игнатова Н.А. Эколого-токсикологическое состояние нижнего течения р. Дон // Материалы III Всероссийской конференции по водной токсикологии “Антропогенное влияние на водные организмы и экосистемы», Борок 11-16 ноября 2008 г. Ярославль: «Ярославский двор», 2008. С. 193-197.
- Баринова С.С. Методические аспекты анализа биологического разнообразия водорослей. Водоросли-индикаторы в оценке качества окружающей среды. М., ВНИИПрироды. 2000. С. 4-59.
- Государственный доклад «О состоянии окружающей природной среды в Ростовской области в 1998 году». Ростов н/Д, 1999.
- Государственный доклад «О состоянии окружающей природной среды в Ростовской области в 1999 году». Ростов н/Д, 2000.
- Игнатова Н.А., Бакаева Е.Н. Подходы к получению гарантированной биологической информации в мониторинге поверхностных вод // Материалы конференции «Экология. Экономика. Информатика», Дюрсо 8-13 сентября 2008 г., Ростов-на-Дону: Изд-во «ЦВВР», 2008. С.102-103.
- Игнатова Н.А., Черникова Г.Г., Бакаева Е.Н. Токсичность вод и донных отложений водных объектов Нижнего Дона в современный период // Сборник трудов V международной научно-практической конференции «Экологические проблемы. Взгляд в будущее», Ростов-на-Дону 7-10 сентября 2008 г., Ростов-на-Дону «Ростиздат», 2008. С. 228-230.
- Р 52.24.566-94 Методы токсикологической оценки загрязнения пресноводных экосистем. М.: ФСР по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды, 1994. 129 с.
- Р 52.24.662-2004 Оценка токсического загрязнения природных вод и донных отложений пресноводных экосистем методом биотестирования с использованием коловраток / Никаноров А.М., Бакаева Е.Н., Игнатова Н.А., Ходурская Л.М. СПб.: Гидрометеиздат, 2006. 56 с.
- РД 52.24.669-2005, Унифицированные методы биотестирования для обнаружения токсического загрязнения поверхностных вод суши с использованием микрозоопланктона / Никаноров А.М., Бакаева Е.Н., Игнатова Н.А. СПб.: Гидрометеиздат, 2006. 57 с.
- Р 52.24.690-2006. Оценка токсического загрязнения вод водотоков и водоемов различной солености и зон смешения речных и морских вод методом биотестирования / Никаноров А.М., Бакаева Е.Н., Игнатова Н.А., Черникова Г.Г. Ростов-на-Дону: Изд-во ГХИ, 2008. 28 с.
- Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений /под ред. В.А. Абакумова. Л.: Гидрометеиздат, 1983. 239 с.
- Серия «Качество вод». Водные экосистемы Нижнего Дона: многолетние изменения качества воды. С-Пб, Гидрометеиздат, 2006. 220 с.
- Экологический вестник Дона «О состоянии окружающей среды и природных ресурсов Ростовской области в 2000-2006 году». Ростов-на-Дону, 2001-2007.

## ЭКОТОКСИКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ РЕК В РАЙОНЕ ИНТЕНСИВНОЙ ДОБЫЧИ НЕФТИ

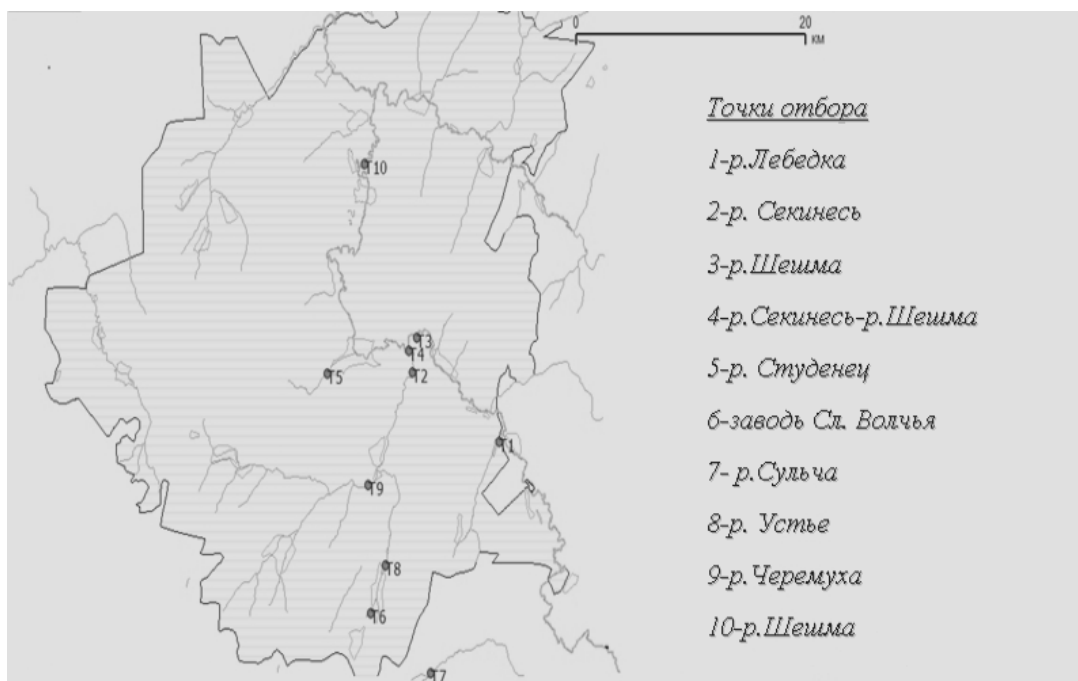
Т.Р. Клевлеева, Л.В. Гурьева, Н.Ю. Степанова

Казанский (Приволжский) федеральный университет  
420008, г.Казань, ул. Кремлевская, 18, Россия, ta-mik.\_5@mail.ru

Нефтепродукты относятся к числу загрязняющих веществ, склонных к накоплению в донных отложениях благодаря высокой сорбционной способности входящих в их состав компонентов, особенностям фракционирования при попадании в водный объект, биохимической устойчивости и аккумуляции гидробионтами с последующим разложением на дне водоемов и водотоков. Ослабление токсичности нефтяного загрязнения сопровождается депонированием потенциально токсичных веществ в донных осадках, временной маскировкой их токсичности.

Целью данной работы было дать экотоксикологическую оценку донных отложений водных объектов в районе интенсивной добычи нефти в Новошешминском районе Республики Татарстан.

**Материалы и методы.** Пробы донных отложений были отобраны в малых реках – притоках р.Шешмы в Новошешминском районе Республики Татарстан в течение 2010 года с помощью дночерпателя Петерсона (рис. 1).



**Рис. 1.** Карта-схема отбора проб донных отложений.

В пробах донных отложений проводили определение гранулометрического состава (ГОСТ 12536-79), содержание органического вещества по потерям при прокаливании (Аринушкина, 1961), металлов на приборе Perkin Elmer (РД 52.18.191-89), нефтепродуктов методом ИК-спектроскопии на приборе АН-1 (ПНД Ф 16.1:2.2.22-98).

Токсикологический анализ проводили на водных вытяжках донных отложений (4:1) с использованием *Paramecium caudatum* Ehrenberg 1838 (критерии токсичности - смертность за 1 час экспозиции - острый опыт) и ингибирование скорости размножения за 24 часа - хронический опыт), *Daphnia magna* Straus 1820 (критерий токсичности – смертность - острый опыт) в соответствии с «Временным...» (2002).

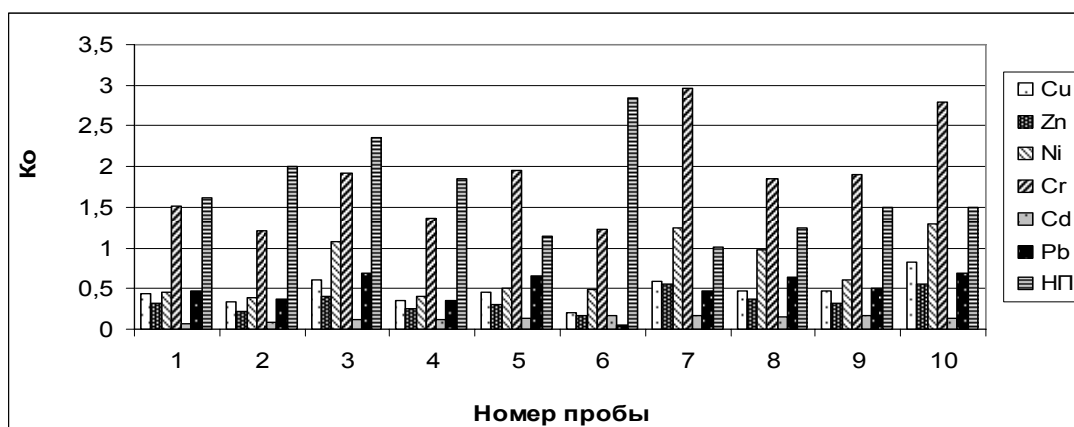
Тестирование на водорослях *Chlorella vulgaris* Beijer проводили с использованием культиватора KB-05, регистрацию оптической плотности культуры тест-объекта проводили на специализированном измерителе плотности суспензии ИПС-03 (ПНД Ф Т 16.1:2.3.7-04).

**Результаты и их обсуждение.** Химический состав донных отложений. Для сравнения химического состава образцов донных отложений между собой содержание металлов было

пересчитано на стандартный образец с учетом средних значений содержания органических веществ ( $C_{орг} = 7,27\%$ ), и тонкодисперсной фракции  $< 0,001\text{ мкм}$  ( $L_{ср} = 7,06$ ).

Сравнение фактического содержания проводили по отношению к ПДУ (рис. 2), определенным для донных отложений Куйбышевского водохранилища (Степанова и др., 2007) и рек Тюменской области (Временное..., 2002), которое показало, что наблюдается повышенное содержание хрома (до 3 ПДУ), нефтепродуктов (до 2,8 ПДУ) и небольшое превышение по никелю (до 1,3 ПДУ).

Если содержание металлов в донных отложениях рек не отражает воздействие нефтедобывающего комплекса, то повышенное содержание нефтепродуктов является индикатором данного вида антропогенного воздействия.

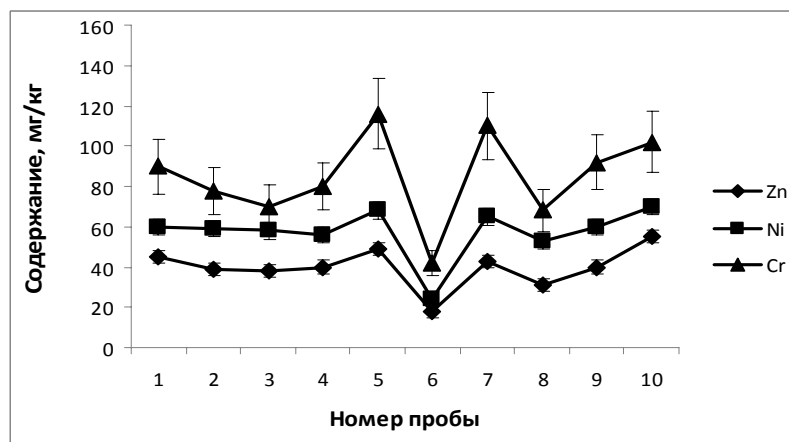


**Рис. 2.** Химический состав донных отложений малых рек – притоков р.Шешмы ( $Ko = C_i/PDU_i$ ; НП - нефтепродукты).

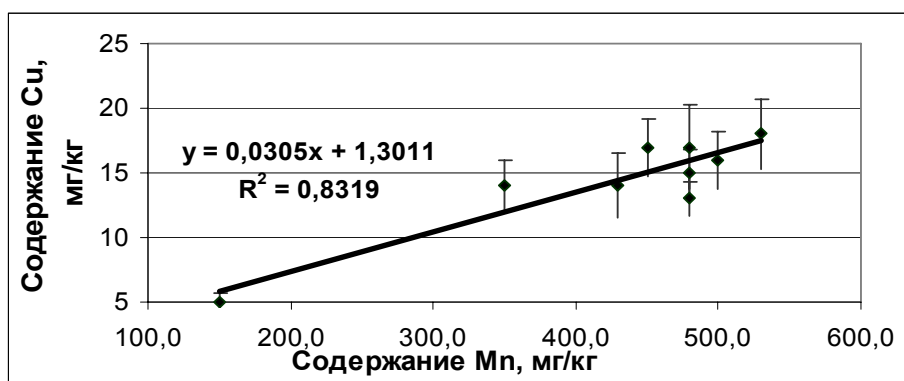
Использование критерия консолидации позволило обнаружить согласованность распределений металлов, среди которых выделяется ассоциация металлов никель-хром-цинк (рис. 3), что, по-видимому, характеризует особенности геохимического фона данного региона.

Выявленная зависимость содержания меди от марганца (рис.4) подтверждает наличие известного механизма элиминации меди из раствора на гидроксидах марганца.

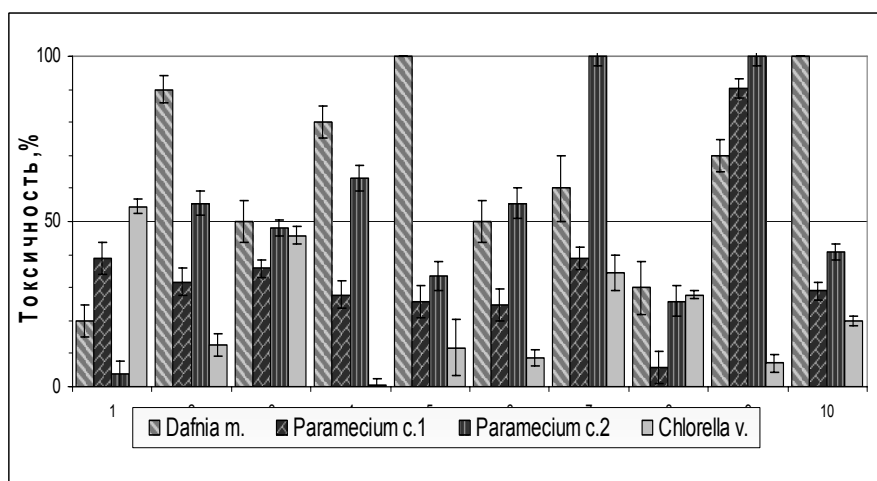
*Токсикологическая характеристика донных отложений.* Результаты токсикологического анализа с использованием *Daphnia magna*, *Paramecium caudatum* и *Chlorella vulgaris* (рис. 5) показали, что практически все образцы донных отложений характеризуются наличием токсичности хотя бы на одном из тест-объектов. Наибольшую токсикорезистентность проявили *Paramecium caudatum* в остром опыте за счет малого (1 час) времени экспозиции и *Chlorella vulgaris* за счет маскировки токсического воздействия биогенными соединениями в составе донных отложений.



**Рис. 3.** Распределение металлов Zn, Cr и Ni в пробах донных отложений малых рек – притоков р.Шешмы.

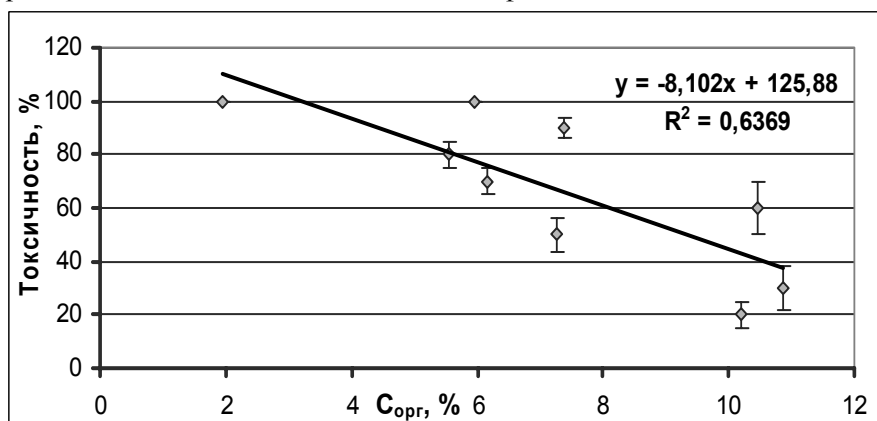


**Рис. 4.** Зависимость содержания Cu от Mn в пробах донных отложений малых рек – притоков р.Шешмы.



**Рис. 5.** Токсичность донных отложений с использованием *Daphnia magna*; *Paramecium caudatum* (1 – острый; 2 – хронический опыт) и *Chlorella vulgaris*.

Какой-либо значимой зависимости уровня токсичности от химического состава донных отложений обнаружить не удалось, однако, для *Daphnia magna* показано наличие обратной зависимости токсичности от содержания органического вещества (рис. 6), что согласуется с литературными данными о способности ряда металлов к комплексообразованию с органическими веществами, приводящее к их элиминации из водной фазы.



**Рис. 6.** Зависимость токсичности донных отложений на *Daphnia magna* от содержания в них органического вещества.

- Выводы.** 1. Для донных отложений малых рек Новошешминского района Республики Татарстан отмечено повышенное содержание хрома и нефтепродуктов, что связано с воздействием нефтедобывающей отрасли.
2. С помощью критерия консолидации обнаружена ассоциация металлов никель-хром-цинк,

характеризующая особенности геохимической провинции.

3. Биотестирование на *Daphnia magna*, *Paramecium caudatum* и *Chlorella vulgaris* показало наличие токсичности всех образцов донных отложений хотя бы на одном из тест-объектов. Наибольшей токсикорезистентностью характеризуется *Paramecium caudatum* в остром опыте (1 час экспозиции) и *Chlorella vulgaris* за счет маскировки токсического воздействия стимулирующим эффектом биогенных соединений в составе донных отложений.

#### Список литературы

- Аринушкина Е.В. Руководство по химическому анализу почв / М.: Изд-во МГУ, 1961.-491 с.
- Временное методическое руководство по нормированию уровней содержания химических веществ в донных отложениях поверхностных водных объектов (на примере нефти). - М.: РЭФИА, НИА — Природа, 2002 – 138 с.
- ГОСТ 12536-79 Грунты. Методы лабораторного определения гранулометрического (зернового) и микроагрегатного состава. – Введ. 1980-07-01.- М: Издательство стандартов, 1980. – 18с.
- ПНД Ф 16.1:2.2.22-98 Методика выполнения измерений массовой доли нефтепродуктов в почвах и донных отложениях методом ИК-спектроскопии. - ФГУ ФЦАО, 2005. – 18 с.
- ПНД Ф Т 16.1:2.3.7-04. Методика определения токсичности питьевых, природных и сточных вод, водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по измерению оптической плотности тест-культуры водоросли хлорелла (*Chlorella vulgaris* Beijer).
- РД 52.18.191-89 Методика выполнения массовой доли кислоторастворимых форм металлов (меди, свинца, цинка, никеля, кадмия) в пробах почвы атомно-абсорбционным анализом. – Введ. 1991 – 01 – 01. - М.: Государственный комитет СССР по гидрометеорологии, 1990. - 32 с.
- Степанова Н.Ю., Латыпова В.З., Анохина О.К. Экологическое нормирование содержания загрязняющих веществ в донных отложениях // Проблемы региональной экологии.- 2007.- № 4.- С.40-47.

### ГЕНОТОКСИЧЕСКИЙ ПОТЕНЦИАЛ ВОДЫ И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ ВЕРХНЕЙ ОБИ В РАЙОНЕ КРУПНОГО НАСЕЛЕННОГО ПУНКТА (НА ПРИМЕРЕ Г. БАРНАУЛА)

Н. В. Ларикова

*Институт водных и экологических проблем СО РАН,  
656038, Россия, г. Барнаул, ул. Молодежная, 1, Россия, larikova.83@mail.ru*

Реки – самый важный ресурс пресной воды для человека. Они используются для обеспечения питьевой водой, ирригации пахотных земель, промышленного и муниципального водоснабжения, сброса промышленных и муниципальных сточных вод, навигации, рыболовства, рекреации и имеют эстетическое значение. Использование речной воды выше по течению должно быть организовано таким способом, чтобы это не снижало количество воды, или качество воды, для пользователей расположенных ниже по течению. Поэтому использование речной воды – предмет политических переговоров на различных уровнях и существует необходимость научной информации о качественном состоянии водных ресурсов, в условиях интенсивного водопотребления и водопользования (Water Quality Assessments, 1996).

Река Обь относится к числу величайших рек земного шара. По площади водосбора она занимает первое место среди рек бывшего СССР, образуется при слиянии рек Бии и Катунь, бассейны которых расположены в пределах Алтая; впадает в Обскую губу Карского моря. Общая длина р. Обь составляет 3650 км, площадь водосборного бассейна 2990 тыс. км<sup>2</sup> (Ресурсы поверхностных вод..., 1967).

Целью исследования было оценить экологическое состояние воды и донных отложений р. Оби на участке возле г. Барнаула цитогенетическим методом с использованием корневой меристемы ячменя.

**Материалы и методы.** Отрезок верхнего течения Оби до г. Новосибирска характеризуется значительной меандричностью русла и широким развитием поймы, на которой представлены многочисленные водоемы — от постоянно связанных с рекой протоков и затонов до отчлененных от русла стариц и полей, затопляемых лишь в период весеннего половодья (Иогансен, Петкевич, 1957). Для оценки уровня загрязненности генотоксикантами р. Обь в районе г. Барнаула провели исследование воды и донных отложений (ДО) в период пониженного потенциала самоочищения водоема, осенью, 8 – 9 октября 2009 г. Пробы воды отбирали в пяти и донных отложений в четырех створах. Для сравнения отбирали пробы воды и ДО у левого и правого берегов выше и ниже г. Барнаула, расположенного на левом берегу р. Оби. В черте города перед



железнодорожным мостом пробы отбирали у берегов и на середине створа (табл. 1 и 2).

В качестве тест-объекта для цитогенетического анализа использовали семена ячменя двурядного сорта «Золотник» селекции Алтайского научно-исследовательского института сельского хозяйства СО РАСХН урожая 2007 года. Семена ячменя проращивали в чашках Петри на бумажных фильтрах, смоченных в исследуемой воде или водной вытяжке донных отложений в темноте при 24–27°C в течение 36 – 42 часов. В качестве контроля использовали водопроводную воду, отстоянную и пропущенную через фильтр «Барьер».

Для приготовления водной вытяжки к навеске воздушно-сухих и измельченных ДО добавляли дистиллированную воду в соотношении 1:4. Смесь перемешивали и встряхивали в течение одного часа. Полученную смесь отстаивали. Для анализа использовали надосадочную жидкость (РД. 52.24.635-2002). Корешки проростков ячменя длиной 6 – 8 мм фиксировали в ацетоалкоголе по Кларку (1:3). Клетки на временных давленных препаратах, окрашенных 2% ацетоорсеином, анализировали на наличие нарушений митоза в анафазе (фрагменты, мосты, отставшие хромосомы и др.) для расчета частоты хромосомных aberrаций (ХА, %), как доли клеток с aberrациями. Для оценки митотической активности меристематической ткани подсчитывали клетки в митозе и в интерфазе и рассчитывали митотический индекс (МИ, %), как долю делящихся клеток. Определяли соотношение фазных индексов, для этого подсчитывали долю клеток в каждой фазе митоза (Паушева, 1988).

Характеристики среды, используемой в эксперименте, могли отличаться в каждом независимом эксперименте. Поэтому для достоверности сделанных выводов, анализ результатов выполняли на основе оценки различий между контролем и опытом в каждом отдельно взятом эксперименте. Для статистической обработки данных использовали метод сравнения долей Фишера и  $\chi^2$  критерий с поправкой Йейтса на непрерывность.

**Результаты.** Вода. Вода р. Оби в октябре 2009 г. проявляла кластогенную активность только ниже города из пяти исследованных створов. Причем анализ воды показал отличия воды, отобранной у правого и у левого берегов. Частота aberrаций хромосом, индуцированных водой правобережной части р. Оби ниже г. Барнаула статистически значимо превышала спонтанный уровень. Частота aberrаций в корневой меристеме при воздействии водой р. Оби составила 3.30%, при 1.85% уровне спонтанных мутаций. Вода других створов, расположенных выше по течению, а также левобережного участка последнего створа цитогенетических эффектов не проявляла (табл. 1.).

Вода правобережной части р. Оби ниже г. Барнаула стимулировала митотическую активность меристемы. Митотический индекс составил 6.98% для исследуемой воды и 6.01% для контроля. Стимуляция митотической активности может проявляться при более слабых стрессовых воздействиях по сравнению с депрессией или при синергетическом эффекте поллютантов и радиации, когда значения каждого взятого в отдельности загрязнителя не превышают предельно допустимой концентрации (Буторина, Калаев, 2000).

Вода ниже города у правого берега, помимо эффекта стимуляции пролиферации клеток тест-объекта способствовала нарушению соотношения фаз митоза. В меристеме ячменя при воздействии воды р. Оби из этого участка отмечено задержка клеток в метафазе и одновременное снижение доли анафаз и телофаз. Такая ситуация может быть вызвана действием воды на веретено деления в меристематических клетках. В этом случае расхождение хромосом к полюсам, происходить не будет. Клетка не может перейти из метафазы в анафазу, следствием этого могут быть геномные мутации (Прохорова и др., 2003).

Проведенный анализ свидетельствует о неравномерности пространственного распределения характеристик генотоксичности как по направлению течения реки Оби, а также в пределах одного створа. Влиянию генетически активных факторов подвержен правобережный участок реки ниже г. Барнаула.

Донные отложения. Наблюдения за качеством воды дают возможность выявить кратковременные, острые или даже случайные загрязнения, которые в дальнейшем, может быть, и не окажут заметного воздействия на экосистему водоема, тогда как исследования донных отложений позволяют судить о хронических и по большей части необратимых «болезней водоема» (Крылова, Томилина, 2000).

Как и в случае с водой, донные отложения правобережного участка реки Оби ниже г. Барнаул проявляли кластогенные свойства на соматические клетки тест-объекта (табл. 2.). Частота aberrаций в корневой меристеме при воздействии водной вытяжки составила 3.34% и значимо превысила 1.54% уровень спонтанных мутаций. Известно, что удвоение частоты мутаций может привести к увеличению числа особей с врожденными дефектами, увеличивает объем генетического груза (Пашин и др., 1983).

**Таблица 1.** Цитогенетические характеристики соматических клеток ячменя при воздействии воды р. Оби у г. Барнаула, отобранной в октябре 2009 г.

Место отбора проб	Количество, просмотренных анафаз	ХА, %	Количество, просмотренных клеток	МИ, %	Профазный индекс, %	Метафазный индекс, %	Анателофазный индекс, %
Контроль	1150	1.83	6419	6.25	45.39	22.94	31.67
Выше г. Барнаул, у левого	1092	1.56	6374	5.57	44.23	25.07	30.70
Выше г. Барнаул, у правого	1042	1.54	5849	6.31	48.51	22.76	28.73
Перед ж/д мостом, у левого	1078	1.95	5783	6.09	40.34	23.30	36.36
Перед ж/д мостом, середина	1082	2.03	6583	6.61	45.06	19.31	35.63
Перед ж/д мостом, у правого	1072	2.24	5856	6.45	42.06	26.19	31.75
Контроль	1081	1.85	5871	6.01	44.76	20.96	34.28
Федуловская протока	1100	1.73	6010	6.07	40.00	23.56	36.44
Выше п. Гоньба, у правого	1099	1.36	5715	6.30	37.78	25.00	37.22
Ниже г. Барнаул, у левого берега	1048	1.43	6008	6.29	41.27	23.54	35.19
Ниже г. Барнаул, у правого	1212	3.30*	5959	6.98*	44.95	28.13*	26.92*

Примечание: \* – различие с контролем статистически значимо при  $p < 0,05$ .

**Таблица 2.** Цитогенетические характеристики соматических клеток ячменя при воздействии водных вытяжек донных отложений р. Оби у г. Барнаула, отобранных в октябре 2009 г.

Место отбора проб	Количество, просмотренных анафаз	ХА, %	Количество, просмотренных клеток	МИ, %	Профазный индекс, %	Метафазный индекс, %	Анателофазный индекс, %
Контроль	1169	1.37	5908	6.38	42.44	20.16	37.40
Выше г. Барнаул, у левого берега	1016	0.98	5836	6.10	39.89	26.12	33.99
Выше г. Барнаул, у правого берега	946	2.01	5753	6.43	50.54*	21.62	27.84**
Перед ж/д мостом, у левого берега	1270	1.26	6496	6.54	50.82*	19.29	29.88*
Перед ж/д мостом, у правого берега	1080	1.20	5874	6.45	42.74	22.69	34.56
Контроль	1496	1.54	5969	7.69	45.32	22.00	32.68
Перед ж/д мостом, середина створа	941	0.74	5793	5.18***	51.33	17.00	31.67
Федуловская протока	1269	2.21	5832	6.76	46.95	22.08	30.96
Ниже г. Барнаул, у левого берега	1009	1.09	5885	6.12***	46.67	20.83	32.50
Ниже г. Барнаул, у правого берега	1256	3.34**	5938	7.44	46.61	21.72	31.67

Примечание: \* – различие с контролем статистически значимо при  $p < 0,05$ ; \*\* – различие с контролем статистически значимо при  $p < 0,01$ ;

\*\*\* – различие с контролем статистически значимо при  $p < 0,001$ .

Донные отложения левобережной части этого створа, а также отобранные выше по течению, в черте города с середины створа перед железнодорожным мостом обладали угнетающим действием на митотическую активность клеток. Митотические индексы для воды р. Оби составили 6.12% и 5.18%, соответственно, что статистически значимо было ниже 7.69 % такового для контроля.

Наличие в воде факторов модифицирующих митоз представляет опасность для здоровья населения, использующих ее в качестве источника водозабора и рекреационной зоны (Прохорова и др., 2005).

Донные отложения в черте города у левого берега перед железнодорожным мостом не оказывали токсического действия на митотическую активность клеток, но способствовали нарушению соотношению клеток меристемы в разных фазах митоза. Такое же действие оказывали на меристему ячменя ДО правобережного участка выше г. Барнаула. При проращивании семян в вытяжках из этих ДО, в корневой меристеме наблюдали задержку клеток в профазе и снижение доли анафаз и телофаз. Задержка митоза в профазе наблюдается при нарушениях процессов редупликации хромосом (Алов, 1972).

ДО других участков, в том числе левобережной части выше города и правобережной части створа перед железнодорожным мостом и Федуловской протоки цитогенетических эффектов на корневую меристему тест-объекта не проявляли.

Превышение содержания тяжелых металлов в донных отложениях р. Оби ранее было выявлено для Cd, Co, Mn, Zn, как до, так и ниже г. Барнаула, для Cu и Pb – после города. Отмечены отличия содержания тяжелых металлов в р. Обь у левого и правого берегов. Как и у левобережного, так и у правобережного участка наблюдалось увеличение загрязнения донных отложений ниже г. Барнаула для всех металлов, кроме Pb (у левого берега), Mn (у правого берега) (Эйрих, 2003).

В целом исследование генотоксичности донных отложений выявило неблагоприятные участки в створах выше, в черте и ниже г. Барнаула по цитогенетическим показателям, при воздействии водными вытяжками на корневую меристему тест-объекта. Наблюдаются различия в проявлении генотоксических свойств донных отложений у левого и правого берегов, а также различия проявляемых эффектов на протяжении исследуемого участка.

Проявление генотоксических свойств ДО створов выше и ниже города свидетельствует о наличии источников загрязнения природного и антропогенного происхождения. Положительные результаты в тест-системах высших растений указывают на присутствие цитостатических и/или генотоксичных веществ в окружающей среде, и указывают на потенциал прямой или косвенной опасности для живущих организмов (Fiskesjo, 1993).

Таким образом, р. Обь в районе г. Барнаула подвержена влиянию генетически активных факторов. Полученные результаты показали наличие пространственной неоднородности распределения характеристик генотоксичности для воды и донных отложений на протяжении исследуемого участка и у разных берегов одного створа. Наиболее неблагоприятный участок р. Оби возле Барнаула расположен ниже г. Барнаула. Вода и донные отложения правобережной части створа достоверно повышают частоту aberrаций в корневой меристеме ячменя. Вода правобережной части створа ниже г. Барнаула стимулирует пролиферацию клеток тест-объекта. Донные отложения левобережной части створа ниже г. Барнаула ингибируют пролиферацию клеток тест-объекта.

#### Список литературы

- Алов И. А. Цитофизиология и патология митоза. –М.: Медицина, 1972. –183 с.
- Буторина А. К., Калаев В. Н. Анализ чувствительности различных критериев цитогенетического мониторинга / А.К Буторина, В. Н. Калаев // Экология, 2000. – № 3. – С. 206 – 210.
- Иоганзен Б. Г. Петкевич А. Н. Гидробиологическая и рыбохозяйственная характеристика Верхней Оби в связи с гидростроительством // Труды проблемных и тематических совещаний ЗИН А. – Вып. VII. – Ленинград-Москва: Издательство АН СССР, 1957. – С. 207 – 214.
- Крылова И. Н., Томилина И. И. Оценка токсических и мутагенных свойств природной воды и донных отложений водохранилищ верхней Волги (территория Ярославской области) / И. Н. Крылова, И. И. Томилина // Биология внутренних вод. – 2000. – № 1. – С. 110 – 117.
- Паушева З. П. Практикум по цитологии растений. – 4-е изд., перераб. и доп.–М.: Агропромиздат, 1988. –217 с.
- Пашин Ю. В. Химические мутагены окружающей среды // Ю. В. Пашин, В. И. Козаченко, Т. А. Зацепилова, Л. М. Бахитова // Секция химико-технологических и биологических наук. – М.: Наука, 1983. – 139 с.

Прохорова И. М. Митозмодифицирующая активность воды реки Которосль / И. М. Прохорова, А. Н. Фомичева, М. И. Ковалева и др. // Актуальные проблемы экологии Ярославской области: материалы третьей науч.-практич. конференции. – Вып. 3. – Том 1. – Ярославль: Издание ВВО РЭА, 2005. – С. 264 – 269.

Прохорова И. М. Оценка митотоксического и мутагенного действия факторов окружающей среды: метод. указания / И. М. Прохорова, М. И. Ковалева, А. Н. Фомичева; Яросл. гос. ун-т. Ярославль, 2003. – 32 с.

РД 52.24.635-2002 Методические указания. Проведение наблюдений за токсикологическим загрязнением донных отложений в пресноводных экосистемах на основе биотестирования. - СПб.: Гидрометеиздат, 2003 21 с.

Ресурсы поверхностных вод СССР. Гидрологическая изученность. – Том 15. – Алтай и Западная Сибирь. – Выпуск 2. Средняя Обь. – М.: Гидрометеиздат, 1967.

Эйрих А. Н. Разработка метода оценки загрязненности рек тяжелыми металлами для системы экологического мониторинга: дисс... канд. техн. наук: 25.00.36. / А. Н. Эйрих. – Барнаул, 2003. – 118 с.

Fiskesjo G The Allium test in waste-water monitoring/Geirid Fiskesjo//Environ Toxicol Water Qualit, 1993.–PP. 8:291– 298.

Water Quality Assessments – A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring / Edited by Deborah Chapman: Second Edition; UNESCO/WHO/UNEP. – Cambridge, 1996. – 651p.

## **ЧТО МОЖЕТ ДАТЬ МЕТОД УСТАНОВЛЕНИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ НОРМ ДЛЯ ПОИСКА СОПРЯЖЁННОСТЕЙ МЕЖДУ БИОТИЧЕСКИМИ И АБИОТИЧЕСКИМИ ХАРАКТЕРИСТИКАМИ ПРИРОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ**

А.П.Левич

*Московский государственный университет имени М.В Ломоносова, Биологический факультет.  
Ленинские горы, д.1, стр.12, Москва, Россия, apl@chronos.msu.ru*

Анализ взаимосвязей между биотическими и абиотическими характеристиками экосистем имеет ряд методических особенностей. В контролируемых условиях лабораторных экспериментов "хорошо организованные" зависимости "доза-эффект" имеют вид однозначных функциональных описаний, поддающихся корреляционному, регрессионному и другим видам статистического анализа. В природных экосистемах на биотические характеристики одновременно действует множество факторов среды, среди которых только часть представлена в экспедиционных измерениях. Биотическая характеристика становится функцией многих абиотических переменных. Зависимости типа "доза-эффект" в этом случае имеют вид "плохо организованного", "размытого" облака точек.

Корреляционный анализ "размытых" зависимостей демонстрирует, естественно, отсутствие значимых связей. Многомерный регрессионный анализ также осложнен рядом обстоятельств (Налимов, Чернова, 1965):

- на биотические переменные влияет множество факторов среды, причем только часть из них известна исследователю и еще меньшая часть представлена в данных наблюдений. Если, например, мы хотим описать полиномом второй степени зависимость хотя бы от 12 факторов, то модель будет содержать 66 парных произведений факторов, а при, например, 20 или 60 факторах – 190 и 1770 соответствующих членов;
- рассматривая натурные данные как пассивный многофакторный эксперимент, трудно оценить ошибки эксперимента и, следовательно, нельзя достаточно строго проверить гипотезу об адекватности представленных данных выбранной моделью;
- невозможно построить критерий для отбрасывания "диких" измерений, содержащих грубые ошибки;
- некоторые абиотические переменные оказываются попарно скоррелированными, поэтому их парциальное влияние на биоту невозможно выделить.

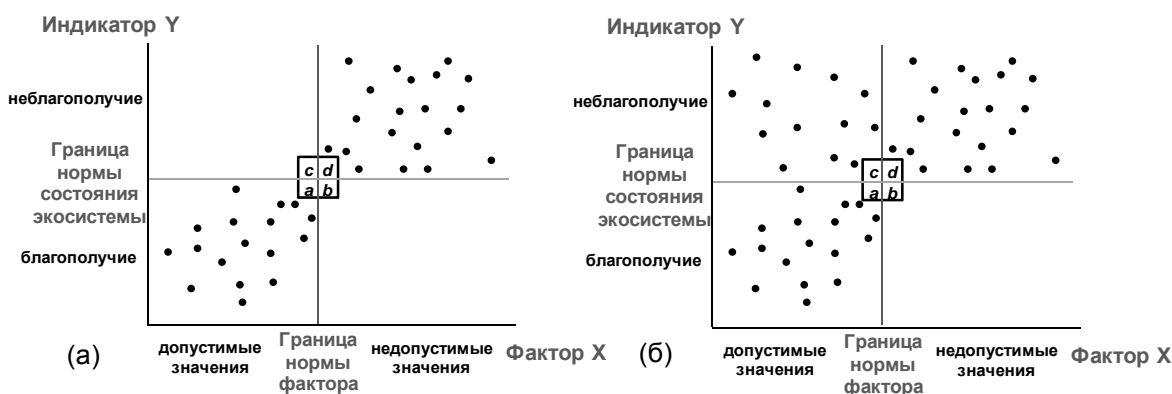
Но, главное, если даже регрессионный анализ позволил оценить множественный коэффициент корреляции, то остаётся нерешённой исходная задача о поиске "тесноты" связи между биотической переменной и каждым из факторов. Следует добавить (Рисник, Рыбка, 2011), что применение множественного регрессионного анализа очень часто осложнено недостаточным количеством данных, причем недостаточность определяется фактором с самым малочисленным количеством наблюдений, сколько бы много их ни было для других переменных.

Для выявления закономерностей в нефункциональных взаимосвязях для "плохо организованных" натурных данных необходим метод, позволяющий выявлять корреляции, скрытые при рассмотрении "размытых" парных зависимостей биотической характеристики от отдельных факторов.

Один из методов анализа "плохо организованных" данных – переход от количественных переменных к их качественным классам. Такими классами могут быть "низкие", "средние" и "высокие" значения; "благополучные" и "неблагополучные", "допустимые" и "недопустимые" значения и т.п. После выделения качественных классов возможен поиск корреляций и других видов связи уже между этими классами различных переменных. Однако и применение анализа качественных переменных сталкивается, по крайней мере, с двумя трудностями. Во-первых, возникает проблема выбора объективного критерия для выделения качественных классов: какие значения считать "высокими" и какие "низкими", какие "допустимыми" и какие "недопустимыми". Вторая трудность связана с упомянутым выше неустранимым *in situ* влиянием на биотические характеристики всех факторов среды и состоит в том, что любые из них могут одновременно приводить к неблагоприятным значениям биотических характеристик. Поясню это на частном, но очень важном в прикладном отношении примере поиска взаимосвязей между биотическими и абиотическими характеристиками – задаче биоиндикации качества среды.

Качественные классы для биологического индикатора – это классы "благополучных" и "неблагополучных" значений, указывающих соответственно на экологическое благополучие или неблагоприятие биоты. Для фактора – это классы "допустимых" и "недопустимых" значений. Если некоторая биологическая характеристика  $Y$  действительно является индикатором воздействия на биоту фактора  $X$ , то благополучные значения индикатора  $Y$  встречаются в наблюдениях за экосистемой только совместно с допустимыми значениями фактора  $X$ , а неблагоприятные значения индикатора  $Y$  – только совместно с недопустимыми значениями фактора  $X$ . Этот идеальный случай отражен на рисунке "а", где граница между "благополучными" и "неблагополучными" значениями названа "границей нормы состояния экосистемы", а граница между "допустимыми" и "недопустимыми" значениями фактора названа "границей нормы фактора".

На рисунке "б" представлено типичное реальное распределение результатов наблюдения за индикаторной характеристикой  $Y$  и некоторым фактором  $X$ . От идеального случая на рисунке "а" это распределение отличает наличие точек-наблюдений в области "с". Наполненность области "с" связана с влиянием на индикатор всех существующих в среде факторов. Если для качественных классов на рисунке "а" корреляция между ними "стопроцентна", то для реальных распределений (рисунок "б") корреляционный анализ может не дать убедительных результатов. Однако, если индикатор  $Y$  действительно представляет собой "правильный отклик" на воздействие  $X$ , то область "b" на рисунке "б" обязательно должна быть пуста. Другими словами, недопустимые значения фактора  $X$  никогда не должны приводить к благополучным значениям индикатора независимо от действия других факторов. Однако в силу возможности случайного попадания точек в область "b" требование к её пустоте приходится смягчать, требуя, чтобы область "b" была "как можно более" пустой.



**Рису.** Классы значений индикатора и фактора в идеальном случае, когда на индикатор влияет только один фактор (а), и в реальном наблюдении, когда на индикатор воздействует множество факторов (б)

Подход, который можно назвать методом установления локальных экологических норм (методом ЛЭН) или методом частичных корреляций между качественными переменными (Левич и др. 2011), реализует идею поиска "как можно более пустой" области "b".

Степень "пустоты" области "b" относительно областей "a" и "d" характеризует критерий

точности  $T = \sqrt{\frac{n_a}{n_a + n_b} \cdot \frac{n_d}{n_d + n_b}}$ , где  $n_i$  – число наблюдений в области "i". Точность изменяется

от 0 до 1, и чем больше точность, тем более "пуста" область "b". Алгоритм метода ЛЭН состоит в переборе всевозможных положений границ нормы для индикатора и фактора и в выборе таких границ, для которых критерий точности максимален.

Подчеркнем, что алгоритм метода рассчитывает одновременно обе границы нормы – и для индикатора, и для фактора, если они существуют. Граница нормы для биологической характеристики разделяет индикацию благополучных и неблагополучных состояний экосистемы, граница нормы для фактора – допустимые и недопустимые его значения.

Может оказаться, что к неблагополучию экосистемы приводят не высокие, а низкие значения фактора (например, содержание кислорода в воде) или как чрезмерно высокие, так и слишком низкие значения (например, концентрации биогенных элементов в почве или водах). Алгоритм метода позволяет вести поиск как отдельно верхних или нижних границ нормы, так и двусторонний поиск. И для индикаторов границы нормы могут быть как нижними (например, для эффективности фотосинтеза неблагополучны низкие значения), верхними (например, для смертности организмов неблагополучны высокие значения), так и двусторонними (например, о неблагополучии биоты может говорить как слишком низкое, так и слишком высокое разнообразие сообществ). Алгоритм метода позволяет исследовать все возможности.

**Таблица.** Зависимость биологических характеристик (БХ) от физико-химических характеристик (ФХХ)

Биологические характеристики	Физико-химические характеристики	Граница между качественными классами ФХХ при наличии зависимости между БХ и ФХХ		Граница между качественными классами БХ	Критерий точности	Число наблюдений
		прямой	обратной			
Хлорофилл "а", мг/л	Температура воды, °С	18	26	15.1	1.00	150
	Прозрачность, м	-	1.5	20.0	1.00	59
	ХПК, мг/л	29	49	25.2	1.00	50
	Органический углерод во взвеси, мг/л	0.7	-	22.0	1.00	48
	NO <sub>3</sub> , мг/л	-	0.1	17.0	1.00	50
Показатель флуоресценции, относительные единицы	Температура воды, °С	-	24	0.70	0.84	187
	Электропроводность, мкСм/см	155	-	0.70	0.87	182
	Общий азот, мг/л	-	1.0	0.69	0.93	57
	PO <sub>4</sub> , мг/л	0.01	-	0.70	0.93	57
	Нефтепродукты, мг/л	-	0.03	0.71	1.00	38

Обычно в стандартных рейсах по Рыбинскому водохранилищу, проводимых ИБВВ имени И.Д.Папанина, измеряют следующие характеристики: солевой состав вод (Ca, Mg, Na, K, Cl, SO<sub>4</sub>, HCO<sub>3</sub>, сумму ионов); содержание биогенных элементов (нитриты, нитраты, аммоний, общий азот, фосфаты, общий фосфор); содержание органических веществ (БПК, ХПК, органический углерод во взвеси); физические характеристики (температуру, электропроводность, прозрачность, цветность); кислотность и щелочность; содержание нефтепродуктов; пигменты фитопланктона (хлорофилл "а", "b", "с", феофитины, чистый хлорофилл "а", каротиноиды); численность и биомассу видов фитопланктона; первичную продукцию фитопланктона; биомассу бактерий. В пяти рейсах 2010 года, кроме стандартных характеристик, проводили измерение показателей флуоресценции фитопланктона (Бикбулатов и др., 2011). Предварительный анализ взаимосвязей между некоторыми биотическими характеристиками (концентрацией хлорофилла "а", показателем флуоресценции) и всеми физико-химическими характеристиками проводили как методами статистического анализа, так и методом ЛЭН (Рисник, Рыбка, 2011). Корреляционный анализ не

выявил значимых результатов: коэффициент детерминации ни для одной пары характеристик не превысил 0.38. Регрессионный анализ также практически не обнаружил связи между характеристиками (наибольший коэффициент детерминации, равный 0.29, был получен для зависимости концентрации хлорофилла "а" от концентраций ионов магния, натрия, калия, хлоридов и сульфатов). Метод ЛЭН позволил с высокой точностью (84, 87, 93 и 100 процентов) обнаружить влияние ряда физико-химических характеристик на биотические и указать границы между "высокими" и "низкими" значениями характеристик, при которых эти качественные классы переменных скоррелированы (см. таблицу).

Полученные зависимости легко интерпретировать. Например, высокие (более 15.1 мг/л) концентрации хлорофилла сопряжены с интервалом температур от 18 до 26<sup>0</sup>С, а низкие концентрации хлорофилла сопутствуют температуре ниже 18<sup>0</sup>С и выше 26<sup>0</sup>С. Или – высокие (более 17 мг/л) концентрации хлорофилла сопряжены с низкими (менее 0.1 мг/л) концентрациями нитратов (это может означать, что если развитие фитопланктона не лимитировано, например, недостатком фосфора, то фитопланктон активно потребляет, в частности, нитраты и достигает высоких значений биомассы). Или – высокие (более 0.71) показатели флуоресценции возможны при значениях загрязнений вод нефтепродуктами в концентрациях ниже 0.03 мг/л., соответственно, низкая флуоресценция (менее 0.71) сопутствует повышенной (более 0.03 мг/л) концентрации нефтепродуктов в воде (при ПДК на них 0.05 мг/л). Некоторые выводы о сопряженностях (например, между содержанием хлорофилла и прозрачностью) тривиальны, не тривиальны строгие количественные указания, какие значения характеристик считать высокими и какие низкими для существования этих сопряженностей.

Данные таблицы также позволяют сделать вывод о применимости биологических характеристик в качестве биоиндикаторов: в приведенном примере видно, что показатель флуоресценции достаточно универсален как биоиндикатор – для него граница между благополучными и неблагоприятными показателями практически одинакова для различных факторов, граница же благополучия для хлорофилла не универсальна для сопряженностей с различными факторами, что затрудняет применение хлорофилла для индикации качества вод.

Если биотическая характеристика в целях экологического контроля применена как биоиндикатор, то метод ЛЭН позволяет:

- выявить факторы, значимые и не значимые для экологического благополучия биотической компоненты экосистемы, выбранной в качестве биоиндикатора;
- рассчитать границу между значениями биоиндикаторного показателя, соответствующими благополучным и неблагоприятным состояниям биоты;
- рассчитать границы между допустимыми и недопустимыми значениями значимых факторов, переход через которые приводит к неблагоприятию биоты;
- ранжировать значимые факторы по их вкладу в степень неблагоприятия экосистемы;
- выявить уровень неполноты программ мониторинга по отношению к наблюдениям за значимыми для неблагоприятия факторами;
- оценить адекватность выбранных индикаторных характеристик целям экологического контроля.

Приложение метода ЛЭН к данным стандартных рейсов по Рыбинскому водохранилищу с целями экологического контроля позволяет поставить следующие исследовательские задачи:

1) Исследовать и сравнить биоиндикационный потенциал различных биотических показателей: флуоресценции фитопланктона; пигментов фитопланктона; первичной продукции фитопланктона; показателей видовой структуры фитопланктона; показателей размерной структуры фитопланктона; характеристик двойного, т.е. биологического и физико-химического генезиса (показателей потребления кислорода, водородного показателя, прозрачности).

2) Учесть влияние на индикаторные показатели факторов, не связанных с качеством среды.

3) Провести анализ причин экологического неблагоприятия на различных створах акватории Рыбинского водохранилища.

#### Список литературы

Бикбулатов Э.С., Бикбулатова Е.М., Булгаков Н.Г., Ершов Ю.В., Зайкина Т.П., Конюхов И.В., Копылов А.И., Корнева Л.Г., Лазарева В.И., Левич А.П., Литвинов А.С., Митропольская И.В., Осипов В.А., Отюкова Н.Г., Поддубный С.А., Пырина И.Л., Рисник Д.В., Соколова Е.А., Степанова И.Э., Цельмович О.Л. Данные совместных измерений биологических и физико-химических характеристик экосистемы Рыбинского водохранилища. – Борок: ИБВВ РАН, 2011 (в печати).

Левич А.П., Булгаков Н.Г., Максимов В.Н., Рисник Д.В. "In situ"-технология установления локальных

экологических норм // Материалы объединенного пленума Научного совета РАН по гидробиологии и ихтиологии, Гидробиологического общества при РАН и Межведомственной ихтиологической комиссии "Вопросы экологического нормирования и разработка системы оценки состояния водоемов". – М.: Товарищество научных изданий КМК, 2011 (в печати).  
<http://ecograde.belozersky.msu.ru/library/articles/plenum%20ran.pdf>  
 Налимов В.В., Чернова Н.А. Статистические методы планирования экстремальных экспериментов. – М.: Наука, 1965. 340с.  
 Рисник Д.В., Рыбка К.Ю. О методе поиска сопряженностей между биологическими и физико-химическими характеристиками для натуральных данных на примере экосистемы Рыбинского водохранилища // Материалы Всероссийской научно-практической конференции "Мологский край и Рыбинское водохранилище". – М.: МАКС Пресс, 2011. С. 169-175.  
[http://ecograde.belozersky.msu.ru/library/articles/risnik\\_rybka.pdf](http://ecograde.belozersky.msu.ru/library/articles/risnik_rybka.pdf)

## АЛГОРИТМЫ ПРИМЕНЕНИЯ ФУНКЦИИ ЖЕЛАТЕЛЬНОСТИ ДЛЯ КОМПЛЕКСНОЙ ОЦЕНКИ КАЧЕСТВА СТОЧНЫХ ВОД ПО ТОКСИЧНОСТИ И ХИМИЧЕСКОМУ СОСТАВУ

А.В. Лисовенко

*ФГУП РФЯЦ-ВНИИЭФ г. Саров, пр-т Мира, 37, Россия, leedah@yandex.ru*

Важность разностороннего контроля и оценки качества промышленных сточных вод диктуется необходимостью установления их влияния на экосистемы водоемов. Ввиду несовершенства существующей в настоящее время системы аналитического контроля и нормирования состава сточных вод, а также традиционной недооценки важности токсикологического мониторинга возвратных вод, наряду с химическим, несомненно важную роль представляет разработка эффективных интегральных показателей качества сточных вод, как по содержанию загрязняющих веществ, так и по их токсичности. Такие показатели должны стать эффективным инструментом, позволяющим давать экологически обоснованную оценку качества сточных вод и решать ряд водоохранных задач. Нами для комплексной оценки качества сточных вод предложены алгоритмы расчета интегральных показателей, основанные на обобщенной функции желательности (ОФЖ).

### 1. Алгоритм применения функции желательности для оценки качества сточных вод по их химическому составу

Обобщенная функция желательности может быть рассчитана по формуле (1), которую мы предлагаем записать в следующем виде (Гелашвили и др., 2010):

$$D = \sqrt[k]{\left( \prod_{i=1}^n (d_i^{\alpha_i})^{\beta_i} \right)} = \sqrt[k]{d_1^{\alpha_1 \beta_1} \cdot d_2^{\alpha_2 \beta_2} \cdot d_3^{\alpha_3 \beta_3} \dots d_n^{\alpha_n \beta_n}},$$

где  $d_i$  - частная функция желательности;  $n$  - число показателей;  $k = \sum_{i=1}^n \alpha_i \beta_i$ ;  $\alpha_i$  и  $\beta_i$  - весовые коэффициенты.

В нашем случае  $\alpha_i$  - коэффициент, учитывающий класс опасности  $i$ -го загрязняющего вещества;  $\beta_i$  - коэффициент, учитывающий превышение среднего измеренного значения показателя над нормативом. Обоснование и верификация предложенных весовых коэффициентов явилось предметом изучения в нашей работе, и подробно будут изложены ниже.

**Частная функция желательности.** Нами был предложен для расчета частных функций желательности алгоритм, основанный на свертке функций (Гелашвили и др., 2009). Для рассматриваемого случая расчет предлагается производить по формуле (2):

$$d_i = \frac{2(x_i \cdot x_{\text{норм}})}{x_i^2 + x_{\text{норм}}^2}, \quad (2)$$

где  $x_i$  - среднее значение концентраций  $i$ -го загрязняющего вещества за исследуемый период;  $x_{\text{норм}}$  - концентрация вещества, по которой производится нормировка.

В качестве  $x_{\text{норм}}$  используется значение допустимой концентрации загрязняющего вещества, согласованной в томе НДС для данного выпуска. В случае отсутствия норматива на содержание какого-либо из анализируемых компонентов в томе НДС, в качестве  $x_{\text{норм}}$  предлагаем принимать значение



ПДК<sub>рыбхоз</sub> для данного вещества, т.к. ПДК<sub>рыбхоз</sub> являются наиболее жесткими из установленных ПДК. Нормировка на допустимое значение, т.е. на значение, являющееся государственно установленным нормативом, позволяет делать оценку вод разных выпусков, отличающихся по содержанию в них загрязняющих веществ, адекватной. Несмотря на то, что для каждого выпуска эти нормативы различны, они являются, по сути, «нормативной точкой отсчета» для каждого конкретного выпуска. НДС является согласованным нормативом, учитывающим специфику производства, от которого поступают сточные воды, и позволяет, таким образом, учесть нагрузку сточными водами на водный объект.

В случаях, когда концентрация вещества не превышает установленного норматива, значение частной функции желательности равняется единице, в случае превышения – снижается в соответствии со степенью превышения. Таким образом, рассчитанные значения функции желательности являются «экологически обоснованными», т.е. качество вод оценивается на основе его соответствия установленным требованиям по каждому компоненту.

Обобщенная функция желательности. Расчет ОФЖ производится по всем показателям (ингредиентам), характеризующим качество сточных вод, для которых предварительно были рассчитаны частные функции желательности. Введение в формулу (1), предложенного нами весового коэффициента  $\alpha$  позволяет учитывать степень опасности загрязняющего вещества, сбрасываемого со сточными водами. Известно, что степень опасности вещества определяется его классом опасности, указанным в «Перечне...» (1999 г.). Следовательно, предложенный коэффициент  $\alpha$  целесообразно выразить величиной, обратной значению класса опасности вещества (табл.1).

**Таблица 1.** Значения коэффициента  $\alpha$  для веществ 1-4 классов опасности

Класс опасности загрязняющего вещества	Весовой коэффициент, $\alpha$
1	1
2	0,5
3	0,33
4	0,25

Для ряда показателей не установлены значения класса опасности, в частности, для взвешенных веществ, рН, БПК<sub>5</sub>, ХПК. Для них коэффициент  $\alpha$  мы предлагаем устанавливать следующим образом: в случае, когда значение средней измеренной концентрации не превышает допустимого значения, принимается  $\alpha=0,25$ . Если среднее измеренное значение превышает допустимое, принимается  $\alpha=1$ .

Введение в формулу (1), предложенного нами весового коэффициента  $\beta$  позволяет учесть уровень превышения содержания данного компонента над допустимым значением. Он представляет собой отношение средней измеренной концентрации вещества к допустимой:

$$\beta_i = x_i / x_{\text{доп } i}, \quad (3)$$

где  $x_i$  – среднее измеренное значение  $i$ -го показателя;  $x_{\text{доп } i}$  – допустимое значение  $i$ -го показателя. За  $x_{\text{доп}}$  принимается значение концентрации вещества, согласованное в том НДС в качестве допустимой концентрации. Для веществ, не учтенных при согласовании НДС, за  $x_{\text{доп}}$  принимается ПДК<sub>рыбхоз</sub>.

## 2. Алгоритм применения функции желательности для оценки токсичности сточных вод

Интегральная оценка токсических свойств сточных вод с помощью обобщенной функции желательности может быть произведена по предложенной нами формуле (4):

$$D = \sqrt[k]{\prod_{i=1}^n d_i^{\gamma_i}} = \sqrt[k]{d_1^{\gamma_1} \cdot d_2^{\gamma_2} \cdot d_3^{\gamma_3} \dots d_n^{\gamma_n}}, \quad (4)$$

где  $d_i$  – частная функция желательности;  $n$  – число показателей;  $k = \sum_{i=1}^n \gamma_i$ ;  $\gamma_i$  – весовой

коэффициент, учитывающий категорию токсичности сточных вод и позволяющий расширить динамический диапазон рассчитываемого показателя.

Частная функция желательности. Расчет частной функции желательности производится по формуле свертки функций с нормировкой на минимальное значение натурального показателя (т.к. желательное снижение значения БКР). Поскольку в соответствии с нормативными требованиями

$BKP_{\min} = 1$  (т.е. исследуемая сточная вода не требует разведения), то формула расчета частной функции желательности приобретает следующий вид (формула (5)):

$$d_i = \frac{2x_i}{x_i^2 + 1} \quad (5)$$

где  $x_i$  – текущее значение БКР пробы вод.

**Обобщенная функция желательности.** Введение в формулу (4) весового коэффициента  $\gamma_i$  позволяет расширить динамический диапазон ОФЖ, что дает возможность сравнивать между собой интегральные показатели качества вод по химическим показателям и токсичности в сопоставимом масштабе. Численные значения коэффициента  $\gamma_i$  соответствуют принятым категориям токсичности сточных вод (Инструкция..., 1998). Значения весового коэффициента  $\gamma_i$ , соответствующие указанным категориям токсичности, приведены в табл. 2.

**Таблица 2.** Значения коэффициента  $\gamma_i$  для сточных вод разных категорий токсичности

Категория токсичности сточных вод	Требуемая кратность разбавления	Весовой коэффициент, $\gamma_i$
1 - Нетоксичные	не требует разбавления	1
2 - Малотоксичные	1,1 – 16 раз	2
3 - Среднетоксичные	16 – 50 раз	3
4 - Высокотоксичные	50 – 99 раз	4
5 - Гипертоксичные	свыше 99 раз	5

**3. Квалификационная оценка качества сточных вод.** Квалификационная оценка качества сточных вод, основанная на значениях ОФЖ, заданной на интервале  $[0;1]$ , может быть произведена по категориям качества, диапазоны которых, приведенные в табл. 3, выбраны с использованием функции желательности Харрингтона (Адлер и др., 1976).

**Таблица 3.** Категории качества сточных вод по обобщенной функции желательности

Качество сточных вод	Обобщенная функция желательности
Очень хорошее	1.00 – 0.80
Хорошее	0.80 – 0.63
Удовлетворительное	0.63 – 0.37
Плохое	0.37 – 0.20
Очень плохое	0.20 – 0.00

Таким образом, предложенные для целей экодиагностики сточных вод алгоритмы позволяют провести комплексную оценку химической опасности и токсичности сточных вод в единой безразмерной шкале, что дает возможность сравнительного анализа качества сточных вод как разных предприятий, так организованных выпусков одного предприятия. Качественным отличием предлагаемых алгоритмов является обоснование применения весовых коэффициентов ( $\alpha$ ,  $\beta$ ,  $\gamma$ ), впервые получивших внятную экологическую интерпретацию.

**4. Взаимосвязь комплексных показателей качества сточных вод по параметрам токсичности и химическому составу, полученных с применением функции желательности.** При проведении комплексного исследования сточных вод на основе изучения их химических и токсикологических свойств возникает закономерный вопрос о том, каким образом связаны между собой показатели токсичности и химического анализа. Такие оценки можно получить при сопоставлении интегральных показателей компонентного состава вод и токсичности. Сжатие массивов информации о содержании загрязняющих веществ и токсичности вод и получение интегральных показателей произведено при помощи расчета значений ОФЖ.

Было обследовано 12 выпусков сточных вод предприятия, для каждого из которых получены значения ОФЖ для комплекса химических показателей ( $D_{хим.}$ ) и соответствующих параметров токсичности ( $D_{токс.}$ ) на двух тест-организмах *Paramecium caudatum* и *Ceriodafnia affinis* (табл. 4).

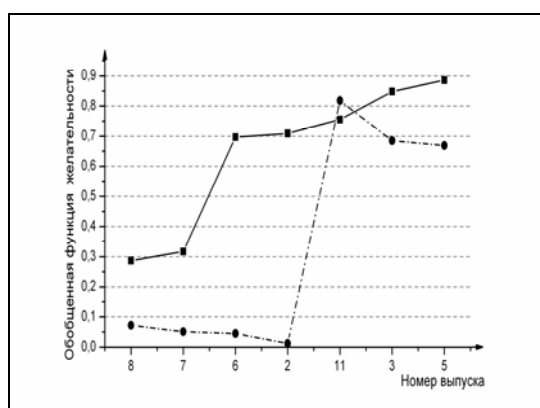
Рассмотрим подробнее связь комплексных показателей качества сточных вод по параметрам токсичности и химическому составу, полученных с применением ОФЖ.

Как следует из полученных значений ОФЖ (табл. 4, рис.1, 2), например, для комплекса химических показателей ( $D_{хим.}$ ), качество сточных вод, оцениваемое по категориям, приведенным в табл. 3, варьирует от «очень плохого» (выпуски 8; 7; 6 и 2) до «очень хорошего» (выпуски 11, 5а, 6а и 7а).

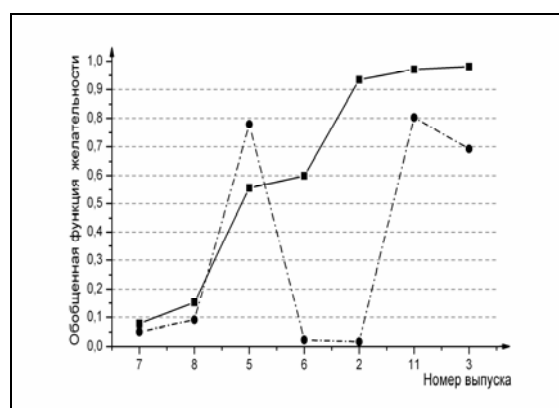
**Таблица 4.** Интегральные показатели токсичности и химического состава сточных вод выпусков РФЯЦ-ВНИИЭФ и ЭМЗ «Авангард»

Номер выпуска	Тест на инфузориях ( <i>Paramecium caudatum</i> )		Тест на цериодафниях ( <i>Ceriodafnia affinis</i> )	
	$D_{токс.}$	$D_{хим.}$	$D_{токс.}$	$D_{хим.}$
2	0,709	0,012	0,934	0,017
3	0,848	0,685	0,981	0,692
5	0,886	0,669	0,556	0,779
6	0,697	0,045	0,599	0,023
7	0,317	0,051	0,078	0,051
8	0,287	0,072	0,152	0,091
11	0,755	0,818	0,971	0,803
1а	0,975	0,460	0,988	0,729
5а	0,774	0,789	0,772	0,998
6а	0,873	0,998	0,903	0,998
7а	0,789	0,999	0,973	0,999
8а	0,906	0,189	0,997	0,378

Для оценки связи между интегральными показателями токсичности ( $D_{токс.}$ ) и химического состава ( $D_{хим.}$ ) сточных вод для всех исследуемых выпусков были рассчитаны коэффициенты ранговой корреляции Спирмена. Значения коэффициентов корреляции равные 0,72 ( $p < 0,05$ ) для теста на инфузориях и 0,81 ( $p < 0,05$ ) для теста на цериодафниях свидетельствуют о тесной связи результатов определения токсичности сточных вод и их химического состава, выраженных в интегральных показателях. В то же время, анализ материалов, представленных на рис.1 и 2, позволяет разделить выпуски сточных вод, по крайней мере, на три группы, различающихся степенью совпадения квалификационных оценок категорий качества сточных вод (табл. 4) по значениям  $D_{токс.}$  и  $D_{хим.}$ .



**Рис. 1.** Соотношение усредненных значений ОФЖ по токсичности вод на основе биотеста на инфузориях (—  $D_{токс.}$ ) и химического состава вод (---  $D_{хим.}$ ) для выпусков РФЯЦ-ВНИИЭФ за 2003-2008 гг



**Рис. 2.** Соотношение усредненных значений ОФЖ по токсичности вод на основе биотеста на цериодафниях (—  $D_{токс.}$ ) и химического состава вод (---  $D_{хим.}$ ) для выпусков РФЯЦ-ВНИИЭФ за 2005-2008 гг.

Так, выпуски 8 и 7 согласовано квалифицируются «очень плохим» качеством сточных вод, как по токсичности, так и по химическому составу. В выпусках 11; 3 и 5 качество сточных вод по токсичности и химическому составу также согласовано квалифицируются, как «хорошее» и «очень хорошее». Напротив, в выпусках 6 и 2 наблюдаются т.н. «ножницы»: при «очень плохом» качестве сточных вод по показателю химического состава ( $D_{хим.}$ ), по токсичности ( $D_{токс.}$ ) их качество

квалифицируется как «хорошее» и «очень хорошее» (выпуск 2 по тесту на цеериодафниях).

Ретроспективный анализ организации технологических процессов на предприятии показывает, что выпуски 3; 5 и 11 отводят в основном производственные и ливневые, характеризующиеся небольшим содержанием загрязняющих веществ и низкой токсичностью, что объясняет согласованность квалификационных оценок качества сточных вод. Через выпуски 6; 7 и 8 сбрасывают недостаточно очищенные хозяйственно-бытовые стоки после биологической очистки. При этом выпуски 7 и 8 отводят и наиболее токсичные сточные воды. Однако сточные воды выпуска 6 смешиваются с практически не токсичными производственными сточными водами от охлаждения оборудования, что, в итоге, обеспечивает низкую токсичность сточных вод этого выпуска. Таким образом, квалификационные оценки качества сточных вод этих выпусков также являются логически непротиворечивыми.

Выпуск 2 стоит в обсуждаемом ряду особняком. Через этот выпуск отводят производственные многокомпонентные стоки, содержащие большой перечень катионов тяжёлых металлов (медь, железо, цинк, никель, хром, свинец и др.). Известно, что токсичность тяжелых металлов характеризуется комбинированным действием, включающим как аддитивные, так и антагонистические эффекты (Жмур, 2003; Shutfleworth, Richard, 1991) Можно предположить, что «ножницы», наблюдаемые в качестве сточных вод по показателям  $D_{хим.}$  и  $D_{токс.}$  могут быть обусловлены антагонистическими эффектами, в частности, между катионами меди и железа, цинка и никеля (Жмур, 2003). Еще одной причиной непроявления токсических свойств тяжелых металлов в сточных водах сложного состава, отводимых через выпуск 2, является высокая жесткость вод, что является весомым фактором, снижающим токсичность.

**Заключение.** Подводя итог проведенным исследованиям можно заключить, что предлагаемые алгоритмы применения ОФЖ для комплексной оценки качества сточных вод как многокомпонентных систем позволяют сжимать объем исходной информации, оперировать с большими массивами данных, а также удовлетворяют требованиям адекватности, массовости, результативности и детерминированности. Введение весовых коэффициентов при расчете ОФЖ повысило степень дискриминации сравниваемых проб сточных вод, как по их химическому составу, так и токсичности. Применение ОФЖ дало возможность сравнивать качество сточных вод в едином масштабе квалификационных оценок. При помощи предложенных алгоритмов проведена экодиагностика сточных вод, отводимых из выпусков предприятий, позволившая ранжировать выпуски по качеству отводимых вод, определить приоритетные загрязняющие вещества в сточных водах каждого выпуска, а также оценить динамику качества сточных вод в течение многолетнего периода. Проведение ретроспективного анализа динамики качества сточных вод, отводимых из выпусков обследуемого предприятия с помощью ОФЖ позволило не только выявить критические временные отрезки, но и вскрыть причины, обусловившие снижение качества сточных вод, а также адресно указать источники поступления сточных вод низкого качества. Проведенное исследование дало возможность оптимизировать водоохранные мероприятия, направленные на снижение вредного антропогенного воздействия загрязняющих веществ, сбрасываемых со сточными водами в водные объекты.

#### Список литературы

- Адлер Ю.П., Маркова Е.В., Грановский Ю.В. Планирование эксперимента при поиске оптимальных условий. М.: Наука, 1976, 279 с.
- Гелашвили Д.Б., Лисовенко А.В., Зазнобина Н.И., Королев А.А. Применение обобщенной функции желательности для оценки экологической обстановки на объектах разного масштаба: город, регион // Проблемы региональной экологии, 2009, №2, С.83-88.
- Гелашвили Д.Б., Лисовенко А.В., Безруков М.Е. Применение интегральных показателей на основе функции желательности для комплексной оценки качества сточных вод // Поволж. эколог. журн. 2010. №4. С.343-351.
- Жмур Н.С. Технологические и биологические процессы очистки сточных вод на сооружениях с аэротенками. М.: 2003, 507с.
- Инструкция по взиманию платы за сбросы токсичных загрязняющих веществ в окружающую природную среду. Приложение к приказу Госкомэкологии РФ от 15.04.98 №216.
- Перечень рыбохозяйственных нормативов: предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение, М.: 1999, 304 с.
- Shutfleworth K.L., Richard F. Influence of metals and metal speciation on the growth of filamentous bacteria. // Water research, 1991, V.25, № 10, P.1177-1186.

# ОПРЕДЕЛЕНИЕ ЭКОТОКСИКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДОТОКОВ УКРАИНСКОЙ ДЕЛЬТЫ ДУНАЯ, С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ МЕТОДИК БИОТЕСТИРОВАНИЯ И БИОИНДИКАЦИИ.

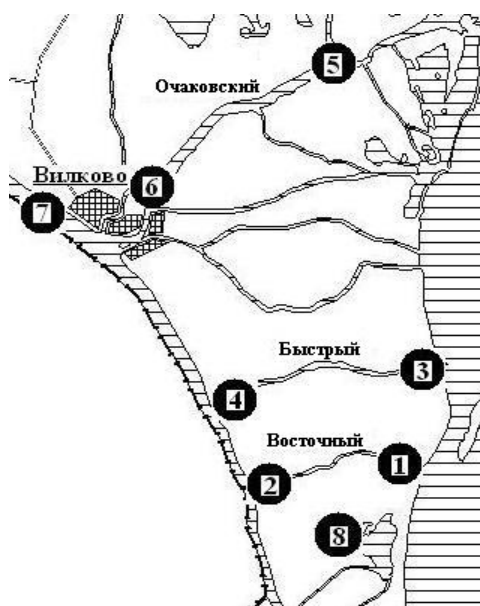
В.А. Ляшенко В.В. Маковский

Киевский Национальный Университет имени Тараса Шевченко; Украина, VolodimirL@bigmir.net,  
Институт гидробиологии НАН Украины.  
Героев Сталинграда просп., 12, Киев – 210, 04210, Украина, vmakovskiy@gmail.com

Уникальность дельты Дуная – крупнейшего европейского водно-болотного комплекса, места расположения билатерального украинско-румынского Дунайского биосферного заповедника ЮНЕСКО, места, куда поступают воды, протекающие по территории десяти стран Европы, – привлекает внимание всех, кому небезразлично состояние территорий и акваторий этого неповторимого кусочка нашей планеты. Сегодня все большее значение придается методам биологического контроля качества вод и состояния водных экосистем [3], интегральным показателем состояния которых могут служить донные отложения, аккумулирующие загрязнения, поступающие в водоем на протяжении продолжительного периода [2].

Целью настоящей работы было определение экологического состояния основных водотоков аванделты Килийского рукава Дуная по результатам биотестирования токсичности донных отложений и структурным показателям бентосных беспозвоночных.

**Материал и методы исследований.** Исследования проведены летом и осенью 2010 года на восьми станциях контроля на рукавах (гирлах) Дуная ниже г. Вилково (рис.1).



**Рис. 1.** Схема размещения станций отбора проб.

Станция 1 - рукав Восточный, устье; станция 2 - рукав Восточный, исток; станция 3 - рукав Быстрый, 0 км; станция 4 - рукав Быстрый, 10 км; станция 5 - рукав Очаковский, 6 км; станция 6 - рукав Очаковский, 17 км; станция 7 - рукав Килийский, 21 км; станция 8 - оз. Ананькин кут.

Пробы, отобраны дночерпателем СДЧ-100 с рабочей поверхностью 100 см<sup>2</sup> в трех повторностях. Донные отложения для биотестирования доставляли в лабораторию и хранили при температуре +4°C.

Эксперименты по биотестированию проводили на животных (*Daphia magna* Straus, *Chironomus riparius* Meigen) и растительных (*Allium cepa* L.) тест-объектах согласно стандартным методикам и рекомендациям [5]. Использовали две схемы экспериментов: водные вытяжки и цельные донные отложения.

Отбор проб макрозообентоса выполнен по общепринятым в Украине методикам [5]. Биоиндикация загрязнения проведена с использованием Trent Biotic Index (TBI) [11], Belgian Biotic

Index (BBI) [9] и Biological Monitoring Working Party Index (BMWP) [12], которые применяют для определения загрязнения вод крупных рек в различных странах мира [6; 8]. Расчеты индексов BBI и BMWP выполнены с использованием программы «ASTERICS 3.1.11» [7]. Кроме того, проведены расчеты индексов Гуднайта-Уитлея [11] и Майера, а также видового разнообразия сообществ макрозообентоса по Шеннону и Симпсону [1].

Для сравнения и унификации результатов нами предложена пятибалльная шкала, согласно рекомендациям Водной Рамочной Директивы ЕС 2000 [3], позволяющая проводить оценку экологического состояния водотоков авандельты Дуная (Табл. 1).

**Таблица 1.** Оценка состояния водотоков дельты Дуная по показателям биоиндикации и биотестирования донных отложений.

Показатели/баллы \ Состояние объекта	Отличное 5 баллов	Хорошее 4 балла	Удовлетворительное* 3 балла	Плохое 2 балла	Очень плохое 1 балл
Смертность животных тест-объектов, %	<10	10–20	21–33	34–50	>50
Ингибирование роста растительных тест-объектов, %	<10	10–25	26–50	51–75	>75
Индекс Шеннона	>4,10	3,0-4,0	2,5-2,9	2,0-2,9	1,0-1,9
Индекс Симпсона	0,91–1,00	0,71–0,90	0,51–0,70	0,31–0,5	0–0,30
Индекс Вудивиса	>7	5–6	3–4	2	1
Индекс Майера	>22	21-17	16–11	10–5	<5
Индекс Гуднайта-Уитлея	1-45	46-70	71-80	81-90	91-100
BBI	>7	5–6	3–4	2	1
BMWP	>51	31-50	21-30	11-20	<10

Примечание: \*- далее используется сокращение «уд.»

**Результаты исследований и их обсуждение.** По результатам биотестирования водных вытяжек донных отложений на *D. magna* наиболее токсичными оказались донные отложения трёх станций: рукав Быстрый (10 км), рукав Очаковский (6 км) и оз. Ананькин кут (табл. 2). А по результатам теста на *A. cepa* – рукав Быстрый (0 км), рукав Очаковский (6 км), рукав Килийский (21 км) и оз. Ананькин кут. Более высокая токсичность для обоих тест-объектов зарегистрирована летом на станциях: рукав Быстрый (0 км), рукав Очаковский (6 км) и оз. Ананькин кут; что может быть связано с разной степенью биологической доступности токсичных веществ в летний и осенний периоды [4].

**Таблица 2.** Оценка состояния донных отложений по уровню токсичности в экспериментах с водными вытяжками.

№ станции	Смертность <i>Daphnia magna</i> , %				Ингибирование роста <i>Allium cepa</i> , %			
	лето		осень		лето		осень	
1	11,2	хорошее	11,2	хорошее	34,5	уд.	23,0	хорошее
2	22,3	уд.	0,0	отличное	37,0	уд.	25,0	хорошее
3	0,0	отличное	0,0	отличное	39,1	уд.	12,0	хорошее
4	53,0	очень плохое	5,6	отличное	18,9	хорошее	21,0	хорошее
5	68,7	очень плохое	0,0	отличное	43,4	уд.	12,0	хорошее
6	5,6	отличное	0,0	отличное	20,9	уд.	1,0	отличное
7	0,0	отличное	5,6	отличное	39,7	уд.	15,0	хорошее
8	100,0	очень плохое	0,0	отличное	54,5	уд.	24,0	хорошее

По результатам теста с цельными донными отложениями для *Ch. riparius* токсичными оказались пробы рукава Быстрый (0 км) и оз. Ананькин кут (табл. 3); а для *D. magna* – рукава Очаковский (6 км). Закономерной сезонной динамики токсичности в тестах с цельными донными отложениями обнаружено не было.

**Таблица 3.** Оценка состояния донных отложений по уровню токсичности в экспериментах с цельными донными отложениями.

№ станции	Смертность <i>Chironomus riparius</i> , %				Смертность <i>Daphnia magna</i> , %			
	лето		осень		лето		осень	
1	23,3	уд.	19,9	хорошее	6,7	отличное	0,0	отличное
2	26,7	уд.	25,0	уд.	20,0	хорошее	15,0	хорошее
3	26,7	уд.	43,4	плохое	20,0	хорошее	33,4	уд.
4	30,1	уд.	19,4	хорошее	26,7	уд.	20,0	хорошее
5	26,7	уд.	12,2	хорошее	40,0	плохое	5,0	отличное
6	19,9	хорошее	23,4	уд.	6,7	отличное	6,7	отличное
7	23,3	уд.	33,5	уд.	6,7	отличное	10,0	отличное
8	19,9	хорошее	35,2	плохое	20,0	хорошее	30,0	уд.

По результатам расчета биотических индексов наилучшее экологическое состояние отмечено в осенний период на трех станциях: Очаковский рукав (6 км) и (17 км) и в устье рукава Восточный. Наихудшие показатели зарегистрированы летом в устье рукава Восточный и озере Ананьин кут (табл. 4).

Изменения значений индексов на одних и тех же станциях в течение вегетационного сезона могут быть обусловлены отсутствием видов индикаторов, как вследствие особенностей их жизненных циклов, так и в результате непопадания в пробоотборники. Поэтому, на наш взгляд, в обобщающих результатах целесообразно применять интегральные, а не усредненные оценки.

**Таблица 4.** Оценка состояния донных отложений по структурным показателям макрозообентоса.

№ станции	Индекс Шеннона	Индекс Симпсона	Индекс Вудивисса	Индекс Майера	Индекс Гуднай-Уитлея	BBI	BMWP
1	очень <u>плохое</u> очень плохое	очень <u>плохое</u> уд.	<u>плохое</u> хорошее	очень <u>плохое</u> уд.	очень <u>плохое</u> отличное	очень <u>плохое</u> уд.	очень <u>плохое</u> хорошее
2	очень <u>плохое</u> очень плохое	<u>уд.</u> уд.	<u>уд.</u> плохое	очень <u>плохое</u> очень плохое	<u>хорошее</u> хорошее	очень <u>плохое</u> очень плохое	<u>плохое</u> плохое
3	очень <u>плохое</u> плохое	<u>уд.</u> уд.	<u>плохое</u> уд.	очень <u>плохое</u> очень плохое	очень <u>плохое</u> уд.	<u>плохое</u> плохое	очень <u>плохое</u> очень плохое
4	очень <u>плохое</u> плохое	<u>уд.</u> уд.	<u>плохое</u> хорошее	очень <u>плохое</u> плохое	очень <u>плохое</u> плохое	<u>плохое</u> уд.	очень <u>плохое</u> очень плохое
5	очень <u>плохое</u> плохое	<u>хорошее</u> хорошее	<u>плохое</u> хорошее	очень <u>плохое</u> плохое	<u>хорошее</u> отличное	очень <u>плохое</u> уд.	очень <u>плохое</u> уд.
6	<u>плохое</u> плохое	<u>уд.</u> хорошее	<u>плохое</u> хорошее	очень <u>плохое</u> плохое	<u>плохое</u> хорошее	<u>плохое</u> уд.	очень <u>плохое</u> уд.
7	<u>плохое</u> плохое	<u>хорошее</u> уд.	<u>плохое</u> плохое	очень <u>плохое</u> очень плохое	<u>плохое</u> хорошее	<u>плохое</u> очень плохое	очень <u>плохое</u> очень плохое
8	очень <u>плохое</u> плохое	<u>плохое</u> уд.	<u>плохое</u> плохое	очень <u>плохое</u> очень плохое	очень <u>плохое</u> плохое	<u>плохое</u> плохое	очень <u>плохое</u> очень плохое

\* Примечание: над чертой – лето, под чертой – осень.

Результаты обобщенной оценки экологического состояния донных отложений по показателям биоиндикации и биотестирования показали наивысший балл (4, «хорошее» состояние) в осенний период для станций рукав Очаковский 6 и 17 км и устье рукава Восточный. Самые низкие значения среднего балльного индекса (2, «плохое» состояние) отмечены летом для

станций рукав Очаковский (6 км) и озеро Ананькин кут. На остальных станциях исследования средний балльный индекс равнялся 3, что соответствует «удовлетворительному» экологическому состоянию (табл. 5).

**Таблица 5.** Балльная оценка состояния донных отложений по показателям биоиндикации и биотестирования.

№ станции	Биоиндикация	Биотестирование	Средний балльный индекс
1	$\frac{1}{3}$	$\frac{4}{4}$	$\frac{3}{4}$
2	$\frac{2}{2}$	$\frac{3}{4}$	$\frac{3}{3}$
3	$\frac{2}{2}$	$\frac{4}{4}$	$\frac{3}{3}$
4	$\frac{2}{2}$	$\frac{3}{4}$	$\frac{3}{3}$
5	$\frac{2}{3}$	$\frac{2}{5}$	$\frac{2}{4}$
6	$\frac{2}{3}$	$\frac{4}{5}$	$\frac{3}{4}$
7	$\frac{2}{2}$	$\frac{4}{4}$	$\frac{3}{3}$
8	$\frac{1}{1}$	$\frac{3}{4}$	$\frac{2}{3}$

\* Примечание: над чертой – лето, под чертой – осень.

**Выводы.** 1. Для донных отложений станций рукав Быстрый (0 км), рукав Очаковский (6 км) и оз. Ананькин кут зарегистрирован токсический эффект у большинства биотестов. Низкий токсический эффект зафиксирован на станциях устье рукава Восточный и рукав Очаковский (17 км).

2. Наивысшие значения биотических индексов отмечены осенью для станций рукав Очаковский (6 и 17 км) и устье рукава Восточный, а наихудшие летом – в устье рукава Восточный и озере Ананькин кут.

3. Обобщенные результаты оценки экологического состояния водотоков авандельты Килийского рукава Дуная по данным биоиндикации и биотестирования свидетельствуют, что состояние большинства из них оценивается как «удовлетворительное», 3 класса качества.

#### Список литературы

- Песенко Ю.А. Принципы и методы количественного анализа в фаунистических исследованиях. – М.: Наука, 1982. – 287 с.
- Рыжков Л.П. Об изучении обмена веществ при токсикологических исследованиях / Рыжков Л.П. – Вопросы водной токсикологии. – М.: Наука, 1970. – С. 47-57.
- Водна Рамкова Директива ЄС 2000/60/ЄС. Основні терміни та їх визначення / EU Water Framework Directive 2000/60/EC. Definitions of Main Terms. – Київ 2006. – 240 с.
- Гончарова М.Т. Особливості сезонної динаміки токсичності води і донних відкладів водойм з різним ступенем антропогенного навантаження / І.М. Коновець, Ю.Г. Крот, Л.С. Кіпніс, Т.Я. Киризії // Современные проблемы гидробиологии. Перспективы, пути и методы решений-2: Материалы конференции. – Херсон, 2008. – С.113–118.
- Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / О. М. Арсан, О. А. Давидов, Т. М. Дьяченко та ін.; За ред. В. Д. Романенка. – НАН України. Ін-т гідробіології. – К.: ЛОГОС, 2006. – 408 с.
- Arbačiauskas K., Semenenko V. et al. Assessment of biocontamination of benthic macroinvertebrate communities in European inland waterways // Aquatic Invasions. – 2008, vol. 3, Issue 2. – pp. 211 – 230.
- AQEM CONSORTIUM. Manual for the application of the AQEM system. A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive. Version 1.0, 2002. – 202 p [http://www.aqem.de].
- Balaban Aristica, Elena Constantinescu. The comparison of the Belgian Biotic Index with physico-chemical analyses for Danube water // Analele Universităţii din Bucureşti, Chimie Anul XV (serie nouă). – 2006, vol. II. – pag. 21 – 25.
- De Pauw N., Vannevel R. Macroinvertebrates and water quality. // Antwerp. – 1993. – 316 pp.



Goodnight C. G., Whitley L. S. Oligochaetes as indicators of pollution // Proc. 15-th. Ind Waste Conf., Purdue Univ. Ext., Ser. 1961. – 106 – P. 139–142.

Woodiwiss F.S. The biological system of stream classification used by the Trent River Board // Chem. and Ind. – 1964. – V. 11. – P. 443–447.

Wright J.F., Furse M.T., Armitage P.D. RIVPACS – a technique for evaluating the biological quality of rivers in the UK // European Water Pollution Control. – 1993, Vol. 3 (4).

## ЭКОЛОГО-ТОКСИКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ОЗЁР ПСКОВСКО-ЧУДСКОГО И ИЛЬМЕНЬ

О.А.Ляшенко, Е.С. Светашова, Н.М.Аршаница, С.Б.Екимова, И.Д.Чинарёва, А.М.Пономаренко

*Федеральное государственное научное учреждение «Государственный научно-исследовательский институт озёрного и речного рыбного хозяйства»,  
г. Санкт-Петербург, наб. Макарова, 26, toxicniorh@mail.ru*

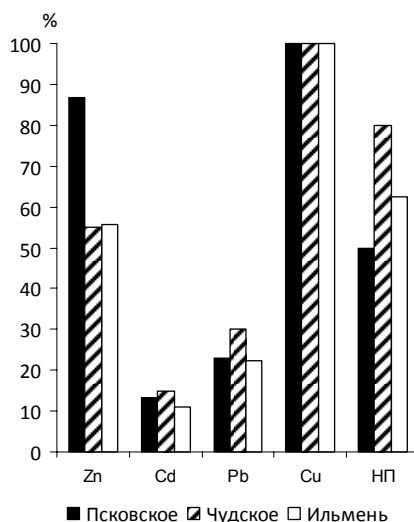
Исследования озёр Северо-Запада - Псковско-Чудского и Ильмень включали определение содержания тяжёлых металлов в воде, донных отложениях, рыбе, определение концентрации нефтепродуктов в воде и донных отложениях, биотестирование воды и донных отложений, патологоанатомические исследования рыб.

Псковско-Чудской водоём - крупный озёрный комплекс, состоящий из Чудского (2611 км<sup>2</sup>) и Псковского (площадью 708 км<sup>2</sup>) озёр, соединяемых срединным Тёплым озером. Площадь оз. Ильмень – 982 км<sup>2</sup>, все водоёмы относятся к бассейну Балтийского моря.

Содержание тяжёлых металлов – цинка, кадмия, свинца и меди определяли методом инверсионной вольтамперометрии по соответствующим методикам (Методика...1999; 2002; 2003). Определение содержания нефтепродуктов проводили методом ИК-фотометрии (Методика...1995, 1998). Оценку уровня загрязнения проводили путём сравнения с соответствующими нормативами (Перечень...1999; Гигиенические ...1997, 2002).

Токсичность воды и донных отложений оценивали с помощью стандартного тест-объекта – ракообразного *Daphnia magna* в лабораторных условиях по методикам, допущенным для целей государственного экологического контроля (Методика...2007). Патологоанатомическое исследование рыб проводили по соответствующим методическим указаниям (Аршаница, Лесников, 1987).

Результаты исследований, проводимых в 2005-2010 гг., показали, что в воде всех озёр неоднократно отмечались превышения ПДК цинка, меди, кадмия, свинца, а также нефтепродуктов (рис.1). Концентрация меди превышала ПДК в 100% проб воды из всех озёр, а реже всего отмечали пробы с превышением ПДК кадмия. Наибольшая доля проб с превышением ПДК нефтепродуктов была отмечена в Чудском озере.



**Рис. 1.** Доля проб (%) с превышением ПДК тяжёлых металлов и нефтепродуктов в воде Псковско-Чудского озера и оз. Ильмень.

Средние концентрации цинка в воде составили от 0,022 мг/л в Чудском озере до 0,040 мг/л в Псковском, свинца – от 0.003 мг/л в оз.Ильмень до 0.014 мг/л в Псковском, меди – от 0.004 мг/л в оз. Ильмень до 0.006 мг/л в Чудском.

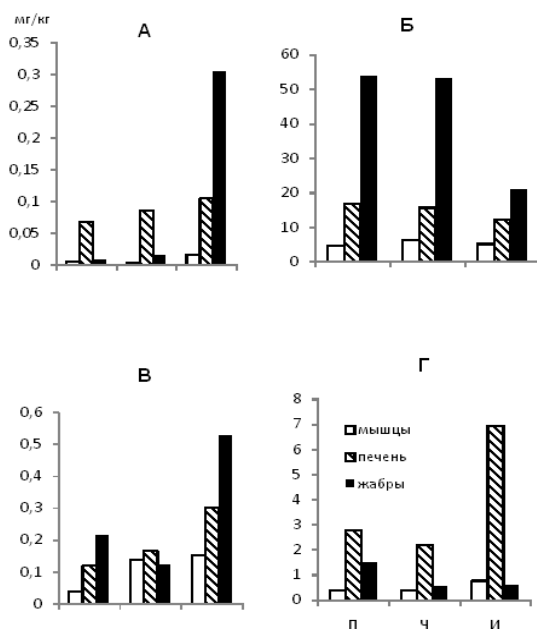
Содержание тяжёлых металлов в донных отложениях в значительной степени определялось их гранулометрическим составом и изменялось: для цинка – от 7,5 до 427 мг/кг сухой массы (обе величины отмечены в Чудском озере), для кадмия – от 0.02 (Псковское) до 9.35 мг/кг (Чудское), свинца – от 1.12 (Ильмень) до 47.50 мг/кг (Чудское), меди – от 0.66 (Чудское) до 43.80 мг/л (Псковское).

Концентрации нефтепродуктов в Псковском и Чудском озёрах в среднем составили 0.08 мг/л, а Ильмене – 0.11 мг/л, в донных отложениях их содержание изменялось от 28.3 до 660.0 мг/кг (соответственно в озерах Ильмень и Чудском)

В среднем содержание цинка, кадмия, свинца, меди и нефтепродуктов в донных отложениях было наибольшим в Псковско-Чудском озере.

Результаты определения содержания тяжёлых металлов в рыбах разных видов показано, что их концентрация в мышечной ткани не превышала нормативов (Гигиенические ...1997, 2002).

В среднем концентрация кадмия была наибольшей в мышечной ткани рыб оз. Ильмень, здесь же можно отметить значительную концентрацию этого металла в жабрах. Содержание цинка в мышечной ткани рыб всех озёр было сходным, максимальная его концентрация отмечена в жабрах. Средние концентрации свинца и меди были наибольшими в мышцах и печени рыб оз. Ильмень (рис.2).



**Рис. 2.** Средние концентрации (мг/кг сырой массы) тяжёлых металлов в мышцах, печени и жабрах рыб озёр Псковского (П), Чудского (Ч) и Ильмень (И). А - кадмий, Б - цинк, В - свинец, Г - медь.

Токсичность проб воды и донных отложений озёр по результатам 96-часовых опытов была выявлена в единичных случаях. Значительно чаще токсичное воздействие проявлялось в процессе проведения хронических опытов, преимущественно у проб донных отложений.

Патологоанатомические исследования рыб (лещ, плотва, судак, окунь и др.) Псковского и Чудского озёр показали, что у особей с признаками хронического токсикоза патологический процесс проявлялся, в основном, в легкой и средней степени и носил обратимый характер. Повреждения чаще всего были связаны с нарушениями гемодинамики, наблюдались, в основном, в паренхиматозных органах, реже в жаберной ткани и иногда в кишечнике (отек слизистой) и не угрожали жизни рыб.

В жаберной ткани рыб отмечали слабо выраженную дискомплексацию и отёчность, иногда поверхностный некроз. Среди исследованных рыб не выявлено особей с низкой упитанностью и деформацией позвоночника. Признаки токсикоза наиболее чётко проявлялись у рыб старших возрастных групп. В целом состояние рыб в Чудском озере было более благополучным, чем в Псковском, а доля поражённых токсикозом особей в обоих озёрах не превышала 70%.

У рыб оз. Ильмень (лещ, судак, плотва) по результатам патологоанатомических исследований обнаружены признаки хронического токсикоза, в основном, в лёгкой обратимой форме. В жаберной ткани отмечали небольшие отёки, а в печени - незначительные очаговые перерождения и гиперемии. Визуальные признаки токсикоза в среднем отмечены у 60% исследованных рыб, основная их часть отличалась хорошей упитанностью и отсутствием наружных повреждений.

#### Список литературы

- Аршаница Н.М., Лесников Л.А. Патологоанатомический анализ рыб в полевых и экспериментальных условиях // Методы ихтиотоксикологических исследований. Л., 1987. -С.7-9.
- Гигиенические требования к качеству и безопасности продовольственного сырья и пищевых продуктов. Санитарные правила и нормы. СанПиН 2.3.2.560-96., М., 1997. - 221 с.
- Гигиенические требования к качеству и безопасности продовольственного сырья и пищевых продуктов. Санитарные правила и нормы. СанПиН 2.3.2.1078-01, М., 2002.- 160 с.
- Методика выполнения измерений массовой концентрации нефтепродуктов в природных и сточных водах методом ИКС, М., 1995.- 9 с.
- Методика выполнения измерений массовой доли нефтепродуктов в почвах и донных отложениях методом ИКС, М., 1998. -15 с.
- Методика выполнения измерений содержания кадмия, свинца, меди в природных и очищенных сточных водах методом инверсионной вольтамперометрии. Свидетельство №16-99 о метрологической аттестации МВИ. 1999. СПб., - 45 с.
- Методика выполнения измерений содержания кадмия, свинца, меди и цинка в почве методом инверсионной вольтамперометрии. Свидетельство об аттестации МВИ №40-02. 2002 .СПб., - 28 с.
- Методика выполнения измерений массовой концентрации цинка в природных, питьевых и очищенных сточных водах методом инверсионной вольтамперометрии. ПНД Ф 14.1:2:4.198-03, М., 2003.- 29 с.
- Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по смертности и изменению плодovitости дафний ФР.1.39.2007.03222, М., 2007. - 51с.
- Перечень рыбохозяйственных нормативов: предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение. М.: ВНИРО. 1999. - 304 с.

### ОЦЕНКА УРОВНЕЙ РИСКОВ ЗАГРЯЗНЕНИЯ НЕКОТОРЫМИ ЭКОТОКСИКАНТАМИ ПРИРОДНЫХ ВОД СЕВЕРНОГО КАСПИЯ

Д.С. Ниязалиева, Е.В. Андреева, Е.В. Аношкина

*Астраханский государственный технический университет ,  
414032, Россия, г. Астрахань, ул. Бульварная, дом 4, кв.13 Россия, diana300186@mail.ru*

Система Северного Каспия в современных условиях продолжает испытывать значительную нагрузку токсическими веществами техногенного происхождения, несмотря на значительное сокращение в последнее время объемов промышленного производства. Прежде всего, это связано с разворачиванием масштабных нефтяных операций на континентальном шельфе (Абдурахманов Г.М., 2006). Образовавшиеся в процессе нефтедобычи вещества обладают не только токсическим действием и изменяют качество воды, но являются агентами химического канцерогенеза. В этой связи данная проблема особенно актуальна, т.к. все чаще наблюдается возникновение онкологических новообразований у гидробионтов и человека.

Поэтому риск загрязнения водных экосистем тяжелыми металлами и устойчивыми органическими загрязнителями, его последствия и взаимосвязь между техногенными нагрузками и устойчивостью гидросферы имеет огромное значение в оценке антропогенной деятельности.

В мировой практике в течение последних десятилетий для решения этой задачи активно используется методология оценки и управления рисками влияния факторов окружающей среды на здоровье населения. Впервые данная методология была принята Агентством охраны окружающей среды США (US EPA). А затем рекомендована ВОЗ, программой ООН по окружающей среде для применения в других странах. В России освоение методологии началось только с 1997 года, в настоящее время ее успешно применяют в различных направлениях охраны окружающей среды и экологической безопасности.

Одной из компаний, развернувшей свою деятельность на Каспии с 1997 г., является ОАО «ЛУКОЙЛ». До 2007 являлась крупнейшей по объёму добычи нефтяной компанией в России.

Компания декларирует свою ответственность перед обществом по сохранению благоприятной окружающей среды, рациональному использованию природных ресурсов. Системы управления экологической и промышленной безопасностью компании сертифицированы по стандартам ISO 14001 и OHSAS 18001. В начале 2007 года «ЛУКОЙЛ» объявил о принятии новой экологической программы, в рамках которой нефтяники потратят в течение 2007-2010 годов на природоохранные мероприятия \$1,7 млрд ([www.lukoil.ru](http://www.lukoil.ru)).

Вместе с тем, по мнению ряда критиков, «ЛУКОЙЛ» унаследовал худшие стандарты советской нефтяной индустрии в отношении окружающей среды, недостаточно ответственно относясь к минимизации загрязнений на своих нефтепромыслах и заводах.

**Целью** исследования являлась оценка уровней рисков загрязнения некоторыми экотоксикантами природных вод Северного Каспия в системе мониторинга.

**Задачи:** 1. Характеристика химического состава некоторых экотоксикантов, включая канцерогены, природных вод Северного Каспия;

2. Изучение статистического материала среднегодовых гидрохимических показателей рассматриваемых веществ;

3. Количественный расчет рисков химического загрязнения природных вод Северного Каспия;

4. Картирование рисков загрязнения природных вод на рассматриваемой территории.

Методология оценки риска воздействия химических веществ на состояние здоровья населения начала использоваться в США с 80-х годов.

На сегодняшний день эта методология широко применяется в большинстве развитых стран мира и рекомендована Всемирной Организацией Здравоохранения в качестве ведущего инструмента при определении количественного ущерба для здоровья от воздействия неблагоприятных факторов окружающей среды (Швыряев А.А., Меньшиков В.В., 2004).

Внедрение методологии оценки риска отражает объективную потребность органов управления научно-обоснованной информации о прямых эффектах факторов среды обитания человека на состояние здоровья конкретных групп населения, а также о характере и степени выраженности возможного ущерба.

К преимуществам данной методологии также относят возможность ранжирования вредных факторов по реальной и прогнозируемой опасности для здоровья населения в конкретных условиях, ранжирования территорий и групп населения по уровню этой опасности, определения количественного или относительного ущерба здоровью от загрязнения окружающей среды. Результаты оценки риска позволяют определять целесообразность, приоритетность и эффективность природоохранных и санитарно-гигиенических мероприятий, направленных на снижение неблагоприятного воздействия окружающей среды на здоровье населения.

В России работа по внедрению системы оценки риска началась с 1995 г. и осуществлялась поэтапно. Первоначально Гарвардским институтом международного развития (ГИМР) при поддержке Агентства международного развития США (АМР) был организован семинар по оценке риска. С 1997 стала готовиться законодательная база: Постановление Главного государственного санитарного врача Российской Федерации (№ 25 от 10.11.97 г.) и Главного государственного инспектора РФ по охране природы (№ 03-19/24-3483 от 10.11.97 г.) «Об использовании методологии оценки риска для управления качеством окружающей среды и здоровья населения в Российской Федерации».

Таким образом, на первом этапе (1997-1998 г.г.) происходило обобщение результатов опыта применения методики оценки риска в России, осуществленного при участии Агентства Международного развития США и Проекта по управлению окружающей средой, финансируемого за счет займа Международного Банка Реконструкции и Развития; адаптация методики в базовых регионах (Вологодская, Пермская, Свердловская области, г. Москва и др.) и подготовка программных продуктов по её применению; разработка временных методических указаний по использованию методики оценки риска.

На втором этапе (1998 - 2000 г.) - апробация методики, обучение специалистов в других регионах, в первую очередь на территориях с неблагополучной экологической и санитарно-гигиенической ситуацией, с развитой системой социально-гигиенического мониторинга; подготовка пакета распорядительных и методических документов по оценке риска.

С 2000 г. начался третий этап – внедрение методики оценки риска во всех регионах России, проведение научно-исследовательских работ по совершенствованию методологии оценки риска (Руководство по оценке риска..., 2004).

Подход на основе анализа риска, как некоторой количественной оценки, особенно важен на

региональном уровне, в первую очередь для регионов, где сосредоточен значительный потенциал опасных производств.

Для Астраханского региона объектом повышенной промышленной опасности являются предприятия топливно-энергетического комплекса (ТЭК). Нефтяные скважины, продуктопроводы обладают большими потенциальными возможностями для создания катастрофы техногенного характера, различных аварий, угрозы здоровью людей и окружающей среде (Катунин Д., 2001).

Так, ТЭК сегодня – это 50% выбросов загрязняющих веществ в атмосферу, 23% сбросов загрязненных вод в водные объекты и до 19% объема образования отходов от общепромышленных российских показателей.

Именно поэтому в данной работе осуществлялась оценка экологического риска химического загрязнения лицензионного участка Северного Каспия компании ООО «ЛУКОЙЛ Нижневожск». По результатам расчетов выявлено, что влияние экотоксикантов на биоту и организм человека является допустимым. Это, вероятно, связано с экологической политикой компании и развитой системой экологического менеджмента. В качестве основного принципа охраны окружающей среды она избрала принцип «нулевого сброса». Направлениями компании является совершенствование производственного процесса, применение так называемых «экологически дружественных» технологий, связанных со снижением образования отходов на всех этапах деятельности. Об эффективности системы управления охраной окружающей среды в ООО «ЛУКОЙЛ Нижневожск» говорит тот факт, что из российских нефтяных компаний она первая получила сертификат соответствия международному стандарту ISO 14001.

Из 22 химических элементов гидрохимического анализа лицензионного участка «Широтная» компании ООО «ЛУКОЙЛ Нижневожскнефть» в работе представлена характеристика 4 экотоксикантов: никеля, кадмия, свинца и фенола. По степени опасности свинец и кадмий относятся к высокоопасным, никель и фенол – к умеренно опасным веществам. Данные экотоксиканты рассматривались как канцерогены, т. к. по материалам МАИР, US EPA и ГН 1.1.725-98 имеют характеристику с большей или меньшей степенью канцерогенности.

По результатам статистического анализа проб в период 2007-2008 гг. на территории рассматриваемого участка среднее содержание таких экотоксикантов, как свинец, кадмий и никель не превышало показателей ПДК. Средняя концентрация фенола в 2007 г. также не превосходила величины ПДК, в 2008 г. наблюдалось увеличение содержания токсиканта в 1,37 ПДК.

Рассчитанные значения канцерогенного риска от кадмия, свинца, никеля и фенола относятся к первому диапазону: индивидуальный риск в течение всей жизни, равный или меньший  $1 \times 10^{-6}$  (от  $10^{-7}$  у никеля до  $10^{-11}$  у фенола), что соответствует одному дополнительному случаю серьезного заболевания или смерти на 1 млн. экспонированных лиц. Таким образом, не требуется никаких дополнительных мероприятий по их снижению и их уровни подлежат только периодическому контролю.

В результате картирования (рис. 1) показателей рисков от экотоксикантов выявлено увеличение на порядок с 2007 по 2008 гг. на рассматриваемой территории участка в центральной области, где происходит непосредственное антропогенное влияние, связанное с нефтедобычей, а также в западной области, что связано с гидрологическими особенностями Северного Каспия.

#### Список литературы

- Абдурахманов Г.М. Экологическая безопасность нефтяных операций на мелководном шельфе. Международная практика и опыт российских компаний на Северном Каспии. – Астрахань, 2006. – С. 264
- Официальный сайт компании ООО «ЛУКОЙЛ» [Электронный ресурс] / Режим доступа <http://www.lukoil.ru>
- Швыряев А.А., Меньшиков В.В. Оценка риска воздействия загрязнения атмосферы в исследуемом регионе. – М.: МГУ, 2004. – С. 124
- Руководство по оценке риска для здоровья населения при воздействии химических веществ, загрязняющих окружающую среду: Р 2.1.10.1920-04. – М., 2004. – С. 126
- Катунин Д. Можно, но осторожно // Нефть России. – 2001. №5 [Электронный ресурс] / Режим доступа <http://www.oil.ru>

## ГЕНЕТИКО-ТОКСИКОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ ГОРЬКОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

И.М. Прохорова<sup>1</sup>, А.А. Солдатов<sup>1</sup>, Х.М. Халюто<sup>1</sup>, Т.И. Блохина<sup>1</sup>, А.А. Хоромская<sup>1</sup>, Ю.В. Афонина<sup>1</sup>,  
Д.С. Песня<sup>1</sup>, Г.М. Чуйко<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Ярославский государственный университет им. Демидова, г. Ярославль, Россия

<sup>2</sup>Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанова РАН, п.Борок, Россия, gko@ibiw.yaroslavl.ru

Антропогенное загрязнение водных объектов химическими соединениями - одна из актуальных экологических проблем современного общества. Оно ухудшает качество водных ресурсов, оказывает отрицательное воздействие на состояние гидробионтов, приводит к деградации водных экосистем и опасно для здоровья человека. Попадая в водный объект, химические соединения распределяются по всем элементам экосистемы: вода, донные отложения, биота. Наиболее консервативный элемент среди них - донные отложения, где эти соединения могут сохраняться десятилетиями, накапливаясь в опасных количествах. Многие загрязняющие вещества обладают генотоксическим действием. Определение генотоксичности донных отложений позволяет оценить степень антропогенной нагрузки на конкретный водный объект такими соединениями и её опасность для водных организмов и населения прилегающих к нему территорий. Однако работ в этом направлении крайне мало. Большинство исследований направлено на изучение генотоксических свойств воды (Прохорова и др., 2008, 2011).

Цель работы – исследовать генотоксичность донных отложений р. Волги на участке Горьковского водохранилища.

Донные отложения отбирались в июле 2010 г. с научно-исследовательского судна «Ак. Топчиев» (ИБВВ РАН) на русловой части водохранилища с горизонта 0 - 20 см в трех повторностях с каждой точки с помощью автоматического коробчатого дночерпателя ДАК-250 с площадью захвата 0.4 м<sup>2</sup>, изготовленного в экспериментальной мастерской ИБВВ РАН. Станции отбора проб указаны на рисунке. Для дальнейшего анализа использовали объединённую пробу. Грунт высушивали сухо-воздушным способом, размельчали с помощью фарфоровой ступки и пестика.



Карта-схема Горьковского водохранилища с указанием мест отбора проб.

Определялась генотоксичность водной вытяжки донных отложений, подготовленной следующим способом (Дубинина, 2009): 5 г высушенного грунта заливали 50 мл дистиллированной воды и ставили на качалку на 2 часа для экстрагирования. Экстракт отфильтровывался и высушивался. Осадок растворялся в 5 мл дистиллированной воды и использовался для генотоксического анализа. Контролем служила дистиллированная вода. Генотоксическую активность характеризовали в опытных и контрольных пробах соответственно

как индуцированную (ИМА) и спонтанную мутагенную активности (СМА) [Журков, 1998; Прохорова и др, 2011, Фомичева, Прохорова, 2005). Генетические повреждения оценивались с помощью двух генотоксических тестов: метода учета доминантных летальных мутаций (ДЛМ) у мушки-дрозофилы *Drosophila melanogaster* и по частоте хромосомных мутаций (ХМ) в меристеме проростков корешков лука *Allium cepa* (Allium-тест). Тест ДЛМ позволяет регистрировать доминантные летальные мутации - генные, хромосомные, геномные (гетероплоидия), в половых клетках животного организма. Выявляются как прямые мутагены, так и промутагены, т.е. факторы, которые не индуцируют мутации, но продукты метаболизма которых в животном организме генотоксичны. Использовался стандартный метод (Изюмов и др., 1974) в нашей модификации (Прохорова и др., 2008). Для учета ДЛМ использована линия D-32, полученная на кафедре генетики МГУ им. Ломоносова. В Allium-тесте регистрировались ХМ типа делеций и транслокаций. Тест выявляет мутагены и промутагены, приобретающие генетическую активность в процессе обмена веществ в растительной клетке. Использовался стандартный метод (Sharma, 1983).

Таким образом, совокупность этих двух тестов позволяет регистрировать широкий спектр генотоксикантов – мутагенов и промутагенов, вызывающих мутации и в соматических и в половых клетках, как в растительных, так и в животных организмах. В результате использования такой системы тестов снижается вероятность ложноположительных и ложноотрицательных результатов.

Для сравнения результатов, полученных в разных тестах, использовался такой показатель как выраженность мутагенной активности (ВМА), определяемый в баллах как кратность превышения ИМА над СМА (табл. 1) (Фомичева, Прохорова, 2005). В случае несовпадения результатов двух тестов регистрировали максимальное значение.

**Таблица 1.** Оценка выраженности мутагенного эффекта (ВМА)

Кратность превышения спонтанного уровня мутагенной активности по сравнению с контролем	балл	категория
Менее чем в 2 раза	0	Отсутствие
От 2 до 5 раз	1	Слабая
От 5 до 10 раз	2	Средняя
Более чем в 10 раз	3	Сильная

Результаты, полученные при изучении МА водной вытяжки донных отложений р. Волги на участке Горьковского водохранилища с использованием предлагаемой системы тестов представлены в таблице 2. Все исследованные пробы показали либо слабую ВМА (ст. 3, 4, 6-8, 10), либо её отсутствие (ст. 1, 2, 5, 9, 11). При этом у дрозофилы фактически со всеми пробами превышение по сравнению с контролем значений МА было меньше 2 раз, что соответствует категории ВМА «отсутствие». Исключение была проба, отобранная в районе г. Плёс (ст.7), ИМА которой превышала СМА в 2 раза. В то же время в тесте с корешками лука отсутствие мутагенного эффекта наблюдалось только в четырех пробах (ст. 5, 7, 9, 11). В остальных пробах превышение значений ИМА над СМА варьировало от 2.35 до 4.37 раз.

Полученные данные указывают, что содержащиеся в донных отложениях водорастворимые загрязняющие вещества обладают генотоксическим действием в большей степени для растений, чем для животных и вызывают генетические нарушения преимущественно в соматических клетках по сравнению с половыми. Лишь проба со ст. 7 оказывала чуть большее генотоксическое действие на животные клетки, чем на растительные.

Анализ пространственного распределения генотоксичности водной вытяжки донных отложений показывает, что МА проявляется в пробах, выше и ниже г. Ярославль (ст. 3 и 4), на участке между г. Кострома и г. Волгореченск, в районе г. Плес, в устье р. Унжа и самая высокая – в районе г. Пучеж. Характер пространственного распределения донных отложений, вызывающих достоверные мутагенные эффекты, показывает, что они локализуются либо в районе крупных промышленных центров (гг. Ярославль, Кострома), либо в озерной части Горьковского водохранилища в зоне интенсивной седиментации взвешенных частиц, поступающих из его речной части. Такой характер распределения генотоксичности донных отложений предполагает перенос мутагенов и промутагенов по течению со взвешенным веществом от места их локального поступления в водный объект до седиментационных зон, где они оседают на дно и аккумулируются в грунтах. В пользу этого свидетельствует самая высокая МА на ст. 10 в районе г. Пучеж, находящаяся в предплотинной расширенной части водохранилища с замедленным течением.



**Таблица 2.** Мутагенная активность водной вытяжки донных отложений р. Волги на участке Горьковского водохранилища при тестировании на *Drosophila melanogaster* и *Allium cepa*

Станции	<i>Drosophila melanogaster</i>		<i>Allium cepa</i>		ВМА по результатам двух тестов	
	ДЛМ, %	Кратность превышения	ХМ, %	Кратность превышения	баллы	категория
1	12.36 ± 3.09	1.00	-	-	0	отсутствие
2	4.63 ± 1.59	1.70	-	-	0	отсутствие
3	14.79 ± 3.57	1.06	1.85 ± 0.19	2.35	1	слабая
4	4.06 ± 0.99	0.29	2.27 ± 0.34	2.84	1	слабая
5	13.89 ± 5.11	0.99	1.49 ± 0.38	1.88	0	отсутствие
6	8.50 ± 1.49	0.61	2.20 ± 0.57	2.79	1	слабая
7	5.42 ± 1.15	2.00	5.06 ± 1.34	1.90	1	слабая
8	3.29 ± 0.27	1.20	7.26 ± 2.41	2.7	1	слабая
9	-	-	3.75 ± 1.7	1.40	0	отсутствие
10	13.24 ± 3.34	1.10	3.45 ± 0.41	4.37	1	слабая
11	-	-	3.34 ± 2.58	1.20	0	отсутствие

Примечание: представлены средние значения ± стандартные ошибки ( $\bar{x} \pm m_x$ ); «-» – анализ не проводился.

В целом незначительный уровень МА донных отложений на такой реке как Волга, подвергающейся интенсивному антропогенному прессу, кажется парадоксальным. Однако следует иметь в виду, что на генотоксичность тестировалась только водорастворимая фракция грунтов. Поскольку лишь меньшая часть химических соединений, растворенных в речной воде, поступает в донные отложения, а большая остается растворенной в воде, то такой результат становится очевидным. В пользу этого утверждения свидетельствует гораздо более высокие значения ВМА воды в р. Которосль – одном из притоков первого порядка р. Волга, несоизмеримо меньшей по протяженности и плотности расположения на её берегах источников загрязнения (Прохорова и др., 2011). Для полной оценки генотоксичности донных отложений необходимо проведение тестирования их гидрофобной фракции, в состав которой входят такие известные мутагены и промутагены, как полициклические ароматические углеводороды, хлорорганические пестициды, полихлорированные бифенилы, диоксины и др.

Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ (грант № 08-05-00805 и 10-05-10058).

#### Список литературы

- Дубинина Л.Г. Мутагенная активность природных отложений и искусственных водоемов Астраханской области // Генетика. – 1996. – Т. 32. – №4. – С. 584-589.
- Журков В.С. Методология интегральной оценки мутагенных загрязнений водных объектов // Мутагены и канцерогены в окружающей среде. – С.-Пб.: СПбГУ, 1998. – С. 126-130.
- Изюмов Ю.Г., Литвинова Е.М., Шварцман П.Я. Реализация повреждений, индуцированных этиленимином на разных стадиях сперматогенеза при хранении спермы в семяприемниках интактных самок // Химический мутагенез. Сб. науч. трудов. – Л.: Изд-во ЛГПИ им. А.И. Герцена, 1974. – С. 64-70.
- Прохорова И.М., Фомичева А.Н., Ковалева М.И., Бабаназарова О.В. Пространственная и временная динамика мутагенной активности воды оз. Неро. // Биология внутренних вод. Прил. к журн. №2: материалы Всероссийской конференции «Экология пресноводных экосистем и состояние здоровья населения» (Оренбург, 25-28 апр. 2006 г.). – М.: Наука, 2008. – С. 17-24.
- Прохорова И.М., Шешина К.А., Кондакова Д.С., Солдатова А.А., Песня Д.С. Оценка сезонной динамики мутагенной активности воды реки Которосль // Вестник Ярославского регионального отделения РАЕН. – Т. 5. – №1. – 2011. – С. 32-39.
- Фомичева А.Н., Прохорова И.М. Мониторинг мутагенного загрязнения малых рек // Водные ресурсы. – 2005. – Т. 32. – №3. – С. 347-351.
- Sharma C.B. Plant meristems as monitors of genetic toxicity of environmental chemicals // Current science. – 1983. – V. 52. – № 21. – P. 1000-1002.



## ПОКАЗАТЕЛИ РАЗМЕРНОЙ СТРУКТУРЫ ФИТОПЛАНКТОНА В ДИАГНОСТИКЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ НИЖНЕЙ ВОЛГИ

Д.В.Рисник

*Московский государственный университет имени М.В. Ломоносова, Биологический факультет.  
Ленинские горы, д.1, стр.12, biant3@mail.ru*

**Введение.** Изменения состояния окружающей среды (повышение уровня загрязнения, увеличение эвтрофирования водоема) могут приводить не только к замене одних видов на другие, но и замене групп, объединяющих виды с близкими по величине объемами клеток (Девяткин, 2009; Каменир и др., 2008; Левич и др., 1996). Этот факт позволяет рассматривать размерную структуру фитопланктонных сообществ в качестве биоиндикатора.

Определение размеров клеток может быть полностью автоматизировано в режиме реального времени (метод проточной цитофлуориметрии, подсчет численности и объема клеток фитопланктона с помощью счетчика Коултера, применение цифровой обработки изображений (Лях и др., 2002)). Таким образом, представляется перспективным использовать в качестве экспресс-метода экологического мониторинга определение показателей размерной структуры (ПРС) фитопланктона. В предшествующей работе (Рисник и др., 2011) были рассмотрены следующие методические задачи: 1) преобразование измеренных значений размеров и численностей (или биомасс) клеток в пробе в количественный показатель, характеризующий размерную структуру каждой отдельной пробы; 2) выделение зависимости показателей от факторов, не влияющих на степень экологического благополучия (например, от географического расположения места отбора пробы, сезона наблюдений); 3) анализ влияния на ПРС погрешностей в определении численностей организмов.

Перечислю ряд результатов, полученных в процессе решения приведенных задач:

1) доказано, что внутри групп с близкими значениями факторов, не влияющих на степень экологического неблагополучия (сезон, подбассейн), значения ПРС значимо более однородны (по критерию Манна-Уитни с уровнем значимости 0.05), чем между такими группами;

2) выявлено, что биологические сезоны (март и апрель – преобладание мелкие жгутиковых; май и июнь – крупных диатомовых; июль и август – мелких зеленых и сине-зеленых; сентябрь, октябрь и ноябрь – крупных диатомовых; декабрь, январь и февраль – малое количество фитопланктона) позволяют локализовать влияние сезонных вариаций лучше календарных сезонов (весна, лето, осень, зима);

3) для выделения зависимости показателей от факторов, не влияющих на степень экологического неблагополучия и для учета влияния погрешностей в определении численностей организмов более адекватны: а) разбиение на размерные классы по численности, нежели разбиение по биомассе; б) принцип разбиения, основанный на делении каждой пробы на равные по численности классы и усреднении полученных границ по всем пробам (всего исследовали четыре принципа разбиения);

4) ПРС, основанные на соотношении численностей и биомасс размерных классов, можно считать более полезными (для выделения влияния факторов, не связанных со степенью экологического благополучия), в сравнении со средним размером клеток в пробе;

В задачи данной работы входит: 1) найти граничные значения ПРС, разделяющие "благополучные" и "неблагополучные" состояния экосистемы; 2) найти граничные значения физико-химических факторов, разделяющих их на "допустимые" и "недопустимые" значения 3) выяснить, какие факторы и в какой степени ответственны за "неблагополучие" состояния экосистемы.

**Материалы и методы. Исходные данные.** Для анализа использованы численности и биомассы видов фитопланктона (410 наблюдений), встречавшихся в протоколах многолетнего (1979-2006 гг.) гидробиологического мониторинга и соответствующие им данные (по 32 факторам) физико-химического мониторинга по Нижней Волге. Данные получены из информационно-аналитической системы "Экологический контроль природной среды по данным биологического и физико-химического мониторинга" (<http://ecograde.belozersky.msu.ru>). В связи с тем, что гидробиологический мониторинг не всегда предусматривал определение размеров клеток или суммарной биомассы определенного вида наряду с его суммарной численностью, был проведен поиск размеров отдельных клеток каждого вида фитопланктона по различным источникам

(определители, базы данных в Интернете, частные сообщения; см. [http://ecograde.belozersky.msu.ru/db/size/volga\\_don.xls](http://ecograde.belozersky.msu.ru/db/size/volga_don.xls)). Поскольку о размерах клеток, определенных до рода и с неопределенным видом, невозможно судить по литературным источникам, во избежание их возможного вклада, который нельзя учесть, пробу исключали из анализа при относительной численности хотя бы одного такого вида более 3%. При численности менее 3% эти виды не учитывали, т.е. считали их численность равной нулю.

**Методы расчета показателей размерной структуры.** В работе рассмотрены показатели размерной структуры, характеризующие соотношения численностей и биомасс размерных классов (крупных, средних, мелких клеток) фитопланктона в пробе. Для расчета ПРС использован подход, который оценивает соотношение между размерными классами по тангенсу угла наклона прямой, аппроксимирующей методом наименьших квадратов относительные численности (или биомассы) размерных классов в пробе, с последующим отображением тангенса угла в интервал значений показателя от 0 до 1 (Рисник и др., 2011).

Для ПРС, характеризующего соотношения численностей размерных классов в пробе, использовали обозначение  $S_n$ .

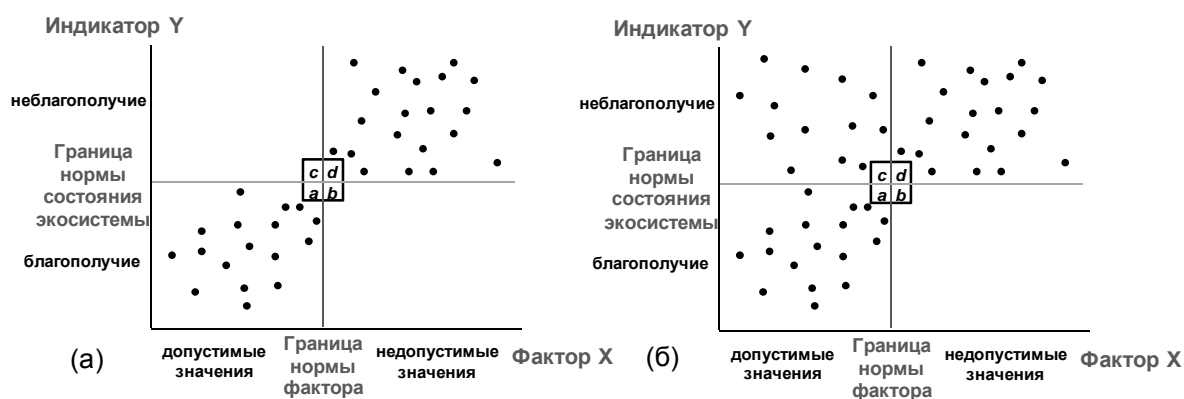
Для двух классов  $S_n = \frac{n_k}{n_k + n_m}$ , где  $n_k$  и  $n_m$  – соответственно относительные численности

классов крупных и мелких клеток в пробе.

Для трех классов  $S_n = \frac{n_k + 0,5n_c}{n_k + n_c + n_m}$ , где  $n_k$ ,  $n_c$  и  $n_m$  – соответственно относительные

численности классов крупных, средних и мелких клеток в пробе.

**Метод установления локальных экологических норм (Левич и др., 2011).** Метод установления локальных экологических норм (метод ЛЭН) можно свести к установлению границ, разделяющих качественные классы значений для биологического индикатора и для физико-химического фактора. Для биологического индикатора – это классы "благополучных" и "неблагополучных" значений, указывающих соответственно на экологическое благополучие или неблагополучие биоты. Для фактора – это классы "допустимых" и "недопустимых" значений. Если некоторая биологическая характеристика  $Y$  действительно является индикатором воздействия на биоту фактора  $X$ , то благополучные значения индикатора  $Y$  встречаются в наблюдениях за экосистемой только совместно с допустимыми значениями фактора  $X$ , а неблагополучные значения индикатора  $Y$  – только совместно с недопустимыми значениями фактора  $X$ . Этот идеальный случай отражен на рис. 1а, где граница между "благополучными" и "неблагополучными" значениями названа "границей нормы состояния экосистемы" (синоним "граница нормы индикатора" (ГНИ)), а граница между "допустимыми" и "недопустимыми" значениями фактора – "границей нормы фактора" (ГНФ).



**Рис. 1.** Классы значений индикатора и фактора в идеальном случае, когда на индикатор влияет только один фактор (а), и в реальном наблюдении, когда на индикатор воздействует множество факторов (б)

На рис. 1б представлено типичное реальное распределение результатов наблюдения за индикаторной характеристикой  $Y$  и некоторым фактором  $X$ . От идеального случая на рис. 1а это распределение отличается наличием наблюдений в области "с". Наполненность области "с" связана с

влиянием на индикатор всех существующих в среде факторов. Если для значений индикатора и фактора на рис. 1а корреляция между ними высока, то для реальных распределений (рис. 1б) корреляционный анализ может не дать убедительных результатов. Однако, если индикатор  $Y$  действительно представляет собой "правильный отклик" на воздействие  $X$ , то область "b" на рис. 1б обязательно должна быть пуста. Другими словами, недопустимые значения фактора никогда не должны приводить к благополучным значениям индикатора, независимо от действия других факторов. Однако в силу возможности случайного попадания точек в область "b" требование к её пустоте приходится смягчать, требуя, чтобы область "b" была "как можно более" пустой.

Метод ЛЭН реализует идею поиска "как можно более пустой" области "b".

Степень "пустоты" области "b" относительно областей "a" и "d" характеризует критерий точности  $T = \sqrt{\frac{n_a}{n_a + n_b} \cdot \frac{n_d}{n_d + n_b}}$ , где  $n_i$  – число наблюдений в области "i".

Точность изменяется от 0 до 1, и чем больше точность, тем более "пуста" область "b". Алгоритм метода ЛЭН состоит в переборе всех возможных положений границ нормы для индикатора и фактора и в выборе таких границ, для которых критерий точности максимален.

Для ранжирования вклада фактора в степень экологического неблагополучия введена характеристика полноты  $\Pi = \frac{n_d}{N^-}$ , где  $n_d$  – число наблюдений в области "d",  $N^-$  – общее число неблагополучных значений индикатора с учетом и тех случаев, когда исследуемый фактор не определяли. Чем больше полнота, тем больше вклад исследуемого фактора в степень экологического неблагополучия.

Стоит отметить, что метод ЛЭН, помимо верхних ГНФ, позволяет находить нижние ГНФ, характеризующие случаи, когда к неблагополучию экосистемы приводят низкие значения фактора (например, содержание кислорода в воде). В случаях, когда к неблагополучию экосистемы приводят как высокие, так и низкие значения фактора (например, концентрации биогенных элементов), алгоритм метода позволяет вести одновременный поиск верхней и нижней ГНФ.

**Результаты и обсуждение.** Результаты, полученные в данной работе, предварительны и являются первой попыткой анализа данных по размерной структуре фитопланктона методом ЛЭН. Метод ЛЭН позволяет провести анализ экологического состояния отдельных створов, выявить причины неблагополучия состояния экосистем на каждом створе, эти результаты будут представлены в последующих публикациях. Полученные результаты требуют дальнейших обсуждений в экологическом сообществе.

Для показателя  $S_n$  при разбиении на два и три размерных класса и физико-химических факторов, перечисленных в разделе "Материалы и методы", методом ЛЭН проведены расчеты соответственно ГНИ и ГНФ.

Найденные величины ГНИ каждого индикатора для разных факторов варьировали незначительно: доверительный интервал разбросов составил от 0 до 0.07 при уровне значимости  $\alpha = 0.05$ .

В зависимости от объема имеющихся данных и от целей исследования (например, от необходимости выявить наибольшее количество значимых факторов, или рассчитать наиболее универсальную для различных факторов величину ГНИ, или получить наиболее жесткие значения ГНФ, или обеспечить наиболее точное установление ГНФ) преимущество может быть отдано различным индикаторным показателям. Кроме того, принят во внимание тот факт, что при разбиении на два размерных класса учет влияния погрешностей отбора проб приводит к потере 115 наблюдений за май и июнь. На основании числа значимых факторов с найденными ГНИ и ГНФ, значений критерия точности и отсутствия потерь в числе наблюдений (в связи с погрешностями отбора проб) в качестве биоиндикатора был выбран показатель  $S_n$  при разделении на три размерных класса.

**Границы нормы фактора.** В таблице приведены значения границы нормы для факторов, которые оказались значимыми для индикатора  $S_n$  при разбиении на три размерных класса. Факторы расположены в порядке убывания их вклада в степень неблагополучия экосистемы согласно величине полноты. Среди факторов, дающих наибольший вклад (полнота более 0.3), можно обнаружить недостаток (менее 9 мг/л) и избыток (более 16 мг/л) ионов магния, кислые и

нейтральные (менее 8) значения pH, высокую (более 19 см) прозрачность.

**Таблица.** Границы нормы факторов, значимых для экологического неблагополучия; характеристики их поиска и вклада факторов в экологическое неблагополучие

Фактор	Граница нормы фактора		Граница нормы индикатора	Точность	Полнота	Число наблюдений
	Нижняя	Верхняя				
Магний, мг/л	9	16	0.68	0.96	0.33	332
pH	8	-	0.64	0.81	0.33	406
Прозрачность, см	-	19	0.70	0.95	0.31	328
Цветность по Pt-Co шкале, град	16.2	50.2	0.68	0.89	0.29	328
Гидрокарбонаты, мг/л	84	153	0.69	0.95	0.29	331
Взвешенные в-ва, мг/л	8.3	-	0.69	0.92	0.29	396
Растворенный кислород, мг/л	8.6	-	0.69	0.89	0.28	406
Степень насыщения кислородом, %	93	-	0.69	0.93	0.26	405
БПК <sub>5</sub> , мг/л	1.2	4.4	0.65	0.85	0.25	365
Окисляемость бихроматная, мг/л	-	34.4	0.71	0.97	0.25	365
Хлориды, мг/л	29	-	0.67	0.93	0.25	331
Фосфор фосфатов, мг/л	-	0.04	0.63	0.83	0.24	322
Сульфаты, мг/л	51	-	0.67	0.82	0.23	331
Сумма ионов, мг/л	228	372	0.69	0.92	0.22	321
Азот нитратный, мг/л	0.2	-	0.67	0.85	0.22	321
Na+K, мг/л	17	39	0.61	0.92	0.19	184
Азот суммарный минеральный, мг/л	0.2	-	0.67	0.90	0.17	261

Отсутствие фактора в таблице может означать для совместных наблюдений индикатора и фактора: 1) отсутствие "благополучных" или "неблагополучных" значений индикатора, 2) отсутствие "допустимых" или "недопустимых" значений фактора, 3) отсутствие взаимосвязи значений индикатора со значениями фактора. Среди случаев с отсутствием "допустимых" и "недопустимых" значений фактора, используя ГНИ, полученные при анализе других факторов можно выделить факторы, по которым отсутствовали наблюдения с "допустимыми" значениями. Среди них концентрации никеля, общего хрома, кобальта, ртути, кадмия, марганца, суммы сульфидов и сероводорода. Суммарная полнота по индикатору  $S_n$ , описывающая совокупный вклад в экологическое неблагополучие по данному ПРС всех факторов с найденными границами норм, равна 0.91.

#### Список литературы

- Девяткин В.Г. Анализ структуры сообществ водорослей // Водоросли: проблемы таксономии, экологии и использование в мониторинге: Материалы II всероссийской конференции. – Сыктывкар: Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, 2009. С. 331-334.
- Каменир Ю., Михайлюк Т.И., Попова А.Ф., Кемп Р., Дубинский Ц. Влияние антропогенного загрязнения на фитопланктон Каневского водохранилища (Украина). 2. Сравнение размерных спектров // Альгология. 2008. Т. 18, № 2. С. 145-159.
- Левич А.П., Булгаков Н.Г., Замолотчиков Д.Г. Оптимизация структуры кормовых фитопланктонных сообществ. Под ред. проф. В.Н.Максимова. – М.: КМК Лтд., 1996. 136 с.
- Левич А.П., Булгаков Н.Г., Максимов В.Н., Рисник Д.В. "In situ"-технология установления локальных экологических норм // Материалы объединенного пленума Научного совета РАН по гидробиологии и ихтиологии, Гидробиологического общества при РАН и Межведомственной ихтиологической комиссии "Вопросы экологического нормирования и разработка системы оценки состояния водоемов". – М.: Товарищество научных изданий КМК, 2011 (в печати). [http://ecograde.belozersky.msu.ru/library/articles/plenum\\_ran.pdf](http://ecograde.belozersky.msu.ru/library/articles/plenum_ran.pdf)
- Лях А.М., Суворов А.М., Брянцева Ю.В. Обзор методов количественного учета фитопланктона // Системы контроля окружающей среды. Сб. науч. тр. НАН Украины. – Севастополь: МГИ, 2002. С. 425-430.

Рисник Д.В. Левич А.П., Булгаков Н.Г., Радченко И.Г. Показатели размерной структуры фитопланктонных сообществ и анализ их изменчивости на фоне сезонных, географических и метеорологических вариаций // Актуальные проблемы экологии и природопользования. – М.: РУДН, 2011. С. 171-187. [http://ecograde.belozersky.msu.ru/library/articles/pokazateli\\_razmernoj\\_struktury.pdf](http://ecograde.belozersky.msu.ru/library/articles/pokazateli_razmernoj_struktury.pdf)

## ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ ПО ПОКАЗАТЕЛЯМ СМЕРТНОСТИ ЗООПЛАНКТОНА (НА ПРИМЕРЕ КУРШСКОГО И ВИСЛИНСКОГО ЗАЛИВОВ И ЮГО-ВОСТОЧНОЙ ЧАСТИ БАЛТИЙСКОГО МОРЯ)

А.С. Семенова

*Атлантический научно-исследовательский институт рыбного хозяйства и океанографии  
(АтлантНИРО), 236022, г. Калининград, ул. Дм. Донского, д. 5,  
Россия, a.s.semenowa@rambler.ru, a.s.semenowa@gmail.com*

**Введение.** В настоящее время изучение продуктивности сообществ гидробионтов, оценка их роли в самоочищении водоемов, а также оценка экологического состояния водоемов по структурным и функциональным характеристикам сообществ гидробионтов остаются одними из приоритетных исследований в гидробиологии. Однако, нельзя не отметить такую проблему, как дифференциация организмов зоопланктона на мертвых и живых (т.е. погибших до и во время фиксации). Ряд исследований показал, что в толще воды может находиться значительное количество мертвых беспозвоночных без видимых признаков разложения, определяемых в качестве живых при стандартной обработке проб счетным методом (Дубовская, 1987; Гладышев, 1993; Смелская, 1995; Дубовская и др., 1999). Особенно велика доля мертвой фракции зоопланктона в водах, подверженных антропогенной нагрузке (Гладышев, 1993; Смелская, 1995). Таким образом, ошибка определения состояния сообщества, качества среды по индикаторным организмам зоопланктона и способности водоема к самоочищению при помощи зоопланктона увеличивается именно в наиболее важных с санитарно-гидробиологической точки зрения местах отбора проб.

Куршский и Вислинский заливы являются крупнейшими лагунами Балтийского моря, оба водоема имеют важное рыбохозяйственное значение. На заливы оказывается сильное антропогенное воздействие. Куршский залив в настоящий момент времени является гиперэвтрофным водоемом, основным неблагоприятным фактором, воздействующим на этот водоем, являются ежегодные «цветения» синезеленых водорослей, некоторые из которых являются потенциально-токсичными (Александров, 2010; Дмитриева, 2007). Вислинский залив является эвтрофным водоемом, уровень развития фитопланктона в нем на порядок ниже, чем в Куршском заливе (Александров, 2010). Однако на Вислинский залив оказывается более сильное антропогенное воздействие, проявляющееся в загрязнении водоема неочищенными коммунальными стоками, сточными водами предприятий, нефтепродуктами. Вследствие такого сильного антропогенного загрязнения вод Вислинского залива можно предположить, что условия существования гидробионтов в этом водоеме неблагоприятные.

Сейсмические методы разведки полезных ископаемых с использованием взрывной волны все шире применяются при геофизических работах и на морях, и в пресноводных водоемах. При выполнении этих работ ударная волна оказывает влияние как на рыб, так и на зоопланктон, однако это влияние до сих пор весьма слабо изучено. Подобные работы проводились в юго-восточной части Балтийского моря с целью разведывания запасов нефти, параллельно с данным видом работ осуществлялось изучение показателей смертности зоопланктона.

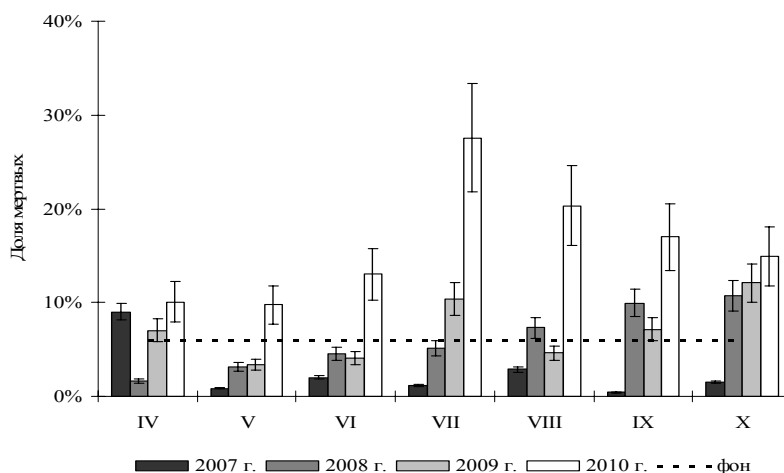
**Материал и методика.** Исследования зоопланктона Куршского, Вислинского заливов и юго-восточной части Балтийского моря проводили в 2007-2010 гг. Отбор проб в заливах выполняли с апреля по октябрь 1 раз в месяц на 5-8 стандартных станциях АтлантНИРО, равномерно охватывающих всю российскую часть Куршского и Вислинского заливов. Пробы отбирали батометром Ван-Дорна объемом 6 л с трех горизонтов. Для концентрации зоопланктона использовали планктонную сеть с мельничным газом № 70. Пробы фиксировали 4% формалином с сахарозой. С целью дифференциации живых и мертвых особей зоопланктон окрашивали 7,5 % раствором анилинового голубого красителя (Seepersad, Crippen, 1978; Дубовская, 2008). Окрашивание зоопланктона производили сразу же после его отбора, на борту судна, что исключало дополнительную гибель зоопланктеров в результате транспортировки проб.

В Балтийском море пробы отбирали сетью Джеди (диаметр 37 см, газ №70) вертикальным

обловом столба воды 0-100 м (дно). Для окрашивания проб зоопланктона Балтийского моря использовали 0,05 % раствор нейтрального красного красителя, окрашивание производили в емкости, помещенной в забортную воду для прижизненной окраски зоопланктона (Crippen, Pettier, 1974; Elliot, Tang, 2009).

В качестве показателей естественной (не связанной с хищничеством) смертности зоопланктона использовали долю численности или биомассы мертвых особей от суммарной численности или биомассы живых и мертвых, выраженную в процентах (Дубовская, 1987; Дубовская и др., 1999).

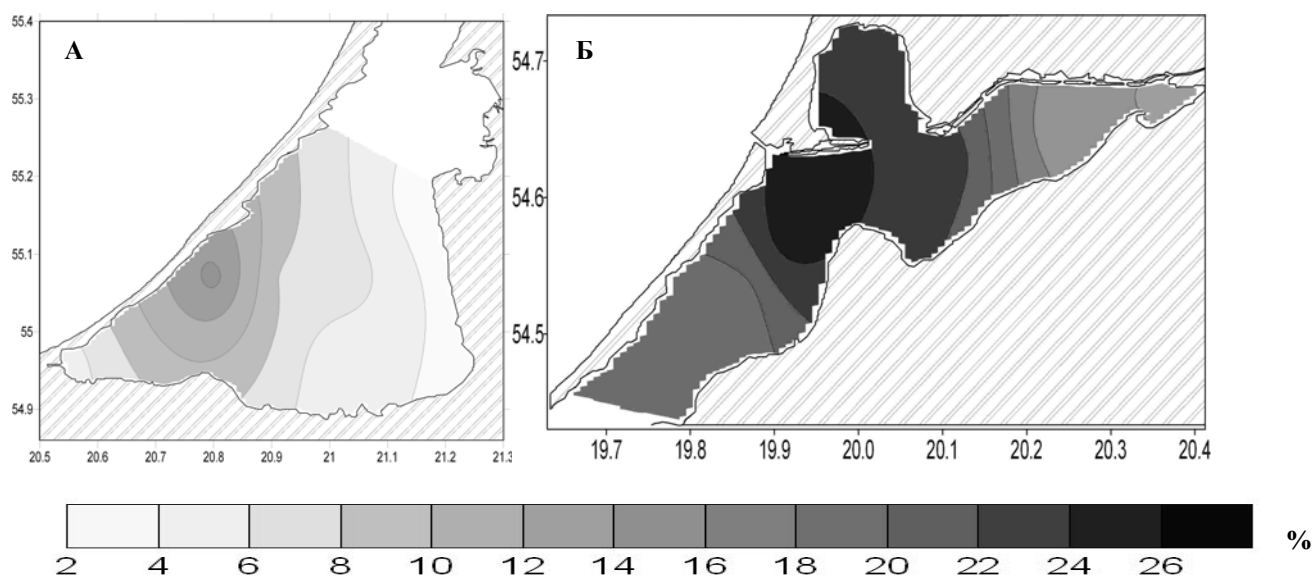
**Результаты.** В Куршском заливе доля мертвых особей в зоопланктоне возрастала в период массового развития потенциально-токсичных синезеленых водорослей в 5-13 раз (Рис. 1). Максимальная доля мертвых особей наблюдалась в Куршском заливе в 2010 г. в период с экстремально высокими летними температурами, что приводило не только к массовому развитию синезеленых водорослей, но и к заморным явлениям в связи с недостатком кислорода при их отмирании.



**Рис. 1.** Изменение доли мертвых особей от суммарной численности зоопланктона Куршского залива с апреля по октябрь 2007-10 гг.

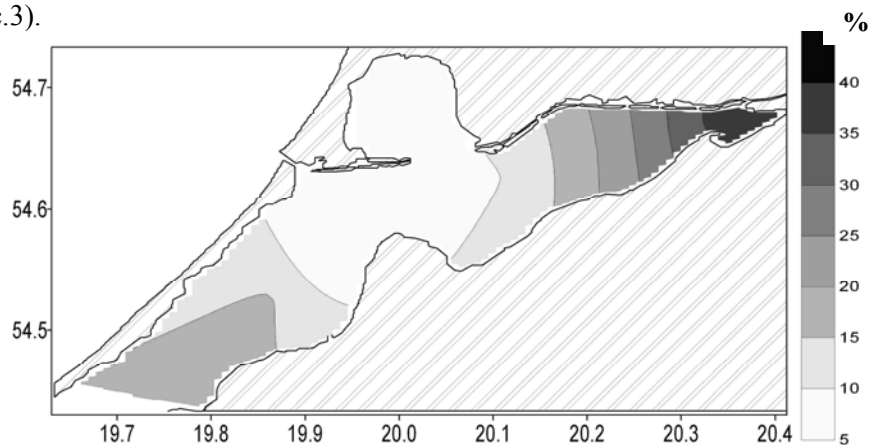
По пространственному распределению доли мертвых особей стало возможным выделить и картировать наиболее загрязненные районы в пределах акватории Куршского залива. Максимальные доли мертвых особей отмечались на станциях, расположенных вдоль Куршской косы, где эвтрофирование и органическое загрязнение были максимальны (Рис. 2 А). С помощью показателей смертности удалось выявить неодинаковую чувствительность различных видов и таксономических групп зоопланктона к «гиперцветению» синезеленых водорослей и органическому загрязнению, она возрастала в ряду Cyclopoida→Calanoida→Rotifera→Cladocera. Таким образом, показатели смертности зоопланктона в Куршском заливе могут применяться для оценки качества воды водоема и воздействия массового развития синезеленых водорослей на гидробионтов.

По изменению показателей смертности также можно установить влияние гидрохимических и гидрологических условий как на все зоопланктонное сообщество в целом, так и на отдельные виды (например, виды-вселенцы), которые требуют специального изучения. Так в Вислинском заливе удалось выявить повышение доли мертвых особей в 2-5 раз на участке водоема, на котором наблюдается критическая соленость (5-7‰), высокие доли мертвых особей были отмечены и в Приморской бухте, в которую поступают стоки г. Калининграда (Рис. 2 Б). Высокие, по сравнению с Куршским заливом, показатели смертности зоопланктона в Вислинском заливе, с одной стороны связаны с критической для гидробионтов соленостью на отдельных участках этого водоема, с другой стороны с более высокой степенью антропогенного загрязнения Вислинского залива.



**Рис. 2.** Пространственное распределение доли мертвых особей от суммарной численности зоопланктона по акватории Куршского (А) и Вислинского (Б) заливов.

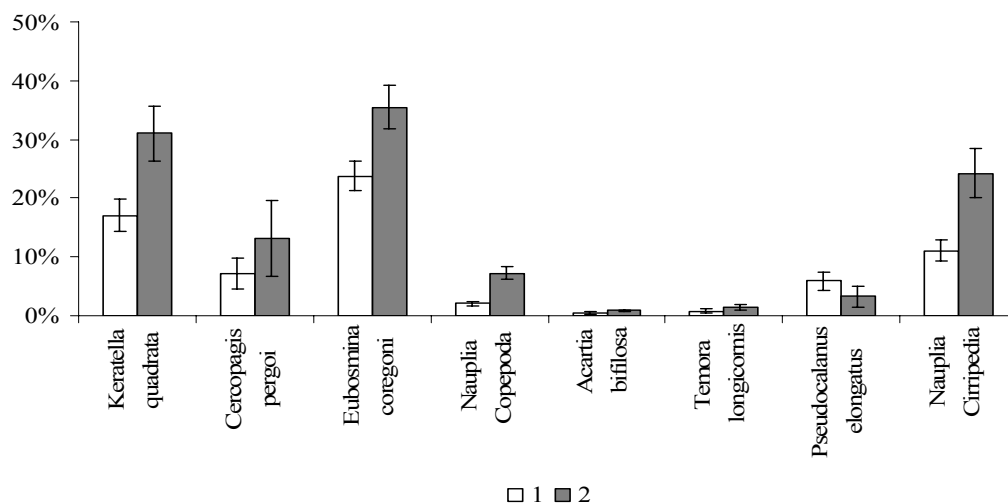
Доля мертвых особей в популяции вида-вселенца *Cercopagis pengoi*, напротив, возрастала при снижении солености и была максимальной на наиболее пресноводном участке, куда впадает река Преголя (Рис.3).



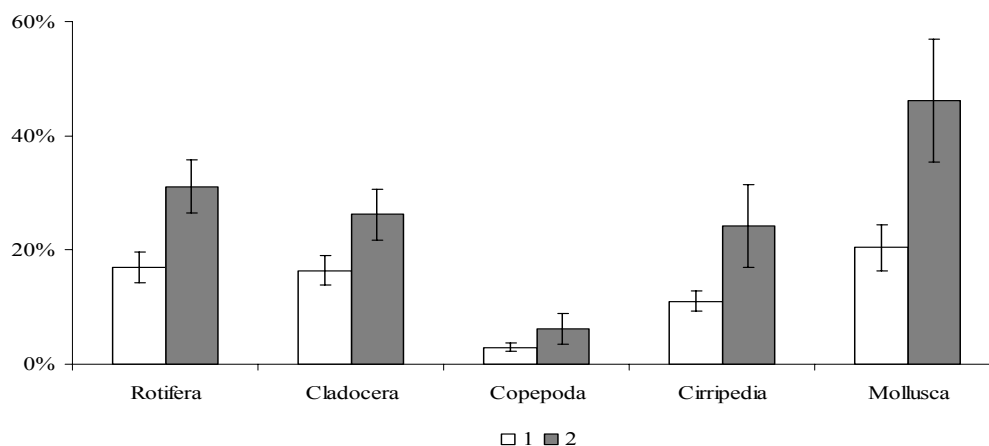
**Рис. 3.** Пространственное распределение доли мертвых особей в популяции *Cercopagis pengoi* по акватории Вислинского залива.

Показатели смертности зоопланктона также могут успешно использоваться для оценки воздействия на планктонное сообщество сейсморазведочных работ, выполняемых методом гидроударов. При проведении таких исследований в Балтийском море было установлено, что коловратки, науплии ракообразных и личинки моллюсков из-за малых размеров, несформированных или непрочных покровов наиболее чувствительны к воздействию пневмоисточников. Тогда как веслоногие ракообразные (особенно взрослые), менее всего подвергались данному воздействию (Рис. 4, 5).

В целом доля мертвых организмов зоопланктона во время воздействия пневмоисточников практически на всех станциях увеличивалась в 1,8-2,4 раза по сравнению с фоновым состоянием. Следовательно, с использованием показателей смертности зоопланктона можно достоверно оценить воздействие сейсморазведочных работы на зоопланктон непосредственно в зоне работы пневмоисточников.



**Рис. 4.** Изменение доли мертвых особей от суммарной численности массовых видов зоопланктона Балтийского моря до (1) и в период воздействия (2) пневмоисточников при проведении сейсморазведочных работ.



**Рис. 5.** Изменение доли мертвых особей от суммарной численности таксономических групп зоопланктона Балтийского моря до (1) и в период воздействия (2) пневмоисточников при проведении сейсморазведочных работ.

**Заключение.** Доля мертвых особей от валовой численности и биомассы зоопланктона является показателем его смертности и может широко использоваться при оценке состояния водных экосистем.

Одной из самых важных областей, где может применяться этот показатель является оценка качества воды водоемов. На примере Куршского залива было показано, что доля мертвых особей в зоопланктоне возрастает в период массового развития потенциально-токсичных синезеленых водорослей. По пространственному распределению доли мертвых особей стало возможным выделить и картировать наиболее загрязненные районы в пределах акватории залива. Максимальные доли мертвых особей отмечались на станциях, где эвтрофирование и органическое загрязнение были максимальны.

По изменению показателей смертности также можно установить влияние гидрохимических и гидрологических условий как на все зоопланктонное сообщество в целом, так и на отдельные виды (например, виды-вселенцы), которые требуют специального изучения. Так в Вислинском заливе удалось выявить увеличение доли мертвых особей на участке водоема, на котором наблюдается критическая соленость. Доля мертвых особей в популяции вида-вселенца *Cercopagis pengoi*, напротив, возрастала при снижении солености.

Также данный показатель может успешно использоваться для оценки воздействия на планктонное сообщество сейсморазведочных работ, выполняемых методом гидроударов. При



проведении таких исследований в юго-восточной части Балтийского моря была выявлена неодинаковая чувствительность таксономических групп к воздействию пневмоисточников, а также показано, что показатели смертности зоопланктона при воздействии пневмоударов достоверно возрастают.

Таким образом, показатели смертности зоопланктона могут успешно использоваться для оценки качества воды, картирования загрязненных районов, оценки влияния «цветения» синезеленых водорослей, гидрологических и гидрохимических факторов, а также сейсморазведочных работ на зоопланктон. Изучение показателей смертности должно занять важное место в стандартных гидробиологических исследованиях.

#### Список литературы

- Александров С.В. Первичная продукция планктона в лагунах Балтийского моря (Вислинский и Куршский заливы). Калининград: АтлантНИРО, 2010. 228 с.
- Гладышев М.И. Устройство для окрашивания организмов зоопланктона с целью дифференциации живых и мертвых особей в фиксированных пробах // Гидробиологический журнал. 1993. Т. 29. №2. С. 94–97.
- Дмитриева О.А. Потенциально токсичные виды фитопланктона российской части Куршского и Вислинского заливов Балтийского моря. // Проблемы изучения и охраны природного и культурного наследия национального парка «Куршская коса». Вып.5. Калининград, 2007. С. 102-117.
- Дубовская О.П. Вертикальное распределение живого и мертвого зоопланктона формирующегося Саяно-Шушенского водохранилища // Гидробиологический журнал. 1987. Т. 23. №6. С. 84–88.
- Дубовская О.П. Оценка количества мертвых особей рачкового зоопланктона в водоеме с помощью окрашивания проб анилиновым голубым: методические аспекты применения // Журнал Сибирского Федерального университета. Сер. Биология. 2008. №2. С. 145–161.
- Дубовская О.П., Гладышев М.И., Губанов В.Г. Сезонная динамика численности живых и мертвых особей зоопланктона в небольшом пруду и некоторые варианты оценки смертности // Журнал общей биологии. 1999. Т. 60. №5. С. 543–555.
- Сергеева В.А. Состояние и распределение зоопланктона в очагах загрязнения Ладожского бассейна // Сб. научных трудов ГосНИОРХ. 1988. Вып. 285. С. 114–128.
- Смельская М.В. Использование метода прижизненного окрашивания для оценки соотношения живых и мертвых особей в зоопланктоне озера Галичского // Информ. бюл. Биология внутренних вод. 1995. №98. С. 69-71.
- Crippen R.W., Perrier J. L. The use of Neutral Red and Evans Blue for Live / Dead determination of marine plankton // Stain Tech. 1974. V. 49, № 2. P. 97-104.
- Elliott D. T., Tang K. W. Simple staining method for differentiating live and dead marine zooplankton in field samples // Limnol. Oceanogr.: Methods. 2009. 7. P. 585–594.
- Seepersad B., Crippen R.W. Use of aniline blue for distinguishing between live and dead freshwater zooplankton // J. Fish. Res. Board Canada. 1978. V. 35. № 10. P. 1363–1366.

### ОЦЕНКА КАЧЕСТВА ВОДЫ ВОДОЕМОВ В ЗОНЕ ВЛИЯНИЯ МИХАЙЛОВСКОГО ГОКА ПО МАКРОБЕСПОЗВОНОЧНЫМ

А.Е. Силина

ФГУ «Заповедник «Белогорье»

309342, Белгородская обл., пос. Борисовка, пер. Монастырский, д.3, Россия, allasilina@list.ru

Михайловский ГОК – одно из крупнейших в России предприятий горнодобывающей промышленности, образованный на месте Михайловского железорудного месторождения КМА, на территории Курской области (северная часть Среднерусской возвышенности) в бассейне р. Свапа. В результате деятельности комбината происходит загрязнение прилегающих территорий – атмосферы, почв, поверхностных и грунтовых вод. Выявлен ряд зон, где суммарный показатель загрязнений почв достигает опасного (р. Чернь) и высоко опасного уровня (р. Песочная), ведущим элементом является свинец, коэффициент концентрации которого превышает 70. В донных отложениях р. Чернь ведущими загрязнителями являются хром, никель, молибден, медь (Косинова и др., 2009). Кроме загрязнений, связанных с загрузкой вскрышных пород в понижения рельефа, взрывными работами и пылением отвалов и сухих пляжей хвостохранилищ, в последние годы для обогащения железистых кварцитов на предприятии применялся новый флотореагент (неионогенное ПАВ, торговая марка «РА-14»), после флотации складирующийся в хвостохранилище, и через дамбы просачивающийся в поверхностные водотоки (р. Песочная). Влияние флотореагента на водные экосистемы региона не изучено. Исследования

гидробиологического режима водоемов промплощадки и малых рек в зоне влияния МГОКа ранее не проводились.

Изучение качества воды по организмам макрозообентоса и зоофитоса в зоне влияния МГОКа проводились в рамках исследований Белгородского госуниверситета (рук. проф. А.В. Присный) с октября 2007 г. по июль 2008 г. на 2 отсеках хвостохранилища, образованного на р. Песочной в 1972 г. (Кумани, 2000), фильтрационном пруде на периферии промплощадки и 3 реках – р. Свапе бассейна трансграничной р. Сейм, и двух малых правобережных притоках Свапы – р. Песочная и р. Чернь. Качество воды оценивали по 3 показателям – биотическому индексу Вудивисса, W (Вудивисс, 1981), индексу сапробности Пантле и Букка в модификации Сладечека, S (Сладечек, Розмайлова, 1977) с использованием индикаторных весов из «Fauna Aquatica Austriaca» (2002), и расчетному индексу сапротоксности В.А. Яковлева, St (1988).

Из 372 выявленных видов водных беспозвоночных 179 являются индикаторами органического загрязнения. Выявлено 5 ксеносапробных видов, характерных для очень чистых вод: веснянка *Amphinemura standfussi* (р. Песочная) и хирономиды *Monopelopia tenuicalcar* (фильтрационный пруд), *Krenopelopia binotata* (III отсек хвостохранилища), *Pseudodiamesa nivosa* (р. Песочная), *Micropsectra junci* (пр. Песочная, Чернь). К олигосапробным отнесены 9 видов – веснянки *Nemoura flexuosa*, *Leuctra hyppopus*, ручейники *Chaeropteryx sahlbergi*, (р. Песочная), *Itthytrichia lamellaris* (р. Свапа), кулициды *Anopheles maculipennis* (озеро в отвалах ГОКа), хирономиды *Diamesa zernyi* (фильтрационный пруд), *Heterotrissocladius marcidus* и *Eukifferiella similis* (р. Песочная). Наиболее представительна группа бэта-мезосапробных видов, характеризующих воды как умеренно загрязненные – 110 видов из различных групп (61,4% индикаторных видов). К альфа-бэта-мезосапробным относятся 21 вид, из поли-альфа-мезосапробов выявлено 4 вида – тубифициды *Limnodrilus hoffmeisteri* и хирономиды *Psilotanypus ruffovittatus*, *Chironomus riparius*, *Cryptochironomus defectus*, из полисапробов – 5: тубифициды *Tubifex tubifex*, хирономиды *Chironomus* gr. *thummi*, *C. plumosus*, *C. cingulatus*. Следует отметить находку молоди речного рака *Astacus leptodactylus* в IV (верхнем, наиболее чистом) отсеке хвостохранилища.

По данным сапробиологического анализа по бентосу, в осенний период воды IV (верхнего) отсека хвостохранилища характеризовались как тяжело загрязненные, на заиленном ракушечнике – умеренно загрязненные (таблица). По организмам зоофитоса индекс сапробности показывал бэта-альфа-мезосапробную зону. Весной ситуация значительно ухудшается – индекс сапробности по макрозообентосу в центральном секторе и зоне разгрузки грунтовых вод, фильтрующихся со стороны II отсека, возрастает до максимума ( $S=3.1-3.2$ , тяжело загрязненные воды), понижаясь в районе залива. В летний период показатели оптимизируются до значений бэта-мезосапробного класса, у водосбора от II отсека оставаясь тяжело загрязненными. В зоофитосе сапробность остается на уровне осенних показателей. По индексу сапротоксности Яковлева осенью воды хвостохранилища по бентосу характеризуются как загрязненные либо умеренно-загрязненные, в зоофитосе – с низкими значениями для класса. Весной токсификация среды повышается ( $St = 3.2-3.4$ , загрязненные воды), в меньшей мере проявляясь у залива. Летом в бентосе показатели оптимизируются до средних для бэта-мезосапротоксного класса и равнозначны показателям зоофитоса. Согласно биотическому индексу Вудивисса, в осенний период зарослевую зону и примыкающую к заливу можно считать умеренно загрязненной, в других пунктах – грязной. Весной воды во всех пунктах характеризуются как грязные, летом – от относительно чистых в заливе до грязных у водосбора со II отсека и в зоне разгрузки фильтрационных вод.

В III отсеке хвостохранилища весной по биотическому показателю воды характеризовались как грязные из-за бедности видового состава. В летний период, несмотря на низкую численность, представительность значимых групп и индикаторных видов достаточно высока и позволяет оценить воды как загрязненные по индексу Вудивисса ( $W=6$ ) и умеренно загрязненные по индексам сапробности ( $S=2.3$ ) и сапротоксности (1.6). Данная ситуация свидетельствует о возможности временного обитания разреженных ценопопуляций видов донных сообществ в прибрежной зоне и об отсутствии илонакопления, что определяется режимом складирования «хвостов» и кратковременностью существования гидробиоценозов, существующих преимущественно в стадии заселения субстратов, в режиме отбора сообществ.

Фильтрационный пруд у II отсека образован в результате поступления в понижение рельефа по периферии промплощадки фильтрационных вод со стороны хвостохранилища и с водосборной трубы от II отсека. По показателю сапробности воды относились к умеренно загрязненным, с ухудшением весной до альфа-мезосапробного уровня ( $S=2.8$ ), летом показатели восстанавливаются до уровня осенних, несколько улучшаясь в зоофитосе.

**Таблица.** Оценка качества воды водоемов в зоне влияния Михайловского ГОКа по организмам зообентоса и зоофитоса

№	Водоемы, пункты Даты	Октябрь 2007 г.		Апрель 2008 г.				Июль 2008 г.		
		W	S	St	W	S	St	W	S	St
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
<i>IV (верхний) отсек хвостохранилища</i>										
<i>Бентос</i>										
1.	П. 1. Центральный сектор	5	2.7	2.57	3	3.16	3.4	6	2.36	2.03
2.	П. 2. Левый сектор	6	2.58	2.62	2	2.7	2.45			
3.	П. 2. Наиллок на ракушечнике, левый сектор	5	2.23	1.57						
4.	П.3. Разгрузка грунтовых вод, правый сектор				4	3.13	3.16			
5.	П. 4.Разгрузка грунтовых вод, левый сектор							4	2.04	2.06
6.	П. 5. Залив (общий сбор), левый сектор							7	2.40	1.98
7.	П. 6. Водосброс от II отсека, левый сектор							4	2.59	1.8 *
<i>Зоофитос</i>										
8.	П.1. Рогоз, левый сектор	3	2.47	1.82						
9.	П. 2. Уруть колосистая, правый сектор	6	2.4	1.27				6	2.40	1.82
10.	П.1. Роголистник + рдест, левый сектор		-	-				7	2.45	2.13
<i>III отсек хвостохранилища</i>										
11.	Рипаль				2	0.8*	-	6	2.28	1.63
<i>Фильтрационный пруд (от II отсека)</i>										
<i>Бентос</i>										
12.	П.1. Левый сектор	6	2.30	1.73				4	2.37	1.66
13.	П.2. Правый сектор		-	-	5	2.84	3.4	4	2.3	1.61
<i>Литоперифитон</i>										
14.	П. 2. Камни, драпарнальдия							5	2.37	1.72
<i>Зоофитос</i>										
15.	П. 2. Рдест пронзеннолистный							4	2.17	1.68
<i>Озеро в отвалах МГОКа</i>										
16.	П. 1. Бентос							8	2.27	1.59
17.	П. 2. Зоофитос, общий сбор							6	2.14	1.6 *
<i>Река Песочная</i>										
<i>I створ, бентос</i>										
18.	П. 1. Медиаль, запруда				5	3.02	2.54	8	2.25	1.71
19.	П. 2. Левобережная рипаль	6	2.3	1.74	6	2.47	1.62	6	1.63	1.73
20.	П. 3. Правобережная рипаль		-	-				8	2.28	1.83
21.	П. 4. Ручьевого приток		-	-	7	2.11	1.85			
22.	П.6. Камни, пережат		-	-				7	2.08	1.22
<i>I створ, зоофитос</i>										
23.	П. 2. Общий сбор	9	2.16	-						
24.	П. 5. Спирогира, пережат	9	2.01	-	7	1.86	1.44	9	1.87	1.22
25.	П. 2. Частуха подорожниковая	9	2.05	1.3						
26.	П. 6. Ряска маленькая	8	2.19	-				8	2.0	1.47
<i>II створ, бентос</i>										
27.	П. 7. Плес	6	2.11	2.0	4	2.82	2.82	6	2.2	1.9
28.	П. 8. Пережат	6	2.18	2.10	5	2.11	1.51	6	2.3	1.65
<i>II створ, зоофитос</i>										
29.	П. 8. Спирогира	5	2.13	1.84						
30.	П. 8. Поручейник	7	1.91	-						
31.	П.7. Ряска маленькая	6	2.0	1.9				6	2.23	1.5*

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
<i>Река Чернь</i>										
I створ, бентос										
32.	Выше моста				7	2.27	1.62			
33.	Ниже моста				3	2.20	3.20			
II створ, бентос										
34.	Выше моста							6	2.26	2.03
35.	Ниже моста							4	3.0	2.37
36.	Рипаль, на течении				6	2.58	2.45			
37.	Урез воды				7	2.17	1.4*			
II створ, бентос										
38.	Рипаль, на течении				7	2.89	3.11			
39.	Урез воды				1	2.5 *	-			
III створ, бентос										
40.	Рипаль, на течении				6	2.53	3.1			
41.	Урез воды				5	2.65	2.8			

Примечание: знаком «\*» обозначены пробы с малым числом индикаторных видов.

Показатели сапротоксобоности также имеют сходные значения осенью и весной, на уровне бэта-мезосапротоксобоного класса и в бентосе, и в зоофитосе. Весной, как и в хвостохранилище, ситуация ухудшается, воды относятся к альфа-полисапротоксобоному классу (между грязными и очень грязными). Согласно показателю Вудивисса, осенью воды пруда относятся к загрязненным, весной и летом – к грязным. Это обусловлено таксономическим обеднением фауны, при этом высшая водная растительность развита крайне слабо (единичные растения рдеста), и самоочищение происходит за счет бактериально-водорослевых обрастаний камней.

В озере в отвалах МГОКа и в бентосе, и в зоофитосе по расчетным индексам воды относятся к умеренно загрязненным. По Вудивиссу, в бентосе ситуация более благополучна (относительно чистые воды), по зоофитосу воды отнесены к загрязненным.

Река Песочная. В I створе, в зоне формирования русла из трех основных рукавов, фильтрующихся из-под дамбы хвостохранилища, качество воды сходно с IV отсеком хвостохранилища. Бентос реки показывает загрязненные воды по биотическому индексу, умеренное загрязнение – по сапробиологическому, с ухудшением ситуации в медиали запруды в весенний период по всем показателям. Наиболее благоприятна ситуация в левобережье – в зоне ручьевого притока и в ручьевом притоке. Зоофитос показывает относительно чистые воды по биотическому индексу, что обусловлено разнообразием «значимых» групп. В летний период происходит оптимизация бентосного биотического, а также сапробиологического индекса, находящегося здесь в пределах бэта-мезосапробной зоны, в медиали – и сапротоксобоного. В зоофитосе отмечены минимальные значения сапробности и сапротоксобоности для реки, в пределах умеренного загрязнения. В створе, расположенном в 3-х км ниже по течению, у с. Андросово, осенью и весной показатели загрязнения в большинстве случаев были незначительно лучше, чем в I створе, в летний период – сходны, находясь в пределах бэта-мезосапробного класса. Более оптимальны показатели осеннего периода ( $S=2.1-2.2$ ), летний уровень загрязнений по бентосу и зоофитосу в 2008 г. не восстанавливается до осеннего уровня 2007 г. по сапробности, но значительно улучшается по сапротоксобоности, особенно на перекате. Негативная ситуация на медиальном участке запруды I створа (до  $S=3.2$ ,  $St=2.54$ ) и плеса II створа ( $S=2.8$ ,  $St=2.8$ ) объясняется повышенным илонакоплением и адсорбцией токсикантов в аккумулятивных зонах русла. Наличие здесь токсических веществ подтверждается визуальным наблюдением скоплений пенного продукта в I створе – ниже переката, во II – в весенних пойменных лужах в окр. с. Андросово. Летом (29.07.08) в данном участке поймы была обнаружена ценопопуляция *Sonchus arvensis* (осот полевой) с бесхлорофильными листовыми пластинками, признаками нарушения вегетативного развития и генеративных органов.

Присутствие в реке ряда представителей типично ручьевого фауны – веснянок, поденок, некоторых видов ручейников, жуков, мошек и хирономид объясняется низкими температурами, гидрологически ручьевым и благоприятным кислородным режимами. Существенно и то, что температура воды здесь на несколько градусов ниже, чем в нижерасположенном створе, что является сдерживающим фактором влияния интоксикации на биоту. Кроме того, в условиях несформированного русла происходит обводнение большой, прилегающей к дамбе территории, что способствует ее сплошному зарастанию тростниково-рогозовыми ассоциациями, массовому развитию частухи, хвощей, осок, то есть формированию естественной зоны фильтрации.

В I створе р. Чернь (у с. Остапово, апрель) по сапробному индексу воды относились к умеренно загрязненным, причем ниже автодорожного моста биотический индекс показывает класс грязных вод, индекс сапротоксности – загрязненных (St-3.2). Во II створе (у «Потапова моста», севернее дер. Бородино, июль), все индексы показывают ухудшение качества вод ниже автодорожного моста: выше моста воды относятся к умереннозагрязненным, ниже – к тяжело загрязненным. Токсификация – в пределах умеренного загрязнения.

Р. Свапа обследовалась в апреле 2008 г. в 3-х пунктах: I – ниже Копенковского водохранилища юго-западнее с. Копенки, II – ниже впадения р. Песочной, северо-восточнее с. Троицкое, и III – в окр. с. Михайловка, ниже впадения р. Чернь (в рипали на течении и у уреза воды). В большинстве пунктов уровень сапробности соответствует альфа-бэта-мезосапробному классу (S=2.5-2.6), наиболее грязной оказалась рипаль ниже устья р. Песочной (S=2.9, тяжело загрязненные воды), благополучной – по урезу воды ниже водохранилища (вероятно, в зоне разгрузки грунтовых вод, поскольку в пробе присутствовали веснянки и ручьевого вида типулиды). По индексу сапротоксности одинаково загрязненной оказалась рипаль у с. Михайловка и ниже устья р. Песочной (St=3.1), ниже водохранилища принимая промежуточное значение между умеренно-загрязненными и загрязненными водами. По урезу воды достоверны данные только для с. Михайловка – St=2.8, (загрязненные воды). По данным индекса Вудивисса более негативна ситуация в III пункте (загрязненные воды), относительно благополучна – во II (загрязненные-относительно чистые воды), в I пункте отмечен сильный разброс значений W – от 1 до 7 (от грязных вод по урезу до относительно чистых в рипали).

Таким образом, согласно показаниям индексов качества воды, общей тенденцией для большинства обследованных пунктов является ухудшение качества воды в весенний период, что может объясняться отсутствием вегетирующих растений в период прохождения транзитом и накоплением в грунтах загрязняющих веществ из промышленных отходов. В летний период качество воды в большинстве пунктов находится на уровне бэта-мезосапробного класса либо переходного бэта-альфа-мезосапробного, за исключением аккумулятивных зон водотоков и зон разгрузки вод на хвостохранилище. Отмечено улучшение показателей качества воды по зоофитосу по сравнению с бентосом. Ухудшение ситуации в результате элиминации значимых групп наблюдалось весной и летом в фильтрационном пруду у II отсека, что свидетельствует о невозможности формирования в нем самоочистительных комплексов в достаточных масштабах и, очевидно, является следствием накопления токсикантов. Это подтверждается визуально наблюдаемым скоплением пенного продукта в районе водосбросной трубы со стороны II отсека, а также образованием пены на водной поверхности после взмучивания грунта. В летний период произошла элиминация тубифицид в IV отсеке хвостохранилища.

Кроме вышеуказанных показателей, имеются примеры, подтверждающие токсическое воздействие на организмы, проявляющееся в обнаруженных при определении материала аномалиях развития на различных стадиях онтогенеза (июль, 2008 г.).

1). Гипертрофия (толщина увеличена в 2-3 раза по сравнению с нормой) парной опорной хитиновой структуры в области вентраментальных пластинок хирономид – 2 случая: *Glyptotendipes barbipes* и *Polypedilum convictum* (III отсек хвостохранилища). 2). Девиация зубцов ментума – резкое расхождение и асимметричное искривление парных параллельных центральных зубцов у хирономид *Polypedilum convictum* (фильтрационный пруд). 3). Элиминация одного из парных центральных зубцов субментума хирономид *Polypedilum bicrenatum* (фильтрационный пруд). 4). Резкое увеличение II правого бокового зубца субментума, превышающего центральный и I боковые, у хирономид *Glyptotendipes glaucus* (р. Чернь, выше моста). 5). Сильная деформация раковины *Limnaea auricularia* (верхний отсек хвостохранилища, залив). 6). Деформация надкрыльев *Galerucella* sp. (верхний отсек хвостохранилища, ниже водосброса от II отсека). 7). Асимметричное недоразвитие III пары конечностей у веснянки *Amphinemura standfussi*: левая конечность короче правой в 1,6-1,7 раза (пропорционально по всем отделам), правая на 1/3 короче нормы (р. Песочная, I створ). 8). Деформация («перешнуровка») верхней части пупария мухи *Limnophora riparia* (верхний отсек, водосброс от II отсека, среди нитчатки на потоке). 9). Резкая деформация жилкования передних крыльев стрекоз *Ischnura elegans* (2 экз. имаго, прибрежные заросли рогоза *Лаксмана* IV отсека хвостохранилища, июль 2008 г.), при асимметрии у 70% особей (из 20 экз. имаго) по признаку числа поперечных предузелковых жилок костального поля передней и задней пары крыльев.

Кроме вышеперечисленных случаев морфологических деформаций, следует отметить некоторые примеры нетипичных проявлений у организмов макрозообентоса:

1. Повышенная хрупкость и множественные травмы покровов червей сем. Tubificidae с возникновением боковых грыжеподобных образований, наблюдаемых во время весеннего отбора. 2). Сильное уплотнение хитиновых коконов пиявок р. *Erpobdella* (фильтрационный пруд). 3). Наличие крупных черных пятен на грудных сегментах бокоплавов *Gammarus pulex* и множественных мелких – на раковинах брюхоногих моллюсков р. *Lymnaea*, домиках ручейников, коконах пиявок, покровах веснянок (р. Песочная, I створ) и мокрецов (IV отсек хвостохранилища). 4). Покровы *Erpobdella octoculata* покрыты слоем мелких металлических «блесток» (июль, водосброс от II отсека). Такие же «блестки» обнаружены встроенными в домики-трубки хирономид (фильтрационный пруд), домики ручейников, отмечены в экскрементах прудовиков и других крупных беспозвоночных (III и IV отсеки хвостохранилища). В связи с этим предполагается повышенная травматичность кишечников беспозвоночных, особенно грунтоедов (олигохеты), всеядных и детритофагов, что могло служить одной из причин исчезновения тубифицид. Из расчета общего количества собранных в летней экспедиции организмов бентоса и зоофитоса в зоне влияния МГОКа, количество выявленных при определении материала морфологических деформаций в среднем составило 0.45%. При этом в р. Чернь эта доля почти не отклоняется от средней (0.5%), в р. Песочной (I створ) – в 1.2 раза превышает среднее значение (0.53%), в фильтрационном пруде – в 2 раза (0.9%), в III отсеке хвостохранилища – в 4.2 раза (1.9%). Низкий процент (0.3%) отмеченных дефектов в IV отсеке (без учета имаго стрекоз) может быть обусловлен отсутствием специального анализа по морфологии массовых здесь клопов-кориксид.

Автор выражает глубокую признательность к.б.н. Н.Ю. Хлызовой (Липецкий педуниверситет) за помощь в определении ряда видов растений.

#### Список литературы

- Вудивисс Ф.С. Совместные англо-советские биологические исследования в Ноттингеме в 1977 г. // Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям. – Л.: Гидрометеиздат, 1981. – С. 117-189.
- Косинова И.И., Барабошкина Т.А., Косинов А.Е., Ильяш В.В. Экологическая геология Курской магнитной аномалии (КМА). – Воронеж: ИПЦ ВГУ, 2009. – 216 с.
- Кумани М.В. Антропогенное влияние на русловые процессы рек Курской области // Эрозионные и русловые процессы. Вып.3. Ред. Р.С. Чалов. М.: МГУ, 2000. – С. 112-120.
- Сладечек В., Розмайлова В. Унифицированные методы исследования качества вод. Ч. III. Индикаторы сапробности. – М. Изд. отд. Упр. дел секр-та СЭВ. 1977. – 92 с.
- Яковлев В.А. Оценка качества поверхностных вод Кольского Севера по гидробиологическим показателям и данным биотестирования (практические рекомендации). – Апатиты, 1988. – 25 с.
- Fauna Aquatica Austriaca /A comprehensive Species Inventory of Austrian Aquatic Organisms with Ecological Notes. (By Ed. Moog O.). –2<sup>nd</sup> Edition, Vienna, 2002.

## ИЗУЧЕНИЕ ТОКСИЧНОСТИ ВОДЫ В РЕКАХ ПОЛУОСТРОВА КАМЧАТКА МЕТОДОМ БИОТЕСТИРОВАНИЯ

А.В. Ткачева, Е.С. Климова

ФГУП «ВНИРО», г. Москва, ул. В.Красносельская, д.17, Россия, nasvov@mail.ru

**Введение.** Вследствие все нарастающего загрязнения и осложнения экологических условий в реках их изучение не теряет своей актуальности. Одним из доступных методов изучения вод различных водотоков является биотестирование. Относительная экспрессность и высокая чувствительность делают биотестирование незаменимым элементом контроля и предотвращения загрязнения вод.

**Материалы и методы.** В 2010г. в различных водотоках полуострова Камчатка было отобрано 18-ть проб воды для оценки токсичности методом биотестирования. Оценка токсичности отобранных проб воды проводили в лаборатории эколого–токсикологических исследований ФГУП «ВНИРО».

Воду биотестировали на лабораторных пресноводных тест-организмах: одноклеточных водорослях *Scenedesmus quadricauda* (Turp) Vreb и ветвистоусых рачках *Daphnia magna* Straus (представители трофических уровней – фито- и зоопланктон).

Критерием токсичности при анализе воды на водорослях служило изменение уровня замедленной флуоресценции по отношению к контролю, характеризующее скорость фотосинтеза

водорослей. При исследовании проб на одноклеточных водорослях исходная численность клеток в каждый опытный и контрольный емкости – 20 тыс.кл./мл (ФР.1.39.2001.00284). В качестве критерия токсичности при анализе на дафниях служила выживаемость рачков. 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 в трех повторностях. Продолжительность эксперимента – 4 суток (ФР.1.39.2007.03222). Нетоксичной считалась вода, в которой подавление замедленной флуоресценции или гибель рачков не превышала 5-19%, а так же стимуляция жизнедеятельности водорослей; вода, для которой величина этих показателей варьировала от 20 до 30%, считалась слаботоксичной; 31-49% - среднетоксичной; 50% и более – высокотоксичной (Утв. МПР России 27 апреля 2001г.).

В районе золоторудных месторождений «Бараньевское-Балхач», хребет Костина, бассейн р. Кимитина (приток р. Камчатка) исследовали следующие водотоки: 1) ручей, вытекающий из штольни и впадающий в ручей Бараний, расположенный к северу от среднего течения ручья Бараний (Извилистый), северный склон; 2) ручей Бараний (Извилистый) в нижнем течении северного склона и впадает в р. Балхач, вода мутная; 3) ручей Приточный, нижнее течение, впадает в р. Балхач, чистый ручей, текущий параллельно ручью Бараний в соседней долине и равной ему по водности (фон); 4) р. Балхач, среднее течение, северный склон, принимает в себя воды руч. Бараний и Приточный; 5) руч. Кривой, нижнее течение, южный склон, дренаж верхнего участка Балхачского месторождения; 6) руч. Угловой, нижнее течение, южный склон, дренаж верхнего участка Балхачского месторождения; 7) руч. Шумный, среднее течение, южный склон, дренаж Конгурцевского месторождения (нижний участок Балхачского месторождения); 8) руч. Тихий, нижнее течение, южный склон, дренаж Конгурцевского месторождения (нижний участок Балхачского месторождения); 9) руч. Порожистый, среднее течение, южный склон, крупный ручей на вытоке с лицензионной площади, принимает в себя воды всех водотоков, дренирующих участки месторождения южной экспозиции.

В районе Семячикской и Узон-Гейзерной вулканической аномалии Восточная Камчатка (Кроноцкий залив) исследовали: 1) руч. Бормотина, нижнее течение, приток Семячикского лимана, типичный лососевый ручей с чистой водой (фон), но дно из вулканических пород, т.к. течет со склона вулкана; 2) руч. Теплый, среднее течение, приток Семячикского лимана, лососевый ручей с выходом термальных вод ( $T=25^{\circ}\text{C}$ ), геохимических аномалий нет, дно галечное; 3) руч. Серный, приток Семячикского лимана, небольшой лососевый ручей с выходом термальных вод ( $T=25^{\circ}\text{C}$ ), по-видимому, умеренные геохимические аномалии; 4) руч. Горячий ключ, нижнее течение (впадает чуть севернее Семячикского лимана), ручей с мощными выходами термальных вод ( $T=25^{\circ}\text{C}$ ), геохимические аномалии, дно покрыто налетом, вода прозрачная; 5) р. Первая речка, среднее течение, впадает чуть севернее Семячикского лимана, река течет со склона вулкана, вода мутная, имеются термальные выходы, дно покрыто кремневкой, умеренные геохимические аномалии; 6) руч. Веселый, нижнее течение, впадает в озеро Центральное в кальдере Узон - небольшой ручей, принимающий воды с термальной площадки кальдера Узон; 7) озеро Восьмерка – сточное озеро в кальдере Узон, расположено в центре термальной площадке, принимает кислые воды; 8) р. Гейзерная, нижнее течение, приток р. Шумная.

В районе Мутновского вулкана (Юго-Восточная Камчатка) была отобрана одна проба из р. Мутная, (среднее течение); река вытекает из кратера вулкана, стекает по склону вулкана, вода мутная и кислая, геохимическая аномалия. Река впадает в Тихий океан.

**Результаты и обсуждение.** Результаты биотестирования проб воды представлены в таблице 1.

Как видно из таблицы 1, в районе золоторудных месторождений «Бараньевское-Балхач» все пробы воды из водотоков не показали токсичности. Гибель организмов отсутствовала, выживаемость зоопланктона находилась на уровне контроля (100%). Одноклеточные фитопланктонные водоросли показали стимулирующий эффект на 17-26%.

В районе Семячикской и Узон-Гейзерной вулканической аномалии пробы воды показали токсичность в трех случаях:

- слабая токсичность отмечена для водотока Серный. В пробе воды отмечена 20% гибель зоопланктонных тест-организмов, фитопланктонные тест-организмы характеризуются стимуляцией жизнедеятельности на уровне 26%.

- высокую токсичность воды показали пробы Первая речка и озеро восьмерка. В первой погибло 60% зоопланктонных организмов, фитопланктонные тест организмы показали незначительную (12%) стимуляцию жизнедеятельности, во второй не выжили зоопланктонные организмы и одноклеточные организмы снизили флуоресценцию до 84%.

**Таблица 1.** Результаты биотестирования проб воды на одноклеточных водорослях *Scenedesmus quadricauda* и ракообразных *Daphnia magna* за 96 часов.

Название пробы	Выживаемость зоопланктонных организмов, % от контроля	Выживаемость уровня флуоресценции водорослей, % от контроля	Характеристика тестируемой пробы
Район золоторудных месторождений «Бараньевское - Балхач», хребет Костина, бассейн р. Кимитина (приток р. Камчатка)			
Штольня	100	124	Нетоксичная
Извилистый	100	125	Нетоксичная
Руч. Приточный	100	100	Нетоксичная
Р. Балхач	100	117	Нетоксичная
Руч. Кривой	100	119	Нетоксичная
Руч. Угловой	100	122	Нетоксичная
Руч. Шумный	100	124	Нетоксичная
Руч. Тихий	100	126	Нетоксичная
Руч. Порожистый	100	125	Нетоксичная
Район Семячикской и Узон-Гейзерной вулканической аномалии Восточная Камчатка (Кроноцкий залив)			
Руч. Бормотина	100	128	Нетоксичная
Руч. Теплый	100	130	Нетоксичная
Руч. Серный	80	126	Слаботоксичная
Руч. Горячий	100	158	Нетоксичная
Р. Первая речка	40	112	Высокотоксичная
Руч. Веселый	100	115	Нетоксичная
Озеро Восьмерка	0	16	Высокотоксичная
Р. Гейзерная	100	100	Нетоксичная
Район Мутновского вулкана (Юго-Восточная Камчатка)			
Р. Мутная	20	80	Высокотоксичная

В районе Мутновского вулкана анализируемая проба показала гибель 80% зоопланктонных организмов и впервые отмечено снижение флуоресценции водорослей – на 20%. Результаты биотестирования характеризуют пробу воды, как высокотоксичную.

**Заключение.** 1. В районе золоторудных месторождений «Бараньевское - Балхач», (хребет Костина, бассейн р. Кимитина - приток р. Камчатка), вода водотоков характеризуется как не токсичная (по результатам биотестирования на двух стандартных тест – организмах: одноклеточные водоросли *Scenedesmus quadricauda* (Turp) Vreb и ветвистоусые рачки *Daphnia magna* Straus). При биотестировании не было отмечено гибели зоопланктонных организмов, и практически во всех пробах воды отмечалась стимуляция жизнедеятельности фитопланктонных организмов от 17 до 26%, что связано с наличием в воде растворенных незначительных количеств органических или минеральных веществ.

2. В районах вулканической деятельности в районе Семячикской и Узон-Гейзерной вулканической аномалии, Восточная Камчатка, и в районе Мутновского вулкана из девяти проб в четырех случаях отмечена токсичность воды. Высокая токсичность воды отмечена в озере Восьмерка, которое расположено в кальдере Узон и принимает кислые воды, которые вызывают огромные экологические проблемы. Обычно это происходит из-за увеличения кислотности дождей, снега, туманов в результате выброса в атмосферу окислов серы и азота. Кислые воды губят естественную растительность и уничтожают жизнь в пресных водах. Так же высокую токсичность показали пробы воды в реке Первая речка, которая течет со склона вулкана, имеются термальные выходы и в реке Мутная, вытекающая из кратера вулкана.

3. Практически во всех исследованных пробах воды, кроме двух отмечалась стимуляция водорослей. Стимуляция жизнедеятельности одноклеточных водорослей в районах вулканической деятельности вероятно связана с незначительными растворенными количествами органических или, скорее, неорганических компонентов в водной среде (например, тяжелых металлов).



## Список литературы

Методика определения токсичности вод, водных вытяжек из почв, осадков сточных вод и отходов по изменению уровня флуоресценции хлорофилла и численности клеток водорослей. ФР.1.39.2001.00284. Изд. «АКВАРОС», М., 2001г.

Методика определения токсичности вод, водных вытяжек из почв, осадков сточных вод и отходов по смертности и изменению плодовитости дафний. ФР.1.39.2007.03222. Изд. «АКВАРОС», М., 2007г.

3.Руководство по определению методом биотестирования токсичности вод, донных отложений, загрязняющих веществ и буровых растворов. Утв. МПР России 27 апреля 2001г. Изд. РЭФИ, НИА-Природа, М., 2002г.

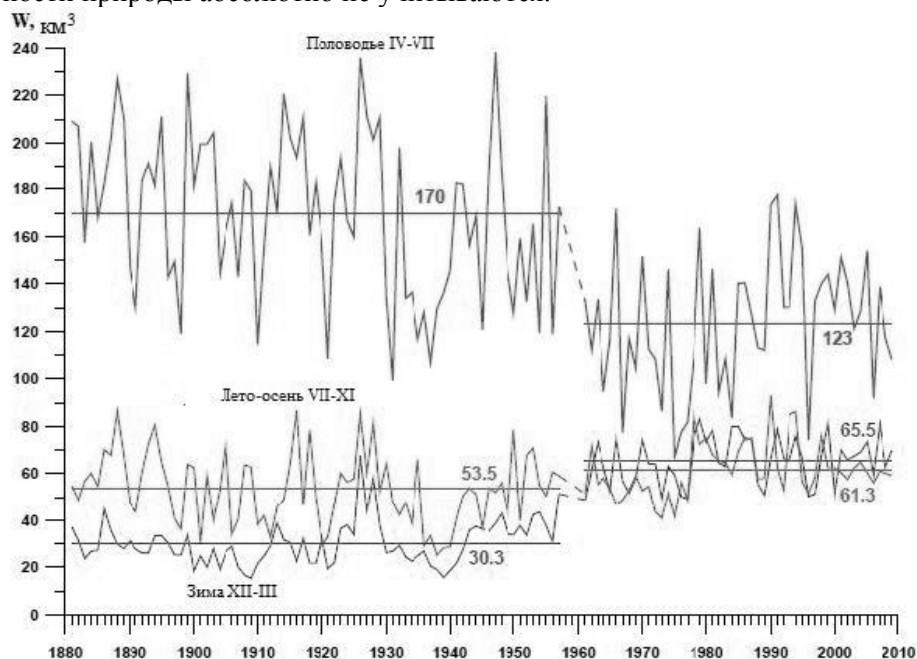
## ОСОБЕННОСТИ РАЗВИТИЯ ЭКОСИСТЕМЫ НИЖНЕЙ ВОЛГИ С УЧЕТОМ СЕЗОННЫХ ИЗМЕНЕНИЙ ЕЕ ГИДРОЛОГИЧЕСКОГО РЕЖИМА

А.А. Токарева, П.И. Бухарин, Е.В. Аношкина

*Астраханский государственный технический университет  
г. Астрахань, ул. Татищева, 16, Россия, astrgo@mail.ru*

Нижняя Волга, включающая Волго-Ахтубинскую пойму, дельту Волги и Западный ильменно-бугровой район, представляет собой уникальный природный объект, особенности развития экосистем которого определяются сезонными и многолетними изменениями гидрологического режима р.Волги, происходящими под влиянием естественных и антропогенных факторов. С середины XX в. водный режим Нижней Волги формируется в условиях регулирующей работы Волжско-Камского каскада водохранилищ. Поэтому гидрограф стока в нижний бьеф Волгоградского гидроузла представляет собой искусственный попуск, который интегрально отражает особенности формирования стока и хозяйственной деятельности на всей территории бассейна Волги [1].

За последние годы произошли негативные изменения в природном комплексе Волго-Ахтубинской поймы, заключающиеся в остепнении растительного покрова, усыхании водоемов (ериков, озер), обеднении рыбных ресурсов. Расходы воды в половодья не поддерживают экосистему Волго-Ахтубинской поймы в состоянии самовозобновления, саморегуляции и экологической стабильности. Режим работы ГЭС губительно сказывается в зимнее время. Потребности природы абсолютно не учитываются.



**Рис. 1** - внутригодового распределения стока Нижней Волги в створе г. Волгограда по сезонам 1881-2009г.г. [4,6]

Кризисная ситуация произошла в 2006 г., когда в половодье, которое продолжалось всего 5–

6 дней, максимальный расход составлял только 18,3 тыс. м<sup>3</sup>/с, расход на «водохозяйственной полке» половодья, которое длилось всего один месяц (с 10 мая по 10 июня), от 12–15 тыс. м<sup>3</sup>/с, площадь затопления поймы составила примерно 1/3. Такие расходы чрезвычайно малы для того, чтобы поддерживать экосистему Волго-Ахтубинской поймы в состоянии самовозобновления, саморегуляции, экологической стабильности. Последствие этой кризисной ситуации проявилось к концу лета 2006г. и выразилось в крайне засушливом состоянии поймы, а годовой сток в 2008г. близок к норме с аномально высоким сбросом в декабре и январе 2009г.

Это свидетельствует о том, что режим работы Волжской ГЭС направлен на выработку электроэнергии, что, конечно, имеет народохозяйственное значение, но при этом снижает экологическое значение режима ГЭС.

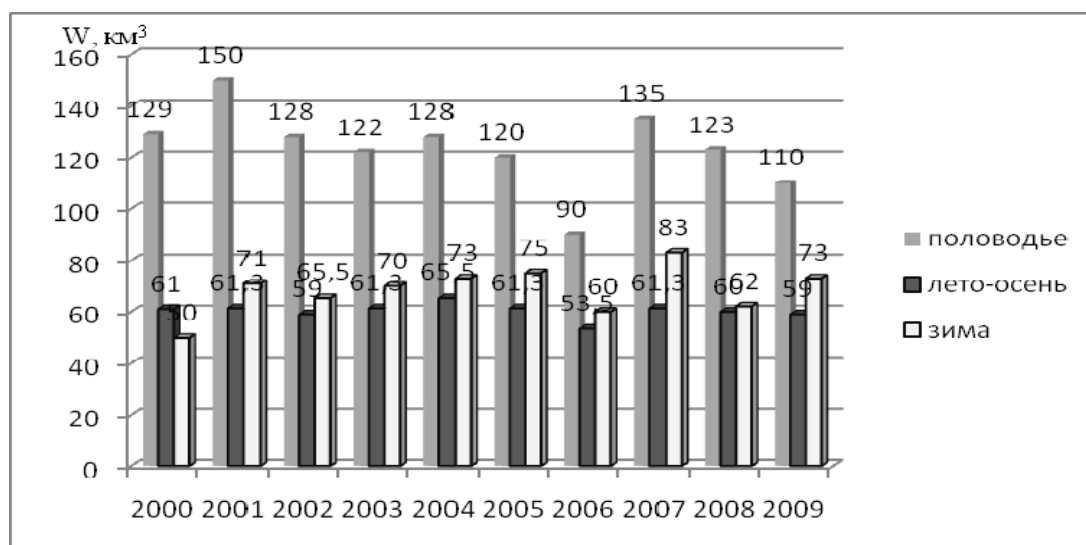
**Таблица 1.** Характеристики стока Волги по сезонам приведены в таблице. [5]

Период	Характеристика стока	Сезоны		
		Половодье IV-VII	Лето-осень VII-XI	Зима XII-III
Период естественного стока 1881-1957г.г.	$W_{\text{средний}}, \text{ км}^3$	170	53,5	30,3
	$W_{\text{макс}}, \text{ км}^3$	238	86,9	67,6
	$W_{\text{мин}}, \text{ км}^3$	99,4	25,3	15,4
Период зарегулированного стока 1961-2009г.г.	$W_{\text{средний}}, \text{ км}^3$	123	61,3	65,5
	$W_{\text{макс}}, \text{ км}^3$	177	93,2	83,0
	$W_{\text{мин}}, \text{ км}^3$	67,2	49,8	48,8

Проведем анализ по сезонам – зимний сезон с декабря по март, сезон половодья с апреля по июль, летне-осенний сезон с августа по ноябрь. Этим мы сравним результаты до и после зарегулирования стока, т.к. в естественных условиях период половодья захватывал 4 месяца, период зимней и летнее осенней межени также в среднем продолжались 4 месяца.

Используя данные о среднемесячных расходах воды с 1881 по 1936 гг., восстановленные Б.В.Поляковым [6], данные о среднемесячных расходах воды с 1937 по 1957 гг., приведенные в Гидрологических ежегодниках [3] и данные о среднемесячных сбросах в нижний бьеф Волжской ГЭС с 1961 по 2009гг. проведен анализ внутригодового распределения стока в створе г. Волгограда (рис.1). [4]

Таблица и рис. 1 показывают, что в зарегулированных условиях объем стока за апрель-июль уменьшился на 30% по сравнению с естественными условиями, в летне-осенний объем стока в зарегулированных условиях вырос на 14% по сравнению с естественными условиями, а объем стока за декабрь-март до зарегулирования составлял 30,3 км<sup>3</sup>, то после зарегулирования возрос вдвое.



**Рис. 2** – Распределение стока Нижней Волги по сезонам. 2000-2009г.г. [2]

Целью этих сбросов является боязнь переполнения водохранилища, но эта «зимняя вода» не дает эффекта для природы и даже негативно влияет на нее, например, вызывает зимние ледоходы, ледовую эрозию берегов и деревьев, срезание растительности, плавающими льдинами, а главное –

потревоженность нерестилищ и зимовальных мест рыбы.

Сравним объем стока в сезон половодья (IV-VII), лето-осень (VII-XII), зимним сезоном (XII-III) с 2000 по 2009гг. Из рисунка 2 видно, что для предотвращения полной деградации экосистемы низовьев Волги необходимо принять неотложные меры, направленные на экологизацию попусков воды, как в количественном, так и качественном отношении, т.е. в последующие годы использования водных ресурсов водохранилищ зимнюю сработку (декабрь-март) объемом не более 50 км<sup>3</sup> и это хорошо видно по графику распределение стока в 2000г.

**Выводы.** 1. В зарегулированных условиях средний объем стока р. Волги за II квартал составил 123 км<sup>3</sup>, а объем энергетических попусков – 65 км<sup>3</sup>. Только за счет сокращения зимней доли стока до 50 км<sup>3</sup> возможно увеличить рыбосельскохозяйственный попуск воды на 15 км<sup>3</sup> и в средневодные годы оно составит оптимальную величину половодья – около 170 км<sup>3</sup> и тем самым будет соблюден экологический императив по отношению к попускам воды во II квартале; 2. В экстремально маловодные годы (95 % обеспеченности и выше) предусмотреть работу водodelителя для обводнения нерестилищ восточной части дельты Волги, которые составляют около 70 % от всех площадей полупроходных и речных рыб; 3. В период предполоводной сработки ГЭС Волжско-Камского каскада (декабрь-март) и специального весеннего попуска воды в низовья Волги осуществлять согласованные действия по направлению предложений в отношении определения режима работы гидроузлов Волжско-Камского каскада.

#### Список литературы

1. Антропогенные воздействия на водные ресурсы России и сопредельных государств в конце XX столетия / Отв. ред. Н.И. Коронкевич, И.С. Зайцева. М.: Наука, 2003. 367 с.
2. Бухарицин П.И., Токарева А.А. Гидрологические последствия зарегулирования волжского стока и проблемы обводнения Волго-Ахтубинской поймы / Материалы научно-практической конференции Современное состояние водных ресурсов Нижней Волги и проблемы их управления; АГУ, КаспНИРХ, АГТУ. – Астрахань, 2009. – 160с.
3. Гидрологический ежегодник. Том 4, Вып. 4, 8-9. 1936-1989гг.
4. Горелиц О.В. Характеристика уровня режима дельты Волги в период половодья. "Водные ресурсы", 1994, т.24, №4, Издательство МАИК Наука, Москва, С. 457-462.
5. Линдберг Ф.Н. Характеристика режима уровня воды дельты р.Волги в условиях зарегулированного стока. // Сборник трудов Астраханской ГМО. вып. 1. Ростов-на-Дону. 1970. С.16-43.
6. Поляков Б.В.. Гидрологические исследования Нижней Волги. М.-Л., Госстройиздат, 1938. 160 с.

### СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ШЕРШНЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОГО ЭВТРОФИРОВАНИЯ

Н. И. Ходоровская<sup>1</sup>, В. Еремкина<sup>2</sup>, В.А. Антипов<sup>3</sup>

<sup>1</sup>ГОУ ВПО «Челябинский государственный университет, биологический ф-т, кафедра биоэкологии  
454000, г. Челябинск, ул.Бр.Кашириных, 129, Россия, nikhod@yandex.ru

<sup>2</sup>Уральский научно-исследовательский институт метрологии  
620000, г. Екатеринбург, ул. Красноармейская, 4, Россия, tve@uniim.ru

<sup>3</sup>Санитарно-лабораторная служба МУП «Производственное объединение водоснабжения и  
водоотведения», 454000 г. Челябинск, ул. Воровского 60 а, Россия

История водохранилищ Урала тесно связана с развитием горно-металлургических предприятий и ведет свое начало с 1700-х гг. Развитие Челябинского промузла потребовало решения проблемы дефицита воды, что привело в 1960-е годы к формированию каскада водохранилищ, в котором Шершневское водохранилище находится ниже по течению р. Миасс на расстоянии 150 км от Аргазинского.

Целью настоящей работы является оценка современного состояния Шершневского водохранилища, испытывающего интенсивное антропогенное воздействие. В основу положены результаты собственных многолетних исследований (1984-2010 гг.) и литературные данные (Ярушина и др., 2004).

Шершневское водохранилище создано в период 1961-1969 гг. В настоящее время водоем является единственным источником питьевого водоснабжения г. Челябинска и ряда населенных пунктов в его окрестностях. По генезису это водохранилище речного долинного (руслового) типа

с многолетним регулированием стока. Основные параметры водохранилища приведены в табл. 1.

Высокий уровень антропогенной нагрузки обусловлен расположением на водосборной площади водохранилища 8 населенных пунктов, нескольких садоводческих кооперативов, многочисленных пляжей, полигона по обкатке автомобилей, склада ГСМ, нескольких кладбищ, железной дороги, асфальтированных и грунтовых дорог и пр. В последнее десятилетие активно ведется застройка (в том числе и несанкционированная) отдельных участков прибрежной зоны. Выявлено 15 локальных несанкционированных выпусков сточных вод различного происхождения (Ходоровская и др., 2008).

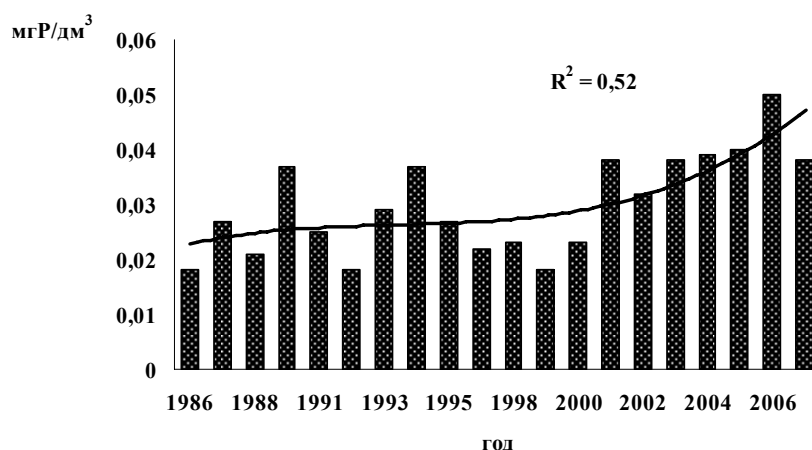
По объему и площади Шершневское водохранилище можно отнести к средним, по глубине — к мелководным с малой степенью водообмена (более 2 лет) и небольшой величиной сработки (менее 1 м). Для водоема характерны значительные колебания гидрологических параметров (Ницкая и др., 2006). Колебания среднегодового коэффициента водообмена для водохранилища составляют 0,47-2,4.

По химическому составу вода пресная, среднеминерализованная, умеренно жесткая, гидрокарбонатного класса кальциевой группы, что характерно для гидрохимического режима водоемов горной страны Челябинской области (Балабанова, 2006), хотя водохранилище расположено в лесостепной ландшафтной зоне.

**Таблица 1.** Основные параметры водохранилищ Челябинского промузла

Параметр	Водохранилище	
	Аргазинское	Шершневское
Площадь при НПУ, км <sup>2</sup> :		
водного зеркала	102.0	39.1
мелководий с глубиной до 2 м	14	10.7
Объем, млн. м <sup>3</sup> :		
полный	654	176
полезный	554	170
Протяженность береговой линии, км	108.0	85.0
Длина, км	18	17.5
Ширина, км:		
максимальная, км	17	4.0
средняя, км	8.5	1.6
Глубина:		
максимальная, м	17	14
средняя, м	8	4.5
Отметка уровня воды, м:		
НПУ	271.5	225
УМО	264.5	216.5
Коэффициент емкости	0.47	0.47
Коэффициент глубинности	1.82	1.32
Коэффициент открытости	10.77	8.68

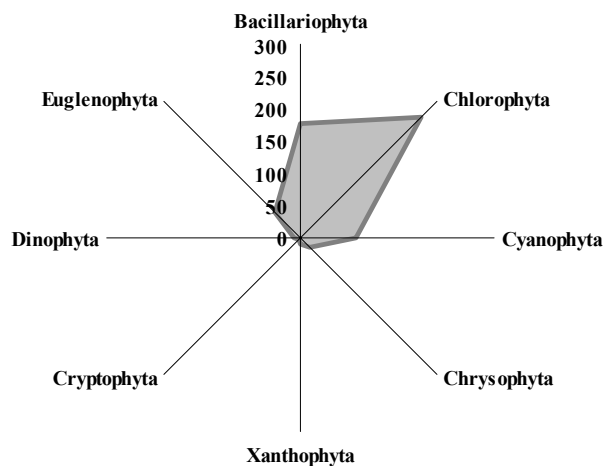
На современном этапе Шершневское водохранилище характеризуется высокой цветностью воды, достигающей 37-53 градусов в периоды «цветения», что позволяет отнести его к ультраполигугозным водоемам. В многолетнем аспекте отмечено увеличение значений БПК<sub>20</sub> с 4,5-5,5 мг/дм<sup>3</sup> в 1987-1988 гг. до 11,0-12,9 мг/дм<sup>3</sup> в 2000-е гг. По значению TSI-индекса (54 - 60) водоем характеризуется как мезотрофно-эвтрофный. Концентрация органического вещества в водохранилище достигает 8-15 мгС/дм<sup>3</sup>, что соответствует переходному состоянию от низкого до среднего содержания. Доля лабильной органики достигает весьма значительных величин (9-33 %), что свидетельствует об интенсивных процессах накопления органического вещества в результате антропогенного воздействия. Сезонная динамика азота и фосфора отражает изменения трофических условий в экосистеме в течение года: зимой, когда процессы фотосинтеза, происходит накопление биогенных элементов, минимальные концентрации отмечаются в начале июня, в течение вегетационного периода их содержание колеблется. Многолетняя динамика минерального фосфора обладает выраженной тенденцией к росту (Рис. 1), отражая скорость антропогенного эвтрофирования водохранилища.



**Рис. 1.** Многолетняя динамика минерального фосфора в Шершневом водохранилище (среднегодовые концентрации)

Фитопланктон является чувствительным индикатором степени антропогенного воздействия на экологическое состояние водоемов. К настоящему времени в составе альгофлоры Шершневого водохранилища зарегистрировано 622 вида, разновидностей и форм водорослей, относящихся к 8 отделам, что свидетельствует о богатстве и высоком уровне таксономического разнообразия флоры водорослей исследуемого водоема.

В целом видовой состав альгофлоры водохранилища по своему характеру близок к таковому флоры водорослей водоемов Челябинской области и составляет единое с ним флористическое ядро, сформированное зональными условиями. Однако роль зеленых водорослей в нем более существенна, чем диатомовых (рис. 2). Структура фитопланктона водохранилища близка по основным параметрам структуре альгофлоры гипертрофного оз. Силач, расположенного в северной части Увильдинской зоны Челябинской области (Еремкина, 2010).



**Рис. 2.** Таксономическая структура фитопланктона Шершневого водохранилища

Существенная роль зеленых (42,8 %) и эвгленовых (8,5 %) водорослей в общей структуре фитопланктона свидетельствует о высокой степени эвтрофирования Шершневого водохранилища, что согласуется с данными, полученными при сравнении значений родового коэффициента по отделам. Наибольшим видовым богатством характеризуются Euglenophyta: родовый коэффициент – 5,3, на втором месте – Cyanophyta – 4,1. Весьма существенна доля маловидовых (1-2 вида) родов – 69,1 %, что является характерным признаком бореальной флоры (Ярушина и др., 2004).

Спектры ведущих семейств и родов характеризуют индивидуальные особенности водных экосистем, отражая, в том числе, и уровень антропогенной нагрузки на водоемы. Родовой спектр флоры водорослей Шершневого водохранилища оказался весьма специфичным (табл. 2) по сравнению с таковым альгофлоры водоемов Челябинской области (Ярушина и др., 2004). Первое

место по значимости принадлежит представителям синезеленых (*Anabaena*) и диатомовых (*Navicula*) водорослей, в то время как для многих водоемов Челябинской области характерна ведущая роль зеленых (*Desmodesmus*). Вклад ведущих родов во флору водохранилища в целом составляет 27,5 %.

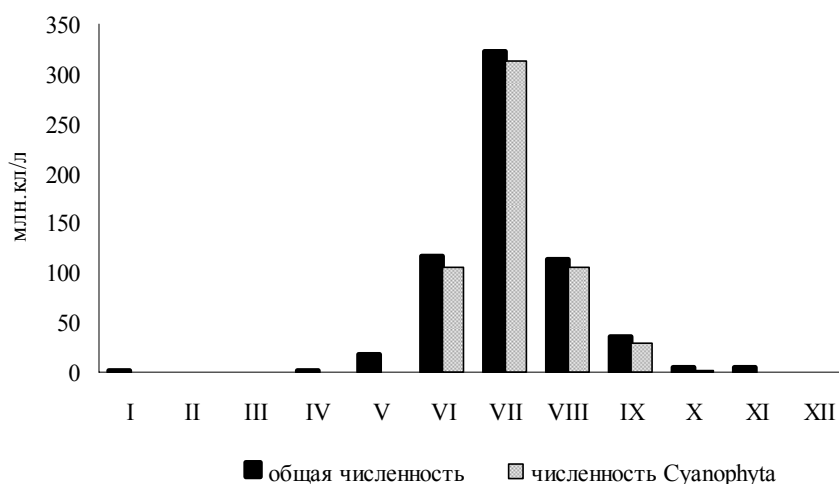
**Таблица 2.** Родовой спектр альгофлоры Шершневого водохранилища

Ранг	Род	%
1-2	<i>Anabaena</i>	3,7
	<i>Navicula</i>	3,7
3	<i>Trachelomonas</i>	3,5
4-5	<i>Nitzschia</i>	2,7
	<i>Closterium</i>	2,7
6-7	<i>Desmodesmus</i>	2,4
	<i>Euglena</i>	2,4
8	<i>Cosmarium</i>	2,2
9-10	<i>Oscillatoria</i>	2,1
	<i>Oocystis</i>	2,1

Индекс Chlorophyta : Cyanophyta, широко использующийся при флористическом анализе фитопланктона, для Шершневого водохранилища составляет 3,1 и по значению наиболее близок к таковому для высокоэвтрофного оз. Силач (2,8).

Индекс сапробности в водохранилище изменяется в довольно широких пределах, как в течение сезона, так и по акватории, и находится в пределах от 1,4 до 2,3, что соответствует переходному (II-III) и устойчиво повышенному (III) классу качества воды соответственно (Барина и др., 2006).

Сезонная динамика биомассы и численности фитопланктона в водных экосистемах отражает общие черты сукцессии сообществ при антропогенном эвтрофировании. Для водоемов Южного Урала характерны значительные сезонные и ежегодные колебания биомассы и численности фитопланктона. Сезонная динамика популяций водорослей в планктоне Шершневого водохранилища на современном этапе соответствует таковой, выявленной для эвтрофных и гипертрофных водоемов (Трифонов, 1990), когда ярко выражен растянутый летний максимум биомассы и численности, обусловленный развитием синезеленых водорослей (рис. 3).



**Рис. 3.** Сезонная динамика численности водорослей в Шершневском водохранилище

В состав доминирующего комплекса из синезеленых водорослей входят виды рода *Anabaena*, *Microcystis aeruginosa* Kütz. emend Elenk., *Microcystis wesenbergii* (Kom.) Kom. in Kondrateva, *Oscillatoria agardhii* Gom., *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs., *Gomphosphaeria lacustris* Chod. f. *Lacustris*, диатомовые *Aulacoseira islandica* (O. Mыл.) Sim., *Fragilaria crotonensis* Kitt., *Asterionella formosa* Hass., виды рода *Stephanodiscus*, зеленые *Pediastrum boryanum* (Turp.) Menegh., *Dictyosphaerium pulchellum* H. Wood var. *pulchellum*.

Ежегодные максимумы численности значительно различаются год от года, выявленная за

многолетний период максимальная численность фитопланктона достигала 475 000 тыс.кл/л. в августе 1993 г.

За многолетний период отмечено увеличение абсолютных значений максимальной биомассы водорослей от 36,7 г/м<sup>3</sup> (1979-1980 гг.) до 52,7 г/м<sup>3</sup> (2002 г.) и 105 г/м<sup>3</sup> в 2005 г.

Таким образом, результаты исследований гидрохимического и гидробиологического режима Шершневского водохранилища свидетельствуют о том, что в настоящее время в водоеме наблюдается значительное ухудшение качества воды по сравнению с 1980-ми годами прошлого столетия. Учитывая особенности сезонной и многолетней динамики альгоценозов и продукционных характеристик фитопланктона, водохранилище можно отнести к водоемам эвтрофно-гипертрофного типа. Особый статус водохранилища как источника питьевого водоснабжения в сложившейся ситуации требует организации системы постоянного мониторинга экологического состояния водоема и разработки специальных мероприятий для его восстановления.

#### Список литературы

- Балабанова З. М. Химизм озер Челябинской области // Биологические ресурсы и рациональное рыбохозяйственное использование водоемов Урала. Екатеринбург, 2006. (Сб. науч. трудов Урал. НИИ водных биоресурсов и аквакультуры). Т. 11. С. 19-43.
- Барина С. С., Медведева О. В., Анисимова О. В. Биоразнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды. Телль-Авив, 2006. 498 с.
- Еремкина Т. В. Структура и функционирование фитопланктона озер северной части Увильдинской зоны (Челябинская область) в условиях антропогенного эвтрофирования. Автореф. дисс. на соиск. уч. ст. к.б.н. Борок, 2010. 22 с.
- 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.
- Трифонов И. С. Экология и сукцессия озерного фитопланктона Л., 1990. 184 с.
- Ходоровская Н. И., Сперанский В. С., Цейзер Н. М., Тряпицына С. В., Чернов К. С. Инвентаризация и ранжирование источников загрязнения Шершневского водохранилища// Вестник ЧГУ, 2008. № 4 (105). С. 126-128.
- Ярушина М. И., Танаева Г. В., Еремкина Т. В. Флора водорослей водоемов Челябинской области. Екатеринбург, УрО РАН, 2004. 308 с.

### ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД В РАЙОНЕ ВЛИЯНИЯ КРУПНОГО МЕДЕПЛАВИЛЬНОГО КОМБИНАТА (Г. КАРАБАШ)

А.Н. Шаров<sup>1</sup>, Ю.Г. Таций<sup>1</sup>, Н.А. Березина<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Институт геохимии и аналитической химии им. В.И.Вернадского РАН  
г. Москва, 119991, ул. Косыгина, 19, Россия sharov\_an@mail.ru

<sup>2</sup>Зоологический институт РАН  
г. Санкт-Петербург, 199034, Университетская наб., 1, Россия

Развитие горнодобывающей и металлургической промышленности Южного Урала нанесло громадный вред окружающей среде этого региона. Одной из наиболее загрязненных территорий является город Карабаш и его окрестности. За время своего существования Карабашский медеплавильный комбинат (КМК) выбросил на город и его окрестности более десяти миллионов тонн вредных веществ. Наряду с диоксидом серы, пылью, другими составляющими атмосферных выбросов, сбросами в речную систему неочищенных производственных, рудничных, бытовых сточных вод деятельность комбината привела к интенсивному загрязнению почв, водных объектов, донных отложений, атмосферы токсичными веществами в масштабах, представляющих угрозу для проживающего здесь населения, к исчезновению лесов в ближайших к городу окрестностях, деградации почвенного покрова. В 1995 г. Министерство природных ресурсов и экологии РФ признало Карабаш территорией экологического бедствия.

Поверхностные воды суши среди природных образований наиболее подвержены антропогенным воздействиям, среди которых наибольшую опасность представляет токсичное загрязнение. В последние десятилетия наметились тенденции к снижению выбросов

загрязняющих веществ, как в составе сточных вод, так и аэротехногенных потоков. Несмотря на значительные снижения объемов выбросов КМК, связанных с модернизацией производства, степень загрязнения воздуха, почв и водотоков в селитебной зоне продолжает вызывать беспокойство.

Цель исследования заключалась в оценке современного состояния водных объектов в районе влияния выбросов Карабашского медеплавильного комбината в связи со снижением техногенного воздействия.

**Материал и методы.** Комплексные исследования проводились летом 2008-2010 гг. в районе города Карабаш Челябинской области, население которого использует воду для питьевого водоснабжения из поверхностных источников: Киалимского водохранилища и оз. Серебры.

Колонки донных осадков были отобраны в наиболее глубокой части оз. Серебры с помощью стратометра. Мощность осадков составляет более 30 см. На химический анализ был использован верхний 16-см слой. В Городском пруду был отобран верхний (5 см) слой осадков.

Химические анализы проб воды, органов и тканей рыб проводили в Институте геохимии и аналитической химии им. В.И. Вернадского РАН и Институт проблем технологии микроэлектроники и особочистых материалов РАН методами атомной абсорбции и масс-спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой. Химический состав донных осадков определялся методом АЭС-дугового анализа в Испытательном центре Центральной лаборатории анализа вещества ГЕОХИ РАН.

Тестирование загрязненности седиментов проводили по выживаемости и способности тест-объекта к репродукции в острых 14 сут экспериментах. В качестве тест объекта был использован широко распространенный в водоемах Европейской части России вид донных ракообразных *Gmelinoides fasciatus* (Amphipoda).

**Результаты и обсуждения. Атмосфера.** Модернизация предприятия, направленная не только на смену технологии получения черновой меди, но и на снижение вредных выбросов в атмосферу, привела к их существенному снижению. Судя по официальным отчетам, предприятию удалось снизить выбросы по основным показателям - диоксиду серы более чем в 4 раза и неорганической пыли более чем в 10 раз (рис. 2), а также Pb – в 10 раз, Cu – в 30 раз, As – в 50 раз, Zn – в 70 раз. Анализ данных показывает, что как до реконструкции, так и после нее наиболее опасными являются выбросы сернистого ангидрида ( $\text{SO}_2$ ), на долю которого приходится 76% всей суммы выбросов и пыли (19,2%).

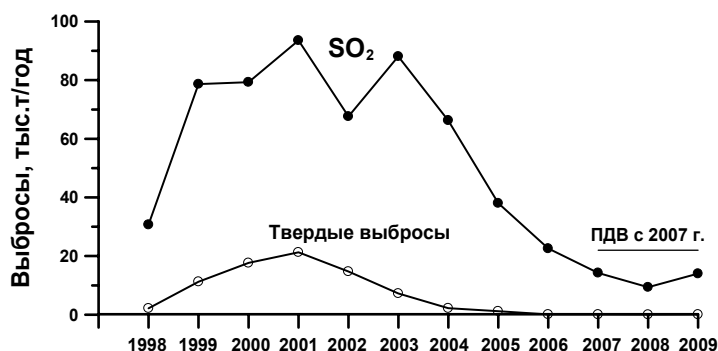


Рис. 1. Динамика выбросов КМК диоксида серы и твердых веществ в атмосферу.

**Гидрохимия.** В гидрографическую сеть, подверженную воздействию КМК входят малые реки Серебрянка и Сак-Элга, ручей Рыжий и река Миасс. Река Серебрянка вытекает из оз. Серебры, на ней образован Карабашский пруд, после которого она попадает в Богородский пруд на р. Сак-Элга.

Поверхностные воды в зоне деятельности комбината значительно отличаются от природных и их химический состав отражает характер техногенного загрязнения. Наименее загрязненным является оз. Серебры (Табл. 1), которое подвергается только аэротехногенному воздействию КМК. Здесь превышены рыбохозяйственные нормативы по воде для Zn и Mn в 1.5 раза, по Cu – в 13 раз.

Воды Карабашского и Богородского прудов характеризуются нейтральной средой и высокой минерализацией, содержат высокие концентрации сульфатов и тяжелых металлов, что характерно для сточных вод горно-металлургических комплексов. Среди тяжелых металлов наблюдаются повышенные концентрации Zn, Mn, Cd и Ni. По химическому составу воды этих прудов не соответствуют характеристикам природных вод и являются высокотоксичными. Вместе с тем, сравнение



полученных результатов с данными, приведенными на сайте Челябинского центра по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды до 2005 г. (<http://www.chelpogoda.ru/pages/311.php>), подтверждают динамику уменьшения химического загрязнения водных объектов и показывают постепенное снижение концентраций меди, цинка и марганца.

**Таблица 1.** Содержание металлов (мг/л) в поверхностных водах

Металл	Киалимское в-ще	оз. Серебры		р.Миасс	ПДК <sub>в</sub>	ПДК <sub>рв</sub>
	2009 г	2008 г	2009 г	2010 г.		
Al	307	514	219	7	500	40
Cu	25	17	12	24	1000	1
Fe	1,0	--	0,6	162	300	100
Hg		0,02			0,5	0,01
Mn	106	25	135	8	100	10
Ni	14	1,7	1,87	20	100	10
Pb	16,0	5,3	12,0	0,2	30	6
Ti	413	152	163	-	100	60
Zn	133	31	111	150	1000	10

ПДК<sub>в</sub> - Гигиенические требования к качеству питьевой воды СанПиН 2.1.4.1074-01.

ПДК<sub>рв</sub> - Нормативы качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения

Основными источниками загрязнения р. Сак-Элги являются кислые водоемы, Рыжий ручей и пиритовые отложения в речной пойме. Кислые водоемы расположены на месте отработанной шахты «Южная». Вода, скапливающаяся в них, отличается высокой кислотностью (рН 2,8 – 4,1), большим содержанием сульфат-иона, ионов железа, хлора и пр. В ручей Рыжий, образующийся на рудничном дворе комбината из смывных вод обогатительной фабрики, впадают два ручья со склонов Золотой горы, питающиеся дождевыми и талыми водами. Щелочной в верховьях, Рыжий ручей по мере прохождения по хвостам закисляется до рН = 3,5. Вся пойма Сак-Элги до впадения в Миасс заполнена пиритными отложениями, лишена почвенного покрова и является источником вторичного загрязнения. Таким образом, р. Сак-Элга является приемником почти всех загрязнений КМК и брошенных шахт.

Полученные результаты показывают, что поверхностные воды в районе Карабаша не пригодны для хозяйственно-питьевого водоснабжения. Питьевое водоснабжение осуществляется из достаточно удаленных поверхностных водоисточников, оз. Серебры и Киалимского водохранилища, где химические и бактериологические показатели пока еще серьезно не превышают действующих гигиенических нормативов.

**Биоаккумуляция загрязняющих веществ в рыбе.** Известно, что рыбы способны накапливать металлы в концентрациях, значительно превышающих их содержание в окружающей среде. Нами проведено исследование содержания большого спектра элементов, однако основное внимание сконцентрировано на приоритетных загрязнителях (Табл. 2).

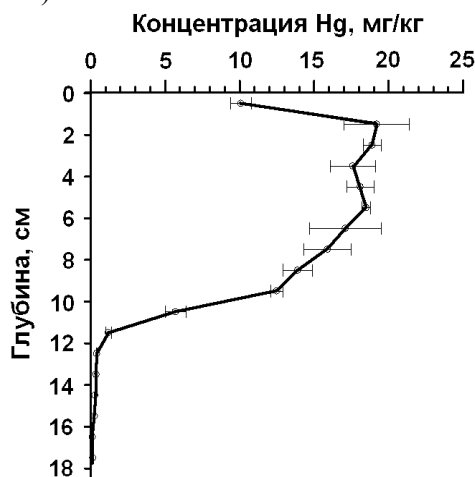
Аккумуляция металлов закономерно происходит в печени, причем наиболее высокий уровень накопления у Cd.

**Таблица 2.** Содержание металлов (мг/кг сухого веса) в организмах рыб

Элемент	Аргазинское водохранилище, северная часть				оз. Серебры	
	окунь		щука		щука	
	мышца	печень	мышца	печень	мышца	печень
Mn	0,14±0,04	2,7±0,3	0,24±0,14	2,1±0,6	0,21±0,03	1,2±0,7
Cu	0,53±0,15	2,6±0,9	0,25±0,07	4,2±2,9	0,44±0,11	23±11
Zn	5,32±1,71	21,5±2,3	5,03±1,99	30±2,3	4,88±0,72	29±5
Pb	0,10±0,03	0,10±0,07	0,08±0,04	< 0,03	0,1±0,04	0,2±0,1
Cd	3,1±1,01	581±426	< 1	19,2±8,4	4,4±1,28	322±243

**Донные осадки.** В донных осадках происходит накопление токсичных веществ в концентрациях значительно выше, чем их содержание в воде. В.Н.Удачин с соавторами (2009) показали, что в 2005 г. содержания тяжелых металлов в верхнем слое отложений оз. Серебры превышали фон для Cd в 222 раза, Pb - 202 раза, Zn - 19 раз, Cu - 318 раз, Hg - 376 раз. Похожие результаты получены

нами и для 2009 г. (Рис.2, Табл. 3).



**Рис. 2.** Распределение Hg в колонке донных отложений оз. Серебры (2009 г.)

Значительное увеличение содержания Hg в донных осадках начинается с глубины 10-11 см, что соответствует началу золотодобычи в регионе, при котором активно использовалась Hg для извлечения Au из руды.

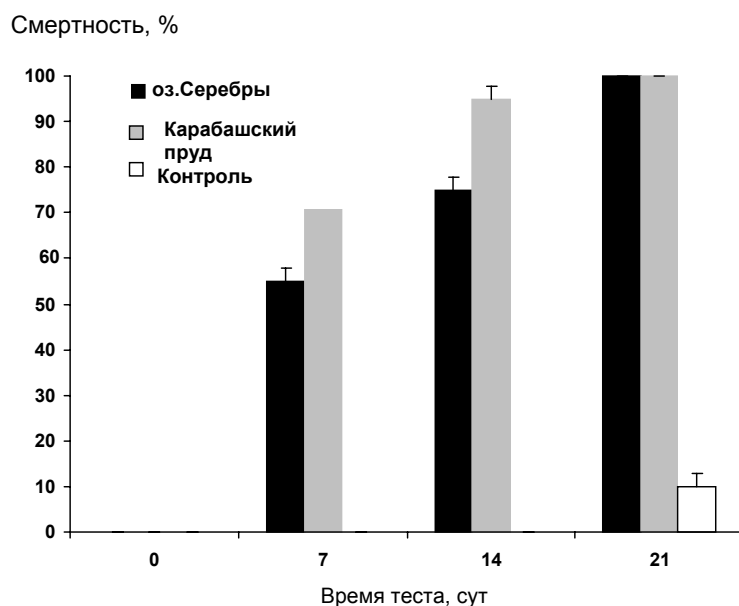
**Таблица 3.** Вертикальное распределение элементов (мкг/г) в донных отложениях оз. Серебры и Карабашского пруда

Глуб., см	V	Ni	Co	Sr	Zr	Cu	As	Mn	Sn	Ba	Pb	Cd
Оз. Серебры												
1	35	80	17	35	76	880	630	440	19,0	127	140	12
2	30	55	12	30	34	820	670	380	13,0	105	120	8
3	20	48	7	н/о	23	550	280	270	8,0	27	100	10
4	25	65	12	10	44	680	280	350	8,0	46	9	10
5	31	58	11	40	53	500	190	370	5,0	108	70	10
6	40	52	11	25	40	210	90	340	2,0	120	90	10
7	25	40	7	н/о	48	120	80	220	2,0	35	80	10
8	27	47	9	16	37	100	130	330	2,0	89	80	н/о
9	18	39	6	16	21	50	50	220	1,0	50	40	н/о
10	15	43	6	н/о	16	50	20	170	0,3	42	20	н/о
11	9	45	2	н/о	5	20	н/о	140	0,2	50	10	н/о
12	7	55	1	н/о	6	30	н/о	130	0,3	19	10	н/о
13	15	44	6	27	15	50	н/о	200	0,4	62	10	н/о
14	9	42	2	н/о	5	20	н/о	100	0,1	16	6	н/о
15	12	50	4	н/о	8	20	н/о	170	0,3	45	6	н/о
16	9	50	3	н/о	6	10	н/о	130	0,3	24	3	н/о
Карабашский пруд												
0-5	110	4377	115	537	330	3600	2200	2700	83	520	700	330

**Биотестирование донных осадков.** В результате биотестирования были выявлены значительные различия в уровне выживания и репродуктивных характеристиках *G. Fasciatus*. Обнаружены достоверные различия между контролем и 80% исследованных образцов седиментов. Рост рачков замедлялся, а размножение было unsuccessful в вариантах с этими образцами.

Также, обнаружена разница в выживаемости между самцами и самками амфипод – самцы оказались более чувствительны к загрязнению седиментов, чем самки (рис. 3). Низкий уровень выживания самцов *G. fasciatus* может быть использован как важный показатель в тестах, поскольку уменьшение соотношения самцов и самок в загрязненных местообитаниях приводит к снижению численности размножающихся особей и популяции в целом. Исследованные

функциональные характеристики бокоплава *Gmelinoides fasciatus* могут быть предложены в качестве надежных биомаркеров хронического токсического загрязнения в изученном регионе.



**Рис. 3.** Смертность амфиподы *Gmelinoides fasciatus* в опытах.

Таким образом, первые данные биотестирования токсичности донных отложений по уровню выживания ракообразных для нескольких станциях в системе прудов в районе г.Карабаш свидетельствуют о значительном загрязнении грунтов водных экосистем Карабаша, что негативно влияет на их биологическое разнообразие и функционирование.

**Заключение.** В результате масштабного медеплавильного производства, почти сто лет работавшего без соблюдения каких-либо экологических норм, в условиях жесткого антропогенного воздействия на окружающую среду, в районе Карабаша образовалась техногенная геохимическая аномалия. В первом десятилетии XX века были разработаны программы развития и реабилитации этого района, была проведена модернизация производства, запущены очистные сооружения, существенно снижены выбросы в атмосферу.

Проведенные исследования показали, что в результате предпринятых в течение последних лет мер происходит постепенное снижение концентраций тяжелых металлов в водах Карабашского и Богородского прудов, уменьшается их поступление в донные отложения оз. Серебры и Киалимского водохранилища. Тем не менее, эти концентрации остаются достаточно высокими представляют опасность для здоровья населения.

Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ (гранты 10-05-00854 и 09-05-00467)

#### Список литературы

- Исследование динамики химического загрязнения водных объектов, расположенных вблизи г.Карабаша в ретроспективе ведения наблюдений ФГУ «Челябинский ЦГМС». (доступно на <http://www.chelpogoda.ru/pages/311.php>)
- Нормативы качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций (ПДК) вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения от 18.01.2010.
- Санитарно-эпидемиологические правила и нормативы «Питьевая вода и водоснабжение населенных мест. Гигиенические требования к качеству воды централизованных систем питьевого водоснабжения. Контроль качества». СанПиН 2.1.4.1074-01.
- Удачин В.Н., Дерягин В.В., Китагава Р., Аминов П.Г. Изотопная геохимия донных отложений озер Южного Урала для оценки масштабов горнопромышленного техногенеза // Вестн. Тюменского Гос. Ун-та, 2009. № 3. С. 144-149.
- Udachin V., Williamson B.J., Purvis O.W., Spiro B., Dubbin W., Brooks S., Coste B., Herrington R.J., Mikhailova I. Assessment of environmental impacts of active smelter operations and abandoned mines in Karabash, Ural Mountains of Russia // Sust. Dev., 2003. Vol. 11. P. 133-142.

# БИОЛОГИЧЕСКИЕ ПОСЛЕДСТВИЯ КОНТАКТА ГИДРОБИОНТОВ С НАНО- И МИКРОЧАСТИЦАМИ

---

## ПРОБЛЕМЫ ЭКОТОКСИКОЛОГИИ НАНОЧАСТИЦ ДЛЯ РЫБ

Е.Ю. Крысанов, Т.Б.Демидова

*Учреждение Российской академии наук Институт проблем экологии и эволюции  
им. А.Н. Северцова РАН  
119071 г. Москва, Ленинский пр., 33, Россия, krysanov@sevin.ru*

Нанотехнологии - бурно развивающаяся и многообещающая область знания, имеющая широкое практическое применение в самых разных отраслях промышленности. Рост производства инженерных наноматериалов и их широкое применение в разнообразных сферах, увеличивает вероятность их попадания в окружающую среду. Это, в свою очередь, может привести к увеличению рисков, связанных с воздействием инженерных наноматериалов на живые организмы и человека. Объемы производства таких распространенных наночастицы как Ag, TiO<sub>2</sub>, SiO<sub>2</sub> и ZnO, в настоящее время уже составляет десятки тонн в год. В последние годы проблема токсичности наноматериалов все больше привлекает внимание исследователей, однако большинство таких работ выполнено на культурах клеток или лабораторных животных. Поведение наночастиц в экосистемах изучено слабо и практически ничего не известно об их влиянии на организмы в живой природе. Особенно это актуально для водных экосистем, которые как правило в значительной степени аккумулируют разнообразные вещества, входящие в состав промышленных и бытовых стоков.

Инженерные наночастицы различаются по своему химическому составу, это карбоновые нанотрубки, фуллерены, наночастицы металлов и оксидов металлов, квантовые точки и др. Кроме того они могут быть различных размеров, формы (трубки, сферы) и иметь функциональные группы и стабилизаторы. Особенности физико-химической организации наноматериалов влияют на их поведение в окружающей среде, биодоступность, способность к биodeградации и токсичность для водных организмов. Такие свойства как адсорбция, растворимость, реакционная способность связаны с размером частиц. Степень агрегированности связана с зарядом на поверхности частиц на который влияют адсорбированные органические и неорганические молекулы.

В настоящее время известно, что свойства наноматериалов отличаются от свойств частиц того же вещества в кристаллической форме. Так показано, что наночастицы диоксида титана оказались токсичными для данио рерио, в отличие от оксида титана в кристаллической форме (Xiong et al., 2011). Это связано, в частности, с большой площадью поверхности и реакционной способностью наночастиц. Токсичные свойства наночастиц могут увеличиваться с уменьшением размера частиц, например более мелкие наночастицы серебра оказались более токсичны для эмбрионов данио рерио (Bar-Ilan et al., 2009).

Поведение наночастиц в биоценозе зависит от физико-химического состава воды и их взаимодействия с солями и органическими молекулами, такими как бактериальные полисахариды и пептиды. Одним из последствий такого взаимодействия является дестабилизация суспензии наночастиц и образование агрегатов, которые могут меняться с течением времени и состава воды (Quik et al., 2011). Образование агрегатов оказывает существенное влияние на токсичность наночастиц для водных позвоночных. Так, агрегаты наночастиц ZnO вызывали эмбриональные уродства и снижали индекс вылупления у эмбрионов данио рерио с ростом концентрации частиц (Zhu et al., 2009).

Растворимость некоторых наночастиц также является одним из важных свойств влияющих на токсичность. На нее влияют такие факторы как химический состав самих наночастиц, pH воды, температура и др. Так например, наночастицы TiO<sub>2</sub> и CeO<sub>2</sub> практически не растворимы в воде, в то время как наночастицы ZnO, CuO и Ag частично растворимы (Quik et al., 2011). Их токсичные свойства могут быть связаны с совместным действием как самих наночастиц, так и их ионов (Griffit et al., 2007; Laban et al., 2009; Bai et al., 2010). При этом токсичность наночастиц оказывалась выше, чем их растворимых солей или тех же веществ в кристаллической форме.

Известно, что площадь поверхности частицы увеличивается с уменьшением размера, что

приводит к увеличению адсорбционной способности наночастиц. Поэтому при попадании в водную среду, наночастицы взаимодействуют с различными веществами, находящимися в воде. Это могут как природные вещества, например гуминовые кислоты, так находящиеся в воде экотоксиканты. Показано, что наличие в воде наночастиц может усиливать действие опасных экотоксикантов (Zhang et al., 2007). Например, аккумуляция  $Cd^{2+}$  в тканях карпа из воды возрастала до 146% в присутствии наночастиц ( $TiO_2$ ).

Имеющихся на сегодняшний день сведений об экотоксичности наноматериалов для рыб мало, однако уже сейчас понятно, что инженерные наноматериалы могут быть потенциально опасны. Поэтому необходимы систематические исследования не только на организменном уровне, но также на уровне популяций и сообществ. Они должны включать в себя изучение не только токсичности наночастиц, но их поведение в экосистемах, в том числе перенос по трофическим сетям, биомодификацию, биодеградацию и оценку действия на разные экологические группы рыб.

#### Список литературы

- Bai W., Zhang Z., Tian W., He X., Ma Y., Zhao Y., Chai Z. Toxicity of zinc oxide nanoparticles to zebrafish embryo: a physicochemical study of toxicity mechanism // J Nanopart. Res. 2010. V. 12. N. 5 P. 1645-1654
- Bar-Ilan O., Albrecht R.M., Fako V.E., Furgeson D.Y. Toxicity assessments of multisized gold and silver nanoparticles in zebrafish embryos. Small. 2009. V. 5. N. 16. P. 1897-1910.
- Griffitt R.J., Weil R., Hyndman K.A., Denslow N.D., Powers K., Taylor D., Barber D.S. Exposure to copper nanoparticles causes gill injury and acute lethality in zebrafish (*Danio rerio*) // Environ. Sci. Technol. 2007. V. 41. N. 23. P. 8178-8186
- Laban G., Nies L.F., Turco R.F., Bickham J.W., Sepúlveda M.S. The effects of silver nanoparticles on fathead minnow (*Pimephales promelas*) embryos // Ecotoxicology. 2010. V. 19. N. 1. P. 185-195
- Quik J.T., Vonk J.A., Hansen S.F., Baun A., Van De Meent D. How to assess exposure of aquatic organisms to manufactured nanoparticles? // Environ. Int. 2011. V. 37. N. 6. P. 1068-1077
- Xiong D., Fang T., Yu L., Sima X., Zhu W. Effects of nano-scale  $TiO_2$ ,  $ZnO$  and their bulk counterparts on zebrafish: acute toxicity, oxidative stress and oxidative damage // Sci. Total Environ. 2011 V. 409. N. 8. P. 1444-1452
- Zhang X., Sun H., Zhang Z., Niu Q., Chen Y., Crittenden J.C. Enhanced bioaccumulation of cadmium in carp in the presence of titanium dioxide nanoparticles. Chemosphere. 2007. V. 67 N. 1. 160-166
- Zhu X., Wang J., Zhang X., Chang Y., Chen Y. The impact of  $ZnO$  nanoparticle aggregates on the embryonic development of zebrafish (*Danio rerio*) // Nanotechnology. 2009. V. 20. N. 19. P. 195103

### ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ФЛУОРЕСЦЕНЦИИ ХЛОРОФИЛЛА ДЛЯ ОЦЕНКИ ТОКСИЧЕСКОГО ДЕЙСТВИЯ НАНОМАТЕРИАЛОВ НА ПРИРОДНЫЙ ФИТОПЛАНКТОН

Д.Н Маторин, В.А.Осипов, М.Касимдат, М.С.Сконечный, Л.Б. Братковская

*МГУ имени М.В. Ломоносова, Биологический факультет  
г. Москва, Ленинские горы, Россия, matorin@biophys.msu.ru*

Материалы нанотехнологии уже сегодня получили широкое применение в технике и медицине. Увеличение производства приведет к увеличению их выброса в окружающую среду. Наночастицы и наноматериалы обладают комплексом физических, химических свойств и биологическим действием, которые часто радикально отличаются от свойств этого же вещества в форме сплошных фаз или макроскопических дисперсий. Поэтому, чрезвычайно важным является оценка экологических последствий их влияния на экосистемы.

Применение флуоресценции водорослей в качестве биосенсоров может быть с успехом использовано для тестирования наноматериалов (Маторин и др.2010а). Однако на природном фитопланктоне эти работы не проводились. Между тем фитопланктон - базовое звено биоценозов, которое определяет состояние и продуктивность водных экосистем. При действии антропогенных загрязнений изменяется фотосинтетическая активность клеток фитопланктона (Antal et al., 2001, 2009, 2011).

Регистрация фотосинтетической активности микроводорослей позволяет определить состояние основных первичных продуцентов пищевой цепи и, поэтому, является чувствительнейшим сенсором, характеризующем здоровье водной экосистемы. Перспективно использовать методы измерения флуоресценции хлорофилла, позволяющие проводить

мониторинг фитопланктона прямо в природной среде (Маторин и др.2010 б). В настоящей работе с использованием флуоресценции хлорофилла исследовано экотоксикологическое влияние на природный планктон разных наночастиц.

**Материалы и методы исследования.** Опыты проводили с природным фитопланктоном из прибрежных вод Белого моря. Водоросли экспонировались в условиях близким к природным. В работе исследованы синтезированный наноккомпозит  $\text{Fe}_3\text{O}_4/\text{HA}_{\text{mech}}$ , алмазные наночастицы (размер 10 нм), препарат наносеребра  $[\text{Ag}]$  (средний радиус 40 нм), препарат коллоидного золота  $[\text{Au}]$  (средний радиус 25 нм).

Флуоресценцию измеряли на импульсном портативном флуорометре, разработанном на кафедре биофизики МГУ (Погосян и др.2009). У водорослей, адаптированных к темноте, регистрировали максимальный квантовый выход фотосистемы 2 (ФС 2)  $F_v/F_m$ , где  $F_v = F_m - F_o$ . Измерения на свету проводили при последовательном увеличении интенсивности от 0 до 800 мкЕ/(м<sup>2</sup> с). В конце каждого сеанса освещения с использованием насыщающей вспышки (0,8 с, 3000 мкЕ/(м<sup>2</sup> с)), регистрировались параметры  $F_m'$ , а также выход флуоресценции на свету  $F(t)$  (Маторин и др.2010 б). На основании всех параметров рассчитывали - нефотохимическое тушение флуоресценции  $\text{NPQ} = (F_m - F_m')/F_m'$ , квантовый выход фотохимического превращения поглощенной световой энергии в фотосистеме 2 как отношение  $Y = (F_m' - F_t)/F_m'$  и относительную скорость нециклического электронного транспорта при данной интенсивности света  $\text{ETR} = Y \times E_i$ ,  $\times 0,5$ , где  $E_i$  – освещенность, (мкЕ/м<sup>2</sup> с). Использована общепринятая номенклатура (Schreiber et al., 1994).

**Результаты исследований.** С использованием флуоресценции показано влияние разных наночастиц на природный фитопланктон Белого моря (Табл). Наблюдали снижение максимального квантового выхода ФС 2-  $F_v/F_m$ , скорости нециклического электронного транспорта у фитопланктона под влиянием наночастиц серебра, золота, алмаза, наноккомпозита  $\text{Fe}_3\text{O}_4/\text{HA}_{\text{mech}}$ . Особенно значительное ингибирование фотосинтеза водорослей наблюдалось при воздействии коллоидного раствора, содержащего наночастицы серебра в рекомендованном для медицины препарате «Аргоника». Эффект отмечался при концентрациях даже  $10^{-8}$  М, что сравнимо с действием высокотоксичного метилртути. Наночастицы золота мало изменяли фотосинтетическую активность фитопланктона даже в высоких концентрациях. Параметр нефотохимического тушения флуоресценции (NPQ), связанный с энергизацией мембран, также уменьшался при действии исследованных. наночастиц. Только наночастицы золота увеличивали этот параметр

**Таблица.** Изменения параметров флуоресценции -  $F_v/F_m$  - проб в темноте,  $\text{ETR}_{\text{max}}$  - максимальная относительная скорость электронов по электрон транспортной цепи и  $\text{NPQ} = (F_m - F_m')/F_m'$  - нефотохимическое тушение флуоресценции при 800 мкЕ/(м<sup>2</sup> с) у природного фитопланктона после добавления разных нанопрепаратов (время инкубации - 20 часов) в процентах от контроля.

Параметры флуоресценции	Конт-роль	Нано золото $[\text{Au}]$ 10-4 М	Алмазные наночастицы (0,01%)	Нано-серебро 10-5 М	Коллоидное серебро в препарате «Аргоника» 10-7 М.	Наноккомпозит $\text{Fe}_3\text{O}_4/\text{HA}_{\text{mech}}$ (0,005%)
$F_v/F_m$	100%	97%	46,2%	76%	37%	69%
$\text{ETR}_{(\text{max.})}$	100%	83%	23%	43%	19%	48%
NPQ	100%	129%	23%	53%	29%	55%

Таким образом, проведенные исследования указывают на возможность использования этих флуоресцентных характеристик фитопланктона для экспрессного обнаружения в природной водной среде наноматериалов в достаточно низких концентрациях и проводить диагностику на ранних стадиях воздействия наноматериалов на фитопланктон до появления видимых нарушений в водных экосистемах, что может позволить вовремя осуществить природоохранные мероприятия. Следует отметить, что в настоящее время в РФ имеется сертифицированная высокочувствительная флуоресцентная аппаратура (импульсный флуорометр «МЕГА-25») для биоиндикации воздействия наноматериалов на фитопланктон в режиме реального времени. Модификация этого аппарата уже опробована в автономном режиме на природном фитопланктоне непосредственно в среде его обитания *in situ* в работах вблизи скважин и прокладываемых нефтепроводов.

Работа выполнена при поддержке Минобрнауки - 211/9229;02.740.11.0693 на Беломорской станции МГУ. Авторы благодарят Терехову В.А и Кыдралиеву К.А. за предоставление нанокompозита  $Fe_3O_4/HA_{mch}$  и фирму ПлазмаХим (PlasmaChem GmbH, г. Берлин) за предоставление препарата наноалмаза.

#### Список литературы

- Маторин Д.Н., Каратеева А.В., Осипов В.А., Лукашев Е.П., Сейфуллина Н.Х., Рубин А.Б. Влияние углеродных нанотрубок на параметры флуоресценции хлорофилла зеленой водоросли *Chlamydomonas reinhardtii*. Российские нанотехнологии. 2010 а, т.5. с.321-328.
- Маторин Д.Н., Осипов В.А., Яковлева О.В., Погосян С.И. Определение состояния растений и водорослей по флуоресценции хлорофилла. – Учебно-методическое пособие. М.: – МГУ. Макс пресс. 2010 б. 117 с.
- Погосян С.И., Гальчук С.В., Казимирко Ю.В., Конюхов И.В., Рубин А.Б. Применение флуориметра «МЕГА-25» для определения количества фитопланктона и оценки состояния его фотосинтетического аппарата. Вода: химия и экология. 2009, N 6. С. 34–40.
- Antal T.K., Venediktov P.S., Matorin D.N., Ostrowska M., Wozniak B., Rubin A.B. Measurement of phytoplankton photosynthesis rate using a Pump-and-probe fluorometer. Oceanologia. 2001. 43. N 3. 291-313.
- Antal T.K., Matorin D.N., Ilyash L.V., Volgusheva A.A., Osipov V.A., Konyuhov I.V., Rubin A.B. Probing of photosynthetic reactions in four phytoplanktonic algae with a PEA fluorimeter // Photosynth. Res. 2009. 102. 67-76.
- Antal T. K., Osipov V. A., Matorin D. N. Membrane potential is involved in regulation of photosynthetic electron transport in the marine diatom *Thalassiosira weissflogii* // Photochemistry and Photobiology: Biology. 2011. 102 169–173
- Schreiber U., Bilger W., Neubauer C. Chlorophyll fluorescence as a nonintrusive indicator for rapid assessment of in vivo photosynthesis. – In: Shulze ED, Caldwell MM (eds) Ecophysiology of photosynthesis. Springer, Berlin, 1994. – P. 9-70.

### ВЛИЯНИЕ НАНОЧАСТИЦ МЕТАЛЛОВ НА ВЫЖИВАЕМОСТЬ И ПЛОДОВИТОСТЬ *CERIODAPHNIA AFFINIS*

И.И.Томилина, В.А. Гремячих, В.Т. Комов

Учреждение Российской академии наук Институт биологии внутренних вод им. И.Д.Папанина  
152742 пос. Борок, Ярославская обл., Россия, [tomil@ibiw.yaroslavl.ru](mailto:tomil@ibiw.yaroslavl.ru)

Развитие нанотехнологий ведет к появлению множества материалов, содержащих наноразмерные частицы. В настоящее время объем промышленного производства наночастиц составляет сотни тысяч тонн, они применяются повсеместно – от лакокрасочной до пищевой промышленности. Наиболее «популярными» являются углеродные частицы (нанотрубки, фуллерены, графен), наночастицы оксида кремния, золота, серебра, оксида цинка и диоксида титана.

Вещества в наноразмерном состоянии приобретают новые свойства и становятся биологически активными. Это, с одной стороны, открывает возможности использования наноматериалов в области биомедицины, фармакологии, производстве продуктов питания, при решении экологических и сельскохозяйственных проблем. С другой стороны, высокая биологическая активность наночастиц несет в себе риски токсических эффектов. Несмотря на это, ни один вид наноматериалов не изучен в достаточном объеме с точки зрения безопасности и данные об их токсичности неоднозначны. В ходе экспериментальных работ показано, что наличие в среде металлооксидных наночастиц приводит к физиологическим изменениям и нарушениям поведения водных беспозвоночных и не оказывает токсического действия на рыб (Крысанов и др., 2010). Данные по генотоксичности, тератогенности, эмбриотоксичности, мутагенности наночастиц, а также влиянии на гормональный и иммунный статус живых организмов в литературных источниках практически отсутствуют (Колесниченко и др., 2008, Baun et al., 2008).

Поскольку вещество в виде наночастиц обладает свойствами, часто радикально отличными от их микро- и макроскопических аналогов, наноматериалы представляют собой принципиально новый фактор, воздействующий на организм. Поэтому оценка возможного влияния таких материалов на окружающую среду и живые организмы в связи с этим представляется актуальной (Онищенко, 2007). Все это определяет необходимость изучения действия веществ в виде наночастиц на компоненты водной экосистемы, в том числе и с помощью биологических тест-объектов (Крысанов и др., 2010).

Цель работы - оценить влияние наночастиц оксидов ( $\text{TiO}_2$ ,  $\text{CeO}_2$  и  $\text{ZnO}$ ) и благородных ( $\text{Au}$ ,  $\text{Ag}$ ) металлов на выживаемость и воспроизводство ветвистоусых ракообразных *Ceriodaphnia affinis* Lillijeborg (1862) (Cladocera, Crustacea).

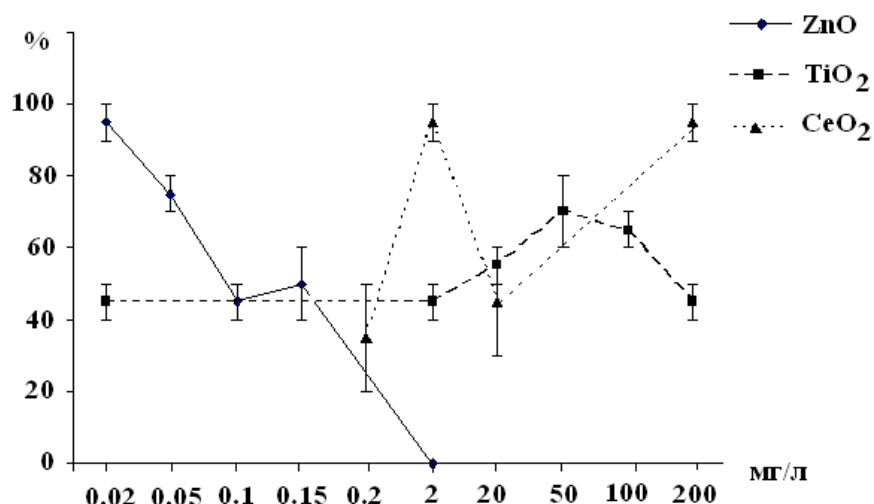
Исследование токсичности наночастиц металлов для цериодафний проводили с использованием стандартной методики (Mount, Norberg, 1984). Критерием острого токсического действия для рачков служила гибель  $\geq 50\%$  особей за 48 ч в исследуемых растворах, хронического - гибель  $\geq 20\%$  животных и достоверное отклонение плодовитости от контрольных значений за 7 сут. Суспензию наночастиц металлов непосредственно перед опытом вносили в отстоянную артезианскую воду, концентрации получали путем последовательного разведения маточных растворов. Для снижения слипания частиц растворы перемешивали в течение 2–3 мин на ультразвуковом диспергаторе УЗДН-2Т (Томилина и др., 2011). Для стабилизации наночастиц серебра и золота использовали поливинилпирролидон и тиолят соответственно. Характеристика исследованных наночастиц представлена в табл. 1.

**Таблица 1.** Характеристика исследованных наночастиц

Наночастицы	Форма частиц	Размер, нм	Диапазон исследованных концентраций, мг/л
Диоксид титана	цилиндрическая	10–50	0.2–200
Диоксид церия	треугольная или ромбическая	10–100	0.2–200
Оксид цинка	шестиугольная, булабовидная, веретенообразная и цилиндрическая	15–350	0.02–200
Золото	сферическая	5–6	0.0001–1
Серебро	сферическая, эллипсоидальная или неправильная	5–85	0.005–0.000002

Результаты обрабатывали статистически, используя метод дисперсионного анализа (ANOVA) и процедуру LSD-теста при уровне значимости  $p=0.05$  (Sokal, Rohlf, 1995). Статистический анализ результатов проводили с помощью пакета программ STATGRAPHICS Plus 2.1.

Острое токсическое действие за 48-час экспозиции отмечено для оксида цинка в концентрациях 2, 20 и 200 мг/л и диоксида титана – 200 мг/л. Достоверное снижение выживаемости цериодафний за 7 суток отмечено в растворах оксида цинка в концентрации 0.1 - 0.15 мг/л, диоксида титана – во всем исследуемом диапазоне концентраций, диоксида церия – 0.2 и 20 мг/л (рис. 1). Концентрационная зависимость гибели цериодафний достоверна только в остром опыте ( $r=0.73$ ,  $p=0.007$ ) для диоксида титана.



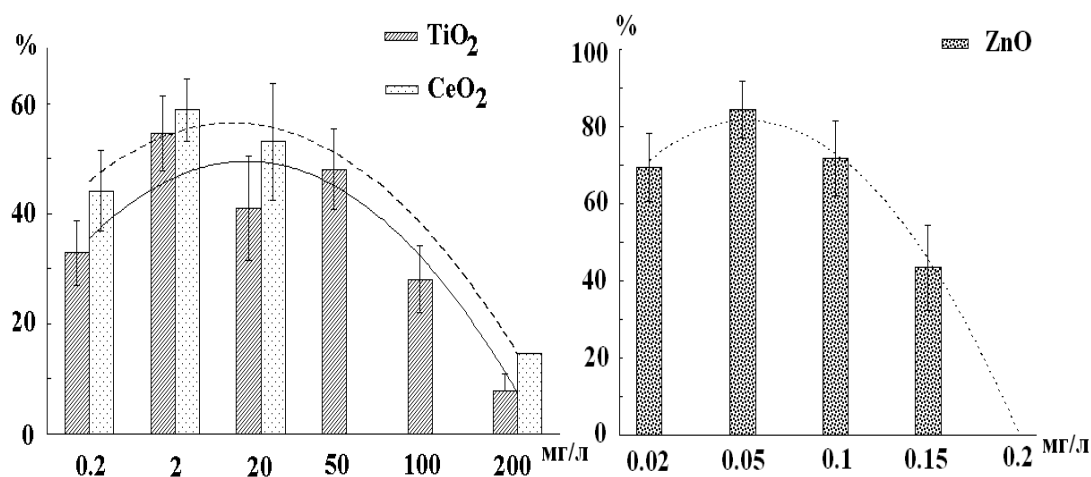
**Рис. 1.** Выживаемость цериодафний за 7 сут в растворах наночастиц оксидов металлов по оси ординат – концентрация, мг/л, по оси абсцисс – выживаемость, % контроля

Среднее число пометов, достоверно ниже контрольных значений, зарегистрировано для всех исследованных веществ и концентраций, за исключением диоксида титана 2 мг/л и оксида цинка – 0.05 мг/л. Среднее количество молоди на 1 самку - достоверно ниже во всех растворах



(исключение - ZnO в концентрации 0.05 мг/л). Сокращение количества молоди происходило за счет увеличения длительности созревания эмбрионов, а не уменьшения их числа в помете. Установлены достоверные корреляционные зависимости репродуктивных показателей и концентраций исследованных веществ: ZnO ( $r = -0.37$ ,  $p = 0.0001$ ), TiO<sub>2</sub> ( $r = -0.59$ ,  $p = 0.000$ ), CeO<sub>2</sub> ( $r = -0.45$ ,  $p = 0.0001$ ).

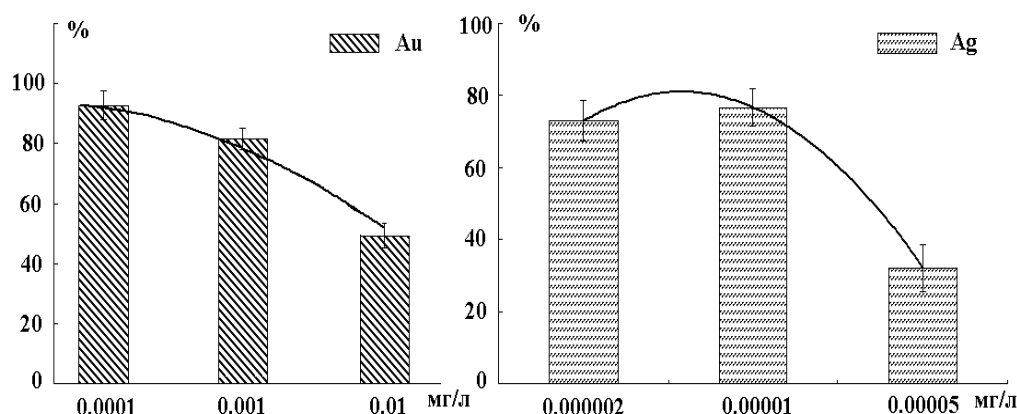
Снижение плодовитости цериодафний отмечено при их содержании как в высоких, так и низких концентрациях металлооксидных наночастиц (о чем свидетельствует линия тренда плодовитости рачков на рис. 2).



**Рис. 2.** Плодовитость цериодафний за 7 сут в растворах металлооксидных наночастиц по оси ординат – концентрация, мг/л, по оси абсцисс – среднее число молоди на 1 самку, % контроля

Острое токсическое действие за 48-час экспозиции отмечено для наночастиц серебра в концентрациях 0.1, 0.05 и 0.01 мг/л. Для золота в исследованном диапазоне концентраций острая токсичность не зарегистрирована.

Среднее количество молоди на 1 самку, достоверно ниже контрольных значений, зарегистрировано для наночастиц серебра и золота во всех исследованных концентрациях, за исключением 0.0001 мг/л золота (рис. 3). Установлены достоверные корреляционные зависимости репродуктивных показателей и концентраций благородных металлов: Ag ( $r = -0.61$ ,  $p = 0.0001$ ), Au ( $r = 0.56$ ,  $p = 0.0001$ ).



**Рис. 3.** Плодовитость цериодафний за 7 сут в растворах наночастиц благородных металлов по оси ординат – концентрация, мг/л, по оси абсцисс – среднее число молоди на 1 самку, % от контроля

Имеющиеся данные по токсичности металлооксидных наночастиц для пресноводных гидробионтов противоречивы, возможно, потому, что не всегда при планировании и проведении экспериментов помимо концентрации частиц вещества учитывались их размеры, форма и другие параметры. Большинство оценок токсичности наноматериалов для гидробионтов проведено в острых тестах, что не позволяет оценить хронические эффекты и отдаленные последствия их воздействия, которые могут оказаться значительными, особенно для животных с продолжительным жизненным циклом. Информация о накоплении наночастиц в различных органах и тканях животных и их миграции по пищевым сетям фактически отсутствует. Биотесты на ракообразных *Daphnia magna*, *D. pulex*, *Ceriodaphnia affinis* могут оказаться перспективными для изучения токсичности и влияния наночастиц на поведение, размножение, появление морфологических аномалий, а также накопления и локализации в организме животных при длительном воздействии, учитывая, что они наиболее стандартизированы из всех используемых (Baun et al., 2008).

#### Список литературы

- Колесниченко А.В., Тимофеев М.А., Протопова М.В. Токсичность наноматериалов – 15 лет исследований // Рос. нанотехнологии. 2008. Т.3. № 3-4. С.54-63.
- Крысанов Е.Ю., Павлов Д.С., Демидова Т.Б., Дребуадзе Ю.Ю. Наночастицы в окружающей среде и их влияние на гидробионтов // Известия РАН. Серия Биологическая. 2010. № 4. С. 1–8.
- Онищенко Г.Г., Арчаков А.И., Бессонов В.В и др. Методические подходы к оценке безопасности наноматериалов // Гигиена и санитария. 2007. № 6. С. 3-10.
- Томилина И.И., Гремячих В.А., Мыльников А.П., Комов В.Т. Влияние металлооксидных наночастиц (CeO<sub>2</sub>, TiO<sub>2</sub>, ZnO) на биологические параметры пресноводных нанофлагеллят и ракообразных // Доклады Академии наук. 2011. Т. 436. № 5. С. 715-717.
- Baun A., Hartmann N.B., Grieger K., Kusk K.O. Ecotoxicity of engineered nanoparticles to aquatic invertebrates: a brief review and recommendations for future toxicity testing // Ecotoxicology. 2008. V. 17. P. 387-395.
- Mount D.I., Norberg T.J. A seven-day life-cycle cladoceran toxicity test // Environ. Toxicol. Chem. 1984. V. 3. P. 425-434.
- Sokal R. R., Rohlf F. J. Biometry. The principals and practice of statistics in biological research. NY.W.H. Freeman and Co. 1995. 887 p.

# БИОЛОГИЧЕСКИЕ ПОСЛЕДСТВИЯ ВОЗДЕЙСТВИЯ РАДИОАКТИВНОГО ИЗЛУЧЕНИЯ НА ГИДРОБИОНТОВ

---

## СОЧЕТАННОЕ ДЕЙСТВИЕ НИТРАТОВ И ОСТРОГО $\gamma$ -ОБЛУЧЕНИЯ НА ОЛИГОХЕТ

С.С. Андреев, Д.И. Осипов, Г.А. Тряпицына, Е.А. Пряхин

ФГУН «Уральский научно-практический центр радиационной медицины» ФМБА России  
454076, г. Челябинск, Воровского, 68А, корп. 2; Россия, andreevsss@mail.ru

Токсические вещества и радионуклиды накапливаются преимущественно в донных отложениях, которые являются неотъемлемым компонентом любой водной экосистемы. Аккумулируя поллютанты, донные отложения играют роль буфера, способствуя тем самым самоочищению водоема. Однако по достижении предела буферной емкости отложения превращаются во вторичный источник поступления загрязнений в водную среду. Часто именно в осадке находятся соединения, содержание которых превышает предельно допустимые нормы. Такие отложения оказывают прямое неблагоприятное воздействие прежде всего на бентосную фауну водоема.

Предприятие атомной промышленности ПО «МАЯК» длительное время использует водоемы В-17 («Старое болото») и В-9 (оз. Карачай) в качестве водоемов-хранилищ жидких радиоактивных отходов. В 2009 г. в водоёме В-17 суммарная активность  $\beta$ -излучающих радионуклидов в воде и донных отложениях составила соответственно 1.8 МБк/дм<sup>3</sup> и 78 МБк/(кг сухой массы) и  $\alpha$ -излучающих радионуклидов – 130 Бк/дм<sup>3</sup> и 13 МБк/(кг сухой массы), а расчётное значение мощности дозы для хирономид составило 1.1 Гр/сут. В водоёме В-9 суммарная активность  $\beta$ -излучающих радионуклидов в воде составила 23 МБк/дм<sup>3</sup>  $\alpha$ -излучающих радионуклидов соответственно – 3.1 МБк/дм<sup>3</sup>.

Особенностью этих водоемов кроме крайне высокого содержания радионуклидов, является высокая концентрация нитрата натрия в воде (Алексахин с соавт., 2007; Стукалов, Глаголева, 2010): летом 2009 г. в воде водоёма В-17 концентрация нитратов достигала 2.5 г/дм<sup>3</sup>, а в воде водоёма В-9 – 4.4 г/дм<sup>3</sup> (Пряхин с соавт., 2011).

Отмечена, существенная деградация бентосных сообществ в этих водоёмах. Олигохеты являются постоянными обитателями донных отложений, и их показатели, такие, как численность, плотность, биомасса, видовой состав и др., используются для оценки состояния придонного слоя воды и донных отложений водоемов. В пробах зообентоса из водоема В-17 были обнаружены только хирономиды, олигохеты отсутствовали (Пряхин с соавт., 2011).

Для прояснения роли, а также характера взаимодействия радиационного и химического факторов в деградации зообентосных сообществ в водоёмах В-17 и В-9 были поставлены модельные эксперименты с использованием лабораторной культуры олигохет *Tubifex tubifex* Mull.

Эксперименты с использованием лабораторной культуры *Tubifex tubifex* проводили согласно протоколу (Богданов, Пряхин, 2008). Для оценки влияния нитратов на олигохет в воду добавляли нитрат натрия, доводя концентрацию нитрат-ионов в среде до следующих значений: 100; 500; 1000; 2500 мг/дм<sup>3</sup>. Для оценки влияния радиационного фактора на олигохет культуру *T. tubifex* подвергали воздействию острого внешнего  $\gamma$ -облучения с мощностью дозы 0.7 Гр/мин. в дозах 0, 20, 40, 60, 80 Гр. В экспериментах по оценке сочетанного действия нитратов и радиационного воздействия использовали концентрации нитрат-ионов: 0, 500; 1000; 2500 мг/дм<sup>3</sup>;  $\gamma$ -облучение проводили в дозах 0, 20, 40, 60, 80 Гр. Учет гибели животных проводили в течение 6 недель от начала экспозиции. Определяли выживаемость исследуемых тест-организмов.

Сочетанное действие исследуемых факторов оценивали с точки зрения модели добавочной концентрации. Изоболографический метод использовали для представления данных сочетанного действия исследуемых факторов. В нашей работе мы использовали уровень 80 % эффекта – уровень выживаемости, зарегистрированный при максимальных дозах исследуемых факторов в наших экспериментах монофакторном воздействии. Статистический анализ данных проводили в соответствии с методом (Лёвэ, 1953).

Регрессионный анализ показал, что в экспериментах по оценке влияния радиационного фактора зависимость выживаемости олигохет *T. tubifex* от дозы внешнего острого  $\gamma$ -облучения в

диапазоне до 80 Гр лучше всего описывалась линейной функцией ( $R^2 = 0.94$ ;  $p = 0.000002$ ):

$$Y = 1 - 0.002262 \cdot D, \quad (1)$$

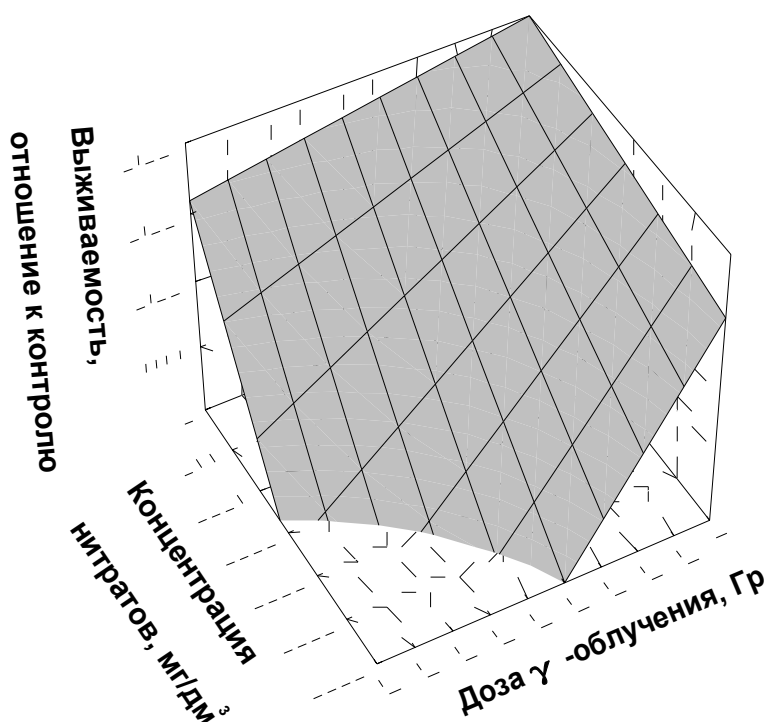
где  $Y$  – выживаемость олигохет за 6 недель после  $\gamma$ -облучения;  $D$  – доза  $\gamma$ -облучения, Гр.

Зависимость выживаемости червей от концентрации нитрат-ионов в диапазоне концентраций до 2500 мг/дм<sup>3</sup> лучше всего описывалась линейной функцией ( $R^2 = 0.94$ ;  $p = 0.000003$ ):

$$Y = 1 - 0.000075 \cdot C, \quad (2)$$

где  $Y$  — выживаемость олигохет за 6 недель культивирования в среде с нитратами;  $C$  – концентрация нитрат-ионов в среде, мг/дм<sup>3</sup>.

При проведении регрессионного анализа данных сочетанного действия нитратов и  $\gamma$ -облучения была определена функция, представляющая собой поверхность отклика (рис. 1).



**Рис. 1.** Поверхность отклика – зависимость выживаемости олигохет *T. tubifex* от дозы гамма-облучения и концентрации нитрат-ионов.

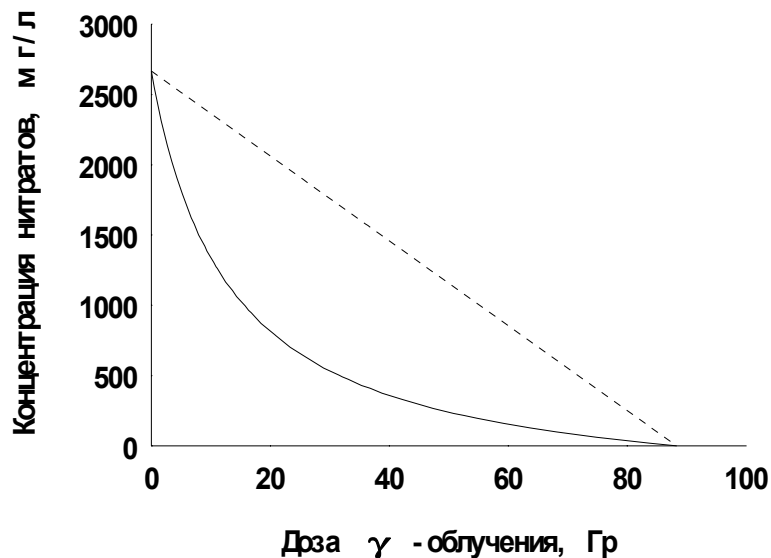
С учётом полученных коэффициентов уравнение функции имело вид:

$$Z = 1 - 0.002264X - 0.0000754Y - 0.000005754XY, \quad (3)$$

где  $Z$  – эффект по отношению к контролю;  $X$  – доза  $\gamma$ -облучения, Гр;  $Y$  – концентрация нитрат-ионов, мг/дм<sup>3</sup>.

С использованием уравнения 4 была построена изоболо с заданным значением  $Z$  (выживаемость), равным 0.8 (Рис. 2). Сплошная линия представляет собой изоболу, построенную на основании результатов регрессионного анализа, описывающего экспериментальные данные; пунктирная линия описывает изоболу предсказанных уровней воздействия факторов при аддитивном взаимодействии.

Изоболо, соответствующая экспериментальным данным, располагается ниже линии, описывающей аддитивный эффект сочетанного действия исследуемых факторов, что согласно подходам, предложенным Лёвэ (Лёвэ С., 1953), интерпретируется как синергическое взаимодействие. Не претендуя на прямую экстраполяцию полученных в эксперименте закономерностей действия исследуемых факторов на олигохет, выполнили расчёты ожидаемых эффектов при уровнях воздействия, характерных для водоёмов В-17 и В-9, с использованием модели поверхности отклика.



**Рис. 2** - Изоболограмма сочетанного действия нитратов ( $LC_{20}$ ) и внешнего общего  $\gamma$ -облучения ( $LD_{20}$ ) на выживаемость олигохет *T. tubifex*.

Исходя из того, что значения расчётной мощности дозы для зообентосных организмов водоёмов В-17 и В-9 составили соответственно 1.1 и 567 Гр/сут. (Пряхин Е.А. с соавт., 2011), были рассчитаны ожидаемые показатели выживаемости олигохет *T. tubifex* для каждого водоёма при дозовых нагрузках за 42 сут. – 6 нед. (длительность эксперимента по оценке выживаемости тубифицид), а также расчётные показатели для реальных концентраций нитратов в воде исследуемых водоёмов и при сочетанном действии перечисленных факторов (таблица). Уровни радиационного воздействия на олигохет, соответствующие облучению в водоёме В-17, должны приводить к гибели 10 % животных. При уровнях радиационного воздействия, характерных для водоёма В-9, следует ожидать гибели всех животных. Анализ влияния химического загрязнения на культуру *T. tubifex* показал, что концентрации нитратов в воде водоёмов В-17 и В-9 могут приводить к гибели 20 % и 33% животных соответственно. Сочетанное же воздействие ионизирующего облучения и воздействия нитратов в результате синергического взаимодействия должно приводить к гибели 95% животных в водоёме В-17 и гибели всех животных в водоёме В-9.

**Таблица.** Расчётные значения выживаемости олигохет *T. tubifex* при уровнях воздействия нитратов и радиационного фактора, характерных для водоёмов В-17 и В-9 ПО «Маяк».

Водоём	Расчётные значения выживаемости олигохет		
	Нитраты	Радиационное воздействие	Сочетанное действие
В-17	0.81	0.90	0.05
В-9	0.67	0	0

Таким образом, результаты данного экспериментального исследования позволяют заключить, что нитраты и ионизирующее излучение при воздействии на олигохет характеризуются синергическим взаимодействием и именно это может определять деградацию зообентосных сообществ в водоемах-хранилищах жидких радиоактивных отходов В-17 и В-9 ПО «МАЯК».

#### Список литературы

Алексахин А.И., Глаголев А.В., Дрожко Е.Г., Зинин А.И., Зинина Г.А., Иванов И.А., Мокров Ю.Г., Орлова Е.И., Самсонов Б.Г., Самсонова М.Л., Стукалов П.М. // Водоём-9 – хранилище жидких радиоактивных отходов и воздействие его на геологическую среду / Под ред. Е.Г. Дрожко, Б.Г. Самсонова. М.: Лига-Принт, 2007. – 250 с.  
 Богданов Г.О., Пряхин Е.А. Методика оценки токсичности донных отложений по смертности и изменению плодovitости *Tubifex tubifex* Mull. МОТДОТ-БМ-005-2008. // Челябинск. ФГУН УНПЦРМ. – 2008. – 36с.  
 Пряхин Е.А., Тряпицына Г.А., Дерябина Л.В., Андреев С.С., Духовная Н.И., Осипов Д.И., Обвинцева Н.А., Стяжкина Е.В., Костюченко В.А., Попова И.Я., Аклев А.В., Стукалов П.М., Иванов И.А., Мокров Ю.Г.

Современное состояние экосистем водоёмов В-11, В-10, В-4, В-17 и В-9 ПО «Маяк» // Вопросы радиационной безопасности. – 2011. – № 2. – С. 5–23

Стукалов П.М., Глаголева М.Б. // Радиоактивное загрязнение промышленного водоёма ПО «Маяк» Старое Болото. Обзор результатов исследовательских работ (1949-2009 годы). Часть 2 / Библиотека журнала «Вопросы радиационной безопасности». № 11. Озерск: РИЦ ВРБ, 2010. – 144 с.

Loewe S. // The problem of synergism and antagonism of combined drugs. *Arzneim-Forsch.* 1953. –V. 3. – P. 285–290.

## ФИТОПЛАНКТОННЫЕ СООБЩЕСТВА ВОДОЕМОВ С РАЗНЫМ УРОВНЕМ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ

Н.И. Духовная

*ФГУН «Уральский научно-практический центр радиационной медицины» ФМБА РФ  
г. Челябинск, 454076, Воровского, 68А, корп. 2, Россия, vita\_pulhira@mail.ru*

Для решения задачи защиты окружающей среды от возрастающего техногенного загрязнения, в том числе радиоактивного, важной задачей представляется анализ состава и структуры сообществ живых организмов, существующих в условиях хронической радиационной нагрузки. В водных экосистемах особенности биоты определяют скорость и эффективность процессов самоочищения, условия формирования свойств водной среды. Важнейшим компонентом водных экосистем является фитопланктон – это первичное звено в трофической цепи водоема, быстро реагирующее на любые внешние воздействия.

Исследовали фитопланктон промышленных водоемов Производственного Объединения «Маяк» (Духовная и др., 2011), более 50-60 лет находящихся в условиях мощного радиоактивного загрязнения, а также сопоставимых по размерам и гидрологическому режиму водоемов сравнения, не подвергнутых радиоактивному загрязнению (таблица 1). В исследование были включены следующие промышленные водоемы ПО «Маяк»: водоемы Теченского каскада (В-11, В-10 и В-4) и бессточные хранилища среднеактивных радиоактивных отходов В-17 (Старое болото) и В-9 (озеро Карачай).

В качестве водоема сравнения для промышленных водоемов В-11 и В-10 использовали малопроточную часть Шершневого водохранилища (ШВ), г. Челябинск. На водоеме В-11 пробы отбирали в июне, июле и августе 2007 г. и в июле 2009 г. на 5 станциях; в августе 2008 г. на 10 станциях отбора проб. Три станции располагались по старому руслу р. Теча, остальные были прибрежными. На водоеме В-10 пробы отбирали в июне и августе 2009 г. на 5 станциях, в июле 2009 г. на 10 станциях; три станции были глубоководными, остальные – прибрежными. На Шершневском водохранилище пробы отбирали на 3 станциях, расположенных только в малопроточной части водохранилища, трижды в 2007г., трижды в 2009 г.

**Таблица 1.** Основные параметры исследуемых водоемов

Параметры	В-11	В-10	ШВ	В-4	Лог-2	В-17	В-9	Булдым
Год образования	1965	1956	1965	1951	1965	1949	1951	-
Площадь зеркала, км <sup>2</sup>	44.2*	18.6*	39.1*	1.3*	до 3.5	0.13	0.07	0.19
Объем, млн. м <sup>3</sup>	230*	82.5*	176.5*	4.0*	до 8.9	0.36	0.16	0.4
Наибольшая глубина, м	12.3*	9.3*	14.1*	3.5*	4.0	6.5	5.2	4.0
Средняя глубина, м	5.2*	4.4*	4.5*	3.1*	2.5	2.8	2.2	2.1

Примечание: \* - значения при нормальном подпорном уровне

Водоем В-4 отличается высоким содержанием органического вещества. В качестве водоема сравнения использовали лог № 2 водоема В-11 (далее – Лог-2), который также подвержен

органическому загрязнению и сопоставим с В-4 по размерам и слабой проточности. На водоеме В-4 пробы отбирали в июле 2009 г. и 2010 г. на пяти станциях, на Лог-2 в июле 2010 г. на двух станциях.

Водоемы В-17 и В-9 (оз. Карачай) – это небольшие бессточные мелководные водоемы. В качестве водоема сравнения было выбрано озеро Булдым, расположенное в 15 км от г. Озерска, пробы отбирали в августе 2010 г. на двух станциях. На водоеме В-17 пробы отбирали на трех станциях трижды в 2009 г., а также в июне и июле 2010 г. на одной станции, на водоеме В-9 пробы отбирали с берега на двух станциях в августе 2009 г. и августе 2010 г.

Всего было обработано 95 фитопланктонных проб. Отбор и обработку проб проводили согласно стандартным гидробиологическим методам (Садчиков, 2003) с использованием соответствующих определителей (Определитель пресноводных водорослей СССР, 1951-1986; Царенко, 1990; Комарек, Анагностидис, 2005). Биомассу определяли, исходя из численности и объема клеток каждого вида, приравнивая удельную массу водорослей к 1 (1 г сырой биомассы к  $10^{12}$  мкм<sup>3</sup>).

На каждый исследованный период рассчитывали средние значения численности, биомассы, число видов в среднем на одну пробу, индекс Шеннона, характеризующий неоднородность структуры фитопланктонного сообщества, и индекс видового богатства Маргалефа (Шитиков и др., 2003). Индекс Шеннона  $H$  определяли для каждой пробы по формуле:

$$H = - \sum_{i=1}^m \frac{\sqrt[2]{N_i B_i}}{\sqrt[2]{N_s B_s}} \log_2 \frac{\sqrt[2]{N_i B_i}}{\sqrt[2]{N_s B_s}},$$

где  $m$  – число видов в пробе;  $N_i$  – численность вида  $i$ ;  $N_s$  – суммарная численность фитопланктона;  $B_i$  – биомасса вида  $i$ ;  $B_s$  – суммарная биомасса фитопланктона.

Видовое богатство сообщества, которое определяется как отношение числа видов в биоценозе к количеству особей, рассчитывали с помощью индекса Маргалефа  $d$ :

$$d = (S - 1) / \ln \sqrt[2]{N_s B_s}$$

где  $S$  – число видов в пробе;  $N_s$  – суммарная численность фитопланктона;  $B_s$  – суммарная биомасса фитопланктона.

Параллельно с отбором проб фитопланктона отбирали пробы воды для гидрохимического анализа. Также проводили определение содержания радионуклидов в воде, донных отложениях и фитопланктоне.

С помощью программного комплекса ERICA Assessment Tool 1.0 оценивали мощность поглощенной дозы для фитопланктона, обусловленную внутренним и внешним облучением. Геометрия и параметры фитопланктона соответствовали стандартным данным библиотеки ERICA. В расчетах использовали фактические уровни загрязнения воды и донных отложений радионуклидами, а также фактические концентрации радионуклидов в фитопланктоне.

Промышленные водоемы ПО «Маяк» подвержены не только радиоактивному, но и химическому загрязнению (таблица 2).

**Таблица 2.** Химический состав воды исследуемых водоемов (2009 г.)

Показатель	Водоем						
	В-11	В-10	ШВ	В-4	Лог-2	В-17	В-9
Хлориды, мг/л	78.2	61.1	9.2	46.2	32.4	60.0	32.2
Сульфаты, мг/л	<b>506.0</b>	<b>294.3</b>	15.0	47.3	44.6	120.5	86.2
Нитраты, мг/л	2.1	1.2	0.2	0.3	19.6	<b>2781.4</b>	<b>4400.0</b>
Фосфаты, мг/л	0.07	<b>0.64</b>	0.07	<b>1.65</b>	<b>1.85</b>	0.025	0.025
Окисл. перм., мг O <sub>2</sub> /л	6.5	9.4	6.0	<b>15.0</b>	-	7.5	9.9
БПК <sub>5</sub> , мг/л	2.5	2.8	3.3	<b>27.9</b>	4.1	-	-
Примечание: «-» нет данных							

Для водоема В-11 характерно 5-кратное превышение ПДК для водоемов рыбохозяйственного использования по содержанию сульфатов (ПДК составляет 100 мг/л). Для водоема В-10 в три раза превышены ПДК для сульфатов и рекомендованный норматив (0.2 мг/л) для фосфатов. Концентрация фосфатов еще выше в водоеме В-4 и Лог-2. Также в водоеме В-4

отмечены высокие значения перманганатной окисляемости и БПК<sub>5</sub>, что характеризует органическое загрязнение. Для водоемов В-17 и В-9 наиболее значимо многократное превышение ПДК<sub>5</sub> (40 мг/л) по содержанию нитратов.

Радиоактивное загрязнение воды определяется главным образом содержанием <sup>137</sup>Cs, содержание которого увеличивается практически на порядок всякий раз в ряду водоемов В-11 – В-10 – В-4 – В-17 – В-9; <sup>90</sup>Sr, содержание которого также последовательно возрастает; <sup>3</sup>H; присутствует ряд α-излучающих радионуклидов (таблица 3).

**Таблица 3.** Содержание радионуклидов в воде исследуемых водоемов, Бк/л (2009 г.)

Радионуклид	Водоем						
	В-11	В-10	В-4	В-17	В-9	ШВ	Лог-2
<sup>90</sup> Sr	1.4Ч10 <sup>3</sup>	3.3Ч10 <sup>3</sup>	4.7Ч10 <sup>3</sup>	1.4Ч10 <sup>5</sup>	6.5Ч10 <sup>6</sup>	1.9Ч10 <sup>-2</sup>	8.3Ч10 <sup>-1</sup>
<sup>137</sup> Cs	3.0Ч10 <sup>0</sup>	3.5Ч10 <sup>1</sup>	4.9Ч10 <sup>2</sup>	3.7Ч10 <sup>4</sup>	1.6Ч10 <sup>7</sup>	1.7Ч10 <sup>-2</sup>	3.2Ч10 <sup>0</sup>
<sup>3</sup> H	7.8Ч10 <sup>2</sup>	3.4Ч10 <sup>3</sup>	4.9Ч10 <sup>3</sup>	1.6Ч10 <sup>6</sup>	1.3Ч10 <sup>5</sup>	3.7Ч10 <sup>0</sup>	-
<sup>241</sup> Am	1.6Ч10 <sup>-1</sup>	6.0Ч10 <sup>1</sup>	2.9Ч10 <sup>0</sup>	4.9Ч10 <sup>1</sup>	1.0Ч10 <sup>3</sup>	-	-
<sup>60</sup> Co	1.4Ч10 <sup>-2</sup>	9.4Ч10 <sup>-2</sup>	9.4Ч10 <sup>-1</sup>	4.4Ч10 <sup>-1</sup>	2.8Ч10 <sup>4</sup>	-	-
<sup>238</sup> Pu	5.5Ч10 <sup>-2</sup>	1.4Ч10 <sup>-1</sup>	2.5Ч10 <sup>0</sup>	1.7Ч10 <sup>1</sup>	5.2Ч10 <sup>2</sup>	-	-
<sup>239, 240</sup> Pu	4.5Ч10 <sup>-2</sup>	1.1Ч10 <sup>-1</sup>	2.1Ч10 <sup>0</sup>	1.7Ч10 <sup>1</sup>	5.2Ч10 <sup>2</sup>	-	-
<sup>241</sup> Pu	-	4.5Ч10 <sup>-1</sup>	5.3Ч10 <sup>0</sup>	1.7Ч10 <sup>1</sup>	-	-	-
<sup>234</sup> U	-	5.1Ч10 <sup>-1</sup>	3.7Ч10 <sup>-1</sup>	1.9Ч10 <sup>1</sup>	5.2Ч10 <sup>2</sup>	4.0Ч10 <sup>-2</sup>	-
<sup>238</sup> U	-	3.6Ч10 <sup>-1</sup>	2.6Ч10 <sup>-1</sup>	1.1Ч10 <sup>1</sup>	5.2Ч10 <sup>2</sup>	2.0Ч10 <sup>-2</sup>	-

Примечание: «-» нет данных

Для исследуемых водоемов определяющим в формировании дозы для фитопланктона оказалось внутреннее облучение. Рассчитанная мощность поглощенной дозы для фитопланктона возрастала каждый раз на один порядок в ряду промышленных водоемов В-11 - В-10 - В-4 - В-17 - В-9 (от 5.4 мГр/сут для водоема В-11 до 40 Гр/сут для водоема В-9) (таблица 4). Мощность поглощенной дозы для фитопланктона водоемов В-17 и В-9 представляется заметной величиной по сравнению с приводимыми в литературе значениями ЛД<sub>50</sub> для планктонных водорослей – от 45 до 150 Гр (Уилсон, 2010).

**Таблица 4.** Мощность поглощенной дозы для фитопланктона, мГр/сут

Мощность поглощенной дозы	Водоем						
	ШВ	лог-2	В-11	В-10	В-4	В-17	В-9
внешней	4.6Ч10 <sup>-6</sup>	1.9Ч10 <sup>-2</sup>	2.2Ч10 <sup>-2</sup>	5.2Ч10 <sup>-2</sup>	1.3Ч10 <sup>0</sup>	1.8Ч10 <sup>1</sup>	4.1Ч10 <sup>3</sup>
внутренней	4.6Ч10 <sup>-3</sup>	4.4Ч10 <sup>-8</sup>	5.4Ч10 <sup>0</sup>	2.0Ч10 <sup>1</sup>	1.1Ч10 <sup>2</sup>	1.7Ч10 <sup>3</sup>	3.6Ч10 <sup>4</sup>
общей	4.6Ч10 <sup>-3</sup>	1.9Ч10 <sup>-2</sup>	5.4Ч10 <sup>0</sup>	2.0Ч10 <sup>1</sup>	1.1Ч10 <sup>2</sup>	1.7Ч10 <sup>3</sup>	4.0Ч10 <sup>4</sup>

Водоемы В-11, В-10 и водоем сравнения – Шершневоe водохранилище характеризовались сопоставимым и достаточным для водохранилищ видовым разнообразием (таблица 5). Наиболее высокой оказалась насыщенность видами таких отделов как цианобактерии и зеленые водоросли. Водоемы проявляли выраженные признаки «цветения» – массового развития цианобактерий.

**Таблица 5.** Основные показатели развития фитопланктона исследуемых водоемов

Водоем	Число видов	Биомасса, г/м <sup>3</sup>	Индекс Шеннона	Индекс Маргалефа
ШВ	42 ± 2 (37 – 53)	12 ± 4 (2 – 31)	2.3 ± 0.1 (1.8 – 3.0)	6.9 ± 0.4 (5.5 – 8.7)
В-11	48 ± 3 (34 – 62)	8 ± 3 (5 – 17)	1.3 ± 0.1 (0.5 – 2.0)	6.6 ± 0.3 (5.2 – 10.1)
В-10	65 ± 2 (55 – 75)	17 ± 2 (6 – 33)	1.8 ± 0.1 (1.1 – 3.2)	8.7 ± 0.3 (6.1 – 12.3)
В-4	54 ± 4 (44 – 68)	21 ± 3 (14 – 35)	2.2 ± 0.3 (1.3 – 3.2)	6.6 ± 0.4 (5.5 – 8.2)
Лог-2	60 ± 10 (50 – 70)	38 ± 28 (9 – 66)	2.3 ± 1.0 (1.3 – 3.3)	8.7 ± 2.8 (6.2 – 11.5)
В-17	20 ± 2 (11 – 32)	21 ± 4 (7 – 37)	0.3 ± 0.1 (0.1 – 0.7)	2.2 ± 0.3 (1.1 – 3.7)
В-9	3 ± 0,5 (2 – 4)	17 ± 9 (2 – 36)	0.4 ± 0.1 (0.1 – 0.6)	0.3 ± 0.1 (0.2 – 0.5)
Булдым	47 ± 6 (41 – 52)	3 ± 1 (0,3 – 5)	2.1 ± 0.3 (1.9 – 2.4)	10.8 ± 2.0 (8.9 – 12.8)

Примечание: указаны среднее ± ошибка среднего (min – max)

Индекс Шеннона и индекс видового богатства Маргалефа динамично изменялись в течение лета, но оказались сопоставимыми. Для водоемов В-11 и В-10 отмечено доминирование в



фитопланктонном сообществе цианобактерий *Planktothrix agardhii* (Gom.) Anagn. et Kom., что наряду с высокой биомассой фитопланктона говорит о выраженной эвтрофикации водоемов (Трифенова, 1990). В Шершневом водохранилище доминировали диатомеи *Aulacoseira granulata* (Ehr.) Sim., *Fragilaria crotonensis* Kitt., цианобактерии *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs., *Anabaena flos-aquae* (L.) Ralfs., *Planktothrix agardhii*.

По видовому разнообразию, значениям индексов Шеннона и Маргалефа водоемы В-4 и Лог-2 оказались сопоставимыми. В сообществе водоема В-4 также доминировали цианобактерии (виды рода *Microcystis*). Биомасса фитопланктона в водоеме В-4 была выше, чем в водоемах В-11 и В-10, что, вероятно, связано с более высоким содержанием фосфора. В водоеме сравнения доминировали цианобактерии *Planktothrix agardhii*, диатомеи *Aulacoseira ambigua* (Grun.) Sim. и виды рода *Cyclotella*.

В наиболее загрязненных водоемах В-17 и В-9 было снижено число видов фитопланктона (до 4 видов в водоеме В-9), отмечены низкие значения индекса видового богатства Маргалефа и индекса Шеннона (таблица 5). Биомасса фитопланктона была подвержена значительным колебаниям, причем до 90 % биомассы составлял повсеместно распространенный эвритопный вид цианобактерий *Geitlerinema amphibium* Ag. ex Gom. (*Oscillatoria amphibia* Ag.). Водоем сравнения при высоком видовом разнообразии (диатомовые и зеленые десмидиевые водоросли) отличался низкой биомассой.

Для выявления связей и зависимостей между параметрами фитопланктонных сообществ и факторами среды проводили факторный и многофакторный дисперсионный анализ. Факторный анализ показал наличие связи между числом видов (и видовым богатством) с одной стороны, и мощностью дозы и содержанием нитратов с другой (Фактор 1), причем эта связь оказалась отрицательной, а коэффициенты корреляции мощности дозы и содержания нитратов с фактором 1 – сопоставимыми (таблица 6). Фактор 2 показал, что существует отрицательная связь между индексом Шеннона и мощностью дозы, содержанием сульфатов, а фактор 3 выявил положительную связь видового разнообразия с содержанием фосфатов. Биомасса фитопланктона не показала связи ни с одним из исследуемых показателей и составила фактор 4.

**Таблица 6.** Факторные нагрузки по главным компонентам, рассчитанные на основе основных гидрохимических и гидробиологических параметров

Параметр	Фактор			
	1	2	3	4
Собственное значение	7.93	5.10	4.69	1.09
Объясненная дисперсия, %	36.05	23.18	21.31	4.94
Среднее число видов	<b>0.551</b>	0.209	<b>0.642</b>	-0.143
Биомасса фитопланктона	0.076	0.085	-0.015	<b>0.953</b>
Индекс Шеннона	0.454	<b>-0.501</b>	<b>0.515</b>	-0.176
Индекс Маргалефа	<b>0.703</b>	0.072	0.477	-0.168
Мощность дозы	<b>-0.724</b>	<b>0.612</b>	0.223	-0.044
Содержание нитратов	<b>-0.863</b>	0.114	-0.430	-0.016
Содержание сульфатов	0.258	<b>0.950</b>	-0.039	0.017
Содержание фосфатов	-0.045	0.041	<b>0.981</b>	-0.069

Примечание: **жирным шрифтом** выделены наибольшие факторные нагрузки для данного показателя

Дисперсионный многофакторный анализ признаков сопряженности с использованием обобщенной линейной модели выявил, что индекс видового богатства Маргалефа и среднее число видов, регистрируемое на одну пробу, хорошо описывается с помощью таких переменных, как мощность дозы, содержание нитратов, фосфатов и сульфатов. При этом повышение мощности дозы и концентрации нитратов приводит к снижению индекса Маргалефа и числа видов. Сравнение критериев Фишера для отдельных факторов указывает на сопоставимый вклад увеличения мощности поглощенной дозы и концентрации нитратов в снижение исследуемых параметров. Обобщенная линейная модель ( $R^2 = 0.81$ ;  $p < 0.001$ ), описывающая изменение индекса Маргалефа, имела следующий вид:

$$\ln(d) = 1.665 - 0.064\ln(P) - 0.075\ln(N) + 0.428\ln(Ph) + 0.130\ln(S),$$

где d – индекс видового богатства Маргалефа; P – мощность дозы, мкГр/час (критерий F = 20.6); N – содержание нитратов, мг/л (критерий F = 20.5); Ph – содержание фосфатов, мг/л (критерий F = 19.8); S – содержание сульфатов, мг/л (критерий F = 16.0).

Обобщенная линейная модель ( $R^2 = 0.77$ ;  $p < 0.001$ ), описывающая изменение среднего числа видов в пробе, имела вид:

$$\ln(S') = 3.230 - 0.083\ln(N) - 0.074\ln(P) + 0.183\ln(S) + 0.652\ln(Ph),$$

где S' – среднее число видов на пробу; N – содержание нитратов (критерий F = 20.5), мг/л; P – мощность дозы, мкГр/час (критерий F = 14.1); Ph – содержание фосфатов, мг/л (критерий F = 11.2); S – содержание сульфатов, мг/л (критерий F = 12.2).

Для описания изменения биомассы фитопланктона в зависимости от радиационного и химического факторов среды не удалось получить достоверной модели.

В целом, проведенные исследования радиоактивно-загрязненных водоемов ПО «Маяк» позволяют сделать следующие выводы. Вплоть до уровня радиоактивного загрязнения, отмеченного в водоеме В-4 (мощность поглощенной дозы для фитопланктона 110 мГр/сут), фитопланктонные сообщества загрязненных водоемов не отличаются от сообществ одноклассных незагрязненных водоемов. Высокое содержание биогенных веществ (в первую очередь – фосфора) способствует повышению видового разнообразия и биомассы водорослей.

В водоемах-хранилищах среднеактивных радиоактивных отходов, В-17 и В-9, в фитопланктонном сообществе были отмечены признаки экологического регресса, вплоть до деградации фитопланктона водоема В-9 до монокультуры цианобактерий *Geitlerinema amphibium*. Проведенный факторный и многофакторный дисперсионный анализ показывают, что деградация фитопланктона в водоемах В-17 и В-9 обусловлена как высокой мощностью поглощенной дозы, так и высоким содержанием нитратов.

Чувствительными к действию радиоактивного загрязнения оказались такие показатели фитопланктонных сообществ, как видовое разнообразие и число видов. Вероятно, из-за элиминации чувствительных видов происходит ослабление межвидовой конкуренции, потеря устойчивости сообщества (широкие колебания биомассы, не зависящие от мощности поглощенной дозы и химических факторов) и упрощение структуры сообщества (низкий индекс Шеннона, доминирующее развитие одного, наиболее приспособленного вида). Однако, очевидно, все химические факторы в совокупности определяют состояние фитопланктонного сообщества каждого исследованного водоема.

#### Список литературы

- Духовная Н.И., Осипов Д.И., Тряпицына Г.А., Пряхин Е.А., Стукалов П.М. Влияние радиоактивного и химического загрязнения водоемов ПО «Маяк» на состояние фитопланктонных сообществ // Вопросы радиационной безопасности. – 2011. – № 2. – С. 24 – 36.
- Определитель пресноводных водорослей СССР. Т. 1-14. – М.-Л.: Изд-во АН СССР, 1951-1986 гг.
- Садчиков А.П. Методы изучения пресноводного фитопланктона. – Москва: Университет и школа, 2003. – 157 с.
- Трифорова И.С. Экология и сукцессия озерного фитопланктона. – Ленинград: Наука, 1990. – 184 с.
- Царенко П.М. Краткий определитель хлорококковых водорослей Украинской ССР. – Киев: Наукова думка, 1990. – 207 с.
- Шитиков В.К., Розенберг Г.С., Зинченко Т.Д. Количественная гидроэкология: методы системной идентификации. – Тольятти: ИЭВБ РАН, 2003. – 463 с.
- Komarek J., Anagnostidis K. Cyanoprokaryota. 2<sup>nd</sup> Part: Oscillatoriales. – Munchen: Elsevier GmbH, 2005. – 760 p.
- Wilson R.C., Vives i Batlle J., Watts S.J. et al. An approach for the assessment of risk from chronic radiation to populations of phytoplankton and zooplankton // Radiat Environ Biophys. – 2010. – Vol. 49. – P. 87–95.

# АНАЛИЗ КАРИОТИПА ПОПУЛЯЦИИ *CH. PLUMOSUS*, ОБИТАЮЩЕЙ В ВОДОЕМЕ-ХРАНИЛИЩЕ ЖИДКИХ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ. ПИЛОТНЫЕ ИССЛЕДОВАНИЯ

Н.А.Обвинцева<sup>1</sup>, В.В. Голыгина<sup>2</sup>

<sup>1</sup>ФГУН «Уральский научно – практический центр радиационной медицины» ФМБА РФ

г. Челябинск, 454076, ул. Воровского, 68А, корп. 2, телРоссия, n\_obvintseva@mail.ru

<sup>2</sup>Институт цитологии и генетики СО РАН г. Новосибирск, 630090, пр.Акад. Лаврентьева,10, Россия

Специальные промышленные водоемы Теченского каскада (ТКВ), содержащие низкоактивные жидкие отходы ПО «Маяк» (Челябинская область), являются потенциальным источником радиоактивного загрязнения реки Теча в случае возникновения крупномасштабной аварийной ситуации природного или техногенного характера (Глаголенко, 2007). Обитатели этих водных экосистем на протяжении многих генераций испытывают радиационное воздействие разного уровня интенсивности. В связи с накоплением радионуклидов в иловых отложениях наибольшему дозовому воздействию подвергаются бентосные организмы и гидробионты, ведущие придонный образ жизни (Пряхин, 2011).

В настоящее время в водной радиобиологии приобретают широкое применение цитогенетические методы, позволяющие изучать непосредственное действие радиационного и химического фактора на геном организма. В качестве модели для исследования генетических эффектов физических и химических факторов используются личинки хирономид (Diptera, Chironomidae) (Кикнадзе, 1996). Хирономиды – это процветающее в современных условиях семейство насекомых, имеющее повсеместное распространение. Личинки хирономид живут на дне водоёмов разных типов, участвуют в процессах самоочищения воды и служат кормом для разных видов рыб. Личинки хирономид способны концентрировать в себе радионуклиды и различные химические вещества, попадающие в результате антропогенного воздействия в донные отложения водоёмов (Клишко, 2005).

Важным преимуществом хирономид является наличие у них гигантских политенных хромосом, что позволяет проводить цитогенетический анализ и оценивать последствия воздействий химических и физических факторов на хромосомном уровне.

Целью настоящей работы было проведение пилотных исследований по оценке инверсионного полиморфизма хирономид в радиоактивно-загрязненном водоеме В-4 Теченского каскада ПО «Маяк».

Объектом исследования служили личинки *Ch. plumosus* IV-возраста, собранные в конце мая - начало июня в водоёмах: Шершнёвское водохранилище и водоём-хранилище жидких радиоактивных отходов ПО «Маяк» В-4 («Метлинский пруд») в 2010 г. Водоём В-4 находится в санитарно-защитной зоне ПО «Маяк» и входит в состав Теченского каскада водоемов (Глаголенко, 2007).

В качестве контроля использовали личинок хирономид из Шершнёвского водохранилища, которое представляет собой искусственный водоём, расположенный на реке Миасс и предназначенный для питьевого водоснабжения г.Челябинска и городов спутников. Вода водохранилища соответствует требованиям, предъявляемым к водоемам-источникам питьевого водоснабжения.

Личинок хирономид собирали по общепринятой методике. После сбора личинок фиксировали в спирт-уксусной смеси (3:1). Давленные препараты окрашивали ацетоорсеином по стандартной методике (Кикнадзе, 1991). При анализе структуры хромосом *Chironomus plumosus* использовали хромосомную карту, предложенную Максимовой (1976) и уточнённую Шобановым (1994). В пилотном исследовании было проанализировано 9 личинок хирономид *Chironomus plumosus* из Шершнёвского водохранилища и 15 личинок *Chironomus plumosus* из водоема В-4.

Характеризуя популяции *Chironomus plumosus* в двух водоёмах, учитывали долю гетерозиготных по инверсиям особей от общего числа исследованных особей в выборке (%) и среднее число гетерозиготных инверсий на особь в выборке. Соответствие частот встречаемости генотипических комбинаций распределению Харди-Вайнберга было проведено с помощью критерия  $\chi^2$ .

Содержание радионуклидов в воде и донных отложениях исследуемых водоемов приведены в табл. 1. По гидрохимическим показателям в водоёме В-4 следует отметить высокое содержание фосфатов, ионов аммония, кроме того, регистрируются очень высокие значения химического и

биохимического потребления кислорода, что характерно для водоемов с органическим загрязнением (табл. 2).

**Таблица 1.** Удельная активность радионуклидов в воде и донных отложениях исследуемых водоемов, 2010 г.

Радионуклиды	Водоемы			
	ШВ		В-4	
	Вода, Бк/дм <sup>3</sup>	Донные отложения, Бк/кг сухой массы	Вода, Бк/дм <sup>3</sup>	Донные отложения, Бк/кг сухой массы
<sup>3</sup> H	$3.7 \times 10^0$	-	$4.90 \times 10^3$	-
<sup>60</sup> Co	-	-	$9.43 \times 10^{-1}$	$1.51 \times 10^5$
<sup>90</sup> Sr	$1.9 \times 10^{-2}$	$3.3 \times 10^1$	$4.67 \times 10^3$	$2.46 \times 10^6$
<sup>137</sup> Cs	$1.7 \times 10^{-2}$	$1.7 \times 10^1$	$4.92 \times 10^2$	$1.50 \times 10^7$
<sup>234</sup> U	$4.0 \times 10^{-2}$	$2.0 \times 10^0$	$3.70 \times 10^{-1}$	$1.85 \times 10^1$
<sup>238</sup> U	$2.0 \times 10^{-2}$	$1.0 \times 10^0$	$2.60 \times 10^{-1}$	$1.30 \times 10^1$
<sup>238</sup> Pu	-	-	$2.53 \times 10^0$	$2.48 \times 10^5$
<sup>239, 240</sup> Pu	-	-	$2.08 \times 10^0$	$2.44 \times 10^5$
<sup>241</sup> Pu	-	-	$5.27 \times 10^0$	$1.04 \times 10^5$
<sup>241</sup> Am	-	-	$2.94 \times 10^0$	$3.34 \times 10^5$

Примечание: ШВ – Шершневское водохранилище; «-» - показатель не определяли

**Таблица 2.** Химический состав воды исследуемых водоемов, 2009 г.

Показатель	Водоёмы	
	ШВ	В-4
рН	7.4	9.1
Хлориды, мг/л	9.2	46.2
Сульфаты, мг/л	15.0	47.3
Нитраты, мг/л	0.2	0.3
Нитриты, мг/л	0.02	0.02
Фосфаты, мг/л	0.07	1.65
Аммоний, мг N /л	0.67	0.39
Сухой остаток, мг/л	-	418
Минеральный остаток, мг/л	181	283
Кислород, мг/л	7.8	8.9
Окисляемость перм., мг O <sub>2</sub> /л	6.0	15.0
БПК <sub>5</sub> , мг/л	3.3	27.9
Ca, мг/л	35.9	36.6
Mg, мг/л	21.0	26.2
Na, мг/л	-	50.7
K, мг/л	-	4.0

Примечание: «-» нет данных; ШВ – Шершневское водохранилище

Расчётная мощность дозы для хирономид, обитающих в донных отложениях водоема В-4, составляет 138 мГр/сут, а для хирономид Шершнёвского водохранилища –  $1.99 \times 10^{-2}$  мГр/сут (Пряхин, 2011).

На данном этапе работы в исследуемых нами популяциях *Chironomus plumosus* было обнаружено 12 стандартных последовательностей дисков в поличенных хромосомах (таблица 3). Было выявлено, что для популяции *Chironomus plumosus* из Шершнёвского водохранилища характерна мономорфная структура хромосом по плечам А, В, Е, F и G, по сравнению с популяцией, обитающей в водоёме В-4. В этой популяции мономорфными являются только 3 плеча: D, F и G. Доля особей с гетерозиготными инверсиями в шершнёвской популяции *Chironomus plumosus* составляет 20 %, а в водоёме В-4 – 80 %. Среднее число гетерозиготных инверсий на особь в Шершнёвском водохранилище составляет 0.2, а в водоёме В-4 – 1.

**Таблица 3.** Частота встречаемости последовательности дисков в двух популяциях *Chironomus plumosus*

Последовательности дисков	Шершнёвское водохранилище	Водоём В-4
	n=9	n=15
plu A1	0	0.23
plu A2	1	0.77
H <sub>ob</sub>	0	0.07*
H <sub>ex</sub>	0	0.36
plu B1	0	0.3
plu B2	1	0.7
H <sub>ob</sub>	0	0.47
H <sub>ex</sub>	0	0.42
plu C1	0.94	0.73
plu C2	0.06	0.27
H <sub>ob</sub>	0.11	0.4
H <sub>ex</sub>	0.1	0.39
plu D1	0.94	1
plu D2	0.06	0
H <sub>ob</sub>	0.11	0
H <sub>ex</sub>	0.1	0
plu E1	1	0.97
plu E2	0	0.03
H <sub>ob</sub>	0	0.07
H <sub>ex</sub>	0	0.06
plu F1	1	1
plu G1	1	1

Примечание: n – число исследованных личинок; H<sub>ob</sub> – наблюдаемая гетерозиготность; H<sub>ex</sub> – ожидаемая гетерозиготность; \*- статистически достоверные отличия при p≤0.05

Таким образом, впервые предпринята попытка описать структуру хромосом личинок *Chironomus plumosus*, обитающих в водоёме В-4 ТКВ ПО «Маяк». Проведенные пилотные исследования позволяют предположить, что воздействие радиационного и химического факторов, характерных для водоема В-4, приводят к увеличению в популяции хирономид доли особей с гетерозиготными инверсиями по сравнению с популяцией *Chironomus plumosus*, обитающей в водоёме сравнения (Шершнёвское водохранилище). Для верификации этого предположения необходимо дальнейшее проведение исследований для увеличения объема выборки как в водоеме В-4, так и в водоеме сравнения.

#### Список литературы.

- Глаголенко Ю.В., Дрожко Е.Г., Мокров Ю.Г. Особенности формирования радиоактивного загрязнения р. Теча // Вопросы радиационной безопасности. – 2007. – № 2. – С. 27-36.
- Кикнадзе И.И., Истомина А.Г., Гундерина Л.И. и др. Кариофонды хирономид криолитозоны Якутии. – Новосибирск: Наука. Сиб. изд. фирма РАН, 1996. – 166 с.
- Кикнадзе И.И., Шилова А.И., Керкис И.Е. и др. Кариотипы и морфология личинок трибы *Chironomini*. Атлас. – Новосибирск: Наука, 1991. – 113 с.
- Клишко О.К., Авдеев Д.В., Зазулина В.Е., Борзенко С.В. Роль хирономид (Diptera, Chironomidae) в биологической миграции химических элементов в экосистеме антропогенных водоёмов // Чтения памяти В.Я. Леванидова. – 2005. – №3. – С. 360-367.
- Максимова Ф.Л. К вопросу о кариотипе *Chironomus plumosus* L. Усть-Ижорской природной популяции Ленинградской области // Цитология. – 1976. – Т.18. – №10. – С. 1264-1269.
- Пряхин Е.А., Тряпицына Г.А., Дерябина Л.В. и др. Современное состояние экосистем водоемов В-11, В-10, В-4, В-17 и В-9 ПО «Маяк» // Вопросы радиационной безопасности. – 2011. – № s2. – С. 5-23.
- Шобанов Н.А. Кариофонд *Chironomus plumosus* (L.) (Diptera, Chironomidae). I. Стандартизация дисков политенных хромосом в системе Максимовой // Цитология. – 1994. – №36 (1). – С. 117-122.

## ХАРАКТЕРИСТИКА ЗООПЛАНКТОНА ВОДОЁМОВ С РАЗНЫМ УРОВНЕМ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ

Д.И. Осипов

ФГУН «Уральский научно-практический центр радиационной медицины» ФМБА России  
454076, г. Челябинск, Воровского, 68А, корп. 2; e-mail: osipov\_d@list.ru

Существующие данные о воздействии ионизирующей радиации на зоопланктон в основном сводятся к результатам лабораторных исследований радиочувствительности отдельных видов планктонных животных. В работах, посвященных изучению состояния зоопланктонных сообществ в условиях многолетнего радиационного воздействия, объектом исследования почти всегда является планктон водных объектов с относительно невысоким уровнем радиоактивного загрязнения.

В зоне санитарной охраны производственного объединения «Маяк» расположен целый ряд водоёмов, гидробиоценозы которых несколько десятков лет испытывают высокую радиационную нагрузку. Большой диапазон уровней радиоактивного загрязнения предоставляет уникальную возможность для изучения экосистем в ряду водоёмов с увеличивающимся воздействием радиационного фактора.

В настоящее исследование были включены водоёмы Теченского каскада ПО «Маяк» (В-11, В-10 и В-4) и водоёмы-хранилища среднеактивных радиоактивных отходов В-17 – «Старое болото» и В-9 – оз. Карачай. Морфометрические показатели исследуемых водоёмов приведены в таблице 1. В качестве водоёма сравнения использовали малопроточную часть Шершнёвского водохранилища, г. Челябинск. Пробы отбирали в период с июня по август 2009 и 2010 гг.

**Таблица 1.** Морфометрические показатели исследуемых водоёмов

Параметры	В-11	В-10	В-4	В-17	В-9	Шершнёвское водохранилище
Площадь зеркала, км <sup>2</sup>	44.2*	18.6*	1.3*	0.13	0.07	39.1*
Объем, млн. м <sup>3</sup>	230*	82.5*	4.0*	0.36	0.16	176.5*
Наибольшая глубина, м	12.3*	9.3*	3.5*	6.5	5.2	14.1*
Средняя глубина, м	5.2*	4.4*	3.1*	2.8	2.2	4.5*

Примечание: \* - при нормальном подпорном уровне

Отбор и обработку проб зоопланктона проводили в соответствии с руководством (Абакумов, 1992). Определение таксономической принадлежности организмов проводили с помощью соответствующих определителей (Кутикова, 1970; Определитель..., 1994). Определение биомассы зоопланктонных организмов проводили согласно Методическим рекомендациям... (1982). Также был рассчитан ряд биотических индексов.

Параллельно с отбором проб зоопланктона были отобраны пробы воды для гидрохимического анализа и пробы воды, донных отложений и планктона для определения содержания радионуклидов в различных компонентах экосистем водоёмов. Для расчёта мощностей поглощённой дозы использовался программный комплекс ERICA Assessment Tool 1.0 May 2009.

Для определения достоверности различий средних значений показателей зоопланктона в разных водоёмах использовались непараметрические критерии Колмогорова-Смирнова и Вилкоксона-Манна-Уитни. Для выявления связей показателей зоопланктонных сообществ исследуемых водоёмов проводился корреляционный анализ по Спирмену. Во всех случаях нулевую гипотезу отклоняли при  $p \leq 0.05$ . Определение вида зависимости параметров зоопланктонного сообщества от радиационного и химического фактора проводили с помощью регрессионного анализа. Для аппроксимации зависимости применялись линейная и нелинейная регрессии. В качестве функции потерь во всех случаях использовали сумму квадратов отклонений. Коэффициенты нелинейной регрессии подбирали методом Левенберга-Маркара. Кластерный анализ проводили методом k-средних с предварительной редукцией переменных по результатам факторного анализа методом главных компонент. Число факторов определяли с помощью критерия каменистой осыпи Кэттеля. Для получения матрицы нагрузок использовали вращение по методу варимакс.

**Характеристика техногенного загрязнения исследуемых водоёмов.** Результаты химического анализа воды исследуемых водоёмов приведены в таблице 2. По гидрохимическим показателям следует отметить высокое содержание фосфатов в воде и очень высокие значения перманганатной окисляемости и биохимического потребления кислорода в водоёме В-4. Для водоёма В-10 отмечено высокое содержание сульфатов и повышенный уровень содержания фосфатов. Высокое содержание сульфатов характерно в еще большей степени для водоёма В-11. По показателям химического состава воды водоёмов В-9 и В-17 следует отметить крайне высокое содержание нитратов. В водоёме В-17 наблюдается также высокое содержание нитритов и значительное - сульфат-ионов.

**Таблица 2.** Химический состав воды исследуемых водоёмов в 2009 г.

Показатель	Водоём					
	В-11	В-10	В-9	В-4	В-17	Шершнёвское водохранилище
Хлориды, мг/л	78.2	61.1	32.2	46.2	60.0	9.2
Сульфаты, мг/л	506.0	294.3	86.2	47.3	120.5	15.0
Нитраты, мг/л	2.1	1.2	4400.0	0.3	2781.4	0.2
Фосфаты, мг/л	0.07	0.64	0.025	1.65	0.025	0.07
Окисл. перм., мг O <sub>2</sub> /л	6.5	9.4	9.9	15.0	7.5	6.0
БПК <sub>5</sub> , мг/л	2.5	2.8	-	27.9	-	3.3

Примечание: «-» нет данных

Результаты определения содержания радионуклидов в различных компонентах экосистем исследуемых водоёмов приведены в таблице 3. В настоящее время радиоактивное загрязнение водоёмов определяется преимущественно <sup>137</sup>Cs и <sup>90</sup>Sr.

**Таблица 3.** Содержание радионуклидов в воде исследуемых водоёмов в 2009 г., Бк/л

Радионуклид	Водоём						
	В-11	В-10	В-4	В-17	В-9	ШВ	Лог-2
<sup>90</sup> Sr	1.4Ч10 <sup>3</sup>	3.3Ч10 <sup>3</sup>	4.7Ч10 <sup>3</sup>	1.4Ч10 <sup>5</sup>	6.5Ч10 <sup>6</sup>	1.9Ч10 <sup>-2</sup>	8.3Ч10 <sup>-1</sup>
<sup>137</sup> Cs	3.0Ч10 <sup>0</sup>	3.5Ч10 <sup>1</sup>	4.9Ч10 <sup>2</sup>	3.7Ч10 <sup>4</sup>	1.6Ч10 <sup>7</sup>	1.7Ч10 <sup>-2</sup>	3.2Ч10 <sup>0</sup>
<sup>3</sup> H	7.8Ч10 <sup>2</sup>	3.4Ч10 <sup>3</sup>	4.9Ч10 <sup>3</sup>	1.6Ч10 <sup>6</sup>	1.3Ч10 <sup>5</sup>	3.7Ч10 <sup>0</sup>	-
<sup>241</sup> Am	1.6Ч10 <sup>-1</sup>	6.0Ч10 <sup>1</sup>	2.9Ч10 <sup>0</sup>	4.9Ч10 <sup>1</sup>	1.0Ч10 <sup>3</sup>	-	-
<sup>60</sup> Co	1.4Ч10 <sup>-2</sup>	9.4Ч10 <sup>-2</sup>	9.4Ч10 <sup>-1</sup>	4.4Ч10 <sup>-1</sup>	2.8Ч10 <sup>4</sup>	-	-
<sup>238</sup> Pu	5.5Ч10 <sup>-2</sup>	1.4Ч10 <sup>-1</sup>	2.5Ч10 <sup>0</sup>	1.7Ч10 <sup>1</sup>	5.2Ч10 <sup>2</sup>	-	-
<sup>239, 240</sup> Pu	4.5Ч10 <sup>-2</sup>	1.1Ч10 <sup>-1</sup>	2.1Ч10 <sup>0</sup>	1.7Ч10 <sup>1</sup>	5.2Ч10 <sup>2</sup>	-	-
<sup>241</sup> Pu	-	4.5Ч10 <sup>-1</sup>	5.3Ч10 <sup>0</sup>	1.7Ч10 <sup>1</sup>	-	-	-
<sup>234</sup> U	-	5.1Ч10 <sup>-1</sup>	3.7Ч10 <sup>-1</sup>	1.9Ч10 <sup>1</sup>	5.2Ч10 <sup>2</sup>	4.0Ч10 <sup>-2</sup>	-
<sup>238</sup> U	-	3.6Ч10 <sup>-1</sup>	2.6Ч10 <sup>-1</sup>	1.1Ч10 <sup>1</sup>	5.2Ч10 <sup>2</sup>	2.0Ч10 <sup>-2</sup>	-

Примечание: «-» нет данных

Значения мощности поглощенной дозы на зоопланктон приведены в таблице 4. Основная часть дозовой нагрузки обусловлена внутренним облучением. Для зоопланктона основными дозообразующими радионуклидами в водоёмах В-10 и В-11 является <sup>90</sup>Sr, в водоёме В-4 – <sup>241</sup>Am, <sup>238</sup>Pu, <sup>137</sup>Cs и <sup>90</sup>Sr, в водоёме В-17 – <sup>241</sup>Am, в водоёме В-9 – <sup>137</sup>Cs.

**Таблица 4.** Расчётные значения мощности поглощенной дозы для зоопланктона исследуемых водоёмов и водоёмов сравнения, мкГр/ч

Водоём	Внешнее облучение	Внутреннее облучение	Суммарная мощность дозы
В-11	7.2×10 <sup>-1</sup>	2.6×10 <sup>1</sup>	2.7×10 <sup>1</sup>
В-10	1.7×10 <sup>0</sup>	6.6×10 <sup>1</sup>	6.8×10 <sup>1</sup>
В-4	3.7×10 <sup>1</sup>	1.5×10 <sup>2</sup>	1.9×10 <sup>2</sup>
В-17	4.7×10 <sup>2</sup>	1.2×10 <sup>3</sup>	1.7×10 <sup>3</sup>
В-9	1.2×10 <sup>5</sup>	4.0×10 <sup>4</sup>	1.6×10 <sup>5</sup>
ШВ	1.6×10 <sup>-5</sup>	7.7×10 <sup>-2</sup>	7.7×10 <sup>-2</sup>

Примечание: «-» - нет данных; ШВ – Шершнёвское водохранилище

**Характеристика зоопланктонных сообществ исследуемых водоёмов.** Основные показатели развития зоопланктона исследуемых водоёмов приведены в таблице 5.

**Таблица 5.** Основные показатели развития зоопланктона исследуемых водоёмов

Водоём	Число видов	Биомасса, г/м <sup>3</sup>	Индекс Шеннона
ШВ	10.1±1.1 (6-15)	10±3 (0-30)	2.36±0.21 (1.45-3.20)
В-11	9.2±0.5 (8-10)	11±5 (1-29)	2.1±0.3 (1.2-2.9)
В-10	9.4±0.4 (7-11)	3.4±1.1 (0.4-12.3)	2.23±0.06 (1.88-2.57)
В-4	9.2±1.1 (6-13)	2.6±1.1 (0.0-6.3)	2.25±0.13 (1.88-2.55)
В-17	3.78±0.28 (2-5)	0.87±0.30 (0.01-2.85)	1.16±0.11 (0.46-1.51)
В-9	1.50±0.29 (1-2)	0.0155±0.0028 (0.0094-0.0229)	0

**Видовое разнообразие зоопланктона.** Зоопланктон Шершнёвского водохранилища характеризовался наибольшим видовым разнообразием: всего было отмечено 14 видов кладоцер, 6 видов копепод, 29 видов коловраток. В водоёме В-10 коловраток было обнаружено 14 видов, кладоцер и копепод - по 11 видов. Зоопланктон водоёма В-11 характеризовался относительно небольшим видовым разнообразием: всего было отмечено 7 видов кладоцер, 4 видов копепод, 6 форм коловраток. В водоёме В-4 в 2009 г. найдено 5 видов коловраток и по одному виду кладоцер и копепод; в 2010 г. коловраток было обнаружено 10 видов, кладоцер – 4 вида, копепод - 3 вида. В пробах зоопланктона из водоёма В-17, отобранных в 2009 г., найдено 8 видов коловраток; 3 вида ветвистоусых и 2 вида копепод отмечены лишь однажды; в 2010 г. здесь было найдено 5 видов коловраток, ветвистоусых и веслоногих ракообразных найдено не было. В водоёме В-9 отмечено экстремально низкое видовое разнообразие. Всего в пробах зоопланктона было найдено 3 вида коловраток.

**Количественное развитие зоопланктона.** Водоёмы В-11, В-10 и В-4, несмотря на специфические радиационные и гидрохимические условия, не уступают по показателям количественного развития зоопланктона водоёму сравнения. Меньшая биомасса отмечена для зоопланктона водоёмов В-17 и В-9. В водоёме В-17 наблюдается относительно развитое сообщество планктонных организмов, в котором присутствуют как мирные фильтраторы (*Brachionus*, *Hexarthra*, *Polyarthra*), так и факультативные хищники (*Asplanchna brightwellii* Gosse). Виды, достигающие значительного развития, относятся к эвригалинным либо галофильным, обладают высокой устойчивостью к действию различных токсикантов и повышенному содержанию биогенов (Марк, 2005). Зоопланктон водоёма В-9 в 2009 г. представлял собой монокультуру коловраток *Brachionus calyciflorus* Ehrenberg, в августе 2010 г. зоопланктон так же представлял собой ротиферную монокультуру, но абсолютным доминантом являлись коловратки более мелкого вида - *Hexarthra fennica* (Levander). Подавляющее развитие одного единственного вида на фоне незначительного количества еще нескольких видов, отмеченное в водоёмах В-17 и В-9 характерно для крайне неблагоприятных местообитаний.

**Характеристика зоопланктона исследуемых водоемов по биотическим индексам.** По биотическим индексам водоёмы В-11, В-10 и Шершнёвское водохранилище не имеют значимых различий. В водоёме В-4 отмечается значительная роль коловраток в образовании биомассы, и относительно небольшая средняя масса особи, что может рассматриваться как проявление ответной реакции зоопланктонного сообщества на техногенное загрязнение. Низкие значения индекса выравниваемости экологических сообществ Пиелу говорят об относительном упрощении структуры сообщества и ослаблении связей между его отдельными компонентами. Вместе с тем, отмечаются довольно высокие значения индекса видового богатства Маргалефа в промышленном водоёме, что обычно расценивается как признак благополучия сообщества. В промышленных водоёмах В-17 и В-9 отмечаются низкие значения средней массы особей. Для водоёма В-9 и водоёма В-17 в июне 2009 г характерны крайне низкие значения индекса Шеннона, что говорит об упрощении связей в сообществе.

**Анализ зависимости показателей зоопланктонного сообщества от мощности поглощенной дозы.** Для описания зависимости показателей развития зоопланктонного сообщества от мощности поглощённой дозы подходящей представляется следующая формула:

$$y=a-(a-b)/(1+(x/c)^d)$$

где у– значение показателя,  $x=\ln(P+1)$ , Р– мощность поглощённой дозы, мкГр/час, а–максимальное значение показателя, b – минимальное значение показателя, с – логарифм мощности поглощённой дозы, вызывающей полумаксимальный отклик, d – коэффициент, определяющий наклон графика функции.



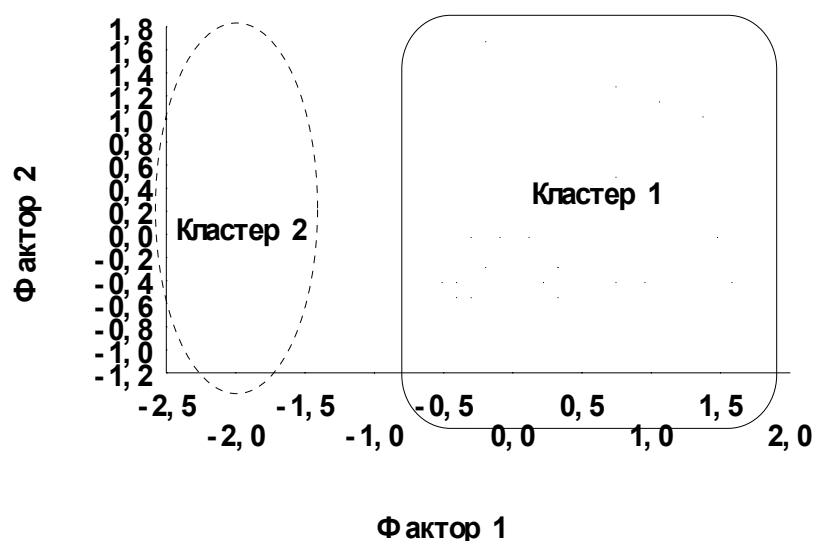
Наиболее полно и достоверно с помощью используемой функции описываются зависимости числа видов зоопланктонных организмов, доли *Copepoda* в числе видов, индекса Шеннона и индекса видового богатства Маргалефа от логарифма мощности поглощённой дозы (таблица 6).

**Таблица 6.** Параметры уравнений зависимости показателей развития зоопланктона от мощности поглощённой дозы  $y=a-(a-b)/(1+(x/c)^d)$ ,  $b=0$

Показатель развития зоопланктона (y)	a	c	d	R <sup>2</sup>	F (3, 40)	p
Число видов в пробе	9.8	7.03	-7.346	0.71	248.19	<0.01
Доля <i>Copepoda</i> в числе видов	0.210	5.361	-95.710	0.88	359.86	<0.01
Индекс видового богатства Маргалефа	1.91	5.33	-3.323	0.72	182.29	<0.01
Индекс Шеннона	2.25	7.4	-30	0.75	323.69	<0.01

Мощности поглощённой дозы, приводящие к 5 %-ному изменению показателей, - максимальные приемлемые уровни воздействия - находятся в пределах  $5.84 \cdot 10^1$ - $6.54 \cdot 10^2$  мкГр/час.

Для оценки совместного действия радиационного и химического факторов, а также количества корма на показатели развития зоопланктона был проведен многофакторный регрессионный анализ. Достоверные зависимости получены для зависимости числа видов, индексов Шеннона и Маргалефа от мощности поглощенной дозы и минерализации воды. Оба фактора оказывают сопоставимое влияние на число видов на станции; значения индексов Маргалефа и Шеннона сильнее зависят от мощности поглощенной дозы, чем от минерализации. Необходимо учитывать, что в изученном ряду водоёмов мощность поглощённой дозы тесно коррелирует с уровнем минерализации. Таким образом, установление вклада химического и радиационного факторов в изменение показателей, характеризующих зоопланктонное сообщество, требует дальнейшего изучения.



Шершнёвское водохранилище В-11 В-10 В-4

**Рис.** Категоризованная диаграмма рассеяния для 2 кластеров исследуемых водоёмов

Кластерный анализ проводился для решения задачи объединения водоёмов с разными уровнями радиоактивного загрязнения в группы, в пределах которых не регистрировалось бы существенных различий параметров, характеризующих структуру зоопланктонного сообщества. Предварительно был проведён факторный анализ методом главных компонент для сведения всех показателей к небольшому числу факторов. В результате было выделено два фактора. В первый фактор были объединены число видов зоопланктона, доля коловраток в числе видов и биомассе, индекс Маргалефа, индекс Шеннона и средняя масса особи. Во второй фактор включены биомасса зоопланктона и отношение биомасс зоо- и фитопланктона. Таким образом, первый фактор объединил параметры, описывающие структуру сообщества, а второй – параметры количественного развития зоопланктона.

Далее был проведён кластерный анализ методом k-средних. В результате было выделено 2 кластера (рисунок). В первый кластер вошли станции Шершнёвского водохранилища и

промышленных водоёмов В-11, В-10 и В-4. Эти станции характеризовались высокими значениями фактора 1, объединившего показатели структуры сообщества зоопланктонных организмов. Здесь наблюдалось значительное видовое разнообразие, высокие значения индексов Шеннона и Маргалефа, относительно небольшой вклад коловраток в число видов и биомассу зоопланктона. Во второй кластер были объединены станции водоёмов В-17 и В-9, характеризовавшиеся небольшим видовым разнообразием, низкими значениями индексов Маргалефа и Шеннона, абсолютным доминированием коловраток в сообществе и низкими значениями средней массы особи. Показатели количественного развития зоопланктона во втором кластере были сопоставимы с таковыми в кластере 1.

В отдельную группу можно выделить водоёмы В-17 и В-9, в которых из-за экстремальных значений мощности поглощённой дозы для зоопланктёров и, вероятно, высокой минерализации, обусловленной, в первую очередь, нитратами, развивается обеднённое сообщество, состоящее только из коловраток и, в пределе, представляющее собой практически монокультуру. Водоём В-4, несмотря на значительные уровни радиационного воздействия, не может быть отделён по показателям развития зоопланктона от более благополучных водоёмов.

#### Список литературы

- Абакумов В.А. Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем. – СПб: Гидрометеиздат, 1992. – 318 с.
- Кутикова Л.А. Коловратки фауны СССР (Rotatoria). Подкласс Eurotatoria (отряды Ploimida, Monimotrochida, Paedotrochida). – Л.: Наука, 1970. – 744 с.
- Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоёмах: Зоопланктон и его продукция / Под ред. Г.Г. Винберга. – Л.: ГосНИОРХ, 1982. – 34 с.
- Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий. Т.2. Ракообразные / Под ред. С.Я. Цалолыхина. – СПб.: Зоологический институт РАН, 1994 – 340 с.
- Marce R. et al. The zooplankton community in a small, hypertrophic mediterranean reservoir (Foix reservoir, NE Spain) // *Limnetica*. – 2005. – Vol. 24(3-4). – P. 275-294.

### ХАРАКТЕРИСТИКА БИОЦЕНОЗОВ СПЕЦИАЛЬНЫХ ПРОМЫШЛЕННЫХ ВОДОЕМОВ-ХРАНИЛИЩ ЖИДКИХ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ ПО «МАЯК»

Е.А. Пряхин<sup>1</sup>, Г.А. Тряпицына<sup>1</sup>, Л.В. Дерябина<sup>1</sup>, В.А. Костюченко<sup>1</sup>, П. М. Стукалов<sup>2</sup>  
И.А. Иванов<sup>2</sup>, Ю.Г. Мокров<sup>2</sup>, А.В. Аклеев<sup>2</sup>

<sup>1</sup> ФГУН «Уральский научно-практический центр радиационной медицины» ФМБА России, 454076, Челябинск, ул. Воровского, 68А, корп. 2, Россия, [pryakhin@yandex.ru](mailto:pryakhin@yandex.ru)

<sup>2</sup> ФГУП «ПО «Маяк», 456780, г. Озерск, Челябинская обл., ул. Ермолаева, 18, Россия, [cpl@po-mayak.ru](mailto:cpl@po-mayak.ru)

В 2009 г. выполнены исследования водоемов-хранилищ жидких радиоактивных отходов Производственного объединения «Маяк» (ПО «Маяк»): водоемов Теченского каскада В-4, В-10, В-11; водоема В-17 («Старое болото») и водоема В-9 (оз. Карачай) (Пряхин с соавт., 2011). Экологическое состояние исследуемых водоемов оценивали по показателям химического состава воды; содержания радионуклидов в воде, донных отложениях, биоте; состояние биоценозов оценивали по показателям фитопланктона, зоопланктона, бактериопланктона, зообентоса, ихтиофауны. Мощности поглощенных доз для гидробионтов были рассчитаны с использованием программного комплекса ERICA Assessment Tool 1.0 May 2009.

Результаты гидрохимического анализа показывают, что сухой остаток в водоемах В-11, В-10, В-4, В-17 и В-9 составил соответственно 1186, 890, 445, 3929, 6800 мг/л. Для водоема В-11 и В-10 минеральный остаток определялся, преимущественно, наличием сульфат-ионов в воде; для водоемов В-17 и В-9 – высоким содержанием нитрат-ионов в воде. В ряду водоемов В-11, В-10, В-4 регистрировалось повышение содержания органических веществ – показателей перманганатной и бихроматной окисляемости, БПК<sub>5</sub>, концентрации фосфатов.

Результаты определения удельной активности радионуклидов в компонентах экосистем исследуемых водоемов показали следующее. Содержание <sup>137</sup>Cs в воде водоемов ТКВ возрастает практически на порядок в ряду В-11 → В-10 → В-4, начиная со значения 3.0 Бк/л (В-11); в воде водоема В-17 содержание <sup>137</sup>Cs было на два порядка выше, чем в воде В-4, а в воде В-9 на три

порядка выше, чем в В-17 (таблица 1). Содержание  $^{90}\text{Sr}$  в воде исследуемых водоемов имело меньший градиент: в водоемах В-11, В-10 и В-4 средняя по акватории удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  равнялась соответственно  $1.4 \cdot 10^3$ ;  $3.3 \times 10^3$ ;  $4.7 \cdot 10^3$  Бк/л, в водоемах В-17 и В-9 соответственно –  $1.4 \cdot 10^5$  и  $6.5 \cdot 10^6$  Бк/л. В воде всех исследуемых водоемов наблюдалось высокое содержание  $^3\text{H}$ , присутствие альфа-излучающих радионуклидов  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{238}\text{Pu}$ ,  $^{239,240}\text{Pu}$ .

**Таблица 1.** Средние по акватории значения объемной активности радионуклидов в воде исследуемых водоемов

Водо-емы	Радионуклиды, Бк/л							
	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$	$^3\text{H}$	$^{234}\text{U}$	$^{238}\text{U}$	$^{241}\text{Am}$	$^{238}\text{Pu}$	$^{239,240}\text{Pu}$
В-11	$3.0 \cdot 10^0$	$1.4 \cdot 10^3$	$7.8 \cdot 10^2$	–	–	$1.6 \cdot 10^{-1}$	$5.5 \cdot 10^{-2}$	$4.5 \cdot 10^{-2}$
В-10	$3.5 \cdot 10^1$	$3.3 \cdot 10^3$	$3.4 \cdot 10^3$	$5.1 \cdot 10^{-1}$	$3.6 \cdot 10^{-1}$	$6.0 \cdot 10^{-1}$	$1.4 \cdot 10^{-1}$	$1.1 \cdot 10^{-1}$
В-4	$4.9 \cdot 10^2$	$4.7 \cdot 10^3$	$4.9 \cdot 10^3$	$3.7 \cdot 10^{-1}$	$2.6 \cdot 10^{-1}$	$2.9 \cdot 10^0$	$2.5 \cdot 10^0$	$2.1 \cdot 10^0$
В-17	$3.7 \cdot 10^4$	$1.4 \cdot 10^5$	$1.6 \cdot 10^6$	$1.9 \cdot 10^1$	$1.1 \cdot 10^1$	$5.0 \cdot 10^1$	$1.7 \cdot 10^1$	$1.7 \cdot 10^1$
В-9	$1.6 \cdot 10^7$	$6.5 \cdot 10^6$	$1.3 \cdot 10^5$	$5.2 \cdot 10^2$	$5.2 \cdot 10^2$	$1.0 \cdot 10^3$	$5.2 \cdot 10^2$	$5.2 \cdot 10^2$

Примечание: «–» - показатель не определяли

Содержание радионуклидов в донных отложениях водоемов В-11, В-10, В-4, В-17 (таблица 2) было выше, чем в воде и составило для  $^{137}\text{Cs}$  соответственно  $2.0 \cdot 10^5$ ;  $1.4 \times 10^6$ ;  $1.5 \cdot 10^7$ ;  $5.6 \cdot 10^7$  Бк/кг сухой массы, для  $^{90}\text{Sr}$  соответственно –  $4.7 \cdot 10^5$ ;  $2.1 \times 10^5$ ;  $2.5 \cdot 10^6$ ;  $2.0 \cdot 10^7$  Бк/кг сухой массы. Для водоема В-9 этот показатель не определяли. Кроме того, в донных отложениях выявлено довольно высокое содержание  $^{60}\text{Co}$ . Следует отметить, что приведенные значения содержания радионуклидов для небольших водоемов В-17 и В-4 отражают среднее содержание радионуклидов в донных отложениях по всей их акватории. Для больших водоемов В-10 и В-11 средние значения были рассчитаны для 5 станций, 3 из которых располагались по старому руслу р. Теча. Поэтому приведенные значения представляются приемлемыми для анализа состояния зообентоса (так как пробы гидробионтов отбирали на тех же станциях), но завышают средние для всей акватории значения содержания радионуклидов в донных отложениях.

**Таблица 2.** Средние значения объемной активности радионуклидов в пробах донных отложений из водоемов В-11, В-10, В-4 и В-17

Водоем	Радионуклиды, Бк/кг сухой массы		
	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{60}\text{Co}$
В-11	$2.0 \cdot 10^5$	$4.7 \cdot 10^5$	$1.5 \cdot 10^3$
В-10	$1.4 \cdot 10^6$	$2.1 \cdot 10^5$	$1.0 \cdot 10^4$
В-4	$1.5 \cdot 10^7$	$2.5 \cdot 10^6$	$1.5 \cdot 10^5$
В-17	$5.6 \cdot 10^7$	$2.0 \cdot 10^7$	$4.7 \cdot 10^4$

В водоеме В-11 более высокие концентрации  $^{137}\text{Cs}$  регистрировались в фитопланктоне ( $2.1 \cdot 10^3$  Бк/кг сырого веса) и зообентосе ( $2.4 \cdot 10^3$  Бк/кг сырого веса) по сравнению с зоопланктоном ( $5.9 \cdot 10^2$  Бк/кг сырого веса) и рыбами ( $3.2 \cdot 10^2$  Бк/кг сырого веса). Наиболее высокое содержание  $^{90}\text{Sr}$  в этом водоеме было выявлено в зоопланктоне ( $1.6 \cdot 10^5$  Бк/кг сырого веса); в фитопланктоне, зообентосе и рыбе значения этого показателя составляли соответственно  $2.1 \cdot 10^4$ ;  $1.0 \cdot 10^4$  и  $4.0 \cdot 10^4$  Бк/кг сырого веса. У представителей всех таксономических групп гидробионтов водоема В-11 содержание  $^{90}\text{Sr}$  в организме было выше, чем  $^{137}\text{Cs}$ . В водоеме В-10 самые высокие концентрации  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  регистрировались в рыбе –  $1.5 \cdot 10^4$  и  $2.3 \cdot 10^5$  Бк/кг сырого веса соответственно, затем в фитопланктоне –  $9.9 \cdot 10^3$  и  $1.1 \cdot 10^5$  Бк/кг сырого веса и зообентосе –  $5.1 \cdot 10^3$  и  $9.8 \cdot 10^3$  Бк/кг сырого веса. В организмах гидробионтов водоема В-10 содержание  $^{90}\text{Sr}$  было несколько выше, чем  $^{137}\text{Cs}$ . В водоеме В-4 были отмечены сопоставимые уровни содержания  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в зоопланктоне и в рыбе, при этом удельная активность этих радионуклидов в гидробионтах была близка по значениям. В водоеме В-17 уровни содержания  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  оказались очень близки для всех групп гидробионтов, исключая рыб (в водоеме отсутствует ихтиофауна) и находились в диапазоне  $1.3 \cdot 10^5$  –  $4.5 \cdot 10^5$  Бк/кг сырого веса.

Самые высокие дозовые нагрузки во всех исследуемых водоемах приходились на фитопланктон и зообентос. При этом увеличение суммарной мощности поглощенной дозы возрастало на порядок в ряду водоемов В-11 → В-10 → В-4 → В-17 → В-9 для фитопланктона от  $5.4 \cdot 10^0$  мГр/сут до  $4.0 \cdot 10^4$  мГр/сут; для зообентоса в ряду водоемов В-11 → В-10 → В-4 → В-17 от  $5.6 \cdot 10^0$  до  $1.1 \cdot 10^3$  мГр/сут. Для зоопланктона исследуемых водоемов (исключая В-10 и В-4, где данный показатель отличался только в два раза) и рыб водоемов В-11, В-10 и В-4 градиент увеличения суммарной мощности поглощенной дозы также составил один порядок.

Развитие фитопланктонных и бактериопланктонных сообществ в водоемах ТКВ В-11, В-10 и В-4 по численности и биомассе весьма характерно для стоячих водоемов с выраженными процессами эвтрофирования. В ряду водоемов В-11, В-10, В-4 регистрировалось повышение содержания радионуклидов, а также органических веществ, что проявлялось в увеличении показателей перманганатной и бихроматной окисляемости, БПК<sub>5</sub>, концентрации фосфатов. По сравнению с водоемом В-11, где мощность поглощенной дозы на фитопланктон составила 230 мГр/час, радиационное воздействие в водоеме В-10 было приблизительно в 4 раза, а в водоеме В-4 – в 20 раз выше. В этой же последовательности водоемов наблюдалось повышение численности и биомассы фитопланктона (Духовная с соавт. 2011). Представляется более вероятным, что это увеличение обусловлено не радиационным воздействием, а, скорее всего, его следует связывать с повышением содержания биогенных элементов в воде водоемов В-10 и В-4, а для водоема В-4 еще и небольшими глубинами. Эти факты позволяют полагать, что уровень техногенного воздействия на фитопланктон, характерный для водоема В-4, не приводит к снижению видового разнообразия и количественного развития, более того, он может приводить к повышению первичной продуктивности.

Дальнейшее повышение техногенного загрязнения радионуклидами и нитратами, характерное для водоема В-17, привело к существенному снижению видового разнообразия фитопланктона. При этом оставшиеся наиболее эвритопные и/или адаптированные виды демонстрировали очень высокие показатели количественного развития: численность фитопланктона в водоеме В-17 была выше в пять-шесть раз, чем в водоеме В-4, а биомасса – на уровне показателей фитопланктона водоемов В-11 и В-10. Численность бактериопланктона в водоеме В-17 была достаточно высокой. Техногенное воздействие на биоту, наблюдаемое в водоеме В-9, привело к редукции фитопланктонного сообщества фактически до монокультуры эвритопного вида цианобактерий *Geitlerinema amphibium* Ag. ex Gom., с его массовым развитием до уровней, сопоставимых с численностью фитопланктона в водоеме В-11 и других водоемах Южного Урала (Духовная с соавт., 2011). Но при этом такая картина сопровождалась снижением продуктивности фитопланктона; численность и биомасса бактерий были меньше, чем в других исследованных водоемах, но составляли величины того же порядка.

Анализ развития зоопланктона в промышленных водоемах ПО «Маяк» показал, что численность планктонных животных в целом была достаточно высокой во всех изученных водоемах, за исключением В-9 (Осипов с соавт., 2011). В зоопланктонном сообществе водоемов В-11, В-10 и В-4 были обнаружены представители основных групп – коловратки (Rotifera), ветвистоусые (Cladocera) и веслоногие (Copepoda) ракообразные. При этом обращает на себя внимание резкое снижение доли ветвистоусых ракообразных в составе зоопланктона водоема В-4, что привело к снижению биомассы зоопланктона в водоеме. Полное исчезновение ветвистоусых и веслоногих ракообразных из состава планктонного сообщества в водоеме В-17 с еще более высокими уровнями техногенного загрязнения связано, очевидно, с большей чувствительностью ракообразных к загрязнению по сравнению с коловратками. Уровни радиационного и химического воздействия, наблюдаемые в водоеме В-9, подавляли развитие и коловраток: уменьшилось число видов, на порядок снизились численность и биомасса по сравнению с показателями для коловраток водоема В-17.

Результаты анализа проб зообентоса показали, что единственной группой донных беспозвоночных, присутствующей во всех изученных водоемах, кроме водоема В-9, где пробы зообентоса не отбирали, являлись личинки комаров – хирономид (Chironomidae). Возможно, такая устойчивость к действию радиоактивного и химического загрязнения объясняется тем, что эти животные проводят в водоеме лишь часть своего жизненного цикла. Олигохеты отсутствовали в наиболее загрязненном водоеме В-17. В то же время, в условиях нарастающего радиационного воздействия в ряду водоемов В-11, В-10 и В-4 они демонстрировали рост численности и биомассы. Такой рост количественных показателей вполне может быть объяснен нарастанием содержания органического вещества в донных отложениях этих водоемов.

Было выявлено, что мелкие брюхоногие моллюски, обитающие на грунте, представители семейств Bithyniidae и Valvatidae, обычные для водоемов разного типа умеренной зоны, в массе присутствовали только в водоеме В-11. В водоеме В-10 и В-4 они полностью отсутствовали. В то же время брюхоногие моллюски, обитающие на растениях, были обнаружены во всех водоемах ТКВ. Что касается двустворчатых моллюсков, то выявлено следующее. Мелкие моллюски семейств Euglesidae и Pisidiidae, у которых весь цикл размножения проходит на дне (яйцеживородящие), сильно снижали свою численность в водоеме В-10 и исчезали в водоеме В-4. Одновременное присутствие крупных двустворчатых моллюсков – беззубок во всех изученных водоемах ТКВ, возможно, объясняется тем, что их личиночные стадии (глохидии) проходят в водной толще – они паразитируют на рыбах.

Ориентируясь на дозы, рассчитанные для хирономид, можно предположить, что лучевая нагрузка на моллюсков, постоянно обитающих на дне водоема В-10, должна быть не менее 670 мкГр/час (16 мГр/сут), а для водоемов В-4 и В-17 – еще выше. Сопоставление собственных результатов с литературными данными (Рябов, 1992) позволило предположить, что критической группой организмов при радиоактивном загрязнении водных экосистем являются мелкие моллюски, обитающие на грунте в течение всего жизненного цикла.

Ихтиологические исследования показали, что уровни техногенного загрязнения водоемов В-17 и В-9 не приемлемы для существования рыб. В водоемах В-11, В-10 и В-4 ТКВ обитали виды рыб, характерные для водоемов Южного Урала (Пряхин с соавт., 2011). Показатели роста плотвы находились в пределах биологических показателей для водоемов данной географической зоны. Увеличение линейно-весовых показателей плотности в возрасте 4+ из водоема В-4 позволило полагать, что скорость роста плотвы, обитающей в этом водоеме, существенно больше, чем в водоемах В-11 и В-10. Как показали результаты количественного развития зоопланктона и зообентоса, в водоеме В-4 кормовая база для плотвы не больше, чем в водоемах В-11 и В-10. Тот факт, что средняя глубина водоема В-4 заметно меньше, чем в других исследуемых водоемах, позволил предположить, что повышение скорости роста животных в водоеме В-4 связано с более благоприятным температурным режимом в этом водоеме. Хотя в литературе имеются данные о том, что однократное рентгеновское облучение рыб в дозе 6 Гр приводило к повышению массы у самок tilapia (*Oreochromis mossambicus* Peters), но не у самцов (Хмилевский с соавт. 1997). Однако в ряде работ было показано, что плотва более эффективно добывает корм при повышении температуры (Линлоккен с соавт. 2010), что, соответственно, реализуется в повышении скорости роста животных. Это делает предположение о роли температуры в повышении массы тела у плотвы из водоема В-4 более вероятным. Проведенные исследования позволяют с уверенностью говорить о том, что радиационное воздействие вплоть до уровней  $7.9 \text{ Ч } 10^2 \text{ мкГр/час}$  ( $7.1 \text{ Гр/год}$ ) не приводит к угнетению жизнедеятельности рыб.

Таким образом, проведенные в 2009 г. исследования водоемов-хранилищ жидких радиоактивных отходов ПО «Маяк» (Челябинская область) позволили сделать следующие заключения. Уровни техногенного радиоактивного загрязнения, характерные для водоема В-11 ТКВ (суммарная бета-активность воды и донных отложений составила  $2.2 \text{ Ч } 10^3 \text{ Бк/л}$  и  $6.7 \text{ Ч } 10^5 \text{ Бк/кг}$  сухой массы соответственно, расчетные значения мощности поглощенной дозы для различных групп гидробионтов составили от  $2.7 \text{ Ч } 10^1 \text{ мкГр/час}$  до  $2.3 \text{ Ч } 10^2 \text{ мкГр/час}$ ) не оказывают существенного влияния на биоту и в целом являются приемлемыми для водных экосистем. В водоеме В-10 ТКВ, где суммарная бета-активность воды и донных отложений составила соответственно  $6.7 \text{ Ч } 10^3 \text{ Бк/л}$  и  $1.6 \text{ Ч } 10^6 \text{ Бк/кг}$ , мощности поглощенной дозы для различных групп гидробионтов от  $6.7 \text{ Ч } 10^1 \text{ мкГр/час}$  до  $8.3 \text{ Ч } 10^2 \text{ мкГр/час}$ , наблюдалось нормальное развитие фитопланктона, зоопланктона, ихтиофауны, но регистрировались изменения в сообществе зообентоса – отсутствовали мелкие моллюски, обитающие на грунте в течение всего жизненного цикла. В водоеме В-4 (суммарная бета-активность воды и донных отложений соответственно  $1.0 \text{ Ч } 10^4 \text{ Бк/л}$  и  $1.8 \text{ Ч } 10^7 \text{ Бк/кг}$ , мощности поглощенной дозы для различных групп гидробионтов от  $1.6 \text{ Ч } 10^2 \text{ мкГр/час}$  до  $5.8 \text{ Ч } 10^3 \text{ мкГр/час}$ ) показатели развития фитопланктона и ихтиофауны не отличались от показателей водоемов В-11 и В-10, однако в зоопланктонном сообществе регистрировалось значительное снижение численности ветвистых и веслоногих ракообразных, а в сообществе зообентоса, также как и в водоеме В-10, отсутствовали мелкие моллюски, обитающие на грунте в течение всего жизненного цикла. В водоеме В-17 (суммарная бета-активность воды и донных отложений соответственно  $1.8 \text{ Ч } 10^6 \text{ Бк/л}$  и  $7.8 \text{ Ч } 10^7 \text{ Бк/кг}$ , мощности поглощенной дозы для различных групп гидробионтов от  $1.3 \text{ Ч } 10^3 \text{ мкГр/час}$  до  $7.1 \text{ Ч } 10^4 \text{ мкГр/час}$ ) наблюдалось полное отсутствие ихтиофауны, снижение видового разнообразия фитопланктона, зоопланктона и зообентоса: для

фитопланктона было характерно массовое развитие цианобактерий, зоопланктон оказался представлен только коловратками, зообентос – только личинками комаров. Во всех перечисленных водоемах показатели развития бактериопланктона находились на уровнях, характерных для стоячих водоемов данной географической зоны. В водоеме В-9, при самых высоких в биосфере уровнях радиоактивного загрязнения естественных водных экосистем (суммарная бета-активность воды составила  $2.3 \cdot 10^7$  Бк/л, расчетные значения мощности поглощенной дозы для различных групп гидробионтов от  $5.0 \cdot 10^4$  мкГр/час до  $1.7 \cdot 10^6$  мкГр/час), было выявлено существование полноценного биоценоза, хотя и сильно редуцированного: отсутствовала ихтиофауна, фитопланктон представлял собой практически монокультуру цианобактерий *Geitlerinema amphibium*, зоопланктон – монокультуру коловраток *Brachionus calyciflorus* Ehrenberg, показатели количественного развития бактериопланктона были ниже, чем в других исследованных водоемах, но составляли величины того же порядка. Поскольку для исследуемых водоемов, помимо радиоактивного загрязнения, характерно и химическое загрязнение (для водоемов В-11 и В-10 преимущественно за счет сульфатов; для водоемов В-10 и В-4 – фосфатов и органических веществ; для водоемов В-17 и В-9 – нитратов), то существует необходимость в экспериментальных исследованиях прояснить вклад химического загрязнения в выявленные эффекты.

#### Список литературы

- Духовная Н.И., Осипов Д.И., Тряпицына Г.А., Пряхин Е.А., Стукалов П.М. Влияние радиоактивного и химического загрязнения водоёмов ПО «Маяк» на состояние фитопланктонных сообществ // Вопросы радиационной безопасности. – 2011. – № 2. – С. 24 – 36.
- Осипов Д.И., Тряпицына Г.А., Стяжкина Е.В., Пряхин Е.А., Стукалов П.М. Влияние радиоактивного загрязнения на зоопланктон пресных водоёмов // Вопросы радиационной безопасности. – 2011. – № 2. – С. 37-49.
- Осипов Д.И., Духовная Н.И., Тряпицына Г.А., Дерябина Л.В., Пряхин Е.А., Стукалов П.М., Иванов И.А. Планктонные сообщества озера Карачай // Вопросы радиационной безопасности. – 2011. – № 2. – С. 50 – 59.
- Пряхин Е.А., Тряпицына Г.А., Дерябина Л.В., Андреев С.С., Духовная Н.И., Осипов Д.И., Обвинцева Н.А., Стяжкина Е.В., Костюченко В.А., Попова И.Я., Акеев А.В., Стукалов П.М., Иванов И.А., Мокров Ю.Г. Современное состояние экосистем водоёмов В-11, В-10, В-4, В-17 и В-9 ПО «Маяк» // Вопросы радиационной безопасности. – 2011. – № 2. – С. 5 – 23.
- Рябов И.Н. Оценка воздействия радиоактивного загрязнения на гидробионтов 30-километровой зоны контроля аварии на Чернобыльской АЭС // Радиационная биология. Радиоэкология. – 1992. – № 32(5). – С. 662-667.
- Chmlevsky D.A., Ivoilov A.A. Effect of X-rays on gametogenesis and growth of tilapia (*Oreochromis mossambicus* Peters). – The IX International Symposium on Tilapia Aquaculture; 1997. – P. 224-236.
- Dukhovnaya N.I., Osipov D.I., Tryapitsina G.A., Deryabina L., Stukalov P.M., Ivanov I.A., Pryakhin E.A. Characteristics of phytoplankton in lake Karachay, a storage reservoir of medium-level radioactive waste // Health Phys. – 2011 in press.
- Linikun A.N., Bergman E., Greenberg L. Effect of temperature and roach *Rutilus rutilus* group size on swimming speed and prey capture rate of perch *Perca fluviatilis* and *R. rutilus* // Journal of Fish Biology. – 2010. – № 76(4). – P. 900-912.

### ОЦЕНКА УРОВНЯ РЕПАРАЦИИ ЯДЕРНОЙ ДНК В КЛЕТКАХ ПЕРИФЕРИЧЕСКОЙ КРОВИ РЫБ ИЗ ВОДОЁМОВ С РАЗНЫМ УРОВНЕМ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ

Е.В. Стяжкина, И.А. Шапошникова

ФГУН «Уральский научно – практический центр радиационной медицины» ФМБА РФ  
г. Челябинск, 454076, Воровского, 68А, корп. 2, Россия, yelena-st@mail.ru

Водоёмы В-11, В-10 и В-4 Теченского каскада водоёмов (ТКВ) находятся в санитарно-защитной зоне Производственного Объединения (ПО) «Маяк» (Челябинская область, Россия) и в течение более 50-ти лет эксплуатируются в качестве водоёмов-хранилищ низкоактивных радиоактивных отходов (Глаголенко, 2007). Рыбы в этих водоёмах на протяжении жизни нескольких генераций подвергаются хроническому радиационному воздействию различной интенсивности. Цитогенетические исследования популяций рыб, длительно обитающих в радиоактивно загрязнённых водоёмах Чернобыльской зоны отчуждения, показали повышение по сравнению с контролем уровня хромосомного мутагенеза (Гудков, 2005), частоты микроядер и частоты деформаций эритроцитов в виде инвагинаций и отростков в наиболее загрязнённых радионуклидами озерах (Гудков,

2010). В работах (Смагин, 1996, 2005) было показано, что хроническое воздействие неблагоприятных факторов на рыб в водоёме В-10 ТКВ привело к снижению цитогенетической стабильности и накоплению в организме хромосомных и генных дефектов.

При хроническом облучении биологические эффекты, особенно на клеточном уровне, определяются одновременно протекающими разнонаправленными процессами: радиационно-индуцированными повреждениями клеточных структур, главным образом ДНК, и процессами репарации этих повреждений. Успешность репарационных процессов в клетках будет в значительной мере определять адаптивные возможности на клеточном, системном, организменном и популяционном уровнях и в целом обеспечивать выживание гидробионтов. В связи с этим целью настоящего исследования являлось оценить с использованием метода ДНК-комет уровень повреждения и репарации ДНК эритроцитов периферической крови у плотвы (*Rutilus rutilus* L.) из водоёмов с разными уровнями радиоактивного загрязнения: В-11, В-10, В-4 ТКВ.

Исследования выполнены в 2009 г. В качестве биологического объекта исследования использовали плотву (*Rutilus rutilus* L.) из радиоактивно-загрязнённых водоёмов В-11, В-10, В-4 ТКВ ПО «Маяк» и плотву из водоёма-сравнения – Шершнёвского водохранилища – источника питьевого водоснабжения г. Челябинска и городов спутников. Отлов рыбы на водоёмах В-11, В-10, В-4 осуществляли набором сетей с размером ячеи 30, 40 и 50 мм. Отбор рыбы на Шершнёвском водохранилище проводили с помощью закидного невода с размером ячеи 16 мм. Состояние ядерной ДНК и уровень репарации оценивали методом ДНК-комет в щелочной среде. Для этого использовали эритроциты периферической крови рыб. Кровь брали из хвостовой вены и разделяли на 2 порции для приготовления препаратов: первая порция служила для определения исходного уровня состояния ядерной ДНК в эритроцитах периферической крови, для чего препараты готовили сразу же после процедуры разведения; вторую порцию использовали для оценки репаративных возможностей в клетках. С этой целью пробу крови подвергали внешнему  $\gamma$ -облучению на установке ИГУР-1 (мощность дозы 73 сГр/мин) в дозе 3 Гр. Готовили два препарата – один сразу же после экспозиции, второй через 2 ч после облучения, в течение которых клетки культивировали для осуществления репарации при  $t = 21^\circ\text{C}$ . Методику ДНК-комет проводили в полном соответствии с протоколом (Олив, 1991). Готовые препараты окрашивали раствором Sytox Green и анализировали на микроскопе Axioskop 50 Neofluor (Carl Zeiss) по 50 клеток на стекло. При анализе комет определяли следующие показатели: длину миграции ДНК (длина хвоста, мкм); долю мигрировавшей ДНК (%); «момент хвоста», который рассчитывается как произведение длины хвоста и доли мигрировавшей ДНК. Оценку достоверности отклонений полученных результатов от контрольного уровня проводили с помощью  $U$ -критерия Манна-Уитни. Различия считали статистически значимыми при  $p < 0.05$ .

**Таблица 1.** Удельная активность радионуклидов в воде исследуемых водоёмов, Бк/дм<sup>3</sup>

Радионуклиды	Водоём			
	ШВ	В-11	В-10	В-4
<sup>3</sup> H	$3.7 \cdot 10^0$	$7.80 \cdot 10^2$	$3.4 \cdot 10^3$	$4.90 \cdot 10^3$
<sup>60</sup> Co	-	$1.42 \cdot 10^{-2}$	$9.4 \cdot 10^{-2}$	$9.43 \cdot 10^{-1}$
<sup>90</sup> Sr	$1.9 \cdot 10^{-2}$	$1.40 \cdot 10^3$	$3.3 \cdot 10^3$	$4.67 \cdot 10^3$
<sup>137</sup> Cs	$1.7 \cdot 10^{-2}$	$3.00 \cdot 10^0$	$3.5 \cdot 10^1$	$4.92 \cdot 10^2$
<sup>234</sup> U	$4.0 \cdot 10^{-2}$	-	$5.1 \cdot 10^{-1}$	$3.70 \cdot 10^{-1}$
<sup>238</sup> U	$2.0 \cdot 10^{-2}$	-	$3.6 \cdot 10^{-1}$	$2.60 \cdot 10^{-1}$
<sup>238</sup> Pu	-	$5.50 \cdot 10^{-2}$	$1.4 \cdot 10^{-1}$	$2.53 \cdot 10^0$
<sup>239, 240</sup> Pu	-	$4.50 \cdot 10^{-2}$	$1.1 \cdot 10^{-1}$	$2.08 \cdot 10^0$
<sup>241</sup> Pu	-	-	$4.5 \cdot 10^{-1}$	$5.27 \cdot 10^0$
<sup>241</sup> Am	-	$1.63 \cdot 10^{-1}$	$6.0 \cdot 10^{-1}$	$2.94 \cdot 10^0$

Примечание: ШВ – Шершнёвское водохранилище; «-» - показатель не определяли

Содержание радионуклидов в воде, донных отложениях и в плотве исследуемых водоёмов ТКВ и водоёма сравнения в 2009 г. приведены в таблицах 1, 2 и 3. Расчётные мощности поглощенных доз для плотвы при данных уровнях загрязнения представлены в таблице 4 (Пряхин, 2011).

При оценке исходного уровня повреждения ДНК в эритроцитах у плотвы исследуемых водоёмов не было выявлено достоверных отличий в значениях длины хвоста кометы, однако анализ значений доли мигрировавшей ДНК показал достоверное увеличение этого показателя у

плотвы водоёмов В-10 и В-4 (таблица 5). Значения «момента хвоста» также достоверно выше у плотвы водоёмов В-10 и В-4 по сравнению с рыбами Шершнёвского водохранилища. У рыб водоёма В-11 не было выявлено достоверных отличий от контроля по исследуемым показателям.

**Таблица 2.** Удельная активность радионуклидов в донных отложениях, Бк/кг сухой массы

Радионуклиды	Водоём			
	ШВ	В-11	В-10	В-4
$^{60}\text{Co}$	-	$1.50 \cdot 10^3$	$1.0 \cdot 10^4$	$1.51 \cdot 10^5$
$^{90}\text{Sr}$	$3.3 \cdot 10^1$	$4.70 \cdot 10^5$	$2.1 \cdot 10^5$	$2.46 \cdot 10^6$
$^{137}\text{Cs}$	$1.7 \cdot 10^1$	$2.00 \cdot 10^5$	$1.4 \cdot 10^6$	$1.50 \cdot 10^7$
$^{234}\text{U}$	$2.0 \cdot 10^0$	-	$2.6 \cdot 10^1$	$1.85 \cdot 10^1$
$^{238}\text{U}$	$1.0 \cdot 10^0$	-	$1.8 \cdot 10^1$	$1.30 \cdot 10^1$
$^{238}\text{Pu}$	-	$8.70 \cdot 10^2$	$5.5 \cdot 10^4$	$2.48 \cdot 10^5$
$^{239, 240}\text{Pu}$	-	$1.00 \cdot 10^3$	$4.3 \cdot 10^4$	$2.44 \cdot 10^5$
$^{241}\text{Pu}$	-	-	$1.8 \cdot 10^5$	$1.04 \cdot 10^5$
$^{241}\text{Am}$	-	$8.80 \cdot 10^3$	$1.1 \cdot 10^5$	$3.34 \cdot 10^5$

Примечание: ШВ – Шершнёвское водохранилище; «-» - показатель не определяли

**Таблица 3.** Среднее содержание радионуклидов в плотве из исследуемых водоёмов, Бк/кг сырой массы

Радионуклиды	Водоём			
	ШВ	В-11	В-10	В-4
$^{60}\text{Co}$	-	$6.18 \cdot 10^0$	$4.12 \cdot 10^1$	$4.12 \cdot 10^2$
$^{90}\text{Sr}$	$3.23 \cdot 10^{-1}$	$4.00 \cdot 10^4$	$2.30 \cdot 10^5$	$3.89 \cdot 10^5$
$^{137}\text{Cs}$	$1.21 \cdot 10^{-1}$	$3.20 \cdot 10^2$	$1.46 \cdot 10^4$	$1.11 \cdot 10^5$
$^{234}\text{U}$	$1.20 \cdot 10^0$	-	$1.53 \cdot 10^1$	$1.11 \cdot 10^1$
$^{238}\text{U}$	$6.00 \cdot 10^{-1}$	-	$1.08 \cdot 10^1$	$7.80 \cdot 10^0$
$^{238}\text{Pu}$	-	$3.30 \cdot 10^0$	$3.08 \cdot 10^2$	$5.54 \cdot 10^2$
$^{239, 240}\text{Pu}$	-	$2.7 \cdot 10^0$	$3.32 \cdot 10^0$	$7.09 \cdot 10^2$
$^{241}\text{Pu}$	-	-	$1.27 \cdot 10^3$	$3.16 \cdot 10^3$
$^{241}\text{Am}$	-	$2.93 \cdot 10^{-1}$	$1.09 \cdot 10^0$	$5.29 \cdot 10^0$

Примечание: ШВ – Шершнёвское водохранилище; «-» - показатель не определяли

**Таблица 4.** Мощность поглощенной дозы для плотвы из исследуемых водоёмов

Водоём	ШВ	В-11	В-10	В-4
Мощность поглощенной дозы, мГр/сут	0.002	0.8	5.2	19.5

Примечание: ШВ – Шершнёвское водохранилище

**Таблица 5.** Исходный уровень повреждения ядерной ДНК эритроцитов периферической крови у плотвы исследуемых водоёмов

Показатель	ШВ	В-11	В-10	В-4
Длина хвоста комет, мкм	$8.79 \pm 0.75$	$7.89 \pm 0.38$	$11.18 \pm 1.23$	$10.71 \pm 0.81$
Доля мигрировавшей ДНК, %	$0.97 \pm 0.16$	$1.19 \pm 0.14$	$*2.18 \pm 0.46$	$*1.93 \pm 0.22$
«Момент хвоста»	$0.14 \pm 0.03$	$0.16 \pm 0.02$	$*0.39 \pm 0.09$	$*0.30 \pm 0.06$

Примечание: \* - статистически достоверные отличия от показателей в группе сравнения,  $p \leq 0.05$ ; ШВ – Шершнёвское водохранилище

Для исследования возможного влияния хронического радиационного воздействия на процессы индукции повреждений и репарации ядерной ДНК были проведены исследования с использованием тест-нагрузки в виде острого  $\gamma$ -облучения в дозе 3 Гр клеток периферической крови плотвы *in vitro*. В таблице 6 представлены значения параметров состояния ядерной ДНК эритроцитов периферической крови плотвы из исследуемых водоёмов сразу после тестового  $\gamma$ -облучения.



**Таблица 6.** Уровень повреждения ядерной ДНК эритроцитов периферической крови у плотвы сразу и через 2 часа после  $\gamma$ -облучения в дозе 3 Гр.

Показатель	ШВ	В-11	В-10	В-4
Состояние ДНК сразу после $\gamma$ -облучения в дозе 3 Гр				
Длина хвоста комет, мкм	26.82 $\pm$ 1.31	*22.77 $\pm$ 0.67	*35.74 $\pm$ 2.08	32.42 $\pm$ 1.69
Доля мигрировавшей ДНК, %	5.33 $\pm$ 0.42	6.81 $\pm$ 0.28	*12.19 $\pm$ 1.1	*9.62 $\pm$ 1.15
«Момент хвоста»	1.63 $\pm$ 0.21	1.77 $\pm$ 0.12	*4.96 $\pm$ 0.77	*3.64 $\pm$ 0.57
Состояние ДНК через 2 часа инкубации после $\gamma$ -облучения в дозе 3 Гр				
Длина хвоста комет, мкм	17.07 $\pm$ 1.46	*12.81 $\pm$ 0.66	*22.14 $\pm$ 1.2	21.20 $\pm$ 1.67
Доля мигрировавшей ДНК, %	3.04 $\pm$ 0.58	3.08 $\pm$ 0.32	*5.59 $\pm$ 0.5	*5.37 $\pm$ 0.62
«Момент хвоста»	0.71 $\pm$ 0.17	0.57 $\pm$ 0.08	*1.52 $\pm$ 0.22	*1.45 $\pm$ 0.29

Примечание: \* - статистически достоверные отличия от показателей в группе сравнения,  $p \leq 0.05$ ; ШВ – Шершнёвское водохранилище

После облучения показатель длины хвоста кометы у плотвы водоёма В-11 был достоверно ниже по сравнению со значением у плотвы водоёма сравнения, по другим параметрам состояния ядерной ДНК эритроцитов плотвы водоёма В-11 достоверных отличий не отмечено. Значения показателей повреждения ДНК у плотвы водоёма В-10 после острого  $\gamma$ -облучения в дозе 3 Гр достоверно выше, чем у рыб популяции сравнения; у рыб популяции водоёма В-4 наблюдалось достоверное увеличение двух показателей: доли мигрировавшей ДНК и «момента хвоста».

При оценке состояния ядерной ДНК эритроцитов плотвы из исследуемых водоёмов было выявлено, что у плотвы из водоёма В-11 через 2 часа после  $\gamma$ -облучения только один показатель (длина хвоста кометы) был достоверно меньше по сравнению со значением показателя в контрольной популяции. У плотвы водоёма В-10 все три показателя были достоверно выше по сравнению с показателями в контрольной популяции. У плотвы водоёма В-4 два показателя имели значения достоверно выше, чем у плотвы водоёма сравнения.

Таким образом, по показателям метода ДНК комет не выявлено существенного изменения состояния ядерной ДНК у плотвы водоёма В-11 по сравнению с плотвой Шершнёвского водохранилища. У плотвы из водоёма В-10 и В-4 регистрируется повышение исходного уровня повреждения ДНК и показатели повреждений ДНК, индуцированных дополнительным  $\gamma$ -облучением также выше, чем у рыб популяции сравнения.

Индукцию повреждений ядерной ДНК определяли как разность между уровнем повреждения ДНК, зарегистрированным сразу после стандартной тест-нагрузки ( $\gamma$ -облучение в дозе 3 Гр), и исходным уровнем повреждения ДНК. Активность репарации оценивали как разность значений параметров сразу и через 2 часа после  $\gamma$ -облучения в дозе 3 Гр. В таблице 7 представлены значения интегрального параметра повреждения ядерной ДНК – разности «момента хвоста».

**Таблица 7.** Показатели индукции повреждений и репарации ядерной ДНК после  $\gamma$ -облучения в дозе 3 Гр в эритроцитах периферической крови плотвы из исследуемых водоёмов *in vitro*

Параметры	ШВ	В-11	В-10	В-4
индукция повреждений ядерной ДНК (разность значений «момента хвоста» до и сразу после облучения)	1.5 $\pm$ 0.2	1.6 $\pm$ 0.1	*4.6 $\pm$ 0.8	*3.5 $\pm$ 0.6
активность репарации ядерной ДНК (разность значений «момента хвоста» сразу и через 2 часа после облучения)	0.9 $\pm$ 0.2	1.2 $\pm$ 0.1	*3.5 $\pm$ 0.7	*2.2 $\pm$ 0.4

Примечание: \* - статистически достоверные отличия от показателей в группе сравнения,  $p \leq 0.05$ ; параметра. ШВ – Шершнёвское водохранилище

Было выявлено, что у животных из водоёмов В-10 и В-4 повышение исходного уровня повреждения ДНК, регистрируемого с помощью метода ДНК-комет, сопровождается и существенно более высоким уровнем индуцируемых тест-нагрузкой повреждений ДНК (таблицы 5 и 7). У плотвы из водоёма В-10 дополнительной тест-нагрузкой было индуцировано в 3 раза больше ( $p=0.001$ ) повреждений ядерной ДНК, а у плотвы из водоёма В-4 – в 2.3 раза ( $p=0.007$ ), чем у плотвы из водоёма сравнения. Такие изменения можно было бы объяснить следующим образом: более высокий исходный уровень повреждений ДНК может реализоваться в том, что при

одинаковой тест нагрузке, количество повреждений может быть пропорционально выше. Однако, существуют работы, в которых было показано, что при более высоком исходном уровне повреждений ДНК при хроническом радиационном воздействии, уровень, индуцируемых дополнительной тест-нагрузкой повреждений, может быть меньше по сравнению с реакцией интактных клеток (Пряхин, 2001). Следовательно, выявленные изменения следует рассматривать с точки зрения реализации каких-либо биологических реакций. В ряде работ было показано, что малые дозы радиации способны приводить к индукции в клетках процессов, результатом которых является увеличение внутриклеточного содержания активных форм кислорода (Пелевина, 2003). Это позволяет предположить, что хроническое радиационное воздействие на рыб с уровнями, характерными для водоёмов В-10 и В-4 (5.2 мГр/сут и 19.7 мГр/сут), приводит к повышению содержания активных форм кислорода в клетках, что может приводить к дополнительному повреждению ядерной ДНК. Как известно, редкоизирующие излучения, такие как  $\gamma$ -излучение могут оказывать прямое и не прямое, за счет свободных радикалов, повреждение ДНК (Зайко, 1996). Если в клетке снижена антиоксидантная защита и/или повышен уровень активных форм кислорода, то это приведет к тому, что ионизирующее излучение будет индуцировать большее количество не прямых повреждений ДНК. Это может быть одним из возможных вариантов интерпретации данных, полученные в наших экспериментах по оценке повреждений ДНК с помощью метода ДНК комет после  $\gamma$ -облучения клеток крови плотвы *in vitro* из трех водоёмов ТКВ.

Вместе с тем у плотвы из водоёмов В-10 и В-4 наблюдается повышение активности репарации ядерной ДНК эритроцитов периферической крови (таблица 7). У плотвы из водоёма В-10 активность репарации была в 3.7 раза выше ( $p=0.01$ ), чем у плотвы из водоёма сравнения, а у плотвы из водоёма В-4 – в 2.4 раза ( $p=0.03$ ).

Таким образом, хроническое радиационное воздействие на плотву с уровнями, характерными для водоёмов В-10 и В-4, приводит к повышению уровня повреждений ядерной ДНК эритроцитов периферической крови, регистрируемых с помощью метода ДНК-комет и развитию в клетках эффектов, которые проявляются в повышении индукции повреждений и увеличении скорости репарации ядерной ДНК при облучении клеток *in vitro*. Возможным объяснением таких эффектов может быть повышение в клетках уровня активных форм кислорода.

#### Список литературы

- Генетика / Под. ред. В.И. Иванова. М.: Академкнига, 2006. 638 с.
- Глаголенко Ю.В., Дрожко Е.Г., Мокров Ю.Г. Особенности формирования радиоактивного загрязнения р.Теча // Вопросы радиационной безопасности. 2007. № 2. С. 27-36.
- Гудков Д.И., Дзюбенко Е.В., Шевцова Н.Л. Цитогенетические и гематологические показатели гидробионтов Чернобыльской зоны отчуждения / Тезисы докладов IV съезда по радиационным исследованиям. М. 2010. Т.2. С. 19.
- Гудков Д.И., Назаров А.Б., Мардаревич М.Г. и др. Гидробионты зоны отчуждения Чернобыльской АЭС: Дозовые нагрузки и цитогенетические эффекты // Проблеми безпеки атомних електростанцій і Чорнобиля. 2005. № 3. С. 97-100.
- Зайко И.И. Патологическая физиология. Киев: Логос, 1996. 651 с.
- Пелевина И.И., Алещенко А.В., Антошина М.М. и др. Реакция популяции клеток на облучение в малых дозах // Радиационная биология. Радиоэкология. 2003. Т.43. № 2. С. 161-166.
- Пряхин Е.А., Корытный В.С., Аксеев А.В. и др. Оценка состояния ДНК клеток костного мозга мышей при внутреннем облучении от  $^{90}\text{Sr}$  // Радиационная биология. Радиоэкология. 2001. Т. 41. N 2. С. 141-152.
- Пряхин Е.А., Тряпицына Г.А., Дерябина Л.В., Андреев С.С., Духовная Н.И., Осипов Д.И., Обвинцева Н.А., Стяжкина Е.В., Костюченко В.А., Попова И.Я., Аксеев А.В., Стукалов П.М., Иванов И.А., Мокров Ю.Г. Современное состояние экосистем водоёмов В-11, В-10, В-4, В-17 и В-9 ПО «Маяк» // Вопросы радиационной безопасности. 2011. № 2. С. 5-23.
- Смагин А.И. Радиоэкологические особенности водоёма-хранилища отходов радиохимических заводов и состояние популяции обитающей в ней щуки (*Esox lucius* L.) // Вопросы радиационной безопасности. 1996. №2. С. 35-45.
- Смагин А.И., Лугаськова Н.В., Меньших Т.Б. Исследование популяций рыб, обитающих в водоёме-хранилище отходов на р. Теча, методом микроядерного тестирования // Известия Челябинского научного центра. 2005. № 1. С. 102-106.
- Стяжкина Е.В., Обвинцева Н.А., Шапошникова И.А., Тряпицына Г.А., Пряхин Е.А., Стукалов П.М. Оценка уровня повреждения и репарации ядерной ДНК у плотвы (*Rutilus rutilus* L.) водоёма В-10 Теченского каскада // Вопросы радиационной безопасности. 2011. № 2. С. 67 – 74.

## ДЕЙСТВИЕ НИТРАТОВ И ОСТРОГО $\gamma$ -ОБЛУЧЕНИЯ НА ЗЕЛЁНЫЕ ВОДОРОСЛИ *SCENEDESMUS QUADRICAUDA* И ВЕТВИСТОУСЫХ РАЧКОВ *DAPHNIA MAGNA*

Г.А. Тряпицына, С.П. Тарасова, Н.И. Духовная, Д.И. Осипов, Е.А. Пряхин

ФГУН «Уральский научно-практический центр радиационной медицины» ФМБА России, 454076, Челябинск, ул. Воровского, 68А, корп. 2, тел.: 351 232-79-25; e-mail: tga28@mail.ru

Особое место в проблеме комбинированного действия факторов внешней среды занимает вопрос о сочетанном влиянии ионизирующего излучения и химических веществ в связи с расширяющимся внедрением атомной энергии в различные области народного хозяйства и с использованием в производстве и в быту постоянно возрастающего количества химических соединений. Взаимодействие этих факторов может носить характер аддитивности (суммация эффектов раздельного действия), потенцирования (эффект больше, чем суммация), антагонизма (эффект менее ожидаемого при простой суммеции эффектов раздельного действия). Наибольшую опасность представляет ситуация усиления поражающего эффекта при комбинированном воздействии - синергизм.

На Южном Урале (Челябинская область, Россия) находится ряд водоёмов-хранилищ жидких радиоактивных отходов (ЖРО) производственного объединения «Маяк» (ПО «Маяк»). Старейшими из них являются «Старое болото» (водоём В-17), оз. Карачай (водоём В-9). Водоёмы В-17 и В-9 являются, вероятно, водоёмами с наибольшими уровнями радиоактивного загрязнения в биосфере: суммарная активность  $\beta$ -излучающих радионуклидов в воде водоёма В-17 достигает  $10^5$ - $10^6$  Бк/дм<sup>3</sup>, в водоёме В-9 суммарная активность  $\beta$ -излучающих радионуклидов в воде достигает  $10^7$  Бк/дм<sup>3</sup> (Алексахин с соавт., 2007; Стукалов, Глаговева, 2010).

Исследования, выполненные в 2009 г. показали, что в водоёмах В-17 и В-9 отмечается сокращение видового разнообразия фитопланктона (главным образом, за счет зелёных и диатомовых водорослей) практически до монокультуры цианобактерий и зоопланктона, который был представлен только коловратками. Для водоёмов В-17 и В-9, помимо радиоактивного загрязнения, характерно высокое содержание в воде нитратов: в 2009 г. соответственно 2.5 и 4.4 г/дм<sup>3</sup> (Пряхин с соавт. 2011).

Для выяснения роли, а также характера взаимодействия радиационного и химического факторов в деградации планктонных сообществ в водоёмах В-17 и В-9 были поставлены модельные эксперименты с использованием лабораторных культур зелёных водорослей *Scenedesmus quadricauda* и ветвистоусых рачков *Daphnia magna*.

Эксперименты с использованием лабораторной культуры одноклеточных водорослей *S. quadricauda* проводили согласно протоколу (Методика..., 2007) методом прямого счёта численности клеток водорослей. Для оценки влияния нитратов на рост водорослей при приготовлении среды Прата добавляли раствор NaNO<sub>3</sub>, доводя концентрацию нитрат-ионов в среде до следующих значений: 40 мг/дм<sup>3</sup> (соответствует ПДКвр (Гидрохимические показатели..., 2007); 100; 250; 500; 1000; 2500 мг/дм<sup>3</sup> (соответствует концентрации нитрат-ионов в воде водоёма В-17) и 5000 мг/дм<sup>3</sup> (соответствует концентрации нитрат-ионов в воде водоёма В-9). Для оценки влияния радиационного фактора на культуру *S. quadricauda* подвергали воздействию острого внешнего  $\gamma$ -облучения с мощностью дозы 0.7 Гр/мин. в дозах 0, 1, 10, 50, 100, 150, 200 Гр. В экспериментах по оценке сочетанного действия нитратов и радиационного воздействия использовали концентрации нитрат-ионов: 40; 500; 1500; 2500 мг/дм<sup>3</sup>. Облучение проводили в дозах 0, 50, 100, 150 и 200 Гр.

Оценка действия нитратов и острого  $\gamma$ -облучения на культуру ветвистоусых рачков *D. magna* выполнена на синхронизированной культуре дафний в соответствии с протоколом (Методика определения..., 2007). Для проведения эксперимента по влиянию нитратов было сформировано 7 групп животных: контроль (вода без содержания нитратов) и группы, где концентрация нитратов в воде составляла 40; 500; 1000; 1500; 2000; 2500 мг/дм<sup>3</sup>. Для проведения эксперимента по влиянию однократного внешнего острого  $\gamma$ -облучения было сформировано 10 групп животных: контроль (животных не облучали) и группы, в которых животных облучали

соответственно в дозах 0; 20; 30; 40; 50; 60; 70; 80; 90; 100 Гр. Учёт гибели животных проводили через 24 сут. от начала экспозиции. Определяли выживаемость исследуемых тест-организмов и плодовитость по отношению к контролю. При оценке плодовитости ежедневно проводили отсадку и подсчёт молоди.

С использованием метода Личфилда и Уилкоксона и регрессионного анализа рассчитывали: для химических веществ концентрации –  $EC_{50}$  и  $LC_{50}$ , а также 95% доверительные интервалы (95% ДИ); для  $\gamma$ -облучения –  $ED_{50}$  и  $LD_{50}$  и 95% доверительные интервалы.

Оценку поверхности отклика при сочетании действия острого  $\gamma$ -облучения и нитратов на рост водорослей проводили с помощью регрессионного анализа с использованием функции

$$Z=1+a\chi X+b\chi Y+c\chi X\chi Y+d\chi X^2+e\chi Y^2 \quad (1)$$

где  $Z$  – эффект,  $X$  – концентрация или доза первого фактора,  $Y$  – концентрация или доза второго фактора.

Сочетанное действие исследуемых факторов оценивали с точки зрения модели добавочной концентрации. Изоболографический метод использовали для представления данных сочетанного действия исследуемых факторов. В нашей работе мы использовали уровень 50 % эффекта – снижение роста водорослей в 2 раза по отношению к соответствующему контролю. Статистический анализ данных проводили в соответствии с методом (Лёвэ, 1953).

Регрессионный анализ показал, что в экспериментах по оценке влияния радиационного фактора зависимость роста *S. quadricauda* от дозы внешнего острого  $\gamma$ -облучения лучше всего описывалась линейной функцией ( $R^2 = 0.98$ ;  $p < 0.0001$ ):

$$Y = 1 - 0.00364 \chi D, \quad (2)$$

где  $Y$  – количество клеток водорослей относительно контроля через 96 ч культивирования после  $\gamma$ -облучения;  $D$  – доза  $\gamma$ -облучения, Гр. Эффективная доза облучения  $ED_{50}$ , вызывающая сокращение роста культуры на 50 % относительно контроля, составила 137 Гр; 95 % доверительный интервал – (124 ч 154) Гр.

Зависимость роста водорослей от концентрации нитрат-ионов лучше всего описывалась экспоненциальной функцией ( $R^2 = 0.90$ ;  $p < 0.0001$ ):

$$Y = \exp(-0.371 \chi C), \quad (3)$$

где  $Y$  – количество клеток водорослей относительно контроля через 96 ч культивирования;  $C$  – концентрация нитрат-ионов в среде, г/дм<sup>3</sup>.  $EC_{50} = 1.87$  (1.30 ч 3.29) г/дм<sup>3</sup>.

При проведении регрессионного анализа данных сочетанного действия нитратов и  $\gamma$ -облучения была определена функция, представляющая собой поверхность отклика. С учётом полученных коэффициентов уравнение функции имело вид:

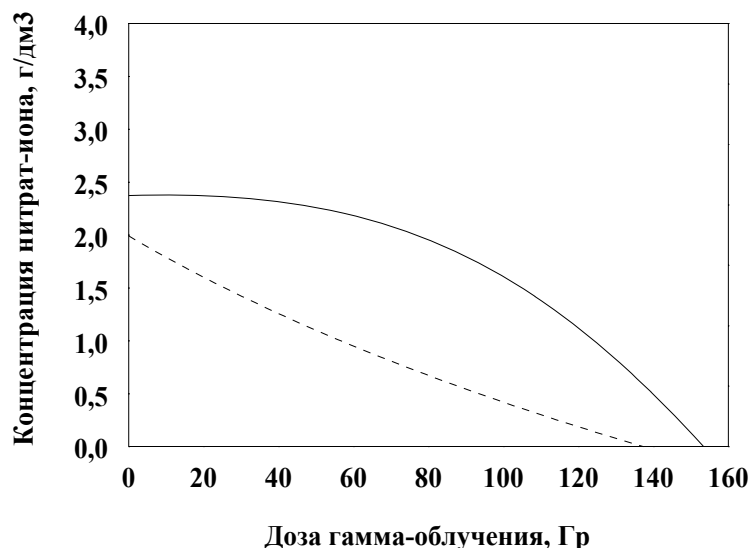
$$Z = 1 - 0.0017\chi X - 0.25\chi Y + 0.00081\chi X\chi Y - 0.00001\chi X^2 + 0.015\chi Y^2, \quad (4)$$

где  $Z$  – эффект по отношению к контролю;  $X$  – доза  $\gamma$ -облучения, Гр;  $Y$  – концентрация нитрат-ионов, г/дм<sup>3</sup>.

С использованием уравнения 4 была построена изобола с заданным значением  $Z$ , равным 0.5 (рисунок). Сплошная линия представляет собой изоболу, построенную на основании результатов регрессионного анализа, описывающего экспериментальные данные; пунктирная линия описывает изоболу предсказанных уровней воздействия факторов при аддитивном взаимодействии.

Изобола, соответствующая экспериментальным данным, располагается выше линии, описывающей аддитивный эффект сочетанного действия исследуемых факторов, что согласно подходам, предложенным Лёвэ (Лёвэ, 1953), интерпретируется как антагонистическое взаимодействие.

При оценке влияния  $\gamma$ -облучения на выживаемость *D. magna* в течение 24 сут. после воздействия с использованием пробит-анализа были рассчитаны дозы, приводящие к 50 % и 99% вероятности гибели дафний:  $LD_{50} = 62$  Гр (58 ч 65);  $LD_{99} = 89$  Гр (83 ч 98).



**Рис.** Изоболограмма сочетанного действия нитратов ( $EC_{50}$ ) и внешнего общего  $\gamma$ -облучения ( $ED_{50}$ ) на рост водорослей *S. quadricauda*.

При проведении статистического анализа было показано, что зависимость плодовитости дафний от дозы острого  $\gamma$ -облучения описывается линейной функцией ( $R^2 = 0.94$ ;  $p < 0.001$ ):

$$Y = 0.378 - 0.004 \text{ Ч } D \quad (5)$$

где  $Y$  – плодовитость дафний (количество молоди на 1 животное в сутки);  $D$  – поглощённая доза, Гр. Согласно этой модели, доза, снижающая плодовитость животных на 50 % составила 45 Гр, 95 % ДИ – (43.5 ч 46.6).

В экспериментах по оценке действия нитратов на выживаемость дафний *D. magna* было протестировано 6 концентраций нитратов в диапазоне 0.045 - 2.5 г/дм³. По результатам тестирования с использованием пробит-анализа были рассчитаны концентрации:  $LC_{50} = 1.7$  (1.3 ч 2.2) г/дм³;  $LC_{99} = 2.7$  (2.2 ч 4.9) г/дм³.

Зависимость плодовитости дафний от концентрации нитратов в воде представлена на рисунке 5. Эта зависимость хорошо описывается линейной функцией ( $R^2 = 0.93$ ;  $p < 0.001$ ):

$$Y = 0.368 + 0.812 \text{ Ч } C, \quad (6)$$

где  $Y$  – плодовитость дафний (количество молоди на 1 животное в сут.);  $C$  – концентрация нитратов, г/дм³. Расчётное значение эффективной концентрации, снижающей плодовитость животных на 50 %, составило:  $EC_{50} = 0.99$  (0.95 ч 1.01) г/дм³.

Не претендуя на прямую экстраполяцию полученных в эксперименте закономерностей действия исследуемых факторов на культуры зелёных водорослей и ветвистоусых рачков, мы выполнили расчёты ожидаемых эффектов при уровнях воздействия, характерных для водоёмов В-17 и В-9 с использованием модели поверхности отклика.

Исходя из того, что значения расчётной мощности дозы для фитопланктона водоёмов В-17 и В-9 составили соответственно 1.7 и 40 Гр/сут. (Пряхин с соавт., 2011), были рассчитаны ожидаемые показатели роста водорослей *S. quadricauda* для каждого водоёма при дозовых нагрузках на популяцию водорослей за 4 сут. (длительность эксперимента по оценке роста водорослей *S. quadricauda*), а также расчётные показатели для реальных концентраций нитратов в воде исследуемых водоёмов и при сочетанном действии перечисленных факторов (таблица 1). Уровни радиационного воздействия на фитопланктон, соответствующие облучению фитопланктона в водоёме В-17, не вызывают изменения показателей развития зелёных водорослей, при уровнях радиационного воздействия, характерных для водоёма В-9, следует ожидать угнетения развития зелёных водорослей. Анализ влияния химического загрязнения на культуру *S. quadricauda* показал, что концентрации нитратов в воде водоёмов В-17 и В-9 могут приводить к существенному угнетению зелёных водорослей (содержание нитратов в воде водоёма В-9 практически не приемлемо для жизни этих организмов). Нитраты могут модифицировать радиационные эффекты в биоценозах водоёмов ПО «Маяк», однако взаимодействие этих факторов носит антагонистический характер и, следовательно, не усугубляет повреждающее действие этих агентов на фитопланктон.

**Таблица 1.** Расчётные значения роста водорослей *S. quadricauda* при уровнях воздействия нитратов и радиационного фактора, характерных для водоёмов ПО «Маяк», отношение к контролю

Водоём	Расчётные значения роста водорослей, отношение к контролю		
	Нитраты	Радиационное воздействие	Сочетанное действие
В-17	0.48	0.99	0.48
В-9	0.15	0.54	0.28

Дозы облучения, соответствующие уровням радиационного воздействия на зоопланктон в водоёмах В-17, не вызывали гибели дафний в модельных лабораторных экспериментах. При уровнях радиационного воздействия, соответствующих облучению зоопланктона в водоёме В-9, жизнь дафний невозможна. Концентрация нитрат-ионов, соответствующая показателям в воде водоёма В-9, приводит фактически к стопроцентной гибели животных и угнетению размножения, а при концентрации нитратов, характерной для водоёма В-17, хотя и не наблюдалось гибели животных, однако регистрировалось полное угнетение размножения животных (таблица 2).

**Таблица 2.** Прогностические значения гибели и плодовитости дафний *D. magna* в зависимости от уровня воздействия нитратов и радиационного облучения

Водо- ёмы	Концент- рация нитратов, мг/дм <sup>3</sup>	Вероят- ность гибели в течение 30 сут., %	Плодови- тость, относительно контроля, %	Мощность дозы облучения, Гр/сут. в водоёме	Вероят- ность гибели в течение 30 сут., %	Плодо- витость, относительно контроля, %
В-17	2500	94	0	0.03	0	100
В-9	4400	100	0	3.8	100	0

Таким образом, результаты данного экспериментального исследования позволяют заключить, что для водоёма В-17 лимитирующим фактором, определяющим угнетение развития зелёных водорослей и ракообразных, является химическое загрязнение, а для водоёма В-9, вероятно, оба фактора и химический, и радиационный являются существенными для объяснения деградации гидробиоценоза. При этом взаимодействие нитратов и радиационного фактора на фитопланктон характеризуется как антагонистическое.

#### Список литературы

- Алексахин А.И., Глаголев А.В., Дрожко Е.Г., Зинин А.И., Зинина Г.А., Иванов И.А., Мокров Ю.Г., Орлова Е.И., Самсонов Б.Г., Самсонова М.Л., Стукалов П.М. // Водоём-9 – хранилище жидких радиоактивных отходов и воздействие его на геологическую среду / Под ред. Е.Г. Дрожко, Б.Г. Самсонова. М.: Лига-Принт, 2007. – 250 с.
- Гидрохимические показатели состояния окружающей среды: Справочные материалы / Под ред. Т.В. Гусевой. М.: ФОРУМ ИНФРА-М, 2007. – 192 с.
- Методика определения токсичности вод, водных вытяжек из почв, осадков сточных вод и отходов по изменению уровня флуоресценции хлорофилла и численности клеток водорослей: ФР.1.39.2001.00284. М.: Акварос, 2001. – 45 с.
- Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по смертности и изменению плодовитости дафний» ФР.1.39.2007.03222. Акварос, 2001. - 51 с.
- Пряхин Е.А., Тряпицына Г.А., Дерябина Л.В., Андреев С.С., Духовная Н.И., Осипов Д.И., Обвинцева Н.А., Стяжкина Е.В., Костюченко В.А., Попова И.Я., Аклеев А.В., Стукалов П.М., Иванов И.А., Мокров Ю.Г. Современное состояние экосистем водоёмов В-11, В-10, В-4, В-17 и В-9 ПО «Маяк» // Вопросы радиационной безопасности. – 2011. – № s2. – С. 5–23
- Стукалов П.М., Глаголева М.Б. // Радиоактивное загрязнение промышленного водоёма ПО «Маяк» Старое Болото. Обзор результатов исследовательских работ (1949-2009 годы). Часть 2 / Библиотека журнала «Вопросы радиационной безопасности». № 11. Озерск: РИЦ ВРБ, 2010. – 144 с.
- Loewe S. // The problem of synergism and antagonism of combined drugs. *Arzneim-Forsch.* 1953. –V. 3. – P. 285–290.

### ИЗ ИСТОРИИ ВОДНОЙ ТОКСИКОЛОГИИ\*

О.Ф. Филенко

*119991, Москва, МГУ им М.В. Ломоносова, Биологический факультет  
Ленинские горы, д. 1, стр. 12, Россия, ofilenko@mail.ru*

Водная токсикология давно стала признанной научной дисциплиной, имеющей не только прикладное, но и глубокое фундаментальное значение. Присутствие разнообразных потенциально токсичных веществ естественного происхождения, всегда было неременным фактором окружающей среды [Faulkner, 1985; Gribble, 2003a, 2003b, 2004]. В числе таких веществ можно встретить аналоги всех продуктов человеческих рук. Но, как принято полагать, внимание химическому загрязнению стали придавать только в период индустриализации и широкого антропогенного влияния на экосферу. Основы водной токсикологии закладывали видные исследователи отечественно науки Николай Сергеевич Строганов, Лев Павлович Брагинский, Эльпидифор Алексеевич Веселов, Лев Павлович Рыжков, Борис Александрович Флеров, Лев Александрович Лесников и многие другие.

Проблема загрязнения окружающей среды обострилась с середины 20-го века. Но напряженные ситуации, связанные с загрязнением, возникали и раньше этого времени. Тогда же закладывались основы методологии исследований биологических последствий загрязнения. В России кризисная ситуация возникла, в частности, в связи с транспортировкой и утечками нефти и нефтепродуктов по Волге. Уже в то время возникала конфронтация между промышленниками и рыбопромысловиками и защитниками живой природы вообще. Как и в наше время нежелание нефтепромышленников идти на дополнительные расходы маскировалось псевдогражданской риторикой. Как и в наше время «...громкие возгласы об «отечественном судоходстве», «нашем русском судостроении», вся эта пустозвонная шумиха с квасным патриотизмом, ест глаза кому следует, и вот люди, не вникая в дело, не узнав, откуда идет эта едкая пыль, начинают ратовать за проходимцев, смешивая их карманные интересы с интересом государства, забывая, что в угоду этому дырявому делу с дырявыми баржами они жертвуют благосостоянием населения» [цит по Новосад, 2006].

С исследованиями последствий загрязнения связаны имена Оскара Андреевича Гримма, Ивана Николаевича Арнольда, Н.А. Чермака, Григория Витальевича Хлопина и др. известные нам по историческим ссылкам. Уже в то время исследователи пытались разобраться в механизме действия нефти на рыб и выявить ее наиболее токсичный компонент. Уже тогда складывались школы, проявлялись правдоискатели и конформисты. Любопытно, что большая часть дискуссии разворачивалась не только напрямую вокруг вопроса о рыбопродукции, но и других проблем экологии (уменьшение численности «мошек», загрязнение пойменных угодий). При этом реакция «мошек» оказалась более ранним показателем экологического неблагополучия, чем рыбный промысел.

В результате нефтяного загрязнения в последнее десятилетие 19 в. заметно снизилась рыбопродуктивность волжской экосистемы (табл 1).

Помимо прямого действия на рыб обсуждается вопрос о влиянии нефти и ее продуктов на кормовую базу промысловых объектов. Так, Гримм полагал, что только нефтяная пленка уничтожает в Волге ежегодно «118 млн. пудов мошек». Арнольд в качестве наиболее чувствительного объекта выделяет дафний [Гримм, 1881, 1889; Арнольд, 1903].

В качестве примера существовавших подходов и скрупулезности в постановке исследований может служить брошюра, изданная в 1901 г в Сант-Петербурге, с названием «Дальнейшие исследования относительно вредных свойств нефти и ее продуктов для рыб и животных». Брошюра представляет собой диссертацию Ивана Давидовича Купциса на степень магистра фармации, выполнявшуюся в университете г. Юрьев в лаборатории профессора Григория Витальевича Хлопина. Подзаголовок работы звучит так: «Материалы по вопросу о необходимости

---

\* - Конспект лекций

ограждения Волги и других русских рек от загрязнения нефтяными продуктами с санитарной точки зрения».

**Таблица 1.** Вылов сельди на промыслах р. Волга в конце XIX в. [Купцис, 1901].

Год	Млн.шт.	Год	Млн.шт.
1879	166.7	1890	145.6
1880	187.0	1891	155.0
1881	197.5	1892	131.7
1883	201.3	1893	73.0
1884	227.6	1894	44.4
1885	323.4	1895	27.5
1886	300.1	1896	50.0
1887	278.0	1897	35.6
1888	210.4	1898	21.3
1889	124.3		

Введение начинается со следующей фразы: «Загрязнение рек вообще, и особенно – Волги, нефтью один из важных вопросов настоящего момента». Заявлено более ста лет назад, а полностью перекликается с современными обоснованиями исследований по загрязнению окружающей среды. Это иллюстрирует то, насколько проблема была в числе актуальных уже в девятнадцатом веке.

Обращает на себя скрупулезность проведения работы. Автор подробно описывает состав апшеронской нефти, свойства ее различных фракций, технологию их выделения.

И в связи с этим задачами работы Купциса было:

«1. Экспериментальным путем доказать присутствие или отсутствие ядовитых для рыб веществ в нефти различного происхождения и в некоторых нефтяных продуктах.

2. Изучить влияние различных солей на растворимость нефти в воде.

3. Изолировать нефтяной яд и определить его химическую натуру».

«Исследователи, отрицающие всякое вредное действие нефти на рыбу высказали сомнение относительно лабораторных опытов, как не соответствующих естественным условиям, и указывали на то, что рыба может умереть при постановке таких опытов без всякой нефти и вообще без всякого яда».

Однако автор доказывает, что если в сосудах обеспечивался достаточный уровень кислорода, то и плотва, и укляя, и лещ, и ерш, и голец, и окунь могут жить в аквариуме практически любой естественный срок. Очевидно, в пору становления экспериментальной ихтиологической техники даже такая возможность нуждалась в подтверждении. Автор тщательно исследовал зависимость состояния рыб разных видов от концентрации в воде кислорода и углекислоты.

После этого автор перешел к исследованию нефти из разных источников, нефтепродуктов и отдельных фракций, всего 16 субстанций (петролейный эфир, бензин, лигроин, тяжелый бензин, керосин, солярка, пиронафт, веретенное, цилиндрическое и машинное масло, мазут) из которых готовились водные вытяжки.

. При строгом контроле температуры, уровня кислорода, перманганатной окисляемости проводилось наблюдение действие вытяжек в 3х разведениях на несколько видов рыб в сроки до недели. В результате выявлялись пороговые уровни загрязнения, способные вызывать видимый эффект на рыб различных видов.

Затем последовало «получение из нефти ядовитых веществ в чистом виде». Для этого автор собственноручно проводил фракционирование нефти с применением щелочей и кислот, выделяя «низкокипящие» и «высококипящие» фракций, каждый из продуктов до 14 суток выдерживал при действии комплекса экологических факторов.

В результате автор приходит к выводу о том, что ядовитая фракция включает нафтеновые кислоты с примесью летучих компонентов и фенолов, нефть и ее продукты становятся токсичными только после окисления в естественных условиях, но предельные углеводороды при этом превращения не проходят. Важную роль в растворении нефти играет присутствие солей в воде. Поэтому растворимость нефти в дистиллированной воде, в водопроводной и морской воде существенно различается. Причем, вслед за этим изменяется и токсичность. Автор показал, что



большинство солей растворимость снижает, а углекислые соли кальция и магния – увеличивают. В связи с этим добавление к вытяжкам из нефтепродуктов хлорида натрия и сульфата магния снижало их токсичность, а карбонатов кальция и магния – повышало. Даже в наше время исследователи не всегда принимают во внимание, а иногда – и просто не знают, эти закономерности.

Выделив наиболее токсичную фракцию из нефтепродуктов, автор провел испытание ее влияние в разведениях на рыб, относящихся почти к тридцати видам.

Более чувствительны, чем взрослые рыбы оказались икра и мальки сига и форели.

Опыты с вытяжками из мазута и с токсичной фракцией продолжались на 5 видах рыб в срок, превышающий два с половиной месяца (табл. 2).

Таблица 2. Опыты с хроническим отравлением рыб водными вытяжками из мазута

Время от начала опыта (дни)	Число и месяц	Расход O <sub>2</sub> на окисление органических веществ в 1 л воды	Плотва 11 г	Уклея 12 г	Окунь 9 г	Ерш 9г	Голец 12 г	Примечания
1-30	10.12-10.01	0,5	-	-	-	-	-	
30-35	10.01-15.01	1	-	-	-	-	-	
35-40	15.01-20.01	1,5	-	-	-	-	-	
40-45	20.01-25.01	1,75	0	-	-	0	-	
45-47	25.01-27.01	2	0	0	-	0	0	
47-50	27.01-30.01	2	0	1	0	0	0	Окунь, ерш и плотва не реагируют на прикосновение
50-51	30.01-31.01	2,25	0	1	0	2	1	
52-53	1.02	2,25	0	1	2	+	1	
53	2.02	2,25	1	1	3		0	
54	3.02	2,25	2	2	+		2	
55	4.02	2,5	1	3			2	
56	5.02	2,5	0	+			2	
57	6.02	2,5	0				1	
58-59	7.02-8.02	2,5	0				0	
60	9.02	2,75	1				1	
60-61	10.02-11.02	2,75	0				1	
62-65	12.02-15.02	2,75	0				-	
66	15.02	3,0	0				-	
67	16.02	3,0	0				-	
68	17.02	3,0	3				-	
69	18.02	3,0	+				0	
70-72	10.02-21.02	3,0					0	
73-75	22.02-24.02	3,0					2	Голец плавает брюхом вверх, рефлексы отсутствуют. Глаза покрыты белой пленкой
76-77	25.02-26.02	3,0					3	
78	27.02	3,0					+	

Примечания

Здоровое состояние	-
Поднимание к поверхности	0
Повышение рефлексов	1
Плывание брюхом вверх	2
Лежание на дне и замедленное дыхание	3
Смерть	+

«В проверочном аквариуме все рыбы здоровы кроме ерша, который ночью выскочил на пол»

Испытания на рыбах дополнялись опытами с раками, лягушками, кошками и собаками. И в завершение этого цикла автор провел испытания ядовитой фракции на себе. Симптоматику отравления, которое, к счастью, завершилось восстановлением, автор прилежно описывает.

И заключительный этап, который при нашей защите назвали бы внедрением в практику, это испытание дезинфицирующих свойств фракции нафтеновых кислот для некоторых патогенных видов микроорганизмов, включая штамм холерного вибриона, возбудителей сибирской язвы и тифа.

20 сформулированных выводов могут служить и в наши дни примером четкости изложения, оставаясь выводами, а не тезисами по работе. Некоторые из них могут быть и сейчас открытием для специалистов, исследующих биологические эффекты нефтепродуктов. Таким образом результаты исследований, проведенных в 18 в, могут быть снова актуальными в период современного нефтяного бума в нашей стране.

Описываемый труд может служить примером масштабности и скрупулезности диссертационного исследования, характеризующим ответственность и самоотверженность научных исследователей более, чем столетней давности.

### Список литературы

- Арнольд И.Н. Загрязнение вод нефтяными продуктами и его влияние на рыбные богатства. СПб тип.Киршбаума 1903. 63с.
- О. А. Гримм. О губительном влиянии нефти на рыб и мерах противодействия этому // Вестник рыбопромышленности. — № 12. — 1891. — стр. 379—387.
- О. А. Гримм. Ещё о нефти // Вестник рыбопромышленности. — № 3. — 1892. — стр. 111—117.
- Купцис И. Д. Дальнейшие исследования относительно вредных свойств нефти и ее продуктов для рыб и животных. СПб тип. Демакова 1901, 122 с.
- Новосад Е. В. Загрязнение Волги в период становления нефтяной промышленности в России. (по материалам "Вестника рыбопромышленности").- Вопросы истории естествознания и техники / Институт истории естествознания и техники им. С.И. Вавилова РАН (Москва); 13940. - Москва: Наука, 2006 - С. 61 - 72.
- Faulkner D.J. Marine natural products. Natural products reports.-1986.-v.3, pp.1-33.
- Gribble, G.W., The diversity of naturally occurring organohalogen compounds, Chemosphere, 52, 289-297, 2003a.
- Gribble, G.W., The diversity of naturally produced organohalogens, Chapter of Natural Production of Organohalogen Compounds, ed. Gribble, G.W., Vol. 3/P in series The Handbook of Environmental Chemistry, Springer-Verlag, pp 1-15, 2003b.
- Gribble, G.W., Amazing organohalogens, Am. Sci., 92, 342-349, 2004.

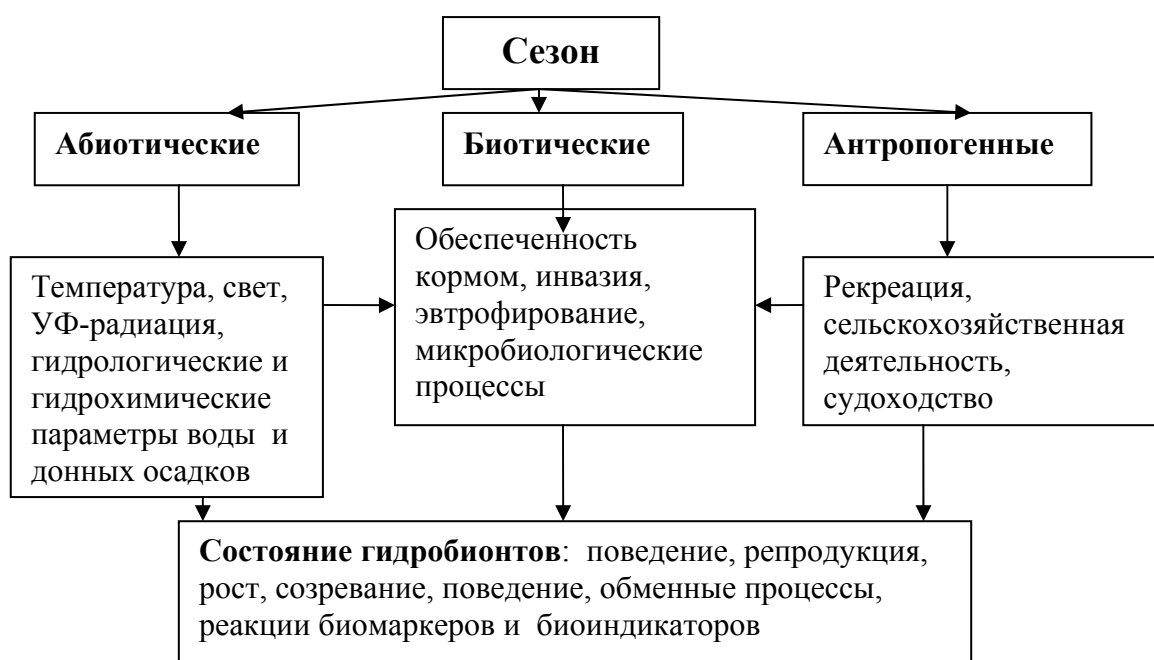
## РОЛЬ СЕЗОННЫХ ФАКТОРОВ В ЭКОТОКСИКОЛОГИЧЕСКОЙ ОЦЕНКЕ СОСТОЯНИЯ ГИДРОБИОНТОВ

И.И. Руднева

*Институт биологии южных морей НАН Украины  
пр. Нахимова, 2, Севастополь, 99011, Украина, svg-41@mail.ru*

Использование экотоксикологического подхода для оценки состояния гидробионтов и среды их обитания предполагает комплексный анализ абиотических, биотических и антропогенных факторов, которые в той или иной степени зависят от сезона и естественных годовых циклов водных организмов, сложившихся в процессе эволюции. Годовая динамика оказывает влияние на абиотические факторы, связанные с ними биотические и в ряде случаев определяет антропогенную нагрузку на акватории (Рис. 1). Исследование сезонной зависимости пойкилотермных организмов требует самого тщательного анализа для лучшего понимания взаимодействия всех факторов, вызывающих ответные реакции биомаркеров и биоиндикаторов гидробионтов в загрязненных и чистых акваториях (Руднева, 2003; Руднева и др., 2008а). Органы

и ткани выполняют различные функции и имеют разный метаболизм, зависящий от специфики организма и его окружения, включая образ жизни, среду обитания, возраст, терморегуляцию, пищевые потребности, равно как и многие другие аспекты жизнедеятельности. Возраст, пол, время года, репродуктивный период, разнообразие пищи и ее усвояемость, наличие загрязнителей стимулируют соответствующие реакции биомаркеров (Nesto et al., 2007). При этом антропогенный фактор, связанный с сезонными воздействиями на водные объекты, в значительной степени модифицирует эволюционно сложившиеся в гидросфере годовые циклы, протекающие в экосистемах и сообществах.

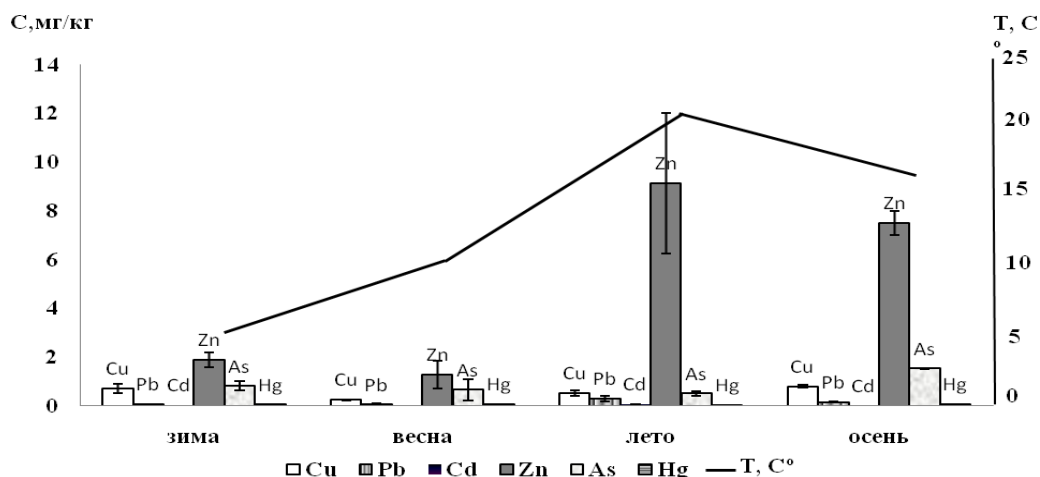


**Рис. 1.** Сезонное взаимодействие экологических факторов и их влияние на состояние гидробионтов

### **1. Сезонная динамика загрязнения водных экосистем и гидробионтов токсичными веществами**

Накопление тяжелых металлов (ТМ) в тканях гидробионтов имеет выраженную сезонную зависимость и, как правило, наиболее высокие уровни ТМ фиксируются как у беспозвоночных, так и у рыб в летний период (Swalech, Adelung, 1995). Многие исследователи отмечают, что летом происходит увеличение содержания загрязнителей в водной среде, поступающих со стоками рек и муниципальными сбросами городов. В такой ситуации качество воды резко снижается, так как системы водоочистки в большинстве случаев не справляются с возросшей на них нагрузкой в летний период. Это в значительной степени изменяет физико-химические показатели воды, которые ухудшают экологические условия обитания гидробионтов (Barata et al., 2005; Rudneva, 2011). Наши исследования годовой динамики содержания токсичных элементов в тканях черноморского ерша *Scorpaena porcus* четко показали сезонные различия этих показателей (Рис. 2) (Руднева и др., 2008б).

Токсичные вещества поступают в организм гидробионтов из воды и с пищей, поэтому уровни их содержания в тканях зависят от положения вида в соответствующей трофической цепи, загрязненности воды и потребляемого корма. При этом следует отметить, что сезонные тренды накопления различных токсикантов в тканях рыб не являются одинаковыми для разных компонентов. Так, коэффициенты корреляции между содержанием меди, мышьяка, кадмия и ртути в мышцах ерша и температурой воды достаточно низкие ( $r = 0.03 - 0.18$ ), тогда как между содержанием свинца и цинка – высокие ( $r = 0.94$ ). Это дает основание предположить, что не только температура воды непосредственно, но и другие факторы влияют на поглощение ТМ водными организмами.



**Рис. 2.** Содержание токсичных элементов в мышцах морского ерша, отловленного в Севастопольской бухте, в различные сезоны ( $M \pm m$ ,  $n=5$ ) (Руднева и др., 2008б).

В частности, принадлежность рыб к различным экологическим группам также оказывает влияние на их реакции на сезонные изменения. Придонные виды менее чувствительны к годовым флуктуациям, тогда как пелагические, живущие в поверхностных слоях, подвержены им в большей степени (Nesto et al., 2005). Это определяет динамику их загрязнения и естественные годовые (репродуктивные) циклы. Иногда они совпадают, то есть с увеличением температуры начинается нерест и возрастает загрязнение акваторий вследствие рекреации, особенно органическими загрязнителями. Уровень аккумуляции ТМ в тканях гидробионтов зависит также от биофильности того или иного элемента. Так, например, Zn и Cu входят в состав активных центров ряда важнейших ферментов (в том числе антиоксидантных), и их накопление в тканях гидробионтов в теплый сезон совпадает с периодом нереста и активации метаболических процессов у рыб и беспозвоночных, равно как и с ростом уровня антропогенной нагрузки на акватории.

Следует отметить, что в теплый сезон увеличивается число морских перевозок, что приводит к существенному загрязнению акваторий нефтепродуктами, а также сельскохозяйственной деятельности, в результате которой в водные экосистемы поступают избыточные количества пестицидов, их метаболитов и удобрений (биогенов), которые оказывают крайне негативное влияние на гидробионтов. Как правило, в этот же период происходит массовый нерест рыб, икринки и личинки которых в большей степени страдают от химического загрязнения, вызывающего их гибель, аномалии, задержку роста и развития.

## **2. Сезонная динамика загрязнения водных экосистем и гидробионтов биогенами**

В теплый период в водные экосистемы поступают значительные количества биогенов, которые в сочетании с высокой температурой создают благоприятные условия для размножения микроводорослей (в том числе токсичных), болезнетворных микробов и паразитов (Руднева, 2008; 2009). Интенсивное развитие фитопланктона, известное как «красные приливы» из-за наличия в среде высоких концентраций одноклеточных водорослей (динофлагеллят, диатомей и цианобактерий), отмечено во многих пресноводных и морских акваториях. Последствия эвтрофикации для водных экосистем также хорошо известны: деградация донных водорослевых сообществ, развитие зон гипоксии и аноксии в придонных слоях воды, заморы и гибель рыб и бентосных беспозвоночных, снижение биоразнообразия, значительное ухудшение качества водной среды. Совершенно очевидно, что ущерб от «красных приливов» наносится не только экосистеме, но и населению прибрежных территорий, использующих водные ресурсы для целей рыболовства, аквакультуры, рекреации и туризма.

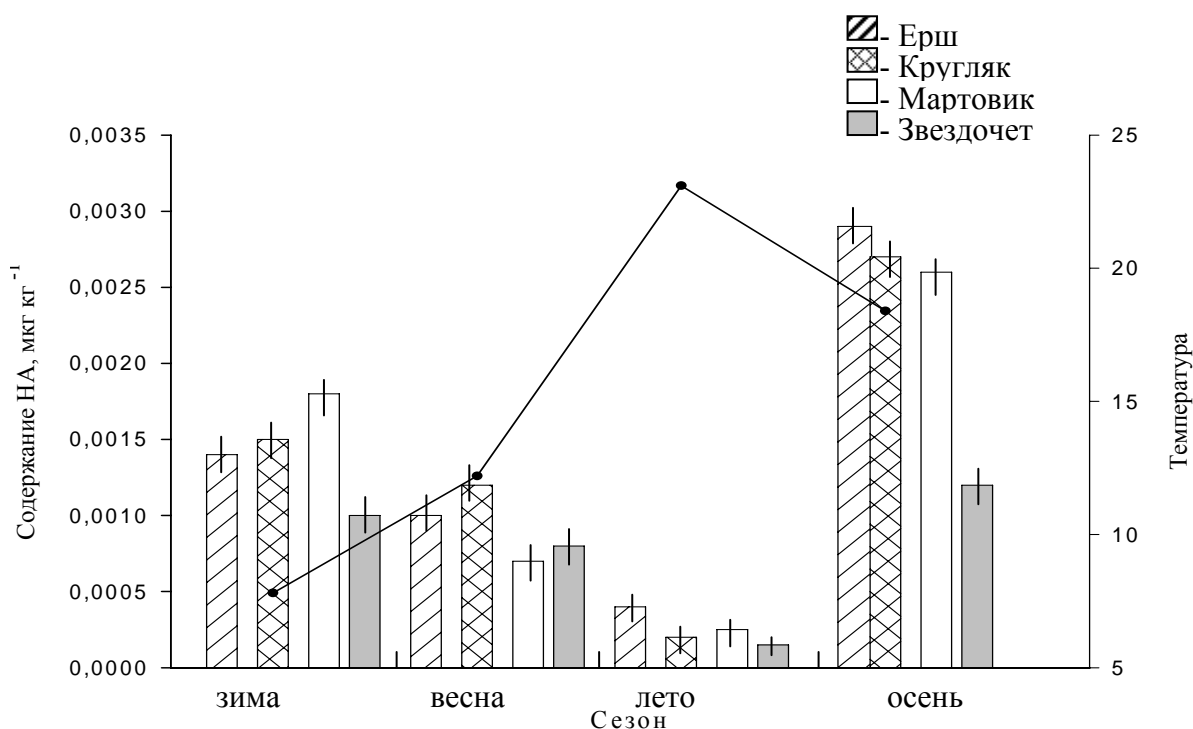
Различные районы Черного моря также подвержены эвтрофированию, являющемуся следствием глобального загрязнения акваторий биогенами. Они поступают как со сбросами предприятий промышленности, коммунального и сельского хозяйства, расположенными на побережье, так и со стоками рек, приносящими загрязнители со всего водосборного бассейна.

Насыщение водной среды биогенами может стимулировать появление в ней нитрозаминов (НА) - одной из самых опасных групп канцерогенных и мутагенных соединений. Они

синтезируются при взаимодействии любого вторичного амина с азотной кислотой в среде и в организме. Реакция протекает также в желудке рыб. При этом НА всасываются и способствуют развитию рака в различных органах и тканях. Поскольку в среде и в гидробионтах содержится определенное количество нитратов, они могут восстанавливаться до нитритов и взаимодействовать в желудке с вторичными аминами с образованием НА. Результаты наших исследований содержания НА в тканях некоторых видов черноморских рыб показали, что наибольший их уровень обнаруживается осенью при достаточно высокой температуре воды (Рис. 3). Летом при максимальном развитии фитопланктона микроводоросли интенсивно утилизируют биогены, содержащиеся в воде, а осенью происходит их отмирание, в результате чего азотистые соединения поступают в среду, а затем в организм рыб, где превращаются в НА (Руднева и др., 2008в; Rudneva et al., 2008).

### 3. Сезонная динамика микробного загрязнения водных экосистем и гидробионтов

В настоящее время в некоторых морских экосистемах микробное загрязнение доминирует над химическим и приносит колоссальный ущерб экономике прибрежных территорий, исчисляющийся миллионами долларов США. Болезнетворные бактерии, содержащиеся в стоках, представляют существенную опасность не только для морских обитателей, но и для людей, употребляющих в пищу зараженные морепродукты и купающихся в инфицированной воде (Руднева, 2009). Результатом этого являются случаи холеры, в том числе регулярно фиксируемые в летний период в районе Мариуполя (Украина), гастроэнтеритов и других опасных заболеваний, закрытие пляжей, рекреационных и туристических комплексов. Согласно предположениям, источником последней вспышки холеры в Мариуполе (Азовское море) явились инфицированные бычки, употребляемые в пищу заболевшими людьми



**Рис. 3.** Зависимость содержания НА в рыбах от температуры воды (Руднева и др., 2008в)

Результаты наших исследований микробного загрязнения рыб, обитающих в прибрежной части Черного моря в районе Севастополя, показали четкую сезонную зависимость наличия у них патогенной микрофлоры (Таблица 1).

При этом зараженность рыб увеличивалась в теплый период, когда наряду с повышением температуры воды возрастало поступление в среду биогенов и болезнетворных микроорганизмов в результате усиления рекреационной нагрузки на акватории. Летом у трех видов рыб – морского ерша, зеленушки и спикары была обнаружена *E. coli*, тогда как в остальные сезоны года кишечная палочка не выявлена. Совершенно очевидно, что зараженность рыб патогенной микрофлорой

индуцирует защитные реакции организма, что отражается на активности иммунной и антиоксидантной системы.

**Таблица 1.** Сезонная динамика МАФАМ (количество КОЕ  $\times 10^3$  в 1 г) у некоторых видов черноморских рыб (Руднева и др., 2008г)

Вид	Зима	Весна	Лето	Осень
Морской налим	1.0	1.8	48.0	2.3
Бычок-кругляк	1.8	2.3	13.0	5.5
Бычок-мартовик	1.3	1.9	8.8	5.9
Морской ерш	1.2	2.0	19.0	6.0
Звездочет	0.25	0.70	6.7	1.3
Мерланг	0.9	2.8	7.3	3.0
Барабуля	0.4	0.8	5.9	1.9
Спикара	1.2	3.0	150	64.0
Зеленушка	0.8	1.8	25	2.3
Ставрида	1.5	2.5	5.8	3.9

#### **4. Сезонное взаимодействие физических факторов и загрязнения водных экосистем и гидробионтов**

В летний период значительно увеличивается уровень солнечной радиации и, прежде всего, УФ-излучения. Проникновение УФ-излучения в воду зависит от ее физико-химических свойств и глубины, а также от мутности, а именно от концентрации растворенного и взвешенного органического вещества. Рыбы и другие гидробионты, живущие на глубине и наиболее чувствительные к действию УФ-радиации, в летний период могут подвергаться повышенной опасности, особенно их ранние онтогенетические стадии, наиболее уязвимые к повреждающим эффектам ультрафиолета (Руднева и др., 2010).

Положение в значительной степени усугубляется загрязнением водной среды продуктами хозяйственной деятельности человека, когда их токсические эффекты усиливаются вследствие фотохимических и фитобиологических реакций, инициируемых УФ-излучением. Это приводит к формированию в водоемах совершенно иных условий, крайне неблагоприятных для жизнедеятельности гидробионтов. Наиболее опасны ароматические углеводороды, входящие в состав нефти, фосфор- и хлорорганических пестицидов, поверхностно-активных синтетических моющих веществ и других загрязнителей. Показано, что токсичность таких соединений возрастает в 2-1000 раз под действием ультрафиолетового излучения, а некоторых специфических компонентов нефти (флуорантена, пирена и антрацена) – в 12-50 000 раз (Kirby et al., 2007). Наличие ядовитых соединений в акваториях пагубно влияет на биоту экосистем, в том числе на ранние стадии развития рыб и беспозвоночных, приводит их к гибели, сокращая тем самым промысловые запасы гидробионтов, снижая биоразнообразие и нанося экономический ущерб рыболовству и аквакультуре. Кроме того, присутствие фототоксичных компонентов в воде и в грунтах экосистем может оказать крайне негативное влияние на здоровье людей, использующих такие водоемы в рекреационных целях и потребляющих морепродукты, содержащие токсичные компоненты.

Комбинированные эффекты УФ-радиации и некоторых биотических, абиотических и антропогенных факторов, в частности фотоактивация загрязнителей, приводит к образованию более токсичных по сравнению с исходными соединениями форм, вносящих существенный вклад в развитие окислительного стресса в организме. Это обстоятельство в комплексе с дальнейшим истончением озонового слоя и повышением УФ-радиации может привести к катастрофическим последствиям для морских обитателей.

#### **5. Сезонные особенности откликов биомаркеров и биоиндикторов на загрязнение водной среды**

Для того, чтобы определить ранние эффекты повреждающих факторов, необходимо проанализировать ответные реакции организмов на их действие. Для решения этой задачи важно подобрать соответствующие *биомаркеры* - индикаторы разного биологического уровня, позволяющие оценить отклики организма на действие различных, в том числе неблагоприятных для него факторов. В настоящее время для оценки состояния организма применяются многие критерии, показатели различного биологического уровня (биохимические, физиологические, морфологические, популяционные), которые условно можно разделить на три группы. Первая

группа включает прямые индикаторы (биомаркеры) наличия повреждающих факторов (стрессоров) в среде обитания организма. К ним относятся ферменты детоксикации (EROD, цитохром P-450, глутатионтрансфераза), повреждение ДНК, активность антиоксидантных ферментов, уровень металлотионеинов и стрессовых белков. Вторая группа представлена прямыми индикаторами (биоиндикаторы) действия этих стрессоров на организмы, которые характеризуют параметры липидного обмена, изменение активности ферментов, свидетельствующее о поражении органов (аминотрансферазы), состояние иммунитета, гистопатологии, содержание стероидных гормонов. В третью группу входят непрямые индикаторы присутствия/действия стрессоров, которые проявляются в особенностях корма и его потребления, ожирении, росте, репродукции и поведении, морфофизиологических, половых и возрастных характеристиках популяций гидробионтов (Adams, 2005).

Сезонные изменения оказывают значительное влияние на физиологическое состояние водных организмов, во многом определяют их обменные процессы, в том числе интенсивность поглощения, накопления и выведения ксенобиотиков. Важная роль в осуществлении этих реакций принадлежит ферментам, участвующим в процессах детоксикации и являющихся биомаркерами и биоиндикаторами состояния организма и среды его обитания. Активность ферментов является быстрым прогностическим показателем индивидуальных реакций организма на действие неблагоприятных факторов и позволяет предсказать последовательность дальнейших изменений (Немова, Высоцкая, 2004). В то же время загрязнение воды и грунтов различными видами токсических веществ (органическими компонентами, металлами, биогенами) может давать синергический эффект, что отражается на откликах биомаркеров и модифицирует их. Так, например, активность EROD является наиболее информативной, свидетельствующей о наличии органических ксенобиотиков в среде или в организме. Она всегда выше у гидробионтов, обитающих в загрязненных акваториях по сравнению с соответствующими показателями животных из чистых районов. Однако, в период нереста уровень эстрадиола в крови рыб повышается настолько, что может блокировать активность фермента. Существенные различия связаны с обитанием в глубоких слоях воды, где трансформация ксенобиотиков замедлена и происходит иначе, чем в поверхностных водах, а сезонные колебания не так контрастны (Varata et al., 2005).

Весьма показательной является сезонная динамика содержания антиоксидантов и активности антиоксидантных ферментов в тканях гидробионтов, описанная многими исследователями и в целом характеризующаяся возрастанием в теплое время года, что обусловлено повышением температуры воды и увеличением поступления загрязнителей в морскую среду (Руднева, 2003). Однако, в различных географических районах сезонная динамика может иметь свои особенности, связанные со спецификой местообитаний рыб. Так, в печени полосатой камбалы *Liopsetta pinnifasciata* из Амурского залива Японского моря максимальный уровень каталазы был установлен после нереста (февраль-март), а в весенне-летний период этот параметр снижался. Наиболее высокие показатели СОД выявлены в июле, максимальная концентрация глутатиона и активность глутатион-S-трансферазы (ГТ) - в июне (Алешко, Лукьянова, 2005). Сходные результаты были получены для нескольких видов морских рыб из других географических районов: весной активность СОД и ГТ в крови рыб увеличивалась в связи с повышением температуры воды и интенсификацией общего метаболизма, включая возрастание перекисного окисления липидов (ПОЛ) (Wdzieczak et al., 1982). Такая же тенденция отмечена для содержания глутатиона в печени. Однако, у живородящих видов, которые в меньшей степени зависят от температуры, таких различий не установлено. В частности, у *Zoarcetes viviparous*, характеризующегося высоким уровнем анаболизма, отмечено повышение активности глутатионредуктазы в теплый период, тогда как активность других антиоксидантных ферментов снижалась, что коррелировало с ростом ГСИ и падением индекса печени (Filho et al., 2001; Ronisz et al., 1999).

Исследование активности антиоксидантных ферментов крови черноморской султанки *Mullus barbatus ponticus* также показали четкие сезонные различия (Скуратовская, 2010). Активность каталазы в крови рыб достоверно выше весной, активность СОД – летом и осенью, а активность пероксидазы – осенью и зимой. Активность глутатионзависимых ферментов глутатионредуктазы и глутатионтрансферазы проявляет сходные тенденции – минимальные значения отмечены зимой, а максимальные летом. Повышение активности ферментов в весенне-летний период связано с нерестом и интенсификацией обменных процессов, которые ему предшествуют, увеличением температуры воды, усилением рекреационной нагрузки на прибрежные акватории, что в комплексе стимулирует развитие окислительного стресса у рыб. В

то же время при исследовании различных тканей султанки, обитающей в Адриатическом море, была выявлена другая динамика сезонной активности антиоксидантных ферментов. При этом наибольшие величины активности глутатионзависимых ферментов (глутатионпероксидазы, глутатионредуктазы и глутатионтрансферазы) в мышцах и в печени рыб были установлены в весенний период по сравнению с зимним, тогда как активность СОД и каталазы в большей степени зависела от местообитания рыб, чем от сезона (Pavlovic et al., 2010). При пониженных температурах происходит перегруппировка липидов в клеточных мембранах с увеличением доли ПНЖК – субстратов для ПОЛ, что приводит к его интенсификации и повышению активности антиоксидантных ферментов. Митохондрии также подвержены сезонным изменениям, зависящим от температуры, и продукция свободных радикалов, сопряженная с их функционированием, вносит существенный вклад в сдвиг прооксидантно-антиоксидантного баланса организма в течение годового цикла.

В условиях загрязнения и развития окислительного стресса организмы могут перепрограммировать соотношение прооксидантных и антиоксидантных процессов с учетом сезонных и температурных факторов (Van der Oost et al., 2003). Многие исследователи отмечают модифицирующее влияние загрязнения на сезонную динамику активности антиоксидантных ферментов в тканях животных. Однако активность антиоксидантной системы варьирует неоднозначно в экологически неблагоприятных районах (Barata et al., 2006). Было установлено, что активность каталазы в печени бразильской камбалы *Paralichthys orbignyanus*, отловленной в относительно чистом районе, не имела сезонных отличий, за исключением некоторой тенденции увеличения весной, тогда как в печени рыб из района, загрязненного нефтью, активность фермента была достоверно ниже в этот период (Amado et al., 2006a). Активность каталазы в печени рыб из загрязненной акватории была достоверно выше зимой и летом по сравнению с показателями рыб из чистой акватории. Предполагают, что ксенобиотики органической природы могут стимулировать пролиферацию пероксисом и тем самым усиливать активность фермента.

Активность глутатионтрансферазы в печени рыб, отловленных в районе нефтяного загрязнения, также достоверно превышала соответствующие значения рыб из чистой акватории зимой и осенью, и активность фермента весной и осенью оказалась достоверно больше по сравнению со значениями весенне-летнего периода. В чистом районе существенных изменений активности ГТ не отмечено.

Уровень ПОЛ в печени рыб из чистой акватории был достоверно выше в зимний период по сравнению с летним. Пойкилотермные животные увеличивают степень ненасыщенности жирных кислот (ПНЖК) в мембранах клеток при понижении температуры для поддержания жидкостно-мозаичной структуры мембраны. ПНЖК являются наиболее подходящими субстратами для ПОЛ, и их увеличение в составе мембран в холодный период стимулирует перекисное окисление липидов. Однако, наличие загрязнителей в среде может модифицировать этот процесс и в еще большей степени усиливать окислительный стресс (Amado et al., 2006a).

Сходная картина модифицирующего влияния загрязнения на сезонную динамику активности антиоксидантных ферментов в загрязненном и чистом районах была показана для горбыля *Micropogonias furnieri*. В теплый период года активность каталазы была выше в печени рыб, обитающих в чистом районе. У рыб из района нефтяного загрязнения активность каталазы была существенно больше по сравнению с показателями особей из чистой акватории только летом и не имела различий зимой. Активность глутатионтрансферазы показала обратную тенденцию также и в теплое время. Летом активность фермента в печени рыб из чистого района была выше, чем в загрязненном, а зимой ее значения были одинаковы. Предполагают, что существенное снижение активности антиоксидантных ферментов в печени рыб из экологически неблагоприятной акватории может быть связано с ингибированием ферментов экзо-и эндогенными токсикантами (Amado et al., 2006b).

Сезонные эффекты антиоксидантной системы могут различаться в органах и тканях гидробионтов. Они наиболее выражены в жабрах рыб и характеризуются увеличением содержания глутатиона и активности ГТ весной. В печени и мышцах рыб сезонные вариации антиоксидантной активности проявляются в меньшей степени (Da Rocha et al., 2009).

В последнее время особое внимание уделяется влиянию УФ-облучения на гидробионтов, интенсивность которого повышается в летний период. Наши исследования действия УФ-излучения на личинок атерины *Atherina mochon pontica* – широко распространенного прибрежного вида многих морей и океанов, показали значительное снижение теплопродукции у облученных личинок рыб. Это свидетельствует о разбалансировании процессов генерации и утилизации



энергии, вызванное прежде всего повреждением митохондрий и нарушением протекающих в них метаболических реакций. В то же время нельзя исключать и изменения уровня свободнорадикальных процессов, инициируемых УФ-излучением, что также может существенно повлиять на состояние энергетического обмена личинок рыб. Известно, что ультрафиолетовое облучение рыб в экспериментальных условиях значительно снижает содержание глутатиона в коже и в мышцах, увеличивает концентрацию супероксидрадикала и перекиси водорода, ТБК-реактивных продуктов, что свидетельствует о развитии окислительного стресса. Снижение теплового потока было отмечено нами ранее у личинок артемии, вылупившихся из облученных УФ-радиацией яиц. Таким образом, снижение теплопродукции является неспецифическим комплексным ответом личинок рыб на действие УФ-облучения, а параметры теплопродукции являются чувствительным индикатором состояния гидробионтов, подвергнутых действию ультрафиолета.

Повреждающие эффекты ультрафиолетового облучения, проявляющиеся в наибольшей степени в летний период, могут привести к катастрофическим последствиям для водных экосистем и их обитателей. Подсчитано, что если 13% ежегодной продукции личинок анчоусов может быть потеряно в результате действия УФ-радиации в поверхностных слоях воды, то этот показатель возрастет до 18% в случае сокращения озонового слоя на 25% (Hunter et al., 1981). Другими исследователями установлено, что около 50% икринок трески, находящихся в поверхностном 10-см слое, может погибнуть в течение 42 час под действием естественного УФ-облучения. Последние эксперименты не только подтвердили этот факт, но и показали, что время гибели личинок снизится до 32 час при сокращении озонового слоя на 20% (Kouwensberg et al., 1999). Известно, что морепродукты обеспечивают 18% потребляемого человеком белка, особенно в развивающихся странах, население которых быстро увеличивается. В случае дальнейшего сокращения озонового слоя и повышения уровня УФ-радиации, особенно в летний период, а также загрязнения акваторий следует ожидать нарастание крайне негативных последствий как для водных экосистем и их обитателей, так и для людей, использующих водные ресурсы в пищевых целях.

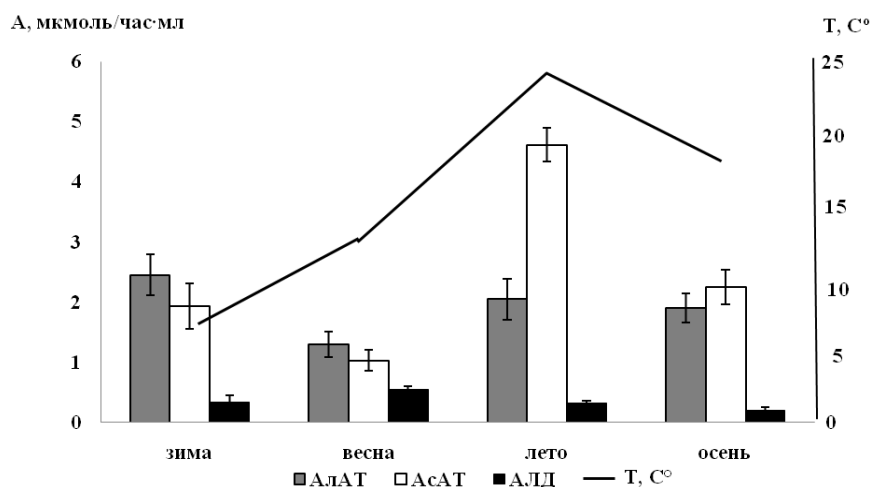
Таким образом, взаимодействие между химическими загрязнителями и физическими факторами, инициированием свободнорадикальных процессов и ответными реакциями антиоксидантной системы является звеньями одной цепи. В то же время сложно выделить влияние какого-либо одного сезонного фактора на изменение прооксидантно-антиоксидантного баланса организма, так как это может быть температура, обеспеченность пищей, ее состав и усвояемость, изменение физико-химических условий среды обитания, включая насыщение биогенами, эвтрофирование, наличие патогенных микроорганизмов, паразитов, химических загрязнителей, развитие бактериальных процессов, усиление УФ-излучения и многое другое.

Наши дальнейшие исследования показали четкую сезонную динамику активности сывороточных ферментов (аминотрансфераз и альдолазы), характеризующих функциональное состояние печени рыб (Рис. 4) (Руднева и др., 2008б). Совершенно очевидно, что отмеченные эффекты могут быть следствием ряда природных и антропогенных процессов, а также их совокупности, модифицирующих физиологический статус организма.

Активность аспартатаминотрансферазы (АсАТ) в печени морского ерша в 2 раза выше летом по сравнению с другими сезонами годового цикла ( $p < 0.01$ ). Иная картина наблюдается для аланинаминотрансферазы (АлАТ). Активность данного фермента повышается в зимний период, затем снижается весной, вновь возрастает летом и остается почти на том же уровне осенью. Достоверные отличия отмечены только между значениями в летний и зимний периоды ( $p < 0.01$ ). Активность альдолазы (АЛД) проявляет тенденцию увеличения весной, но значительных изменений в течение всего годового цикла не установлено. Высокий коэффициент корреляции обнаружен между активностью сывороточной АсАТ и температурой воды ( $r = 0.79$ ), тогда как этот показатель для активности АлАТ и АЛД значительно ниже ( $r = -0.12$  и  $r = -0.42$  соответственно).

Обнаруженное летом увеличение активности АсАТ совпадает с нерестом морского ерша, сопровождающегося усилением общего метаболизма, генеративным ростом и созреванием гонад. При этом происходит перераспределение энергетического и пластического материала, что требует, наряду с пищевым обеспечением, значительной доли внутренних ресурсов организма (Немова, Высоцкая, 2004). Одновременно у рыб происходит возрастание в десятки раз уровня потребления кислорода, активности ферментов энергетического обмена ЛДГ и АТФазы, что свидетельствует об исключительно высоком уровне метаболизма. В теплое время года вследствие усиления рекреационной нагрузки увеличивается поступление в морскую среду загрязнителей, включая ТМ, которые накапливаются в тканях рыб (Рис. 2), что стимулирует развитие у них соответствующих ответных реакций. В этом случае одним из адаптивных ответов является синтез

металлотионеинов (МТ), который требует дополнительных затрат энергии и приводит к изменениям основного метаболизма. Обнаружено, что уровень МТ у рыб возрастает в период нереста, так как стероидные гормоны стимулируют их синтез. Содержание цинка в тканях также повышается в репродуктивный период, что отмечено и другими авторами (Barata et al., 2005).



**Рис. 4.** Активность сывороточных ферментов морского ерша различные сезоны года ( $M \pm m$ ,  $n = 60$ )

Помимо этого, сезонные вариации активности ферментов, отражающих функцию печени, могут быть связаны с колебаниями солености воды и, следовательно, с изменением концентрации в ней различных токсикантов. Уменьшение солености воды вследствие разбавления коммунальными стоками, объем которых возрастает в теплый период, приводит к увеличению поглощения ионов металлов. При этом активность ферментов, участвующих в процессах детоксикации ксенобиотиков в печени, также возрастает.

Зимой наблюдается уменьшение активности АсАТ в сыворотке крови морского ерша. Очевидно, это связано с понижением общего уровня обмена веществ в данный период, когда рыбы малоактивны, энергозатраты минимальны, окислительные процессы замедлены, питание либо прекращается полностью, либо в значительной мере сокращается. Это приводит к уменьшению поступления загрязнителей в организм рыб, снижается их стрессовое влияние на печень, следствием чего является реорганизация ее метаболизма, включая активность аминотрансфераз.

#### **Заклучение**

Таким образом, содержание токсичных соединений в среде и в организме и ответные реакции биомаркеров гидробионтов проявляют четкую сезонную зависимость, которая обусловлена годовыми циклами, связанными с репродукцией, особенностями питания и загрязнением среды обитания. Физиологическое состояние оказывает существенное влияние на проявление адаптивного и токсического ответа организма на содержащиеся в тканях токсические компоненты. В этом случае активность ферментов является быстрым и эффективным прогностическим параметром индивидуальной реакции организма на стрессовое действие комплекса природных и антропогенных факторов, которая позволяет оценить модифицирующие эффекты неблагоприятных воздействий на популяции и сообщества (Barata et al., 2005; Nesto et al., 2007). Наиболее информативными биоиндикаторами являются ферменты биотрансформации ксенобиотиков, антиоксидантной системы и ключевые ферменты обмена веществ, которые имеют также диагностическое значение для определения функционального состояния организма. Учитывая сказанное, перед планированием экотоксикологических исследований и разработкой мониторинговых программ необходимо тщательно изучить особенности годовых циклов гидробионтов и связанные с ними физиологические изменения обмена веществ, а также учитывать всю совокупность сезонных факторов и их специфическое влияние на биомониторы и тест-объекты, отношения и связи между загрязнителями и тестируемыми биомаркерами. В настоящее время данный аспект становится особенно актуальным в связи с глобальным изменением климата на планете, что в значительной степени модифицирует эволюционно сложившиеся закономерности функционирования водных экосистем.

#### Список литературы:

- Алешко С.А., Лукьянова О.Н. Сезонные изменения некоторых параметров биотрансформации и антиоксидантной системы в печени полосатой камбалы *Liopsetta pinnifasciata* из Амурского залива Японского моря. Биология моря. 2008. Т.34. № 2. С. 148-151.
- Немова Н. Н., Высоцкая Р.У. Биохимическая индикация состояния рыб. М.: Наука, 2004. 215 с.
- Руднева И.И. Эколого-физиологические особенности антиоксидантной системы рыб и процессов перекисного окисления липидов. Успехи совр. биологии. 2003. Т. 123. № 4. С. 391-400.
- Руднева И.И. Экоотоксикологические аспекты оценки качества морских биоресурсов: роль фитопланктона. Рыбное хозяйство России. 2008. № 5. С. 41-43.
- Руднева И.И. Экоотоксикологические аспекты оценки качества морских биоресурсов: роль болезнетворных организмов. Рыбное хозяйство России. 2009. № 2. С. 92-94
- Руднева И.И., Шайда В.Г., Омельченко С.О., Симчук Г.В. Сезонная динамика некоторых экологических параметров гипергалинных водоемов Крыма. Биология внутренних вод. 2008а. № 2. С. 25-30.
- Руднева И.И., Рощина О.В., Омельченко И.Н., Залевская И.Н. Использование биоиндикаторов рыб для анализа сезонной динамики экологического состояния морских акваторий. Экологическая химия. 2008б. Т. 17, № 3. С. 24 – 29.
- Руднева И.И., Мельникова Е.Б., Кузьминова Н.С., Омельченко С.О., Залевская И.Н., Симчук Г.В. Оценка влияния минеральных соединений азота на донных рыб в бухтах Черного моря. Водные ресурсы. 2008в. Т. 35. № 4. С. 260-267.
- Руднева И.И., Омельченко С.О., Залевская И.Н. Сезонная динамика уровня микробного загрязнения прибрежных видов черноморских рыб. Ветеринарная медицина. Харьков. 2008г. Т.90. С.357-363)
- Руднева И.И., Шайда В.Г., Кузьминова Н.С., Скуратовская Е.Н. Действие ультрафиолетового излучения на водные организмы. Актуальные вопросы теоретической и прикладной биофизики, физики и химии. БФФХ – 2010. [В 2 т.] Т. 2. Биофизика и биофизическая медицина: Материалы VI Междунар. науч.-тех. конф., г. Севастополь (26 – 30 апр. 2010 г.) Севастополь, 2010. С. 42 – 44.
- Скуратовская У.Н. Сезонные вариации активности антиоксидантных ферментов крови султанки *Mullus barbatus ponticus* из прибрежной зоны г. Севастополя. В кн.: Современные проблемы физиологии и биохимии водных организмов. Материалы 3 международной конф. 22-26 июня 2010 г. Петрозаводск. 2010. С. 170-171.
- Adams S. M. Assessing cause and effect of multiple stressors on marine systems. Mar. Pollut. Bull. 2005. V. 51, № 8 -12. P. 649 - 657.
- Amado L.L., Robaldo R.B., Geracitano L., Monserrat J.M., Bianchini A. Biomarkers of exposure and effect in the Brazilian flounder *Paralichthys orbignyanus* (Teleostei: Paralichthyidae) from the Patos Lagoon estuary (Southern Brazil). Marine Pollut. Bull. 2006a. V. 52. P. 207-213.
- Amado L.L., da Rosa C.E., Leite A.M., Moraes L., Periz W.V., Pinho G.L.L., Martinez C., Martins G., Robaldo R.B., Nery L.E.M., Monserrat J.M., Bianchini A., Martinez P.E., Geracitano L. Biomarkers on croakers *Micropogonias furnieri* (Teleostei: Sciaenidae) from polluted and non-polluted areas from the Patos Lagoon estuary (Southern Brazil): evidences of genotoxic and immunological effects. Marine Pollut. Bull. 2006b. V. 52. P. 199-206.
- Barata C., Lecumberri I., Vila-Ascale M. et al. Trace metal concentration, antioxidant enzyme activities and susceptibility to oxidative stress in the tricoptera larvae *Hydropsyche exocellata* from the Lobregat river basin (NE Spain). Aquat. Toxicol. 2005. V.74, № 1. P.3-19.
- Da Rocha A.M., Salomao de Freitas D.P., Burns M., Vieira J.P., de la Torre F.R., Monserrat J.M. Seasonal and organ variations in antioxidant capacity, detoxifying competence and oxidative damage in freshwater and estuarine fishes from Southern Brazil. Comp. Biochem. Physiol. 2009. V. 150C. P. 512-520.
- Filho D.W., Torres M.A., Tribess T.B., Pedrosa R.C., Soares C.H.L. Influence of season and pollution on the antioxidant defenses of the cichlid fish acara (*Geophagus brasiliensis*) Brazilian J. of Medical and Biological Research. 2001. V. 34. P. 719-726.
- Hunter J.R., Kaupp S.E., Taylor J.H. Effects of solar and artificial ultraviolet on eggs and larvae of the northern anchovy *Engraulis mordax*. Photochemistry and Photobiology, 1981, V. 29, P. 325-338.
- Kirby M.F., Lyons B.P., Barry J., Law R. J. The toxicological impacts of oil and chemically dispersed oil: UV mediated phototoxicity and implications for environmental effects, statutory testing and response strategies. Marine Pollution Bulletin, 2007, V. 54, P. 464-488.
- Kouwenberg J.H.M., Browman H.I., Runge J.A., Cullen J.J., Davis R.F., St-Pierre J.F. Biological weighting of ultraviolet-B induced mortality in marine zooplankton and fish 1. Atlantic cod (*Gadus morhua* L) eggs. "Marine Biology, 1999, V. 134, P. 269-284
- Nesto N., Romano S., Moschino V. et al. Bioaccumulation and biomarker responses of trace metals and micro-organic pollutants in mussels and fish from the Lagoon of Venice, Italy. Mar. Pollut. Bull. 2007. V.55. P. 469 - 484.

- Pavlovic S.Z., Dorcovic Mitie S.S., Radovanovic T.B., Perendija B.R., Despotovic S., Gavric J.P., Saicic Z.S. Seasonal variations of the activity of antioxidant defense enzymes in the red mullet (*Mullus barbatus* L) from the Adriatic Sea. Mar. Drugs. 2010. V. 8. P. 413-428.
- Ronis D, Larsson DGJ, Forlin L (1999) Seasonal variations in the activities of selected hepatic biotransformation and antioxidant enzymes in eelpout (*Zoarces viviparus*). Comp Biochem Physiol 1999. V. 124 C. P.271–279
- Rudneva I.I. Ecotoxicological Studies of the Black Sea ecosystem. The case of Sevastopol Region. NY. Nova Science Publishers, Inc. 2011. 62 pp.
- Rudneva I.I., Melnikova E.B., Omelchenko S.O., Zalevskaya I.N., Symchuk G.V. Seasonal variations of nitrosamine content in some Black Sea fish species. Turk. J. Fish. Aquat.Sci. 2008. № 8. P. 283 – 287.
- Swail K.M., Adelung D. Effect of body size and season on the concentrations of Cu, Cd, Pb and Zn in *Diastylis rathkei* (Kroyer) (Crustacea: Cumacea) from Kiel Bay, Western Baltic. Mar. Pollut. Bull. 1995. V. 31, N 1-3. P. 103-107.
- Van der Oost R., Beyer, J., Vermeulen N. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: A review. Environ. Toxicol. Pharmacol. 2003. V.13, 57–149.
- Wdzieczak J., Zalesna G., Bartkowiak A., Witas H., Leyko W. Comparative studies on superoxide dismutase, catalase and peroxidase levels in erythrocytes of different fish species Comp. Biochem. Physiol. 1981. V. 68 B, N 2. P. 357-358.

## ПЕРСПЕКТИВЫ ЭКОЛОГО-РЫБОХОЗЯЙСТВЕННОГО НОРМИРОВАНИЯ В РОССИИ\*

О.Ф.Филенко<sup>1</sup>, М.В. Медянкина<sup>2</sup>.

<sup>1</sup>Московский Государственный университет им. М. В. Ломоносова, Биологический факультет, 119899, Ленинские горы, д.1, Москва, Россия. [ofilenko@mail.ru](mailto:ofilenko@mail.ru)

<sup>2</sup>ФГУП «Всероссийский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства и океанографии», 107140, ул. Верхняя Красносельская, д.17 г. Москва, Россия. e-mail: [mediankina@mail.ru](mailto:mediankina@mail.ru)

Ранее, в 2008 г. в лекции на 3-й конференции было освещено состояние проблемы эколого-рыбохозяйственного нормирования в нашей стране на тот период (Филенко, 2008). В последние годы приходится периодически возвращаться к принципиальным вопросам, определяющим место эколого-рыбохозяйственного нормирования в общей системе природоохранных мер. Прежде всего, предельно допустимая концентрация (ПДК) загрязняющего вещества в водной среде, это единый профилактический ориентир для всего последующего комплекса мер по ограничению загрязнения – выбора технологий промышленного производства и очистки вод, определения допустимых нагрузок и взимания платы за водопользование (Перечень рыбохозяйственных нормативов:..., 1999).

Величину ПДК, как упреждающий критерий, есть смысл определять только экспериментально в лабораторных условиях (Строганов, 1971а; 1971b). Попытки установления ПДК «*in situ*» на основе данных мониторинга лишены смысла, так как для этого необходим уже загрязненный водоем, и установленная таким образом величина самостоятельного практического приложения не имеет. Она может быть использована только для экологического обоснования корректировок уже разработанных экспериментально ПДК. Системы нормирования и биоиндикации бессмысленно противопоставлять, так как они дополняют, но не заменяют друг друга.

Основная часть претензий, предъявляемых к идее лимитов ПДК, на самом деле относится к способам использования этих критериев для последующих расчетов предельных нагрузок и различных плат за природопользование. Что же касается дальнейшего совершенствования и повышения экологической надежности лимитов загрязнения, устанавливаемых с применением существующей методической схемы (Методические указания..., 1998), намечались следующие основные направления:

1. Повышение экологического реализма оценок (переход на модельные экосистемы, освоение интегральных, на уровне экосистем, но оперативных и воспроизводимых, тест-реакций).

---

\* - Конспект лекций

2. 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.

3. Отработка методологии установления нормативов для морской среды, нормативов для биопрепаратов и взвешенных веществ.

4. Установление нормативов загрязнения донных осадков, который является задачей не менее актуальной в рыбозооэкономическом отношении, чем ограничение уровня веществ в воде, с разработкой соответствующих методик.

5. Определение правил учета при нормировании тех данных, которые были получены на реальных загрязняемых водных объектах.

6. Согласование устанавливаемых эколого-рыбозооэкономических нормативов с нормативами для пищевых продуктов и для питьевой воды.

Большим методологическим упущением в существующей системе является то положение, что подходы нормирования и биотестирования никак между собой не увязаны. Как это ни удивительно, причиной служит разная ведомственная принадлежность задач нормирования и токсикологического контроля. Результаты быстротечных испытаний при биотестировании не учитывают возможность проявления эффектов при хроническом режиме воздействия (Методы биотестирования вод, 1988; Методы биотестирования качества водной среды, 1989; Методическое руководство..., 1991; Руководство по определению методом биотестирования..., 2002). Вместе с тем, казалось бы, логичным при установлении нормативов сразу выделять лимитирующий тест – объект для каждого конкретного химического агента и устанавливать рабочие коэффициенты для экстраполяции результатов острых испытаний при биотестировании на возможный хронический эффект.

Важным требованием остается воспроизводимость получаемых результатов. На сегодняшний день добиться этого возможно только за счет использования стандартизированных лабораторных культур гидробионтов.

Таким образом, несмотря на относительно давние традиции и большой задел в сфере биологического обоснования ограничений на загрязнение водной среды, оставалось широкое поле для развития и совершенствования сложившейся схемы. Однако, сегодняшнее положение дел может потребовать существенное переосмысление самой методологии установления критериев качества среды.

До настоящего времени остались без положительных изменений организационные неопределенности и недоработки. Существенные затруднения в функционировании и развитии механизма эколого-рыбозооэкономического нормирования в последнее десятилетие возникли в связи с продолжающимся сокращением контингента экспериментаторов, вовлеченных в эту сферу. До сего дня Росрыболовством не создано компетентного совета специалистов, например, по аналогии с прекратившем существовать с 2003 года научно-технического совета (НТС) Главрыбвода, способного решать методические вопросы нормирования, рассматривать и представлять для утверждения конкретные разработки. В результате созданы условия для установления и принятия нормативов без должной объективной и компетентной оценки. Предлагаемые новые критерии легитимного статуса не имеют.

Кроме того, за истекшее время прошли события, которые вводят ситуацию в еще большую неопределенность. Теперь может измениться сама государственная политика по отношению к лимитированию загрязнения окружающей среды. Так в мае 2010 г. на заседании президиума Госсовета (<http://www.kremlin.ru/transcripts/7872>) глава Минприроды заявил «новый механизм экологического нормирования — система наилучших существующих доступных технологий». Основным недостаток системы нормирования, основанной на ПДК, он видит в «избыточно жестких требованиях и субъективности решения по введению любых лимитов» и что «в мире никто так не поступает». Насчет субъективизма опустим – министра, очевидно, еще не ознакомили с существовавшим порядком установления критериев окружающей среды в России и существующим в мире.

Главное то, что государственная экологическая стратегия в России противопоставляет «наилучшие существующие доступные технологии» - как залог экологического благополучия, и критерии ПДК – как чрезмерно требовательные. Однако, пока нигде не уточняется, что является критерием «доступности» - финансовые возможности или что-то еще. Ясно только, что при выборе наилучших технологий биологические или экологические критерии во внимание приниматься могут не в первую очередь.

Величины критериев, получаемых на основе международных стандартов с использованием упрощенных схем на основе кратковременных испытаний, по нашему мнению, формальны и лишены экологического смысла (Standard methods..., 1995). В России такой подход находит применение только при установлении временных нормативов - ориентировочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ).

В свете новой экономической ситуации по иному предстает проблема регионального нормирования. Позиция некоторых экологов такова, что необходимо иметь самостоятельные критерии чуть ли ни для каждого водного объекта. Разработка региональных нормативов может выполняться только для случаев аномалий в геохимических провинциях (повышенного или пониженного содержания тех или иных веществ).

В настоящее время в соответствии с Положением об осуществлении государственного мониторинга водных объектов (Постановление Правительства РФ 219 от 10.04.2007 г.) базовую основу Государственной сети мониторинга поверхностных вод составляют наблюдательные органы Росгидромета. Система базируется на сети пунктов режимных наблюдений, которые устанавливаются на водных объектах как в районах с повышенным антропогенным воздействием, так и на незагрязненных участках.

Службами Росгидромета по многолетним данным исследований проводится сравнение полученных при мониторинге концентраций показателей качества воды с соответствующим им ПДК, что определяет полученные характеристики качества воды как природное фоновое содержание показателя (на незагрязненных участках), так и фоновые концентрации показателя на водных объектах с антропогенным воздействием.

Данные Росгидромета по качеству воды поступают в организации Росрыболовства, Росводресурсы и другие организации по запросам о содержании какого-либо вещества в водном объекте, или в составе проектных материалов на согласование (например, при расчете НДС, при мониторинге).

Для того, чтобы решить вопрос о необходимости разработки регионального норматива необходимо оценить источник повышенной (или пониженной) концентрации того или иного компонента. Если повышенная концентрация отмечается в природном незагрязненном водном объекте в течение ряда лет исследований, следовательно, может иметь место региональное повышенное содержание элемента. В этом случае водопользователь может разрабатывать региональный норматив для геохимической провинции, но перед этим он должен с привлечением «геологической» организации определить как можно точно границы территории, для которой предполагается разработка регионального норматива.

Природный фоновый уровень качества воды геохимических провинций (повышенные или пониженные концентрации) отмечается как в поверхностных, так и в подземных водах данной геохимической провинции. Если в поверхностных водах тот или иной показатель выше рыбохозяйственной ПДК, а в подземных – ниже ее, есть основание заключить, что фоновые концентрации соответствующего показателя поверхностной воды сформированы под влиянием антропогенной нагрузки.

С таким представлением необходимо подходить к проблеме регионального нормирования. Это позволит избежать потребности разработки самостоятельных критериев чуть ли ни для каждого водного объекта и не создаст условия, когда предполагаемый виновник загрязнения будет заказывать региональный норматив, рассчитывая на установление для себя более либерального критерия.

Таким образом, фундаментально–прикладная проблема установления лимитов появления в водной среде и донных отложениях потенциально токсичных веществ не теряет своей актуальности и в наши дни, не смотря на все политические и экономические тенденции. Российская традиция установления критериев является компромиссом между экологическим подходом к оценке эффектов потенциально токсичных веществ и возможностью воспроизведения результатов испытаний. Современные попытки оценки рисков в связи с загрязнением среды могут базироваться только на знании критериев качества среды, которые в нашей стране представляются в форме ПДК.

#### Список литературы

Методические указания по установлению эколого – рыбохозяйственных нормативов (ПДК и ОБУВ) загрязняющих веществ для воды водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение//Ред. О.Ф.Филенко, С.А.Соколовой. -М.: ВНИРО, 1998, -145 с.  
Методическое руководство по биотестированию воды РД 118-02-90. -М.: 1991, -48 с.

Методы биотестирования вод. - Черноголовка, 1988. -128 с.  
Методы биотестирования качества водной среды//Ред. О.Ф.Филенко. - М.: МГУ, 1989. -124 с.  
Перечень рыбохозяйственных нормативов: предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение. - М.: ВНИРО, 1999, -304 с.  
Руководство по определению методом биотестирования токсичности вод, донных отложений, загрязняющих веществ и буровых растворов. РЭФИА, НИА-Природа, М., 2002  
Строганов Н.С. Принципы построения главной методики водной токсикологии. В сб. Критерий токсичности и принципы методик по водной токсикологии. -М.: МГУ, 1971а, С. 134-156.  
Строганов Н.С. Методика определения токсичности водной среды. В сб. Методика биологич. исследований по водной токсикологии. -М.: Наука, 1971b, С. 14-61.  
Филенко О.Ф. Нормирование загрязнения и биотестирования вод: что дальше? Материалы III Всероссийской конференции «Антропогенное влияние на водные организмы и сообщества», Борок, 2008, часть 1. С. 148-156  
Standard methods for Examination of Water and Wastewater // 19th Edition 1995.- American Public Health Association.- Toxicity.

## **ПРОСТРАНСТВЕННОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ОРГАНИЧЕСКИХ ЗАГРЯЗНЯЮЩИХ ВЕЩЕСТВ В ЭКОСИСТЕМЕ РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА (РЕТРОСПЕКТИВНЫЙ АНАЛИТИЧЕСКИЙ ОБЗОР)\***

Г.М. Чуйко, В.В. Юрченко, А.А. Морозов, В.А. Подгорная

*Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН, Борок, Россия  
e-mail: gko@ibiw.yaroslavl.ru*

Одна из актуальных экологических проблем индустриального общества – загрязнение пресноводных объектов. Оно приводит к ухудшению качества водных ресурсов, негативно влияет на состояние водных животных и экосистем и представляет угрозу здоровью человека. В ряду самых распространенных в настоящее время и опасных для живых организмов групп загрязняющих веществ (ЗВ) – полициклические ароматические углеводороды (ПАУ) и стойкие органические соединения (СОЗ). Из последних в России наиболее часто встречаются хлорорганические пестициды (ХОП: дихлордифенилтрихлорэтан ДДТ, гексахлорциклогексан ГХЦГ, гексахлорбензол ГХБ, полихлорпинен ПХП) и полихлорированные бифенилы (ПХБ).

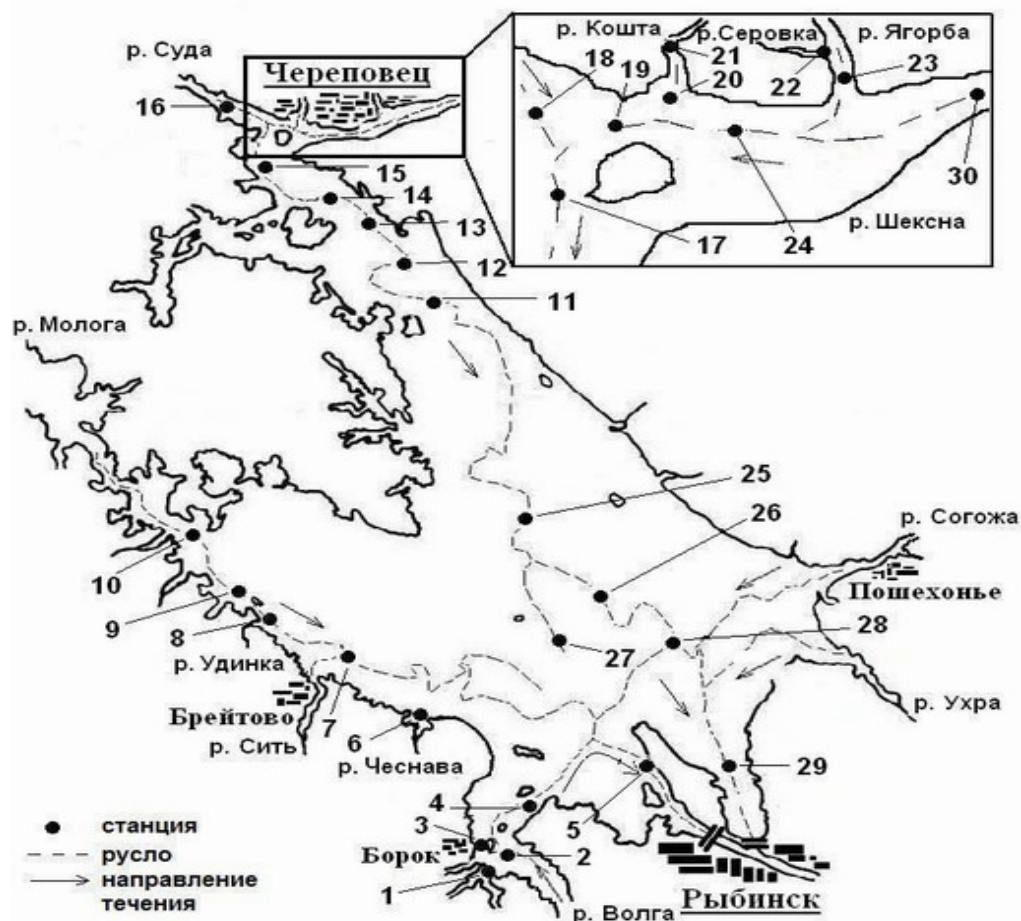
Подавляющее большинство СОЗ практически нерастворимы в воде, но хорошо растворимы в жирах, обладают высокой устойчивостью к действию природных факторов, способны длительное время циркулировать в окружающей среде и, передаваясь по трофическим сетям, накапливаться на высших уровнях трофических пирамид. ПАУ представлены широким спектром разнообразных соединений, многие из которых сходны по вышеприведенным свойствам с СОЗ, другие – достаточно гидрофильны, менее устойчивы к действию внешних факторов и легче подвергаются метаболическим превращениям. Нерастворимые в воде ПАУ и СОЗ при попадании в водный объект со сточными водами, быстро сорбируются на взвешенных минеральных и органических частицах, с которыми разносятся течением на достаточно дальние расстояния и оседают на дно в местах их седиментации, откуда по трофическим цепям попадают в биоту (Чуйко и др., 2010). Обе группы соединений обладают преимущественно хронической токсичностью, что проявляется в различных патологических изменениях функционирования организма на молекулярно-генетическом, биохимическом, клеточно-тканевом, физиологическом и поведенческом уровнях. В конечном итоге это заканчивается гибелью животных или их неспособностью к нормальному воспроизводству, что вызывает снижение численности популяции вплоть до полного её исчезновения. Для человека опасность представляет потребление в пищу воды и рыбы, содержащих высокие количества СОЗ и ПАУ. Их токсичные дозы измеряются в микрограммовых количествах на 1 кг массы.

Рыбинское водохранилище (58°30' с.ш., 38°20' в.д.) – один из крупнейших пресноводных искусственных водных объектов в России, образованный в Молого-Шекснинской низине в 1941–47 гг. на месте слияния трех крупных рек: Волги, Мологи и Шексны после строительства гидроузла выше г. Рыбинск на рр. Шексна и Волга (рисунок). Соответственно руслам этих рек выделяют Волжский, Моложский, Шекснинский и Главный плёсы. Основные гидроморфометрические характеристики

---

\* Конспект лекций

водохранилища: объем – 25,5 км<sup>3</sup>, площадь зеркала – 4550 км<sup>2</sup>, площадь мелководий – 2553 км<sup>2</sup>, длина – 250 км, максимальная ширина – 56 км, максимальная глубина – 30 м, коэффициент водообмена – 1,9 год<sup>-1</sup> (Буторин и др., 1975). С момента своего образования водохранилище подвергалось постоянному антропогенному химическому загрязнению за счет водного транспорта, диффузного склонового стока с прилегающих сельскохозяйственных территорий и поступления коммунально-промышленных сточных вод из расположенных на его побережье населенных пунктов. Крупнейшим среди них является г. Череповец, находящийся в северной части водохранилища в месте впадения в него р. Шексны и обладающий мощным индустриальным комплексом, который включает в себя крупнейшее в Европе металлургическое производственное объединение ОАО «Северсталь», химическое объединение «Аммофос» и ряд других предприятий (Флеров, 1990а; Колпакова и др., 1996).



**Рисунок.** Карта-схема Рыбинского водохранилища с местами отбора проб.

1 – устье р. Сутка; бывшее русло р. Волга; 2 – вблизи д. Коприно; 3 – вблизи п. Борок; 4 – вблизи Шумаровского о-ва; 5 – вблизи д. Лаврово (восточное побережье полуострова Камениковский); бывшее русло р. Молога; 6 – устье р. Чеснава; 7 – вблизи п. Брейтово; 8 – устье р. Удинка; 9 – вблизи Первомайских о-вов; 10 – вблизи д. Противье; бывшее русло р. Шексна; 11 – напротив с. Мякса; 12 – вблизи затопленного с. Ольхово; 13 – напротив д. Вичелово; 14 – вблизи затопленного с. Любец; 15 – вблизи о. Каргач; 16 – устье р. Суда; 17 – вблизи о. Ваганиха; 18 – устье р. Суда рядом с базой отдыха Торово; 19 – напротив завода «Металлург»; 20 – устье р. Кошта; 21 – р. Кошта; 22 – устье р. Серовка; 23 – устье р. Ягорба; 24 – вблизи выпуска городских очистных сооружений; 25 – вблизи затопленного с. Красное (Воятицы); 26 – вблизи затопленного с. Городок; 27 – вблизи затопленного с. Наволок; 28 – вблизи затопленного с. Всехсвятское; 29 – вблизи п. Волково; 30 – выше г. Череповец.

Несмотря на постоянную интенсивную антропогенную нагрузку на водохранилище, регулярного организованного мониторинга за уровнем содержания ПАУ и СОЗ в его экосистеме до сих пор не ведётся. Имеются лишь разрозненные исследования по отдельным группам ЗВ, выполненные в разные годы, главным образом, в Институте биологии внутренних вод РАН (ИБВВ РАН) разными исследователями.

Цель работы – обобщить данные об уровнях содержания и пространственном распределении некоторых ПАУ и СОЗ в элементах экосистемы Рыбинского водохранилища за период до 2006 г.

В течение 25 лет после окончательного формирования водохранилища в современных границах



(1947 г.) исследований по содержанию ЗВ в его экосистеме практически не проводились. Одна из первых работ выполнена лишь в 1978 г., когда были определены остаточные количества некоторых ХОП в рыбах, обитающих у юго-западного побережья водохранилища, в Главном (ст.6–8) и Волжском (ст.3) плёсах (Майер и др., 1981). Было установлено, что суммарное содержание в целой рыбе (плотва, щука) ДДТ и его метаболитов, полихлорпинена (ПХП) и линдана ( $\gamma$ -ГХЦГ) варьирует в пределах 2–3200, 230–1000 и 0–11 нг/г влажной массы (в.м.) соответственно. При этом содержание данных ЗВ у рыб старших возрастных групп и у плотвы по сравнению со щукой было выше. Биологических эффектов, связанных с выявленными уровнями ХОП, не было обнаружено.

В 1987–88 гг. было проведено первое комплексное экотоксикологическое обследование водохранилища. Оно последовало за крупномасштабным аварийным сбросом концентрированной серной кислоты, произошедшего зимой 1986–87 гг. на ОАО «Северсталь» и «Аммофос» в г. Череповец и приведшего к её прямому поступлению в р. Кошта ( $>1000 \text{ м}^3$ ) и на внутризаводские и общегородские биологические очистные сооружения. В результате гибели активного ила последние были выведены из строя и городские сточные воды и промышленные стоки, содержащие ПАУ, с января по май 1987 г. поступали напрямую в северную часть Шекснинского плеса, что вызвало серьёзное загрязнение этой части водохранилища (Флеров, 1990а). К сожалению, результаты химического анализа содержания ПАУ, выполненные в ходе этого обследования были опубликованы в неполном объеме, поэтому их достаточно трудно интерпретировать. Тем не менее, из них следует, что в феврале-марте 1987 г. в воде Шекснинского плеса в 28–30 км ниже по течению от г. Череповец (ст. 14) суммарная концентрация семи ПАУ (нафталин и его производные, дифенил, дигидроаценафтилен, флуорен, дибутилфталат, диоктилфталат, дибензофуран) составляла 77 мкг/л (Флеров, 1990б), в мае она снизилась до 3.52 мкг/л, а в октябре эти соединения в воде не обнаруживались совсем (Козловская и др., 1990). В рыбе (плотва *Rutilus rutilus* L.) суммарное содержание данных ПАУ, исключая диоктилфталат (вместо него определялись производные бензола) на участке 15–45 км (ст.11–19) ниже города равнялось в эти же месяцы соответственно 11110–16840, 330–414 мкг/кг в.м. и ниже предела обнаружения. В юго-западной части Волжского плеса на расстоянии около 140–150 км от г. Череповец (ст. 2-4), куда в силу гидрологических особенностей водохранилища городские сточные воды не могут попасть, уровень ПАУ в рыбе варьировал в пределах 50–242 мкг/кг в.м. В месте наибольшего загрязнения содержание таких ПАУ как дигидроаценафтилен и производные нафталина в рыбе было соответственно в 160 и 366 раз выше, чем в воде (Козловская и др., 1990). В октябре 1987 г. шесть ПАУ (метилнафталин, дифенил, диметилфталин, аценафтен, дибензофуран, флуорен) обнаружены в донных отложениях (ДО) Шекснинского плеса. При этом величина их суммарного содержания в ДО зависела от близости к источнику загрязнения. Так в месте непосредственного сброса промышленных сточных вод в р. Кошта (ст.21) и на расстоянии 2–3 км (ст.20), 5–8 км (ст.19), 10–12 км (ст.18), 15–20 км (ст.15), 28–30 км (ст. 14), 35–40 км (ст.12, 13), 52 км (ст. 11), 90 км (ст. 25) и около 110 км (ст. 26-28) ниже по течению её значения соответственно равнялись 21850, 1071, 242, 141, 120, 54, 198, 24 и 38 мкг/кг в.м. Т.е., уровень загрязнения ДО ПАУ в Шекснинском плесе постепенно снижался по мере удаления от источника загрязнения. Через год после аварии, в марте 1988 г., суммарное содержание исследованных ПАУ в рыбе снизилось и варьировало в пределах 47–289 мкг/кг в.м. соответственно. При этом четкой зависимости их содержания от расстояния до источника загрязнения не наблюдалось, что, возможно, было связано с активной миграцией рыб из района повышенного загрязнения после аварии в более чистые районы.

В 1990 г. исследовалось содержание в ДО и печени рыб (леща *Abramis brama* L.) одиннадцати ПАУ: низкомолекулярных (НМ) – флуорантен, пирен, и высокомолекулярных (ВМ) – бензофлуорен, бензантрацен, хризен, бензо(е)пирен, перилен, бензо(а)пирен, дибензантрацен, бензо(ghi)перилен и коронен (Siddall et al., 1994). Было показано, что суммарное содержание этих ПАУ в ДО северной части Шекснинского плеса в 15-20 км ниже по течению от г. Череповец (ст.15, 17), в Моложском (ст.10) и Волжском (ст.2) плёсах соответственно равнялось 1707–5203, 139 и 178 мкг/кг в.м. При этом доля НМ соединений варьировала в пределах 1.6–10.7 % от общей суммы ПАУ и содержание флуорантена было ниже предела обнаружения. Среди ВМ ПАУ доминирующую роль играли бензо(е)пирен и перилен, доля которых составляла 31 и 60 % соответственно. В леще содержание ПАУ сильно варьировало и средние значения не демонстрировали выраженной зависимости от удаленности места вылова рыбы от г. Череповец. Однако медианные значения общего содержания ПАУ в целом были несколько выше (477–783 мкг/кг в.м.) в Шекснинском плёсе, чем в Моложском и Волжском (394 и 156 мкг/кг в.м.).

Достаточно детальное исследование уровней пространственного распределения ПАУ в экосистеме водохранилища выполнено в период 1989–1993 гг. (Козловская и др., 1997). Из 25 обнаруженных ПАУ было идентифицировано 14: нафталин, флуорен, фенантрен, антрацен, флуорантен, пирен, бенз(в)флуорантен, бенз(к)флуорантен, бенз(а)пирен, дибенз(а, h)антрацен, инденопирен, бенз(g,h,i)перилен, хризен, трифенилен.

Они были найдены в воде, ДО и в двустворчатых моллюсках (дрейссена). Данные о содержании отдельных соединений в работе не приведено. Их суммарное содержание варьировало: в воде от 0.005 до 5.3 мкг/л, в ДО – от 0.9 до 822 мг/кг сухой массы (с.м.), в дрейссене (мягкие ткани) – от 0.002 до 0.733 мг/кг в.м., в рыбе (мышцы, печень) – от 4 до 150 мг/кг в.м. Для воды, ДО и дрейссены была выявлена чёткая зависимость содержания ПАУ от расположения места отбора проб: чем ближе к г. Череповец, тем выше уровень их содержания. Причем для воды повышенный уровень ПАУ обнаруживался на расстоянии до 10–15 км (ст.15, 18) ниже по течению от г. Череповец, а для ДО – до 100 км. В 15–20 км (ст.30) выше г. Череповец ПАУ в элементах экосистемы водохранилища обнаружены в существенно более низких количествах, в целом соответствующих фоновым или несколько выше (преимущественно в 1993 г): в воде 0.005–0.46 мкг/л, в ДО – 3.9–5.17 мг/кг с.м. В течение трёх лет наблюдений в наиболее загрязненном участке Шекснинского плёса фиксировались 4–20 кратные колебания в уровне содержания и дальности распространения ПАУ. Максимальные показатели зарегистрированы в 1993 г. В рыбе каких-либо закономерностей пространственного распределения ПАУ в пределах водохранилища не прослеживалось, что может быть объяснено её миграцией и (или) индивидуальными особенностями метаболизма в организме разных особей. Не было обнаружено предпочтительной биоаккумуляции ПАУ ни в мышцах, ни в печени, а также каким-либо отдельным видом рыб (лещ, плотва, синец, судак, окунь, налим).

В этот же период наблюдений (1989–1993 гг.) впервые документально зарегистрировано присутствие в экосистеме водохранилища ПХБ (Козловская и др., 1997). Они были обнаружены в ДО и биоте. В воде ПХБ выявлены только в наиболее загрязненном районе (ст.21), где их суммарная концентрация варьировала по годам от 0.16 до 0.33 мкг/л. В отличие от ПАУ ПХБ демонстрировали чёткую прямую зависимость пространственного распределения от близости к локальному источнику загрязнения для всех элементов экосистемы, включая рыб. Зона этого загрязнения в Шекснинском плёсе простиралась на 52 км (ст.11) вниз по течению от г. Череповец. Содержание ПХБ в наиболее и наименее загрязнённых участках варьировало: в ДО – от 0.06 до 7.16 мг/кг с.м., в моллюсках (дрейссена) и рыбе (мышцы/печень) соответственно 0.2–1.4 и 0.03/0.2–1.56/15.8 мг/кг в.м. В остальной части водохранилища и вверх по течению от города ПХБ присутствовали на фоновом уровне: в ДО – 0–0.04 мг/кг с.м., в моллюсках (дрейссена) – 0–следовые количества, в рыбе (мышцы/печень) – 0/0.16 мг/кг в.м. Содержание ПХБ в ДО зависело от типа и физико-химического состава грунтов. При равном удалении от локального источника загрязнения уровень ПХБ был существенно выше в илистых грунтах с высокой долей мелкодисперсных частиц и большим содержанием органического вещества (ОВ), чем в песчаных грунтах с высокой долей крупнодисперсных частиц и меньшим содержанием ОВ (Герман, Законнов, 2003). Поскольку илистые ДО в Рыбинском водохранилище приурочены к руслам затопленных рек, то предполагается, что от источника поступления ПХБ распространяются преимущественно по русловым участкам.

Среди разных видов рыб в наибольших количествах ПХБ обнаружены в тканях бентофага леща и хищников – судака, окуня и налима, в наименьших – у планктофага синца и бентофага плотвы, т.е. чёткой зависимости содержания ПХБ от трофического статуса рыб не выявлено. В 1991–92 гг. максимальное содержание ПХБ у разных видов в районе Торowo – Любeц (ст.14–19) составляло: в мышцах – 1560, 1020, 940, 340, 250 и 120, а в печени – 15800, 4560, 4840, 1250, 1220 и 9730 мкг/кг в.м. соответственно у леща, судака, окуня, синца, плотвы и налима (Козловская, Герман, 1997). Различные органы и ткани рыб по-разному накапливали ПХБ, но в наибольшем количестве они всегда аккумулировались в печени, а в наименьшем – в мышцах, что связано с тканевыми особенностями общего содержания липидов. Наибольший уровень их аккумуляции наблюдается в тех органах, которые наиболее богаты липидами. Так в 1993 г. у самок леща вблизи г. Череповец содержание ПХБ в печени, гонадах, почках, селезенке, мышцах соответственно равнялось 6180, 2530, 1850, 1640 и 600 мкг/кг в.м. (Герман, Козловская, 1999). Чётко выраженных межсезонных различий содержания ПХБ в печени леща выявлено не было, хотя в 1992 г. в феврале на наиболее загрязненном участке их уровень был достоверно ниже, чем в мае – 2200 и 9200 мкг/кг в.м. соответственно. В 1993 г. различия между значениями показателя в эти месяцы были незначительными и недостоверными – 4700 и 6200 мкг/кг в.м. соответственно (Герман, Козловская, 2001).

В 1994–1995 гг. было проведено исследование содержания ПАУ, ХОП и ПХБ в воде и ДО Шекснинского плеса Рыбинского водохранилища в черте г. Череповец (Колпаков и др., 1996). К сожалению, авторы не указывают, расчёт для ДО проводился на сухую или влажную массу. Однако, полученные данные позволяют предположить, что использовалась влажная масса. Анализировались семь ПАУ: нафталин, фенантрен, антрацен, флуорантен, пирен, бензо[b]флуорантен и бензо[a]пирен. Концентрации в воде отдельных соединений соответственно варьировали в пределах 0–0.893, 0.037–0.226, 0, 0–0.003, 0–0.005, 0–0.04 мкг/л, а их суммарное содержание – от 0.037 до 1.045 мкг/л соответственно в устье р. Кошта и в р. Шексна (ст.20, 24). В ДО содержание этих ПАУ колебалось в диапазоне 0–216, 8.4–1526, 0, 0–286, 0–70, 0–23 и 0 мг/кг, а суммарный уровень изменялся от 8.4 до 2098 мг/кг соответственно в

устье р.Кошта (ст.19) и устье р.Серовка (ст.22). Концентрации исследованных ХОП (ДДТ, ГХЦГ, ГХБ) в воде были <0.05 мкг/л, а в ДО они не анализировались.

В воде ПХБ были обнаружены только вблизи локального источника поступления в водохранилище. Их максимальные суммарные концентрации зарегистрированы в р. Серовка (4.91 мкг/л), куда сбрасываются стоки нескольких промышленных предприятий, включая ОАО «Северсталь». Р. Серовка сливается с р. Ягорба, которая в свою очередь впадает в р. Шексна. По мере удаления вниз по течению этих рек концентрация ПХБ снижалась и на расстоянии 10 км от устья р. Серовка (ст.24) равнялась 0.08 мкг/л. Еще ниже (12 км) по течению и в устье р. Кошта, впадающей в этом месте в р. Шексна (ст.20), уровень ПХБ был ниже предела обнаружения (<0.005 мкг/л). В ДО содержание ПХБ варьировало в пределах 0.002–0.66 мкг/кг. При этом максимальные и минимальные значения зафиксированы на разных участках р. Шексна. Высокий уровень ПХБ (0.204 мкг/кг) обнаружен в устье р. Кошта (ст.20). Неожиданно низкое содержание оказалось в р. Серовка (ст.22), хотя в воде в этом месте их концентрация была максимальной. Качественный анализ состава ПХБ показал, что соотношение таких конгенов как 28, 52, 118, 138, 153 и 180 (номенклатура ИЮПАК) составляло 18, 14, 13, 19, 23, 11 и 2% от их суммарного содержания.

В 1994 г. содержание ПХБ в печени леща из Шекснинского плёса водохранилища в 52 км ниже по течению от г. Череповец (ст. 11) варьировало от 220 до 3400 мкг/кг в.м. (Chuiiko et al., 2007). В Моложском (ст.9) и южной части Центрального (ст.29) и Волжского плёсов (5) их содержание колебалось на уровне 0–57 мкг/кг в.м. Однако у одной особи из Моложского плёса зарегистрирована величина 640 мкг/кг в.м.

В 1996 г. проведено комплексное обследование содержания ПАУ, ХОП и ПХБ в ДО Рыбинского водохранилища (Флеров и др., 2000). Максимальное суммарное содержание девяти ПАУ (нафталин, бифенил, фенантрен, флуорен, антрацен, хризен, бензо[е]пирен, бензо[а]пирен, перилен) зарегистрировано в г. Череповец в устье р. Серовка (ст. 22; 6291 мкг/кг с.м.), минимальное – в Шекснинском плёсе в 25–30 км от города ниже по течению (ст.14; 177 мкг/кг с.м.) и в Моложском плёсе (ст.10; 121 мкг/кг с.м.). Различия в их содержании достигали 30–50 раз. Среди ПАУ в наиболее загрязнённых участках доминировал антрацен (37–46% от общего содержания), а в наименее загрязнённых – перилен (35–43%). На всех участках в заметных количествах были представлены нафталин (7–18%) и бензо[а]пирен (5–23%). Доля остальных соединений варьировала в зависимости от места отбора проб.

Суммарное содержание ПХБ в ДО демонстрировало чёткую пространственную зависимость: по мере удаления от места их поступления в водоём оно снижалось. Максимальные значения отмечены в устьях рр. Серовка и Ягорба (ст.22, 23), а минимальные – на ст. 14 и 10: 11312, 2143, 30 и 26 мкг/кг с.м. соответственно. Содержание ХОП было существенно ниже, чем ПХБ. Уровень ДДТ варьировал в городской черте от 14.7 до 22.3 мкг/кг с.м. (ст.20, 22, 23), в 8 км ниже (ст.18) был 9.5 мкг/кг, а в 25–30 км (ст. 14) и в Моложском плёсе (ст.10) колебался на уровне 1.6–2.9 мкг/кг с.м. Содержание линдана (γ-ГХЦГ) на всех исследованных участках было минимальным (от 0 в черте города до 0.43 мкг/кг с.м. в Моложском плёсе (ст.10)).

По данным других авторов (Чуйко и др., 2008) суммарное содержание ПХБ в ДО в 1996 г. в черте г. Череповец в устьях рр. Кошта, Серовка, Ягорба, (ст.20, 22, 23) составляло 656, 540, 144 мкг/кг с.м. Вниз по течению от города уровень аккумуляции ПХБ в ДО постепенно снижался: на ст.17, 18, 14 и 11 он равнялся 160, 82, 17 и 102 мкг/кг с.м. В Моложском плёсе (ст.10), в северо-западной (ст.9) и западной (ст.7) частях Центрального плёса содержание ПХБ было минимальное: 8, 24 и 11 мкг/кг с.м.

В 2005 г. (Герман и др., 2010) исследовалось содержание СОЗ в ДО, дрейссене (мягкие ткани) и рыбе (мышцы) – плотва и синец, юго-западной части Волжского плёса водохранилища (ст.2). Установлено, что во всех исследованных элементах экосистемы ПХБ обнаружены в наибольшем, а ГХЦГ в наименьшем количествах. Уровень содержания ГХЦГ, ДДТ и его метаболитов, суммы ПХБ равнялся: в ДО 0.03, 0.42 и 1.97 мкг/кг с.м., в дрейссене – 0.19, 1.84 и 9.73 мкг/кг с.м., в рыбе 0.09–0.19, 2.51–3.07 и 8.15–9.96 мкг/кг с.м. Суммарное содержание ПХБ не зависело от возраста и вида рыб. Доля 3-,4-,5-,6- и 7-хлорированных конгенов ПХБ была близкой для всех исследованных объектов и соответственно составляла 3.3–6.3, 10.2–15.9, 42.4–49.9, 27.5–37.3 и 3.6–6.7% от их суммарного количества.

В 2006 г. исследовано содержание СОЗ в ДО и рыбе (лещ), Центрального и Моложского плёсов водохранилища (Чуйко и др., 2010). В количественном отношении СОЗ располагались в ряду: ПХБ > ДДТ и его метаболиты > изомеры ГХЦГ > ГХБ. Суммарное содержание ПХБ в Шекснинском плёсе в черте г.Череповец (ст.20, 23), ниже по течению в 28–30 км (ст.14) и 52 км (ст.11), а также в западной части Центрального плёса (ст.7, 9) соответственно равнялось: в ДО – 142.8, 425.6, 155, 27.8, 24.8 и 46.8 мкг/кг с.м., в леще (мышцы) – на ст.23 рыба не отлавливалась, а далее 50.8, 48.2, 21.9, 3.6 и 0.14 мкг/кг в.м. По качественному составу ПХБ пробы из разных плёсов отличались: в Шекснинском суммарно преобладали соединения со степенью хлорированности 5 и больше, а в Центральном – 5 и ниже. На основе

количественных и качественных различий и гидролого-географических особенностей водохранилища был сделан вывод, что существует, по крайней мере, два источника поступления ПХБ в его экосистему: локальный, расположенный в г. Череповец и являющийся наиболее значимым по количеству поступающих соединений, и диффузный за счет атмосферного переноса, определенную долю в который вносят городские воздушные выбросы.

Суммарное содержание ДДТ и его метаболитов в тех же точках соответственно равнялось: в ДО – 13.7, 27.1, 26.7, 4.6, 2.3 и 4.4 мкг/кг с.м., в рыбе – 6.8, 5.3, 2.9, 2.8 и 1.8 мкг/кг в.м. Суммарное содержание изомеров ГХЦГ равнялось: в рыбе – 2.6, 1.39, 2.3, 0.69 и 0.64 мкг/кг в.м. Содержание ГХБ: в ДО – 0.78, 0.83, 0.35, 0.49, 0.34 и 0.44 мкг/кг с.м., в рыбе – 0.19, 0.41, 0.29, 0.17, 0.04 мкг/кг в.м.

Таким образом, анализ имеющихся данных показывает, что, по крайней мере, последние 30 лет Рыбинское водохранилище подвергается загрязнению ПАУ и СОЗ, которые обнаруживаются в воде, ДО, бентосе и рыбе. Наиболее консервативным элементом экосистемы в отношении загрязнения этими ЗВ являются ДО. У рыб накопление СОЗ имеет тканевую специфику: максимум в печени, минимум – в мышцах. Для ПАУ такая закономерность не выявлена. Межвидовые различия в уровнях биоаккумуляции, хотя и зарегистрированы, имеют незакономерный характер. По мере продвижения по трофическим цепям уровень содержания исследованными ЗВ возрастает. Загрязнение экосистемы ПАУ и СОЗ носит пространственно неоднородный характер. Наиболее высокие уровни загрязнения наблюдаются в Шекснинском плесе в черте г. Череповец, а в остальной части водохранилища они находятся в фоновых количествах. Выявленная закономерность менее выражена для содержания ПАУ в рыбе. В экосистему водохранилища ПАУ и СОЗ попадают из точечных локальных источников в г. Череповец, являющихся наиболее значимым по количеству поступающих соединений, и диффузным путем за счет атмосферного переноса, определенную долю в который вносят городские воздушные выбросы. Среди СОЗ в течение всего периода наблюдений количественно преобладали ПХБ. Наибольший уровень загрязнения ПАУ и ПХБ всех элементов экосистемы отмечался в 1987–1990 гг. сразу после аварийного сброса промышленно-коммунальных стоков г. Череповец. В последующие годы содержание этих ЗВ в биоте постепенно снижалось, в то время как в ДО существенных изменений не произошло.

Работа выполнена при частичной финансовой поддержке РФФИ (грант № 08-05-00805).

#### Список литературы

- Буторин Н.В., Зиминова Н.А., Курдин В.П. Донные отложения верхневолжских водохранилищ. Л.: Наука, 1975. 160 с.
- Герман А.В., Законнов В.В. Аккумуляция полихлорированных бифенилов в Шекснинском плесе Рыбинского водохранилища // Вод. ресур. – 2003. – Т. 30. – № 5. – С. 571-575.
- Герман А.В., Законнов В.В., Мамонтов А.А. Хлорорганические соединения в Волжском плесе Рыбинского водохранилища // Водные ресурсы. – 2010. – Т. 37. – № 1. – С. 84-88.
- Герман А.В., Козловская В.И. Содержание полихлорированных бифенилов в леще *Abramis brama* Рыбинского водохранилища // Вопр. ихтиол. – 1999. – Т.39. – №1. – С.139-142.
- Герман А.В., Козловская В.И. Гепатосоматический индекс и биохимический состав печени леща *Abramis brama* Шекснинского плеса Рыбинского водохранилища при различных уровнях накопления органических токсикантов // Вопр. ихтиол. – 2001. – Т.41. – №2. – С.249-252.
- Козловская В.И., Герман А.В. Полихлорированные бифенилы и полиароматические углеводороды в экосистеме Рыбинского водохранилища // Вод. ресур. – 1997. – Т. 24. – №5. – С. 563-569.
- Козловская В.И., Павлов Д.Ф., Чуйко Г.М., Халько В.В., Винников Ю.Я., Анохин С.В. Влияние загрязняющих веществ на состояние рыбы в Шекснинском плесе Рыбинского водохранилища // В кн.: Флеров Б.А. (ред) Влияние стоков Череповецкого промышленного узла на экологическое состояние Рыбинского водохранилища. – Рыбинск: ИБВВ АН СССР. – 1990. – С.123-143.
- Колпакова Е., Лулоф И., Руттемаан Й. Проект «Волга в Череповце». Отчет об исследованиях, проведенных в г. Череповце в августе 1995 г. – Н.Новгород: Экоцентр «Дронт». – 1996. – 23 с.
- Майер Ф.Л., Пети Дж. Д., Козловская В.И., Флеров Б.А. Определение остаточных количеств пестицидов в рыбах Рыбинского водохранилища // Гидроб. ж. 1981. – Т.17. – №5. – С. 83-87.
- Флеров Б.А. (ред). Влияние стоков Череповецкого промышленного узла на экологическое состояние Рыбинского водохранилища. – Рыбинск: ИБВВ АН СССР. – 1990а. – 156с.
- Флеров Б.А. Экологическая обстановка на Рыбинском водохранилище в результате аварии на очистных сооружениях г. Череповца в 1987 г. // В кн.: Флеров Б.А. (ред) Влияние стоков Череповецкого промышленного узла на экологическое состояние Рыбинского водохранилища. – Рыбинск: ИБВВ АН СССР. – 1990б. – С.3-11.
- Флеров Б.А., Томилина И.И., Кливленд Л., Баканов А.И., Гапеева М.В. Комплексная оценка состояния донных отложений Рыбинского водохранилища // Биол. внутр. вод. – 2000. – №2. – С.148-155.

Чуйко Г.М., Законнов В.В., Герман А.В., Бродский Е.С., Шелепчиков А.А., Фешин Д.Б., Тиллитт Д.Э. Распределение полихлорированных бифенилов в экосистеме Рыбинского водохранилища при их локальном поступлении // В кн. Современное состояние водных биоресурсов: матер. науч. конф., посвящ. 70-летию С.М. Коновалова (25 – 27 марта 2008 г., ТИНРО-Центр, г. Владивосток). – Владивосток: ТИНРО-центр, 2008. – С. 680-685.

Чуйко Г.М., Законнов В.В., Морозов А.А., Бродский Е.С., Шелепчиков А.А., Фешин Д.Б. Пространственное распределение и качественный состав полихлорированных бифенилов (ПХБ) и хлорорганических пестицидов (ХОП) в донных отложениях и леще (*Abramis brama* L.) из Рыбинского водохранилища // Биол. внутр. вод. – 2010. – №2. – С.98-108.

Chuiko G.M., Tillitt D.E., Zajicek J.L., Flerov B.A., et al. Chemical contamination of the Rybinsk Reservoir, Northwest Russia: relationship between liver polychlorinated biphenyls (PCB) content and health indicators in bream (*Abramis brama*) // Chemosphere. 2007. – V. 67. – N 3. – P.527-536.

Siddal R., Robotham P.W.J., Gill R.A., Pavlov D.F., G.M. Chuiko. Relationship Between Polycyclic Aromatic Hydrocarbon (PAH) Concentrations in Bottom Sediments and Liver Tissue of Bream (*Abramis brama* L.) in Rybinsk Reservoir, Russia // Chemosphere. – 1994. – V.29. – No7. – P. 1467-1476.

## ТОКСИКОГЕНЕТИЧЕСКИЙ ПОДХОД В ОЦЕНКЕ КАЧЕСТВА ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ В УСЛОВИЯХ ТЕХНОГЕННОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ

Т.П.Денисова<sup>1</sup>, Е.В.Симонова<sup>2</sup>

<sup>1</sup>ФГБОУ ВПО «Восточно-Сибирская государственная академия образования»,  
664011, г. Иркутск, ул. Нижняя Набережная, 6; Россия, [denis\\_tp@inbox.ru](mailto:denis_tp@inbox.ru)

<sup>2</sup>ГОУ ВПО «Иркутский государственный медицинский университет»,  
664003, г. Иркутск, ул. ул. Красного восстания, 1; Россия, [evsimonova@yandex.ru](mailto:evsimonova@yandex.ru)

Очевидно, что важнейшим фактором неблагоприятного воздействия на окружающую среду является загрязнение агентами антропогенного происхождения. Главный источник загрязнения – промышленное производство, которое сопровождается выбросами твердых, жидких и газообразных отходов. Гидросфера оказалась наиболее уязвимой частью природы.

Чтобы как-то сдержать прогрессирующее загрязнение водоемов и обеспечить комплексное использование водных ресурсов, было введено государственное регулирование спуска сточных вод и нормирование в них загрязнений путем установления предельно допустимых концентраций (ПДК). Вопрос о допустимых уровнях загрязнения водоемов приобретает все большую остроту, так как количество загрязняющих водоемы веществ увеличивается, а очистка стоков дорога и сложна. Вместе с тем, идея о том, что сбрасывать в водоемы можно всё и без ограничения, поскольку с помощью гидробионтов вода перерабатывает это, давно себя скомпрометировала.

Формирование качества воды в водоеме – сложный процесс, зависящий от множества факторов, в т.ч. от техногенных загрязнителей. Попадающие в водоем токсиканты изменяют гидрохимический состав поверхностной воды и оказывают определенное влияние на процессы формирования её качества. Загрязнители водоемов могут постепенно разрушаться или накапливаться, переходя постепенно в менее активное состояние. Каждое соединение, находящееся в воде – среде обитания гидробионтов, рано или поздно попадает в водные организмы, включается в метаболические процессы и в той или иной степени оказывает влияние на течение биохимических процессов. Это проявляется не только в жизнеспособности данной особи, но может иметь и отдаленные последствия – влиять на следующие поколения. В связи с этим, контроль за техногенными загрязнителями необходим не только со стороны токсикологов, требуется также научное прогнозирование отдаленных последствий их действия.

Интерес к широкому изучению мутагенов окружающей среды проявился в конце 70-х годов. Однако за этот сравнительно короткий промежуток времени сделано так много, что достижения в области тестирования и оценки мутагенных агентов просто ошеломляют. Обнаружение мутагенов, циркулирующих в биосфере, среди множества природных и особенно искусственно созданных человеком мутагенных факторов, имеет огромное значение.

Следует отметить, что решение проблемы биологических последствий действия мутагенов на природную среду определяется двумя основными моментами:

- во-первых, комбинированностью воздействия загрязнителей различной природы;
- во-вторых, индивидуальностью ответа на воздействующий фактор.

Изучение комбинированного воздействия загрязнителей природной среды на современном этапе представляет значительный интерес. Это обусловлено тем обстоятельством, что агенты, безопасные в генетическом отношении, в результате метаболических превращений или при сочетанном действии с другими компонентами, циркулирующими в природной среде, могут приобретать мутагенные или канцерогенные свойства.

И, конечно, необходимо учитывать, что каждый индивидуум (организм) характеризуется определенными параметрами чувствительности к тому или иному воздействию. В связи с этим, получаемые показатели потенциальной опасности какого-либо агента для гетерогенной популяции могут отражать лишь усредненные результаты.

Способность химических веществ поражать генетический материал известна давно. Химические мутагены, в отличие от физических, обладают большей специфичностью действия на наследственный аппарат организмов. Это связано с высокой вариабельностью их структуры и связанной с этим степенью их растворимости, проникновением в клетку, реактивацией с цитоплазматическим содержимым клетки, а также химическими реакциями с нуклеопротеидами.

В связи с этим, особое значение приобретают вопросы не только скрининга загрязнителей природной среды на мутагенность, но и определения степени их биологической опасности с целью ограничения или по возможности изъятия их из среды обитания человека, а также разработки путей, способствующих защите наследственного потенциала всех организмов от их вредного воздействия.

Однако следует заметить, что определение мутагенных свойств какого-либо агента на лабораторной модели порождает новую проблему: экстраполяции полученных данных на человека. Определенные прогнозы были составлены в отношении последствий радиации, но относительно химических мутагенов таких прогнозов сегодня нет.

В природе не существует организмов, которые изменялись бы сами по себе. Этому всегда способствуют факторы внешней и внутренней среды. Очевидно, что различия в условиях жизни накладывают свои отпечатки на особенности формирования особей. В связи с этим развитие организма следует рассматривать как следствие действия двух главных факторов – реализации генетического материала и влияния со стороны факторов среды. Вместе с тем, в основе изменчивости лежат разные механизмы, а следовательно, и результат действия агентов на генетический потенциал живого организма имеет свои особенности.

С одной стороны, изменения могут не затрагивать генетические структуры клетки, а потому они носят индивидуальный ненаследственный характер. С другой стороны, изменчивость носит наследственный характер и связана с передачей генетических потенций от родителей к потомкам в ряду последующих поколений.

В том случае если генетический материал претерпевает многочисленные изменения под действием факторов окружающей среды, в результате чего нарушается молекулярное строение гена, а вслед за этим и биохимия клетки, а также структура хромосом и их число, то это является следствием мутационных событий.

Известно, что в процессе эволюции различные биологические виды максимально адаптировались к окружающей среде. При этом каждая популяция характеризуется определенным темпом спонтанного мутационного процесса, обеспечивающего необходимую гетерогенность природных популяций. В микробных популяциях спонтанные мутации регистрируются по отдельным генам с частотой  $1 \cdot (10^{-8} - 10^{-10})$  (Суслова, Захаров, 1991). Это означает, что любая микробная популяция, достигшая численности  $10^8 - 10^{10}$  клеток, неизбежно будет содержать различные мутанты, даже тогда, когда она по происхождению была клоновой (Захаров, 1980).

Частота спонтанных хромосомных aberrаций в костном мозге полевок разного вида составляет  $9,97 \pm 0,52 \%$  и  $9,85 \pm 0,88 \%$ , в то время как у диких птиц она варьирует от  $2,37 \pm 0,53\%$  до  $8,21 \pm 0,74 \%$ .

Спонтанная частота рецессивных сцепленных с полом летальных и сублетальных мутаций у *Drosophila melanogaster* (широко применяемая генетическая модель) составляет  $0,09 \pm 0,08 \%$ . Исследования икринок *Salmo irideus* показали, что частота возникновения у них спонтанных aberrаций составляет  $10,0 \%$  (Лежачий, 1983).

Анализ имеющихся данных показывает, что частота спонтанных генных мутаций в зародышевых клетках человека составляет  $1 \cdot (10^{-5} - 10^{-7})$ , структурных мутаций –  $1 \cdot 10^{-3}$  а общее число мутантных гамет – от  $10,0 \%$  до  $20,0 \%$  (Бочков, 1989; Бочков, Жученко и др., 1996).

Вместе с тем, генетическая прочность организмов в популяции имеет определенные пределы, превышение которых приводит к увеличению темпов мутационного процесса. Генетические последствия загрязнения природной среды на популяционном уровне достаточно хорошо демонстрирует представленная ниже схема (Павленко, 1983).

Схема последовательности генетических событий, приводящих к необратимым нарушениям в структуре биоценозов и функционирования экосистем

<b>1. Элементарное генетическое изменение</b> (изменение генетического материала на уровне ДНК и РНК)
<b>2. Сегрегация единичных мутантных фенотипов</b> ( в генотипе накапливаются мутации; генетический груз ниже критического предела)
<b>3. Изменение структуры популяции</b> (необратимые изменения в структуре генофонда; генетический груз выше критического предела)
<b>4. Изменение структуры биоценозов</b> (изменение структуры и численности видов и популяций, обусловленные необратимыми нарушениями их генофондов; деградация отдельных видов и популяций)
<b>5. Нарушение функционирования экосистем</b> (изменение численности и соотношения видов, снижение продуктивности и исчезновение отдельных видов; нарушение трофических связей)

Оценка мутагенного потенциала техногенных загрязнителей подразумевает проведение исследований с применением индикаторных организмов. Разнообразие используемых тест-объектов не так велико. Это связано с требованиями, предъявляемыми к такого рода исследованиям:

- доступность объекта и легкость его культивирования,
- простота постановки эксперимента,
- легкость выявления, учета и оценки эффектов,
- дешевизна эксперимента.

Предпочтение отдается типичным гидробионтам, биология которых изучена, а культивирование в лабораторных условиях не представляет особых трудностей.

Эти исследования могут идти в двух направлениях: мониторинг природных популяций и лабораторные (экспериментальные) исследования.

В некоторых регионах проводили эколого-генетический мониторинг за реализацией мутагенного действия загрязнителей на водные объекты с использованием амфибий, у которых регистрировали хромосомные aberrации в соматических клетках. Кроме хромосомных aberrаций были обнаружены морфологические изменения, согласующиеся с процессами, протекающими на тканевом и клеточном уровнях. Было установлено, что антропогенное воздействие является одной из причин снижения численности амфибий (даже в национальных парках!), и может служить сигналом экологической катастрофы.

В последнее время распространены эколого-генетические подходы при изучении структуры популяции, её размножения в условиях загрязнения среды. Так, исследования популяции *Bradybaena fruticum* mull. (Mollusca, Gastropoda, Pulmonata) позволили выделить естественную популяционную структуру от той, которая возникает под действием антропогенных факторов. В последнем случае авторы отмечают, что случайный дрейф генов может привести к такому соотношению частот аллелей, которое значительно понизит возможности выживания популяций и создаст условия, неблагоприятные для существования вида. Здесь следует напомнить, что антропогенное влияние может ускорить процесс сужения генотипического разнообразия популяции вида как следствие большого количества гомозиготных особей.

В результате изучения влияния закисления водоемов на состояние популяции зоопланктона было зарегистрировано уменьшение видового разнообразия. Автор этих исследований отмечает, что это явление не всегда было связано с прямым отравлением организмов (веслоногого рачка *Cyclops scutifer*). Чаще всего это объяснялось нарушением его естественного воспроизводства и отсутствием пополнения популяции. Исследователи, занимающиеся мониторингом водоемов, подверженных антропогенному воздействию, отмечают, что характеристики зоопланктона могут

быть хорошим индикатором состояния экосистем. Показателями в данном случае являются изменение таксономической структуры зоопланктона, снижение видового разнообразия и замещение видов.

Состояние фитопланктона водоемов (контроль над численностью и сменой доминирующих групп) также является важным компонентом эколого-генетического мониторинга. Разработан способ оценки токсичности тяжелых металлов, основанный на определении накопительной возможности гидрофитов, подвергшихся действию тяжелых металлов, на оценке пигментного комплекса и интенсивности фотосинтеза.

Качество воды в водоемах должно оцениваться и по зообентосу. Именно бентос может быть индикатором накопления загрязнителей в грунтах. В качестве организма-индикатора состояния водоема использовали эндемичных байкальских моллюсков.

Очевидно, что применение в качестве индикаторного организма человека при проведении эколого-генетических наблюдений – процесс достаточно сложный и трудно реализуемый. Тем не менее, возможны исследования по изучению цитогенетических повреждений, возникающих при радиационном поражении периферической крови и костного мозга, и учет микроядер у новорожденных. В настоящее время активно развивается направление социально-гигиенического мониторинга, что позволяет решить ряд вопросов, направленных на санитарно-эпидемиологическое благополучие населения, а также улучшение той среды, где живет человек. Мониторинговые исследования проводились и ранее. Так, в работах, выполненных под руководством Н.П. Бочкова, была показана динамика спонтанного мутирования у человека на основе сравнения результатов методически сходных работ, проводимых в периоды 1967 -1971 и 1987 - 1992 гг. Установлено, что за 20 лет, отделяющих одно исследование от другого, спонтанный уровень хромосомных aberrаций в клетках периферической крови возрос в 1,5 - 2,0 раза и достиг к настоящему времени 1,56 - 2,78 %. Очевидно, что часть мутаций унаследована от родителей, другие возникли *de novo* в результате повреждений генома.

С целью сокращения объема статьи выше не приведены ссылки на авторов указанных исследований, но они указаны в материалах диссертации Денисовой Т.П. (Денисова, 2006).

Сейчас для специалистов совершенно ясно, что для того, чтобы уничтожить вид, вовсе не нужно истреблять его физически до последнего индивида. Достаточно снизить численность популяции ниже критических пределов и окажется, что остальные особи погибнут сами. Этот феномен обусловлен обеднением генофонда популяции и увеличением в ней генетического груза, что ведет к нарушению естественного эволюционного процесса. Чем больше организмов в популяции несут в своем генотипе нежелательные гены, даже в гетерозиготном состоянии, тем больше генетический груз в популяции. Это связано с тем, что накопление рецессивных «вредных» генов в популяции ведет к увеличению частоты гомозигот по этим генам, и у таких гомозиготных особей обязательно разовьется нежелательный признак. Мутагены среды могут повреждать генетический материал в зародышевых клетках. Тогда эти новые свойства будут проявляться в ряду последующих поколений, у потомков, родители которых подвергались их воздействию.

Учитывая все вышеизложенное, понятна необходимость проведения экспериментальных исследований по оценке уровня мутагенной опасности техногенных загрязнителей, циркулирующих в водоемах, для гидробионтов.

Познакомимся кратко с некоторыми из них (Денисова, 2006).

Наиболее распространены методы, разработанные на бактериях. Широко применяемый известный тест Эймса в настоящее время используется в различных модификациях. Разработаны методы тестирования токсикогенетических эффектов загрязнителей на дрожжах-сахаромицетах.

Генотоксические эффекты лигнинных веществ выявлены у байкальских эндемичных моллюсков *Benedictia baicalensi*.

Известен способ оценки действия ядохимикатов по фенетической изменчивости элитр колорадских жуков. Способ основан на анализе характера расположения полос на надкрыльях жуков, собранных в некоторых районах Татарстана и Удмуртии, где были применены различные ядохимикаты.

В качестве тест-организмов использовали высшие растения: *Spirodela polyrhiza*, *Lepidium sativum* и клон 02 *Tradescantia*. В этих экспериментах изучалось генотоксичное действие сточных вод различных промышленных предприятий. Показателем служили фенотипические мутации по окраске листьев тест-растений.

Использование тест-системы, разработанной на применении сои (*Glycine max* (L.) Merrill), основано на учете и анализе различных типов пятен, появляющихся на листьях после обработки



мутагеном. Эта система (*in vivo*) позволяет определять и дифференцировать генетическую природу возникающих пятен, а именно соматический кроссинговер, хромосомные делеции, точковые мутации и нерасхождение хромосом. С использованием этой тест-системы были изучены сточные воды Тырныаузского горно-обогатительного комбината (ТГОК) в Кабардино-Балкарии. Обнаружено, что сточные воды ТГОК проявляют мутагенную активность. С использованием кукурузы были изучены лигнинные компоненты сточных вод целлюлозного производства.

Интересные данные получены в Институте проблем промышленной экологии Севера (Кольский НЦ РАН, г. Апатиты). Исследуя в гидрозкосистему, подверженную многолетнему влиянию загрязняющих веществ горно-металлургического производства, были обнаружены хирономиды с морфологическими изменениями, выражающимися в деформации элементов ротового аппарата, в частности, субментума (<http://www.kolasc.net.ru/russian/innovation/ksc70.html>).

Морфологические аномалии были обнаружены в строении конечностей (уроподы III) у *Dikerogammarus haemobaphes* (ракообразные). Авторы связывают выявленные морфологические изменения с неустановленными неблагоприятными факторами, приводящими к повышенной мутагенности (<http://caspien.by.ru/Issledovania.shtml>).

Известен способ оценки генотоксических эффектов химических веществ, разработанный на использовании клеток крови рыб *Carasius auratus gibelio*. Способ основан на изучении крови рыб: ядер эритроцитов. В результате микроскопирования регистрируют различные аномалии ядер (Веголас, 2009).

Колориметрический тест позволил определить клетки, несущие мутации по митохондриальной ДНК. Разрывы ДНК у крачек, обитающих в местах техногенного загрязнения, обнаружены благодаря применению электрофоретического метода исследования. С помощью микроядерного теста определяли генотоксические эффекты загрязнителей водоемов. В качестве биомаркера использовали активность некоторых ферментов и электрофоретическую подвижность белков. Было обнаружено увеличение активности антиоксидантных ферментов и гетерогенности электрофоретических спектров белков у личинок *Atherina hepsetus* L. под действием антропогенных нагрузок. Обнаружено изменение некоторых низкомолекулярных пептидов рыб под действием тяжелых металлов.

Всё большее внимание уделяется выявлению ответных реакций на действие неблагоприятных факторов. Для этого необходимы удобные и надежные тест-объекты, а также биомаркеры (молекулярные, клеточные и т.д.), которые могут быть измерены доступными способами. Очевидно, что для каждого водоема может быть использовано несколько тест-организмов и биомаркеров, чувствительных к факторам, загрязняющим данный водоем.

Существует мнение, что результаты экспериментальных исследований трудно экстраполировать в природной среде, так как там на организм действует множество факторов: абиотических, биотических и антропогенных. В связи с этим наиболее приоритетным направлением многие считают поиск биомаркеров, характеризующих состояние гидробионтов в их среде обитания, а не экспериментальные исследования, которые позволяют оценивать отклик организмов на действие исследуемых агентов. Тем не менее, эти два подхода скорее дополняют друг друга, чем взаимоисключают. Экспериментальные исследования позволяют быстро выявить наиболее удобные показатели генотоксичности, которые затем можно будет применить в проведении мониторинга водных объектов или других видах мониторинга.

Перспективным является направление разработки таких моделей и методов, которые могут позволить качественно и быстро выявить, количественно оценить генотоксические эффекты как отдельных загрязнителей, так и многокомпонентных смесей, в том числе сточных вод. Вместе с тем, в настоящее время для тестирования мутагенов и токсикантов, циркулирующих в объектах внешней среды, не существует унифицированных тест-систем и общепринятых критериев их оценки.

В связи с этим нами предложены способы, позволяющие одновременно учитывать как мутагенные, так и токсические свойства биологически активных агентов разной природы.

Они отвечают требованиям, которые предъявляются к системам для тестирования мутагенов и токсикантов, и подходы, заложенные в их основе, дают возможность при минимальных экономических затратах получать надежную информацию об их биологических свойствах. Кроме того, с их участием можно на современном уровне проводить оценку степени влияния техногенов на качество природной среды.

Следует также отметить и то, что рассматриваемые способы сохраняют все преимущества работы с прокариотическими микроорганизмами, при этом позволяют анализировать генетические

события, характерные для эукариот. Это обстоятельство обеспечивает возможность определять специфичность их действия относительно этого генетического материала. Кроме того, способы являются достаточно чувствительными и обеспечивают воспроизводимость экспериментов. Они простые и недорогие в выполнении.

В качестве тест-объекта одного из способов используется дикий штамм дрожжей-сахаромицетов (Симонова, 2002). Он имеет нормальную систему репарации и характеризуется низкой частотой спонтанного мутирования. Экспериментальные исследования с применением данной модели можно проводить в условиях как острого, так и хронического эксперимента. Мутагенное и токсическое действие изучаемых биологически-активных агентов оценивается одновременно. Показателем токсичности является цитостатический и летальный эффекты. Мутагенность определяется по способности индуцировать различные генетические события, происходящие как в ядерных, так и в цитоплазматических генетических структурах эукариотической клетки дрожжей. Разработаны критерии токсикогенетической активности, которые позволяют оценить степень выраженности действия исследуемых агентов. В случае необходимости, на основе данного способа можно выявлять изменения токсикогенетической активности природных загрязнителей в процессе их метаболической трансформации при участии оксидазных систем дрожжей-сахаромицетов.

Второй способ оценки генотоксической активности, на котором остановимся более подробно, включает в качестве тест-объекта дафний, широко применяемых как тест-объект в токсикологических исследованиях. В экспериментальных исследованиях используется синхронизированная культура дафний. Алгоритм исследований позволяет оценивать как токсические, так и генетические эффекты, индуцированные исследуемыми растворами. Токсические эффекты оцениваются по изменению основных физиологических показателей (гибели и плодовитости), а генетические - по трем типам мутаций. Последние оцениваются количественно, и определяется суммарная мутагенная активность. По специально разработанным шкалам устанавливают уровень генотоксической активности и выделяют лимитирующий показатель вредности.

Предлагаемый способ является достаточно чувствительным, обеспечивает высокую воспроизводимость экспериментов, прост и недорог в применении и позволяет проследить за изменениями в популяции гидробионтов в ряду поколений. Кроме того, важной особенностью данного способа является то, что он работает в широком диапазоне концентраций химических веществ и обеспечивает возможность получения надежной информации о токсико-генетической активности исследуемых агентов. Наша разработка предоставляет возможность по результатам одного эксперимента одновременно судить о токсических и генетических свойствах изучаемых веществ и определять уровень опасности ксенобиотиков, циркулирующих в водной среде.

Точкой практического приложения разработанного метода были выбраны сточные воды одного из предприятий целлюлозно-бумажной промышленности, прошедшие полный технологический цикл очистки и непосредственно сбрасывающиеся в природный водоем, и сточные воды с этапа отбеливания целлюлозы перед их спуском в общий коллектор сточной воды предприятия.

Исследования показали, что сточные воды, прошедшие все этапы очистки, достоверно снижают жизнеспособность *D. magna Str.* по сравнению с контролем (Таблица 1). Кроме того, под влиянием сточных вод изменяется уровень плодовитости *D. magna Str.* в сторону её повышения в 1.4 раза по сравнению с контролем ( $P < 0,05$ ).

В опытных вариантах, в которых культура *D. magna Str.* подвергалась воздействию очищенных сточных вод ОАО «ЦКК» были обнаружены мутационные поражения.

Частота сублетальных мутаций у *D. magna Str.* в  $F_2$  опытных вариантах превышала контрольный уровень в 7.2 раза ( $P < 0.05$ ). Плодовитость *D. magna Str.*  $F_2$  в опытном варианте была ниже контрольного значения и составляла всего 0,6 от спонтанного уровня ( $P < 0.05$ ), что связано с реализацией летальных мутаций. В то же время, действие очищенных сточных вод приводило к появлению в популяции *D. magna Str.* морфологических мутантов. Их частота превышала спонтанный уровень мутирования в 83 раза!

Уровень генотоксичности увеличивается от длительности воздействия исследуемых агентов на *D. magna Str.* В связи с чем, анализируемые сточные воды при экспозиции 96 час оцениваются как чрезвычайно токсичные.

**Таблица 1.** Токсикогенетическая активность очищенных неразбавленных сточных вод ОАО «ЦКК»

Показатели генотоксичного действия		Экспозиция, час	
		24.0	96.0
Токсичность	коэффициент 1	2.6	25.0
	коэффициент 2	1.4	-
Мутагенность		13.5	-
Специфичность мутагенного действия		индукция морфологических и сублетальных мутаций	-
Степень выраженности эффекта действия		умеренно токсичный со средней мутагенностью	чрезвычайно токсичный
Лимитирующий показатель вредности		Мутагенность	токсичность

В соответствии с критериями, принятыми в способе, очищенные сточные воды следует охарактеризовать как умеренно токсичные со средней мутагенной активностью в случае их воздействия на тест-объект при экспозиции 24 часа, при экспозиции 96 час – как чрезвычайно токсичные. При этом лимитирующим показателем вредности в первом случае является мутагенность, а во втором – токсичность.

Специфичность мутагенного действия очищенных сточных вод в отношении *D. magna* Str. выражается в увеличении частоты появления морфологических мутантов, тогда как сублетальные и летальные мутации они индуцируют незначительно по сравнению с контролем.

Дополнительно были проведены исследования по изучению изменения токсикогенетической активности очищенных сточных в зависимости от степени их разбавления.

Продемонстрировано, что генотоксичность определяется степенью разбавления сточных вод ( $P < 0.05$ ). Однако при их разбавлении в 2 раза (1:1), величина гибели и плодовитости выживших самок в  $F_0$  существенно не отличалась от таковой в опытах с неразбавленными сточными водами. И только при разбавлении воды в 100 раз определяемые показатели токсичности достоверно значимо отличались от полученных в опытах с менее разбавленными сточными водами и не отличались от контрольного значения ( $P > 0.05$ ). Этот факт свидетельствует об эффективности разбавления сточной воды для снижения ее токсических свойств при экспозиции 24,0 и 96,0 часов.

Установлена прямая зависимость мутагенности сточных вод от степени их разбавления. Вместе с тем, несмотря на снижение суммарной мутагенной активности при разбавлении сточных вод, их способность индуцировать морфологические мутации остается высокой.

Сопоставляя величину токсичного и мутагенного действия сточных вод, прошедших все этапы очистки на предприятиях ЦБП, в зависимости от степени их разбавления, можно прийти к заключению: чем выше токсичность разбавленных сточных вод, тем чаще в популяции *D. magna* Str. появляются индуцированные сублетальные мутанты. Но при этом обнаруживается интересная особенность, которая проявляется в том, что если разбавленные сточные воды не обладают токсичностью, то мутагенность, хотя и слабая, всё же еще сохраняется. Вследствие этого лимитирующим показателем вредности следует признать мутагенность. Принимая во внимание допустимую степень генотоксической активности, по-видимому, следует считать безопасными только сточные воды, разбавленные более чем в 100 раз.

Сточные воды, сформированные на стадии отбеливания целлюлозы, определяются как наиболее загрязненные органическими и минеральными веществами. В связи с этим в задачу наших исследований входило определение токсикогенетической активности сточных вод, образующихся после этапа отбеливания и поступающих в основной коллектор того же целлюлозно-бумажного комбината.

Уровни токсической активности сточных вод отбельного цеха представлены в таблице 2. Под действием сточных вод отбельного цеха погибло до 80,0 % опытных дафний. У выживших особей обнаруживали значительную стимуляцию плодовитости. Разбавление сточных вод отбельного цеха в два раза не снижало их токсичности ни по одному из показателей. И только стократное разбавление этих сточных вод оказалось не токсичным для *D. magna* Str. в  $F_2$ .

Сточные воды с этапа отбеливания целлюлозы проявляли генетическую активность в отношении тест-объекта ( $P < 0,05$ ). Частота появления сублетальных мутаций в опытных

вариантах с неразбавленными сточными водами и с разбавлениями от 1:1 до 1:10 достоверно выше контрольного значения. Во всех опытных вариантах обнаруживаются летальные мутанты. Морфологические мутации индуцировались неразбавленными и мало разбавленными (1:1) сточными водами с этапа отбеливания целлюлозы. Таким образом, по способности индуцировать генетические нарушения в наследственном аппарате гидробионтов сточные воды отбельного цеха следует рассматривать как слабые мутагены.

**Таблица 2.** Уровень токсикогенетической активности сточных вод отбельного цеха

Показатели генотоксичного действия		Степень разведения сточной воды				
		1:0	1:1	1:10	1:20	1:100
токсичность	коэффициент 1	26.7	30.0	2.0	1.7	1.3
	коэффициент 2	3.5	3.9	1.9	1.5	1.1
Мутагенность		8.6	8.6	7.3	6.8	6.8
Специфичность мутагенного действия		индукция сублетальных и морфологических мутаций		индукция сублетальных мутаций	индукция летальных мутаций	
Степень выраженности эффекта действия		чрезвычайно токсичные со слабой мутагенностью		Умереннотоксичные со слабой мутагенностью		слабо-мутагенное
Лимитирующий показатель вредности		Мутагенность				

Для полноты картины, демонстрирующей возможности обсуждаемого способа, необходимо познакомиться с результатами изучения проб воды из Братского водохранилища, испытывающего постоянное воздействие условно чистых сточных вод ОАО «Братский ЦКК». Образцы воды из Братского водохранилища отбирали в пунктах ОГСНК № 1905601 и № 1905602, контролируемых Иркутским территориальным управлением по гидрометеорологии и контролю природной среды. Установлено, что вода загрязнена биологически активными веществами и качество воды на контролируемых створах относится к III классу загрязненности.

В таблице 3 представлены сведения о токсических эффектах, индуцированных анализируемыми пробами.

Летальный эффект в контрольном варианте не установлен. В пробах воды, отобранной в придонных слоях, погибает часть популяции *D. magna Str. F<sub>0</sub>*. Так, в точке № 1905601 гибнет  $8,0 \pm 3,7$  % экспонированных *D. magna Str.*, а в точке № 1905602 –  $10,0 \pm 3,2$  %. Эти две величины не отличаются друг от друга достоверно ( $P \geq 0,05$ ), но доказаны различия с контрольным значением ( $P \leq 0,001$ ).

**Таблица 3.** Токсическое действие проб природной воды Братского водохранилища

Анализируемые показатели мутагенности у <i>D. magna Str.</i> в $F_0$	Анализируемые пробы	Величина анализируемого показателя	$P_{0,05}$
Летальный эффект $N_{let} \pm m, \%$	№ 1905601	$8,0 \pm 3,7$	
	№ 1905602	$10,0 \pm 3,16$	
	Контроль	$0,0 \pm 0,0$	
Плодовитость, $P_0 \pm m$	№ 1905601	$6,6 \pm 0,2$	
	№ 1905602	$2,1 \pm 0,2$	
	Контроль	$3,5 \pm 0,1$	

Средняя плодовитость самок из популяции *D. magna* Str.  $F_0$  в контрольном варианте составляет  $3,5 \pm 0,1$ . Самки, выжившие после обработки водой придонного слоя из точки №1905601, характеризуются плодовитостью  $6,56 \pm 0,22$ . Указанная проба воды стимулирует их плодовитость. Средняя плодовитость особей, обработанных водой придонного слоя из точки № 1905602, составляет  $2,02 \pm 0,24$ , что свидетельствует о подавлении плодовитости опытных особей. Все сравниваемые между собой величины, характеризующие плодовитость, достоверно отличаются друг от друга ( $P \leq 0,05$ ).

Об уровне токсичности анализируемых проб воды судили по коэффициентам токсичности, представленным в таблице 4.

**Таблица 4.** Уровень токсической активности проб воды Братского водохранилища

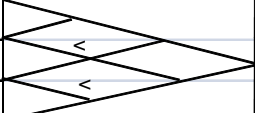
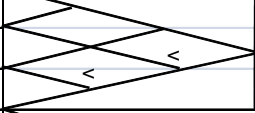
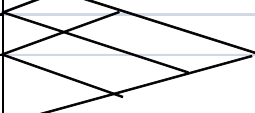
Анализируемые пробы	Показатели токсичности		Выраженность эффекта действия
	$N_{let}$	$K_0$	
№1905601 донный слой	<18,0	1,87	Умеренная токсичность
№1905602 донный слой	<18,0	0,58	

Учитывая, что в контрольном варианте не погибло ни одной особи, рассчитать значение  $L_0$  для опытных вариантов не представляется возможным. Поэтому, в соответствие со способом, мы сравниваем полученные величины гибели с допустимой величиной – 18 %.

По показателю гибели пробы воды Братского водохранилища из придонных слоёв двух точек – не токсичны в отношении *D. magna* Str. Вода придонного слоя точки № 1905601 индуцирует незначительную стимуляцию плодовитости обработанных дафний, а вода придонного слоя точки № 1905602 – угнетение плодовитости. Анализ коэффициентов плодовитости  $K_0$ , рассчитанных для двух точек, показывает, что обе пробы воды умеренно токсичны в отношении дафний.

О мутагенной активности проб воды Братского водохранилища свидетельствуют результаты исследований, представленные в таблице 5. Гибель *D. magna* Str. второго поколения в опытных вариантах несколько выше гибели в контрольном варианте. Частота появления сублетальных мутантов среди *D. magna* Str.  $F_2$  в опытном варианте с водой из точки № 1905601 составляет  $2,9 \pm 0,3$  %, что практически не отличается от контроля ( $P \geq 0,05$ ). В варианте с водой из точки № 1905602 выявляется большее количество сублетальных мутантов: гибель *D. magna* Str.  $F_2$  выше и составляет  $4,1 \pm 0,3$  % ( $P \leq 0,05$ ).

**Таблица 5.** Мутагенное действие анализируемых проб природной воды Братского водохранилища из придонного слоя

Анализируемые показатели мутагенности у <i>Daphnia magna</i> Str. в $F_2$	Анализируемые пробы	Величина показателя	$P_{0,05}$
Гибель, $Sbl \pm m$ , %	№ 1905601	$2,9 \pm 0,3$	
	№ 1905602	$4,1 \pm 0,3$	
	Контроль	$2,8 \pm 0,3$	
Плодовитость, $P_2 \pm m$	№ 1905601	$2,6 \pm 0,3$	
	№ 1905602	$3,4 \pm 0,3$	
	Контроль	$4,9 \pm 0,2$	
Количество особей с морфологическими изменениями, М, %	№ 1905601	0,00	
	№ 1905602	0,00	
	Спонтанный уровень	0,003	

Плодовитость самок второго поколения из двух опытных вариантов ниже соответствующего контроля. Для точки 1905601 эта величина составляет  $2,6 \pm 0,3$ , а для точки 1905602 –  $3,4 \pm 0,3$ . В контроле плодовитость самок второго поколения достигает  $4,9 \pm 0,2$ , различия с опытными величинами достоверны ( $P \leq 0,001$ ). Морфологических мутантов среди *D. magna Str. F<sub>2</sub>* не обнаружено.

Мутагенная активность воды Братского водохранилища, судя по коэффициенту &, который представлен в таблице 6, не доказана. Это подтверждается величинами коэффициентов  $L_2$ ,  $K_2$  и  $\mu$  (таблица 7).

Обобщая оценку степени опасности исследованных проб воды по токсическим и генетическим показателям в отношении популяции *D. magna Str.*, мы сделали заключение, что:

- воды придонного слоя из точек № 1905601 и № 1905602 слабо токсичны и не мутагенны;
- специфичность токсичного действия воды из придонных слоев заключается в том, что в пробе № 1905601 происходит стимуляция плодовитости экспонированных дафний, а в пробе № 1905602 – угнетение.

По данным гидрохимических наблюдений, проводимых в период проведения апробации «Способа ...» отмечались превышения ПДК по формальдегиду, фенолу и нефтепродуктам. Данные о величинах токсико-генетических эффектов, индуцированных у *D. magna Str.*, позволяют характеризовать образцы воды придонного слоя как слабо токсичные, а по способности индуцировать мутации – генетически инертными. Таким образом, лимитирующим показателем вредности для них является токсичность.

Заканчивая статью, хотим подчеркнуть, что разработанный способ хорошо зарекомендовал себя. Способ дает возможность оценивать уровень токсической и мутагенной активности промышленных загрязнителей, циркулирующих в водной среде, по комплексу количественных показателей; предложены критерии, позволяющие характеризовать уровень токсико-генетической активности исследуемых загрязнителей, позволяющие ранжировать их по уровню выраженности эффекта действия, выделяя специфичность повреждающего действия в отношении тест-объекта.

**Таблица 6.** Уровень мутагенной активности природной воды Братского водохранилища из придонного слоя

Анализируемая проба	Уровень мутагенности, &	Выраженность эффекта действия
№ 1905601	0,9	Мутагенность не доказана
№ 1905602	1,0	Мутагенность не доказана

**Таблица 7.** Специфичность мутагенной активности природной воды Братского водохранилища из придонного слоя

Анализируемые точки	Показатели специфичности		
	$L_2$	$K_2$	$\mu$
№ 1905601	1,05	0,51	0,00
№ 1905602	1,43	0,68	0,00

Вместе с тем, рассматриваемый токсикогенетический метод исследования ни в коей мере не претендует на универсальность. Однако, экспериментальные данные, полученные на его основе, позволяют сформулировать и реализовать принцип этапного планирования работ, а также возможность определения объема генотоксического тестирования в системе экологических и токсиколого-гигиенических исследований.

#### Список литературы

- Бочков Н.П. Наследственность человека и мутагены внешней среды/ Бочков Н.П., Чеботарев А.Н. - М.: Медицина, 1989.- 270 с.
- Бочков Н.П. Мониторинг врожденных пороков развития/ Бочков Н.П., Жученко Н.А., Кириллова и др // Рос. вест. перинатол. педиатр. - 1996. - № 2. - С. 20-26.
- Веголяс М.Р. Оценка цитогенетических проявлений нестабильности геномов у рыб *Carasius auratus gibelio* при влиянии тяжелых металлов. – Современные фундаментальные проблемы гидрохимии и

мониторинга качества поверхностных вод России: Матер. научно-практ. конф. (с международным участием).-Ростов-наДону, 2009. – Часть 2. – С. 126 -129.

Денисова Т.П. Токсикогенетический подход к санитарно-гигиенической оценке промышленных сточных вод и их химических компонентов. – Дисс..на соиск. Уч.ст. к.б.н.. – Иркутск. – 2006. – 182 с.

Захаров И.А. Мутационный процесс у грибов/ Захаров И.А., Ковальцова и др - Л.:Наука. - 1980.- 280 с.

Лекавичюс Р.К. Химический мутагенез и загрязнение окружающей среды./ Лекавичюс Р.К. – Вильнюс, «Мокслас», 1983. – 223 с.

Павленко В.В. Задачи генетического мониторинга как составной части биомониторинга водных экосистем/ Павленко В.В.//Проблемы регионального мониторинга состояния озера Байкал. -Л.: Гидрометеиздат. - 1983. - С. 36-41.

Симонова Е.В. Использование микроорганизмов для биотестирования техногенных загрязнителей природной среды. – Иркутск. – 2002. – 70 с.

Суслова Н.Г. Изучение темпа спонтанного мутационного процесса у рентгеночувствительных мутантов *Saccharomyces cerevisiae*/ Суслова Н.Г., Захаров К.А.// Генетика.- 1991.- Т.7 - N7. - С 91-98.

<http://www.kolasc.net.ru/russian/innovation/ksc70.html>; последний просмотр 23 октября 2010.

<http://caspien.by.ru/Issledovania.shtml>; последний просмотр 23 октября 2010 г.

## **ИНТЕГРАЛЬНАЯ ОЦЕНКА ТОКСИЧНОСТИ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД НА ОСНОВЕ БИОТЕСТИРОВАНИЯ\***

Е.Н.Бакаева

*Южный отдел Института водных проблем РАН,  
344090 Ростов-на-Дону. пр.Стачки, 198,Россия, [rotaria@mail.ru](mailto:rotaria@mail.ru);  
Гидрохимический институт, 344090 Ростов-на-Дону. пр.Стачки, 198, Россия*

Токсическое действие загрязняющих веществ на гидробиоту является одной из главных причин негативных последствий антропогенного загрязнения природных вод. Как, известно, токсичность является одной из характеристик качества воды. Мониторинг токсического загрязнения поверхностных вод, основанный на действующей в РФ концепции ПДК химических веществ, имеет существенный недостаток – концентрации химических соединений сами по себе не говорят о степени токсичности воды для живых организмов. Кроме того, аналитический контроль экспоненциально возрастающего количества новых химических соединений невозможен, а аддитивность и синергетическое действие большинства химических соединений значительно затрудняет решение этой серьезной проблемы. Следовательно, только сама биота может дать нам оценку токсического воздействия загрязняющих веществ. И задача исследователя – научиться получать и понимать информацию, предоставляемую живыми организмами.

Токсичность - характеристика биологическая, и может быть определена только с участием живых организмов. Биологический метод оценки токсичности химических веществ, сточных и поверхностных вод – биотестирование - основан на использовании представительных тест-объектов различных систематических групп и трофических уровней живых организмов. Оценка токсичности поверхностных вод и донных отложений методом биотестирования основана на методологическом подходе, используемом при разработке регламентов на химические вещества (ПДК). Однако биотестирование поверхностных вод и донных отложений, опираясь на принципы водной токсикологии, имеет ряд особенностей (Бакаева, Никаноров, 2006). Кроме того идентификация химических веществ и их концентраций не является задачей биотестирования. Метод биотестирования вод и донных отложений нельзя отнести к количественным. Качество воды, определяемое методами биотестирования, принято оценивать словесно. Результат выражается: «оказывает/не оказывает» исследуемая проба воды и донных отложений токсическое действие. Тем не менее, по данным биотестирования можно выделить уровень токсичности, который выражается также словесно: «острое», «подострое», «хроническое» токсическое действие.

Важно то, что биотестирование позволяет получать интегральную оценку токсичности, вызываемую суммарным действием всего комплекса загрязняющих веществ, содержащихся в водной среде, с учетом их синергетического и антагонистического взаимодействия, а экспертная

---

\* - Конспект лекций

оценка результатов биотестирования дает возможность экологической интерпретации воздействия всего комплекса содержащихся в воде веществ на живые организмы.

Преимущества метода биотестирования:

- Временной показатель. Определение токсичности возможно за 2 – 24 часа в зависимости от используемого тест-объекта и тест-показателя.
- Охватывают все основные компоненты водной экосистемы, поскольку основаны на использовании набора методик (не менее трех). Применение набора тест-объектов обусловлено спецификой жизнедеятельности живых организмов, проявляющих различную чувствительность к одному и тому же виду загрязнения.
- Менее материалоемки и менее затратны, в сравнении с аналитическими.
- Возможно проведение исследований в полевых условиях.

Цель биотестирования в мониторинге поверхностных вод суши – осуществлять скрининг проб воды и донных отложений водного объекта и в режимных, и оперативных наблюдениях, особенно в случае ЧС. В последнем случае, можно выбрать пробы для дальнейшего дорогостоящего химического анализа.

Существуют серия международных стандартов по оценке качества вод - ISO Water quality: 6341:1996; 7346-1:1996; 7346-2:1996; 7346-3:1996; 8692:1989; 10229:1994; 10253:1995; 10706:2000; 10712:1995; 11348-1:1998; 11348-2:1998; 11348-3:1998; 12890:1999; 13829:2000; 14442:1999; 14669:1999 .

В России с 1991 биотестирование в качестве обязательного элемента контроля качества поверхностных вод суши предусмотрено «Правилами охраны поверхностных вод». Показатели биотестирования природных вод включены в перечень показателей для выявления зон чрезвычайной экологической ситуации и зон экологического бедствия (Критерии..., 1994). С помощью биотестирования можно получить адекватную оценку изменений состояния поверхностных водных объектов в части качественных показателей состояния водных ресурсов (Постановление..., 2007). Ведомственным документом Росгидромета РД 52.24.309-2004 выполнение работ по биотестированию предусмотрено в качестве рекомендуемого.

Однако единых нормативных документов в России для всех ведомств, занимающихся наблюдениями за качеством воды, не существует. Разработан ряд документов в Гидрохимическом институте. Во ВНИРО сделана попытка разработки национального стандарта по биотестированию ГОСТ Р (ИСО 8692:2004) Методы определения токсичности с использованием зеленых пресноводных одноклеточных водорослей ISO 8692:2004 Water quality – Freshwater algal growth inhibition test with unicellular green algae.

На сегодняшний момент важными методологическими направлениями в биотестировании являются: 1) получение гарантированной биологической информации о токсичности вод и донных отложений; 2) поиск экологически соответствующих тест-объектов. Т.е. применение при оценке токсичности тест-объектов, соответствующих по экологическим особенностям исследуемому водному объекту. Например, в случае солоноватых вод необходимо использовать в качестве тест-объектов эвригалинные организмы; 3) поиск тест-показателей, *быстро* отражающих отклик тест-системы до изменения в ней биологических показателей (интегрального показателя). 4) поиск обобщенного интегрального тест-показателя, отражающего отклик тест-системы, содержащей как можно большее числа видов водного объекта.

В Гидрохимическом институте, являющемся головным учреждением по нормативно-методическому обеспечению государственной системы наблюдений (ГСН) Росгидромета, в целях решения первых двух направлений, настоящему моменту разработаны следующие документы: РД 52.24.309-92 Методические указания. Охрана природы. Гидросфера. Организация и проведение режимных наблюдений за загрязнением поверхностных вод суши на сети Роскомгидромета; Р 52.24.566-94 Рекомендации. Методы токсикологической оценки загрязнения пресноводных экосистем; РД 52.24.564-96, РД 52.24.565-96. Сборник. Методические указания. Охрана природы. Гидросфера. Биологические методы оценки загрязненности пресноводных экосистем; РД 52.24.609-99 Методические указания. Охрана природы. Гидросфера. Организация и проведение наблюдений за содержанием загрязняющих веществ в донных отложениях; РД 52.24.635 -2002 Методические указания. Проведение наблюдений за токсическим загрязнением донных отложений в пресноводных экосистемах на основе биотестирования; Р 52.24.662-2004 Рекомендации. Оценка токсического загрязнения природных вод и донных отложений пресноводных экосистем методами биотестирования с использованием коловраток; РД 52.24.669-2005 Унифицированные методы биотестирования для обнаружения токсического загрязнения



поверхностных вод суши с использованием микрозоопланктона; РД 52.24.670-2005 Унифицированный метод определения острой токсичности проб поверхностных вод суши, содержащих взвешенные вещества; Р 52.24. 690-2006 Оценка токсического загрязнения вод водотоков и водоемов различной солености и зон смешения речных и морских вод методом биотестирования; Р 52.24.695-2007 Оценка токсического загрязнения вод и донных отложений по коэффициенту регенерации популяции; Р 52.24.741-2010 Оценка токсичности поверхностных вод суши в условиях чрезвычайных ситуаций методом экспрессного биотестирования.

Разработка последнего нормативного документа связана с обеспечением безопасности поверхностных вод суши России в условиях чрезвычайных ситуаций, поскольку усиливающаяся техногенная нагрузка приводит к огромному числу аварий на акваториях.

К числу интегральных тест-показателей следует отнести физиологические. Для фотосинтетиков (макрофиты, микроводоросли) наиболее показательным в этом плане является фотосинтез (продукция кислорода) и концентрация фотосинтетических пигментов, в частности, хлорофилла *a*.

Фотосинтетическая группа пигментов представляет наибольший практический интерес для целей контроля состояния водных объектов. В этой группе пигментов основным по количественному содержанию в клетках фитопланктона и лучшим показателем его фотосинтетической активности является хлорофилл *a*. Содержание хлорофилла *a* в планктоне показывает хорошее соответствие с трофическим статусом водоемов. На основании ряда исследований были установлены концентрации хлорофилла *a*, характерные для основных трофических типов водоемов (олиготрофные, мезотрофные, эвтрофные). Количественные характеристики разных пигментов в определенной мере способны отражать соотношение таксономических групп в фитопланктонном сообществе. Это связано с тем, что качественное распределение пигментов различно в разных таксономических группах фитопланктона.

Определение содержания хлорофилла в планктоне впервые было предложено еще в 30-е годы 20 века, однако в практику гидробиологических работ этот ценный метод вошел значительно позднее. В настоящее время показатели содержания хлорофилла *a* широко используются для оценки только трофического статуса, в числе критериев качества воды при экологическом мониторинге «цветения» сине-зеленых водорослей, для выяснения особенностей горизонтального и вертикального распределения микроводорослей, оценки их биомассы, прицельного отбора проб фитопланктона. В практике экотоксикологии этот показатель не использовался. В тоже время концентрация хлорофилла *a* фитопланктона в водном объекте играет важную роль как информационного показателя состояния фитопланктонного сообщества, в том числе его отклик на токсическое воздействие. Из имеющихся к настоящему времени методов определения растительных пигментов – спектрофотометрических, флуорометрических и хроматографических – в гидробиологической практике преимущественно используется спектрофотометрический метод с экстракцией пигментов, разработанный в своей основе Ричардсом и Томпсоном (1952).

В связи с чем (поиск интегрального показателя) в настоящее время проводятся работы по разработке методики оценки токсичности вод на основе усовершенствования методики определения концентрации хлорофилла *a*. Эти разработки направлены на совершенствование методологии биотестирования для получения адекватной оценки о качестве вод, включающей трофность и токсичность, поверхностных водных объектов биологическими методами. Анализ существующих методик по определению концентрации хлорофилла *a* (ГОСТ 17.1.04.02-90; Руководство..., 1983; ИСО 10260) и полученных экспериментальных данных по методике, рекомендованной для сети Росгидромета (Руководство..., 1983) и по международной методике ИСО 10260 показал, что методики, основанные на анализе ацетоновых экстрактов (Руководство..., 1983; ГОСТ 17.1.04.02-90) дают заниженные значения концентраций хлорофилла *a* (табл.1).

В процессе работы проведены экспериментальные исследования для уточнения методик определения концентрации хлорофилла-*a* в ацетоновых и этанольных вытяжках. Апробация методики была проведена на культурах микроводорослей при оценке токсичности вод мезокосмов (натурное моделирование загрязнения тяжелыми металлами) (табл.1) методом биотестирования и пробах воды из водотоков и водоемов для оценки трофности.

По результатам исследований разработана уточненная методика по определению хлорофилла *a* в этанольной вытяжке для эвтрофных вод и культур микроводорослей, т.е. в пробах с заведомо известной высокой концентрацией хлорофилла *a* (Бакаева, 2010; Дубовицкий и др., 2010). Последующая работа направлена на аттестацию методики по определению хлорофилла *a* (этанольная вытяжка) в эвтрофных водах поверхностных водных объектов.

**Таблица 1.** Концентрация хлорофилла *a* в воде мезокосмов (этанольные и ацетоновые вытяжки) по результатам биотестирования на монокультуре *Chlorella vulgaris*

Вариант	Конц-я металлов, доли ПДК	Хлорофилл <i>a</i> , мкг/л		Токсичность, откл. коэффициента прироста <i>C. vulgaris</i> от контроля, %
		этанол	ацетон	
M2	Cd 10	2.267	0962	27.9 (нет ТД)
M3	Cd 25	2.972	1.195	57.5(ОТД)
M <sub>4</sub>	Cd 50	1.265	0.521	51.2 (ОТД)
M5	Cu 40	0.499	0.641	14.3 (нет ТД)
ТД – токсическое действие, ОТД – острое токсическое действие				

Важным преимуществом биотестирования является возможность оценки токсичности как вод, так и донных отложений набором биотестов. Экспертная оценка этих данных позволяет установить состояние исследуемого участка, т.е. степень ее благополучия. Разработанная нами шкала по оценке состояния водной экосистемы представлена в Р 52.24.662 (табл.2).

Изложенное дает основание сделать следующие предложения:

- ввести как *обязательный токсикологический мониторинг* поверхностных водных объектов методом биотестирования двух составляющих водных экосистем: вод и донных отложений. При этом необходимо учесть особенности водных объектов конкретных регионов такие как климатические (в первую очередь температурный режим), гидрохимические (в частности минерализацию). Это необходимо для выбора тест-объектов экологически соответствующих поверхностному водному объекту с целью получения достоверной информации о токсичности вод и донных отложений.
- ввести токсикологический мониторинг, как предваряющий химический. Т.е. первоочередной задачей токсикологического мониторинга должна стать *функция скрининга* состояния поверхностного водного объекта.

**Таблица 2.** Оценка состояния водного объекта или его участка по результатам биотестирования воды и донных отложений

Токсическое загрязнение экосистемы водного объекта		Состояние экосистемы водного объекта
Водная составляющая	Донная составляющая	
Хроническое токсическое действие (ХТД) не обнаружено ни в одном из биотестов	ХТД не обнаружено ни в одном из биотестов или ни на одном из участков водного объекта	Благополучное
ХТД обнаружено в одном из биотестов	ХТД не обнаружено ни на одном участке ХТД обнаружено на одном участке	Неблагополучное
ХТД обнаружено в двух и более биотестах	ХТД обнаружено на одном и более участках ОТД обнаружено на одном участке	Крайне неблагоприятное
Острое токсическое действие (ОТД) обнаружено в одном из биотестов, которое устраняется при кратности разбавления в 2 раза	ХТД обнаружено на одном и более участках ОТД обнаружено на одном участке	
ОТД обнаружено в одном из биотестов, которое устраняется при кратности разбавления в 50-100 раз	ХТД обнаружено на одном и более участках ОТД обнаружено на одном участке	
ОТД обнаружено в одном из биотестов, которое устраняется при кратности разбавления в 100 раз	ХТД обнаружено на одном и более участках ОТД обнаружено на одном и более участках	Экологическое бедствие

Своевременное внедрение и использование методик биотестирования позволит получать адекватную информацию о токсичности вод и донных отложений. На основе полученной информации принимать руководящие решения. И что немаловажно - снизить затраты

мониторинга качества ПВС за счет уменьшения количества необоснованных дорогостоящих химических анализов.

#### Список литературы

- Бакаева Е.Н., Никаноров А.М. Гидробионты в оценке качества вод суши. М.: Наука, 2006. – 257 с.
- ГОСТ 17.1.04.02-90 Методика определения спектрофотометрического определения хлорофилла-а.
- ИСО 10260:1992 Качество воды. Измерение биохимических параметров. Спектрофотометрические методы определения концентрации хлорофилла-а
- Дубовицкий Г.А., Ковалева Г.Е., Сухоруков Б.Л. оперативная оценка трофического статуса водных объектов по хлорофиллу а фитопланктона.// Материалы научной конф.(Современные проблемы гидрохимии и формирования качества вод 27-28 мая 2010. Ростов-на-Дону: ГУ ГХИ, 2010. С.202-206.
- Критерии оценки экологической обстановки территорий для выявления зон чрезвычайной экологической ситуации и зон экологического бедствия // Зеленый мир: Российская экологическая газета. 1994. № 12. – С.8-11.
- Постановление Правительства РФ № 219 от 10.04.2007 «Положение об осуществлении государственного мониторинга водных объектов».
- Правила охраны поверхностных вод: типовые положения. М, 1991.- 42 с.
- Разработка нормативного документа «Оценка качества вод поверхностных водных объектов по концентрации хлорофилла а» / Отчет о НИР ГУ ГХИ/Отв.исполнитель Бакаева Е.Н., регистрац.номер 0120.0808097 от 2010.12.29 .
- Руководство по определению методом биотестирования токсичности вод, донных отложений, загрязняющих веществ и буровых растворов. (Утверждено МПР РФ 27.04.2001 г.). - Москва: РЭФИА, НИА-Природа, 2002. - 117 с.
- Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений / под ред. В.А. Абакумова, 1983. – С. 67-92.

### НОВЫЕ ТЕХНОЛОГИИ БИОТЕСТИРОВАНИЕ ТОКСИЧНОСТИ ВОД: РАЗРАБОТКА, СЕРТИФИКАЦИЯ, ВНЕДРЕНИЕ\*

Ю.С. Григорьев

*Сибирский федеральный университет  
660041, Красноярск, просп. Свободный, 79, Россия, grig@lan.krasu.ru*

Использование в мониторинге окружающей среды наряду с химическим анализом методов биологического контроля (биоиндикации и биотестирования) позволяет получать более полную характеристику качества среды за счёт выявления действия на тест-организм сразу всех вредных веществ. Вместе с тем при организации такой системы экологического мониторинга остро ощущается недостаток оперативных и простых в исполнении методов биотестирования водных объектов. При этом многие из используемых в настоящее время в России методик биотестирования не обеспечены комплексом аппаратуры, позволяющим создать стандартные условия работы с тест-организмами и автоматизировать процесс измерения.

В связи с этим в Сибирском федеральном университете (СФУ) в последние годы разработаны новые оперативные методы и аппаратура для биотестирования, которые показали свою высокую эффективность при оценке токсичности природных и сточных вод. В качестве тест-организмов в этих методах используются культуры водоросли хлорелла и сценедесмус, рачки дафний и цериодафний.

Применение в биотестировании высокопродуктивного и термофильного штамма водоросли хлорелла (*Chlorella vulgaris* Beijer) позволило существенно сократить продолжительность анализа и при этом отказаться от трудоёмкой процедуры поддержания стерильности водорослевой культуры. Для наращивания тест-культуры водоросли создан компактный культиватор КВ-05, в котором численность клеток при автоматически поддерживаемой температуре 36°С увеличивается за сутки в 30–40 раз. Токсический эффект на водоросль определяется по разнице прироста числа клеток в тестируемых пробах воды по сравнению с чистой контрольной водой.

---

\* Конспект лекций

Поскольку рост водоросли, обусловленный процессом фотосинтеза, зависит от интенсивности света, температуры и содержания углекислого газа в среде, то эти внешние факторы должны быть одинаковыми и оптимальными для роста как контрольных, так и всех опытных проб. Эту непростую проблему нам удалось решить в результате создания оригинального многокуветного культиватора водорослей КВМ-05 (Григорьев, Андреев, 2001). В нём 24 пробы с тест-культурами водоросли размещаются во вращающейся кассете, установленной наклонно. Культиватор оборудован источником света и системой стабилизации заданной температуры (36°C). Благодаря вращению емкостей с пробами для них обеспечиваются равные температурные и световые условия, а также одинаковая скорость поступления CO<sub>2</sub> из окружающего воздуха. Для оперативного определения прироста разработан измеритель оптической плотности суспензий ИПС-03, в котором оптическая плотность взвеси водоросли, как показатель её численности, измеряется после завершения процесса биотестирования непосредственно во флаконах («пенициллинках») с тест-культурами.

Нам удалось также значительно упростить процедуру приготовления питательной среды благодаря тому, что выращивание культуры водоросли производится на концентрированной среде Тамия (50%), а само биотестирование на той же среде, разбавленной до 2%. Последнее достигается тем, что инокулят, в виде водорослевой культуры на 50% среде Тамия, доведенный до определенной плотности, вносится в тестируемую воду в соотношении 1:24. Таким способом проводится засев тестируемых проб до требуемого уровня и одновременное внесение в них всех компонентов питательной среды. Проведенные эксперименты показали, что такое разбавление используемой среды практически не сказывается на скорости роста культуры водоросли хлорелла, но при этом многократно увеличивает ее чувствительность к токсикантам. Данный эффект обусловлен снижением возможности комплексообразования потенциально токсичных веществ с компонентами питательной среды и тем самым повышением их биодоступности для тест-организма. Высокая чувствительность водоросли хлорелла к токсикантам достигнута также благодаря малой плотности засева тест-культуры. Это условие при проведении токсикологического эксперимента имеет важное значение, поскольку его результат будет зависеть не столько от концентрации поллютантов в среде, сколько от соотношения численности или массы тест-организмов к количеству токсикантов в тестируемом объеме воды. Благодаря созданным условиям для быстрого роста тест-культуры водоросли ее малая начальная плотность не сказалась на длительности проведения самого биотеста.

На базе данного штамма водоросли хлорелла и созданного комплекта оборудования разработана и аттестована для целей государственного экологического контроля методика биотестирования по изменению оптической плотности культуры водоросли хлорелла с длительностью анализа токсичности вод и отходов 22 часа (Григорьев, 2004).

С целью ускорения и стандартизации проведения биотестирования вод была проведена модернизация методики проведения таких работ на водоросли сценедесмус (*Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Vreb.). Это тест-организма давно и широко используется в России (Жмур, Орлова, 2007), однако биотест на его основе достаточно трудоемкий в выполнении и длителен во времени. Во многом это связано с отсутствием серийно выпускаемого оборудования для его проведения, а также рядом чисто методических причин, таких как обеспеченностью тест-культур углекислым газом и активным перемешиванием.

Все эти причины были устранены благодаря использованию разработанного нами специализированного оборудования для биотестирования, которое в последние несколько лет производится в России. Необходимые и световые условия обеспечивают климатостаты В3 и В4, а активную аэрацию и перемешивание - устройства УЭР-03. В качестве питательной среды для наращивания культуры сценедесмуса использована 10 % среда Тамия. Для этих целей применен модернизированный культиватор КВ-05, который устанавливается в климатостат. Поскольку культивирование проводится в нестерильных условиях, то для получения альгологически чистой культуры водоросли сценедесмус ее наращивание проводится при температуре 21°C. Благодаря созданным световым условиям и перемешиванию численность клеток за 24 часа культивирования увеличивается до 10 раз. Само биотестирование выполняется также в климатостате В3, но уже в устройствах УЭР-03 при температуре 25°C на 1% среде Тамия без стерилизации. Длительность экспонирования в них 18 проб с тест-культурой сценедесмуса составляет 45 часов. За это время рост культуры достигает 20-ти кратной величины.

В 2011 году данная методика была аттестована и допущена для целей государственного экологического контроля (Григорьев, Тюткова, 2011).

В качестве рачкового тест-объекта, обязательного для биотестирования вод и отходов, были взяты дафнии (*Daphnia magna* Straus). Основные трудности работы с этим широко используемым организмом связаны с необходимостью поддержания требуемых внешних условий при культивировании рачков (Жмур, 2007а). Кроме того, жёсткие требования предъявляются к содержанию кислорода в тестируемой воде, так как его недостаток в пробе, например в результате деятельности сопутствующей микрофлоры, может вызвать гибель внесённых дафний. Для выполнения этих условий при биотестировании на рачках дафний нами разработаны климатостаты Р2 и В3, которые поддерживают необходимую температуру и световой режим при выращивании маточной и синхронной культур рачков.

Сам процесс биотестирования выполняется в устройствах экспонирования рачков (УЭР-03) (Григорьев, Шашкова, 2009). В них пробы с водой и тест-организмами (до 18 шт.) размещаются в подвижной кассете. Умеренное вращение кассеты (6-8 оборотов/мин), не травмирующее самих рачков, обеспечивает активный газообмен с внешней средой и насыщение пробы тестируемой воды кислородом. Несколько таких устройств устанавливаются в климатостат. Благодаря созданным условиям и прежде всего хорошей аэрации проб удалось повысить чувствительность дафний к токсикантам (Шашкова, Григорьев, Березина, 2006), что позволило сократить продолжительность биотестирования до 48 ч. Кормление дафний производится клетками водоросли хлорелла, культуру которой в достаточных количествах обеспечивает культиватор КВ-05. На этой основе была разработана и аттестована более оперативная методика биотестирования различных вод и отходов на рачках дафний (Григорьев, Шашкова, 2006).

Со многими из рассмотренных проблем в биотестировании приходится сталкиваться при использовании в качестве тест-организма – рачков цериодафний (*Ceriodaphnia affinis*) (Жмур, 2007б). Для их решения нами были использованы климатостаты Р2 и В3, в которых содержатся маточная и синхронные культуры рачков при температуре 24-25 °С. Для экспонирования тест-культуры в тестируемых пробах воды в одинаковых условиях по температуре, свету и аэрации были разработаны 40-кюветные устройства УЭР-04. В каждую кювету, объемом 30 см<sup>3</sup>, помещали по 2 рачка. На один вариант опыта использовали 5 кювет (10 особей) в двух параллелях (т.е. 10+10 рачков). Таким образом в одной заправке УЭРа можно провести токсикологический эксперимент с одной тестируемой пробой воды в трех ее разбавлениях плюс контрольная вода при двух аналитических повторностях. Проведенные исследования показали, что в условиях вращения цериодафний в УЭР-04 рачки активно питаются смесью дрожжи-водоросль хлорелла в соотношении 7:1 и размножаются с той же скоростью, как и в неподвижных стаканах. Эта технология легла в основу разработанной и аттестованной методики проведения острого токсикологического опыта на рачках цериодафний (Григорьев, Агилова, 2011). Длительность анализа составляет 48 часов.

И наконец, в целях экспрессного выявления токсичности природных и сточных вод, а также отходов нами был использован метод регистрации относительного показателя интенсивности замедленной флуоресценции (ОПЗФ) водоросли хлорелла (Григорьев, Фуряев, Андреев, 1996). Данный показатель не зависит от количества тест-организма и мутности тестируемой воды и может быть измерен в течение нескольких секунд. Для реализации метода был создан флуориметр Фотон 10, который в автоматическом режиме может одновременно анализировать на токсичность до 24 образцов, выводя полученную информацию на управляющий компьютер. Чтобы обеспечить вхождения токсикантов в тест-организм тестируемые пробы с культурой водоросли хлорелла в течение одного часа экспонируются в многокюветном культиваторе КВМ-05 (Григорьев, Рудь, 2004). На основе использованного метода и аппаратуры разработана методика биотестирования токсичности вод и отходов по изменению ОПЗФ водоросли хлорелла (Григорьев, Власова, 2009). С учётом подготовки проб длительность анализа не превышает 1,5 часа.

Несмотря на достаточно высокие показатели разработанных технологий биотестирования все старания коллектива внедрить данные разработки в практику не давали сколь-либо ощутимых результатов. Оказалось, что для этого надо «всего-навсего» разработать методики выполнения работ и аттестовать их для целей государственного экологического контроля, сертифицировать оборудования для реализации этих методик, провести маркетинговые исследования для установления рынка сбыта и организовать производство продукции. После такого «прозрения» и поняв, что самим нам с этим объемом совершенно новой для нас деятельностью не справиться, стали искать партнеров. Надо сказать, что проблема внедрения, с которой мы столкнулись, конечно, не нова и многие научные проекты, так и остались на бумаге, не воплотившись в жизнь из-за отсутствия опыта научных работников в коммерциализации своих разработок.

Первым оказалась компания ЗАО «Спецкомплектресурс 2001» (г.Москва), которая заинтересовавшись нашими разработками, предложила себя в качестве их дилера. После обсуждения условий этой деятельности в университете, в 2005 году был заключен лицензионный договор на использования одного из наших изобретений. По договору компания обязалась вести маркетинг и обеспечить продажу значительного объема продукции, перечисляя от него установленный процент патентообладателям.

Следующим этапом стало оформление и производство этой продукции. Но здесь университет нам практически ни чем помочь не смог. Во-первых, он является некоммерческой организацией и потому не обладает правом тиражирования и продажи своих разработок. Во-вторых, разработка нормативно-технической документации оборудования и его аттестация должна выполняться предприятием изготовителем. В качестве такого предприятия нами была найдена малая коммерческая фирма ООО «Омикрон» (г.Красноярск). Имея опыт в проведении аттестационных работ, новым партнером при нашем участии были составлены и утверждены ТУ на разработанные приборы, а один из измерительных приборов (ИПС-03) был внесен в Госреестр средств измерений. Производство приборов было организовано на рабочих площадях ООО «Омикрон».

И, наконец, кафедрой были разработаны и аттестованы для государственного экологического контроля (внесены в реестр природоохранной нормативной документации РФ) новые методики биотестирования токсичности воды.

На всю эту весьма напряженную работу ушло около двух лет. Однако, как показали ее результаты, она стоила того. После пяти лет совместной работы с нашими партнерами удалось произвести и внедрить в систему Ростехнадзора, Роспотребнадзора, а также в ведомственные экологические лаборатории около 180 комплектов разработанных нами методик и приборов для их выполнения. В результате в России уже более половины региональных Центров лабораторного анализа и технических измерений (ЦЛАТИ) Ростехнадзора при определении токсичности природных и сточных вод и установлении класса опасности различных отходов пользуется нашими разработками.

Наши торговые партнеры в рамках своей рекламной деятельности вкладывают значительные средства в участия в крупных научно-технических выставках, привлекая нас в качестве научных консультантов. Одновременно в целях рекламы они финансируют поездки членов кафедры, участвующих в разработке продукции, на профильные научно-технические конференции. Со своей стороны СФУ, обладая лицензией, проводит на своей базе обучение пользователей наших разработок с выдачей свидетельства государственного образца, а также выделяет гранты коллективу кафедры для создания и коммерциализации своих разработок. Студенты и аспиранты, специализирующиеся на кафедре, активно привлекаются к созданию новой продукции и имеют возможность использовать производимое оборудование и методики в научных исследованиях.

Таким образом, во многом благодаря сотрудничеству с партнерами инновационная деятельность кафедры была успешно реализована, а востребованность результатов своей научной работы создает у коллектива кафедры стимул для внедрения новых исследовательских проектов.

## Список литературы

Григорьев Ю.С. Методика определения токсичности проб поверхностных пресных, грунтовых, питьевых, сточных вод, водных вытяжек из почвы, осадков сточных вод и отходов по изменению оптической плотности культуры водоросли хлорелла (*Chlorella vulgaris* Beijer). ПНД Ф Т 14.1:2.3:4.10-04 16.1:2.3:3.7-04, ФР.1.31.2009.06643. Москва, 2004 (издание 2007 г.), 37 с.

Григорьев Ю.С., Агилова Ю.Н. Методика определения острой токсичности питьевых, пресных природных и сточных вод, водных вытяжек из почв, осадков сточных вод и отходов по смертности цериодафний (*Ceriodaphnia affinis*). ПНД Ф Т 14.1:2.4.18-2011 Т 16.1:2.3:3.19- 2011, ФР.1.31.2011.09714. Москва, 2011, 43 с.

Григорьев Ю.С., Андреев А.А. Устройство для выращивания микроводорослей: Пат. РФ № 2165973. Опубл. 27.04.2001. Бюл. № 12.

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). ПНД Ф Т 14.1:2.4.16-09 16.1:2.3:3.14-09, ФР.1.31.2009.06642. Москва, 2009, 43 с.

Григорьев Ю.С., Рудь А.В. Способ биотестирования природных, сточных вод и водных растворов: Пат. РФ № 2222003. Оpubл. 20.01.2004. Бюл. № 2.

Григорьев Ю.С., Тюткова Е.А. Методика определения острой токсичности питьевых, пресных природных и сточных вод, водных вытяжек из почв, осадков сточных вод и отходов по изменению оптической плотности культуры водоросли сценедесмус (*Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Breb.). ПНД Ф Т 14.1:2:4.17-2011 Т 16.1:2.3:3.18- 2011, ФР.1.39.2011.09715. Москва, 2011, 40 с.

Григорьев Ю.С., Шашкова Т.Л. Способ биотестирования токсичности воды на низших ракообразных животных: Пат. РФ № 2377560. Оpubл. 27.12.2009. Бюл. № 36.

Григорьев Ю.С., Шашкова Т.Л. Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод и отходов, питьевой, сточной и природной воды по смертности тест-объекта *Daphnia magna* Straus. ПНД Ф 14.1:2:4.12-06 16.1:2.3.3.9-06, ФР.1.31.2009.06641. Москва, 2006 (издание 2011 г.), 48 с.

Григорьева Ю.С., Фурьев Е.А., Андреев А.А. Способ определения содержания фитотоксических веществ: Пат. РФ № 2069851. Оpubл. 27.11.1996. Бюл. № 33.

Жмур Н.С.(а) Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по смертности и изменению плодовитости дафний. ФР.1.39.2007.03222– Москва, Акварос, 2007. 52 с.

Жмур Н.С. (б) Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по смертности и изменению плодовитости цериодафний ФР.1.39.2007.03221, Акварос, 2007, 56 с.

Жмур Н. С., Орлова Т. Л. Методика определения токсичности вод, водных вытяжек из почв, осадков сточных вод и отходов по изменению уровня флуоресценции хлорофилла и численности клеток водорослей, ФР.1.39.2007.03223, Москва, Акварос, 2007, 48 с.

Шашкова Т.Л., Григорьев Ю.С., Березина О.А. Влияние условия среды на чувствительность рачков *Daphnia magna* к токсикантам // Вестник Красноярского госуниверситета. Сер. «Естественные науки». 2006. № 5. С. 81–84.

## СОДЕРЖАНИЕ

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

<i>Бактыбаева З.Б., Кадырова В.А., Гуламанова Г.А.</i> ВЛИЯНИЕ МИНЕРАЛЬНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ РЕКИ КАРАГАЙЛЫ НА ВИДОВОЙ СОСТАВ ВОДОРΟΣЛЕЙ.....	3
<i>Гаязова А.О.</i> СЕЗОННАЯ ДИНАМИКА ЧИСЛЕННОСТИ МАССОВЫХ ВИДОВ ФИТОПЛАНКТОНА В АНТРОПОГЕННО ИЗМЕНЁННОМ ОЗЕРЕ СМОЛИНО (ЧЕЛЯБИНСК)...	5
<i>Гнатченко Л.Н., Петухова Г.А., Субботин А.М.</i> ТЕСТИРОВАНИЕ ШТАММА <i>MARINOCOCCUS 3/14</i> ИЗ МНОГОЛЕТНЕМЕРЗЛЫХ ПОРОД НА ИНФУЗОРИЯХ ( <i>PARAMECIUM CAUDATUM</i> ).....	8
<i>Григорьев Ю.С., Тютькова Е.А.</i> НОВАЯ МЕТОДИКА БИОТЕСТИРОВАНИЯ ВОД НА ВОДОРΟΣЛИ СЦЕНЕДЕСМУС.....	11
<i>Деменьтьева Е.В.</i> РЕСНИЧНЫЕ ИНФУЗОРИИ ПРЕСНЫХ ВОДОЕМОВ ГОРОДА ОМСКА И ИХ ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ДЛЯ ОЦЕНКИ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДОЕМА.....	13
<i>Евсеева А.А.</i> СТРУКТУРНЫЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ ЗООБЕНТОСА ВОДОТОКОВ БАСЕЙНА РЕКИ УБА (ВЕРХНИЙ ИРТЫШ) НА РЕФЕРЕНТНЫХ УЧАСТКАХ И В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ .....	18
<i>Иванова Е.А.</i> СУКЦЕССИИ АЛЬГОЦЕНОЗОВ ВОДОТОКОВ БАСЕЙНА Р. УЛЬБА В СВЯЗИ С АНТРОПОГЕННОЙ ТРАНСФОРМАЦИЕЙ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ.....	21
<i>Каргапольцева И.А.</i> ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ УСТЬЕВОГО УЧАСТКА Р. БЕРЕЗОВКИ ПО ОРГАНИЗМАМ МАКРОЗООФИТОСА СООБЩЕСТВ РЯСКОВЫХ ( <i>LEMNACEAE</i> ) В УСЛОВИЯХ ЗАРЕГУЛИРОВАНИЯ ВОДОТОКА.....	25
<i>Карташева Н.В.</i> СТРУКТУРА ЗООПЛАНКТОНА РЕКИ МОСКВЫ ВЫШЕ И НИЖЕ ГОРОДА МОСКВЫ.....	30
<i>Ковальская М.В.</i> ИЗУЧЕНИЕ ВЛИЯНИЯ НЕФТИ НА КОЛОВРАТОК.....	33
<i>Крупа Е.Г.</i> СТРУКТУРНЫЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ ЗООПЛАНКТОНА ОЗЕР КАЗАХСТАНА В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ.....	35
<i>Малашенков Д.В.</i> <i>COCCONEIS PLACENTULA</i> КАК ПОКАЗАТЕЛЬ КАЧЕСТВА ВОДЫ В РЕКАХ.....	39
<i>Медянкина М.В., Ханыгина С.С.</i> ВЛИЯНИЕ ГИДРОТЕХНИЧЕСКИХ РАБОТ НА ОРГАНИЗМЫ ЗООБЕНТОСА (ОБЗОР).....	41
<i>Моисеенко Т.И.</i> МЕХАНИЗМЫ ИЗМЕНЧИВОСТИ ЭКОСИСТЕМ В УСЛОВИЯХ ТОКСИЧНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ: ОТ ДЕГРАДАЦИИ К ВОССТАНОВЛЕНИЮ.....	44
<i>Подшивалина В.Н.</i> ОЦЕНКА СТРУКТУРЫ СООБЩЕСТВ ЗООПЛАНКТОНА МАЛОЙ РЕКИ В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ (НА ТЕРРИТОРИИ ЛЕСОСТЕПНОГО ПРЕДВОЛЖЬЯ).....	47
<i>Покотилев С.Л.</i> ПОКАЗАТЕЛИ ФИТОПЛАНКТОНА КАК БИОИНДИКАТОРЫ СОСТОЯНИЯ МОРСКИХ АКВАТОРИЙ.....	51
<i>Ростанец Д.В., Малашенков Д.В.</i> ВЛИЯНИЕ МЕГАПОЛИСА НА РАЗВИТИЕ ФИТОПЛАНКТОНА В РЕКЕ.....	54
<i>Н.Н.Синенко</i> ЦИЛИОПЛАНКТОН И САПРОБНОСТЬ ВОДОЁМОВ ЮГА ОМСКОЙ ОБЛАСТИ, ИСПЫТЫВАЮЩИХ АНТРОПОГЕННОЕ ВОЗДЕЙСТВИЕ.....	58
<i>Сонина Е.Э., Малинина Ю.А., Филинова Е.И., Джаяни Е.А.</i> СООБЩЕСТВА ГИДРОБИОНТОВ РЕКИ СУРА В УСЛОВИЯХ ВОЗДЕЙСТВИЯ НЕДОСТАТОЧНО ОЧИЩЕННЫХ СТОЧНЫХ ВОД КАНАЛИЗАЦИИ Г.ПЕНЗЫ.....	60
<i>Спиркина Н.Е., Дмитриева А.Г., Ипатов В.И., Филенко О.Ф.</i> РЕАКЦИЯ ХЛОРОККОКОВЫХ ВОДОРΟΣЛЕЙ НА ПРИСУТСТВИЕ МИКРОКОЛИЧЕСТВ СЕРЕБРА.....	64
<i>Старосила Е.В.</i> БАКТЕРИОПЛАНКТОН И БАКТЕРИОБЕНТОС ВОДОЕМОВ С ВЫСОКОЙ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКОЙ.....	67
<i>Степанова В.Б.</i> МОНИТОРИНГ ЗА СОСТОЯНИЕМ МАКРОЗООБЕНТОСА ОБСКОЙ ГУБЫ В РАЙОНЕ ПЕРЕВАЛКИ НЕФТИ.....	71
<i>Токинова Р.П., Ратушняк А.А.</i> РЕАКЦИЯ СООБЩЕСТВА МАКРОЗООБЕНТОСА НА АЗОТНО-ФОСФОРНУЮ НАГРУЗКУ.....	73
<i>Трофимчук М.М.</i> ОСОБЕННОСТИ ОТКЛИКА ПРОДУКЦИОННО-ДЕСТРУКЦИОННЫХ ПРОЦЕССОВ МОДЕЛЬНЫХ ЭКОСИСТЕМ НА ТОКСИЧЕСКОЕ ВОЗДЕЙСТВИЕ.....	78



<b>Федорова Е.А., Левина И.Л., Власенко Е.С., Зинчук О.А.</b> ОЦЕНКА ТОКСИЧЕСКОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ СМЕСЕВЫХ ФУНГИЦИДОВ И ИХ КОМПОНЕНТОВ НА ПРОЦЕССЫ ЖИЗНЕДЕЯТЕЛЬНОСТИ <i>DAPHNIA MAGNA STRAUS</i> .....	82
<b>Фишер Н.К., Кондратьева Л.М.</b> ИСПОЛЬЗОВАНИЕ МИКРОБИОЛОГИЧЕСКОЙ ИНДИКАЦИИ ДЛЯ ВЫЯВЛЕНИЯ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОЛИАРОМАТИЧЕСКИМИ УГЛЕВОДОРОДАМИ РАЗЛИЧНЫХ КОМПОНЕНТОВ ЭКОСИСТЕМЫ Р. АМУР.....	85
<b>Хазанова К.П.</b> ДИАТОМОВЫЙ МИКРОФИТОБЕНТОС РЕКИ МОСКВЫ.....	90
<b>Холмогорова Н.В., Орлова Ю.М.</b> ПРЕСНОВОДНЫЕ БРЮХОНОГИЕ МОЛЛЮСКИ В УСЛОВИЯХ ГОРОДА ИЖЕВСКА.....	93
<b>Хоружая Т.А., Мартышева Н.А.</b> ВОЗМОЖНОЕ ВЛИЯНИЕ ФИТОЦЕНОЗОВ ЦИМЛЯНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА НА ТОКСИЧНОСТЬ ВОДЫ.....	98
<b>Червоткина Т.А., Винокурова Н.В.</b> СООБЩЕСТВО ХИРОНОМИД (DIPTERA, CHIRONOMIDAE) ПРУДА ИСАКОВСКОГО Г. КАЛИНИНГРАДА И ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДОЕМА.....	101
<b>Черепанов А.А., Вандыш О.И., Валькова С.А.</b> СТРУКТУРНЫЕ И ФУНКЦИОНАЛЬНЫЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ ЗООПЛАНКТОНА И ЗООБЕНТОСА ОЗЕРА БОЛЬШОЙ ВУДЬЯВР (МУРМАНСКАЯ ОБЛАСТЬ).....	103
<b>Шкундина Ф.Б., Сахабутдинова Д.И.</b> СТРУКТУРНЫЕ ИЗМЕНЕНИЯ АВТОТРОФНОГО ПЛАНКТОНА РЕЧНЫХ ЭКОСИСТЕМ В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ...	106

#### **ЭКОТОКСИКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ И ПРОБЛЕМА РЕГИОНАЛЬНОГО НОРМИРОВАНИЯ**

<b>Ботяжова О.А., Фомичева Е.М.</b> ТОКСИКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА КАЧЕСТВА ПИТЬЕВОЙ ВОДЫ РАЗНЫХ РАЙОНОВ ГОРОДА ЯРОСЛАВЛЯ МЕТОДОМ БИОТЕСТИРОВАНИЯ.....	109
<b>Веснина Л.В., Ронжина Т.О., Пермькова Г.В.</b> СТРУКТУРА ЗООПЛАНКТОНА ОЗЕРА БОЛЬШОЕ КРАСНОЕ РЕСПУБЛИКИ АЛТАЙ В УСЛОВИЯХ ЕГО РЫБОХОЗЯЙСТВЕННОГО ИСПОЛЬЗОВАНИЯ.....	113
<b>Гайфуллина О. А., Амирова З. К.</b> ЭКОТОКСИКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ ВОДОЁМОВ РЕСПУБЛИКИ БАШКОРТОСТАН.....	116
<b>Григорьева И.Л., Нечаева Е.А.</b> ХАРАКТЕРИСТИКА ЗАГРЯЗНЕННОСТИ ВОДЫ И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА ПО РЕЗУЛЬТАТАМ ЛЕТНИХ СЪЕМОК 2009 И 2010 ГГ.....	120
<b>Дмитриева О.А., Семенова А.С., Рябчун В.А., Рудинская Л.В., Смыслов, В.А. Семенова В.С.</b> СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ЭКОСИСТЕМЫ ВИСЛИНСКОГО ЗАЛИВА БАЛТИЙСКОГО МОРЯ ПО ДАННЫМ ГИДРОХИМИЧЕСКОГО И ГИДРОБИОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА.....	124
<b>Игнатова Н.А.</b> ДИНАМИКА ПРОСТРАНСТВЕННО-ВРЕМЕННОЙ ТОКСИЧНОСТИ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД В ПРЕДЕЛАХ МЕГАПОЛИСА.....	127
<b>Клевелева Т.Р., Гурьева Л.В., Степанова Н.Ю.</b> ЭКОТОКСИКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ РЕК В РАЙОНЕ ИНТЕНСИВНОЙ ДОБЫЧИ НЕФТИ	131
<b>Ларикова Н.В.</b> ГЕНОТОКСИЧЕСКИЙ ПОТЕНЦИАЛ ВОДЫ И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ ВЕРХНЕЙ ОБИ В РАЙОНЕ КРУПНОГО НАСЕЛЕННОГО ПУНКТА (НА ПРИМЕРЕ Г. БАРНАУЛА).....	134
<b>Левич А.П.</b> ЧТО МОЖЕТ ДАТЬ МЕТОД УСТАНОВЛЕНИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ НОРМ ДЛЯ ПОИСКА СОПРЯЖЁННОСТЕЙ МЕЖДУ БИОТИЧЕСКИМИ И АБИОТИЧЕСКИМИ ХАРАКТЕРИСТИКАМИ ПРИРОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ.....	138
<b>Лисовенко А.В.</b> АЛГОРИТМЫ ПРИМЕНЕНИЯ ФУНКЦИИ ЖЕЛАТЕЛЬНОСТИ ДЛЯ КОМПЛЕКСНОЙ ОЦЕНКИ КАЧЕСТВА СТОЧНЫХ ВОД ПО ТОКСИЧНОСТИ И ХИМИЧЕСКОМУ СОСТАВУ.....	142
<b>Ляшенко В.А., Маковский В.В.</b> ОПРЕДЕЛЕНИЕ ЭКОТОКСИКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДОТОКОВ УКРАИНСКОЙ ДЕЛЬТЫ ДУНАЯ, С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ МЕТОДИК БИОТЕСТИРОВАНИЯ И БИОИНДИКАЦИИ.....	147
<b>Ляшенко О.А., Светашова Е.С., Аршаница Н.М., Екимова С.Б., Чинарёва И.Д., Пономаренко А.М.</b> ЭКОЛОГО-ТОКСИКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ОЗЁР ПСКОВСКО-ЧУДСКОГО И ИЛЬМЕНЬ.....	151

<i>Ниязалиева Д.С., Андреева Е.В., Аношкина Е.В.</i> ОЦЕНКА УРОВНЕЙ РИСКОВ ЗАГРЯЗНЕНИЯ НЕКОТОРЫМИ ЭКОТОКСИКАНТАМИ ПРИРОДНЫХ ВОД СЕВЕРНОГО КАСПИЯ.....	153
<i>Прохорова И.М., Солдатов А.А., Халютто Х.М., Блохина Т.И., Хоромская А.А., Афонина Ю.В., Песня Д.С., Чуйко Г.М.</i> ГЕНЕТИКО-ТОКСИКОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ ГОРЬКОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА .....	156
<i>Рисник Д.В.</i> ПОКАЗАТЕЛИ РАЗМЕРНОЙ СТРУКТУРЫ ФИТОПЛАНКТОНА В ДИАГНОСТИКЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ НИЖНЕЙ ВОЛГИ.....	159
<i>Семенова А.С.</i> ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ ПО ПОКАЗАТЕЛЯМ СМЕРТНОСТИ ЗООПЛАНКТОНА (НА ПРИМЕРЕ КУРШСКОГО И ВИСЛИНСКОГО ЗАЛИВОВ И ЮГО-ВОСТОЧНОЙ ЧАСТИ БАЛТИЙСКОГО МОРЯ).....	163
<i>Силина А.Е.</i> ОЦЕНКА КАЧЕСТВА ВОДЫ ВОДОЕМОВ В ЗОНЕ ВЛИЯНИЯ МИХАЙЛОВСКОГО ГОКА ПО МАКРОБЕСПОЗВОНОЧНЫМ.....	167
<i>Ткачева А.В., Климова Е.С.</i> ИЗУЧЕНИЕ ТОКСИЧНОСТИ ВОДЫ В РЕКАХ ПОЛУОСТРОВА КАМЧАТКА МЕТОДОМ БИОТЕСТИРОВАНИЯ.....	172
<i>Токарева А.А., Бухарицин П.И., Аношкина Е.В.</i> ОСОБЕННОСТИ РАЗВИТИЯ ЭКОСИСТЕМЫ НИЖНЕЙ ВОЛГИ С УЧЕТОМ СЕЗОННЫХ ИЗМЕНЕНИЙ ЕЕ ГИДРОЛОГИЧЕСКОГО РЕЖИМА.....	175
<i>Ходоровская Н.И.</i> СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ШЕРШНЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОГО ЭВТРОФИРОВАНИЯ.....	177
<i>Шаров А.Н., Тацкий Ю.Г., Березина Н.А.</i> ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД В РАЙОНЕ ВЛИЯНИЯ КРУПНОГО МЕДЕПЛАВИЛЬНОГО КОМБИНАТА (Г. КАРАБАШ)..	181

#### **БИОЛОГИЧЕСКИЕ ПОСЛЕДСТВИЯ КОНТАКТА ГИДРОБИОНТОВ С НАНО- И МИКРОЧАСТИЦАМИ**

<i>Крысанов Е.Ю., Демидова Т.Б.</i> ПРОБЛЕМЫ ЭКОТОКСИКОЛОГИИ НАНОЧАСТИЦ ДЛЯ РЫБ.....	186
<i>Маторин Д.Н., Осипов В.А., Касимдат М., Скопечный М.С., Братковская Л.Б.</i> ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ФЛУОРЕСЦЕНЦИИ ХЛОРОФИЛЛА ДЛЯ ОЦЕНКИ ТОКСИЧЕСКОГО ДЕЙСТВИЯ НАНОМАТЕРИАЛОВ НА ПРИРОДНЫЙ ФИТОПЛАНКТОН.....	187
<i>Томилина И.И., Гремячих В.А., Комов В.Т.</i> ВЛИЯНИЕ НАНОЧАСТИЦ МЕТАЛЛОВ НА ВЫЖИВАЕМОСТЬ И ПЛОДОВИТОСТЬ <i>CERIODAPHNIA AFFINIS</i> .....	189

#### **БИОЛОГИЧЕСКИЕ ПОСЛЕДСТВИЯ ВОЗДЕЙСТВИЯ РАДИОАКТИВНОГО ИЗЛУЧЕНИЯ НА ГИДРОБИОНТОВ**

<i>Андреев С.С., Осипов Д.И., Тряпицына Г.А., Пряхин Е.А.</i> СОЧЕТАННОЕ ДЕЙСТВИЕ НИТРАТОВ И ОСТРОГО $\gamma$ -ОБЛУЧЕНИЯ НА ОЛИГОХЕТ.....	193
<i>Духовная Н.И.</i> ФИТОПЛАНКТОННЫЕ СООБЩЕСТВА ВОДОЕМОВ С РАЗНЫМ УРОВНЕМ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ.....	196
<i>Обвинцева Н.А., Голыгина В.В.</i> АНАЛИЗ КАРИОТИПА ПОПУЛЯЦИИ <i>CH. PLUMOSUS</i> , ОБИТАЮЩЕЙ В ВОДОЕМЕ-ХРАНИЛИЩЕ ЖИДКИХ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ. ПИЛОТНЫЕ ИССЛЕДОВАНИЯ.....	201
<i>Осипов Д.И.</i> ХАРАКТЕРИСТИКА ЗООПЛАНКТОНА ВОДОЁМОВ С РАЗНЫМ УРОВНЕМ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ.....	204
<i>Пряхин Е.А., Тряпицына Г.А., Дерябина Л.В., Костюченко В.А., Стукалов П.М., Иванов И.А., Мокров Ю.Г., Аклеев А.В.</i> ХАРАКТЕРИСТИКА БИОЦЕНОЗОВ СПЕЦИАЛЬНЫХ ПРОМЫШЛЕННЫХ ВОДОЕМОВ-ХРАНИЛИЩ ЖИДКИХ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ ПО «МАЯК» .....	208
<i>Стяжкина Е.В., Шапошникова И.А.</i> ОЦЕНКА УРОВНЯ РЕПАРАЦИИ ЯДЕРНОЙ ДНК В КЛЕТКАХ ПЕРИФЕРИЧЕСКОЙ КРОВИ РЫБ ИЗ ВОДОЁМОВ С РАЗНЫМ УРОВНЕМ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ .....	212
<i>Тряпицына Г.А., Тарасова С.П., Духовная Н.И., Осипов Д.И., Пряхин Е.А.</i> ДЕЙСТВИЕ НИТРАТОВ И ОСТРОГО $\gamma$ -ОБЛУЧЕНИЯ НА ЗЕЛЁНЫЕ ВОДОРОСЛИ <i>SCENEDESMUS QUADRICAUDA</i> И ВЕТВИСТОУСЫХ РАЧКОВ <i>DAPHNIA MAGNA</i> .....	217

<b>ЛЕКЦИИ</b>	
<b>Филенко О.Ф.</b> ИЗ ИСТОРИИ ВОДНОЙ ТОКСИКОЛОГИИ (Конспект лекции).....	<b>221</b>
<b>Руднева И.И.</b> РОЛЬ СЕЗОННЫХ ФАКТОРОВ В ЭКОТОКСИКОЛОГИЧЕСКОЙ ОЦЕНКЕ СОСТОЯНИЯ ГИДРОИБОНТОВ.....	<b>224</b>
<b>Филенко, О.Ф. Медянкина М.В.</b> ПЕРСПЕКТИВЫ ЭКОЛОГО-РЫБОХОЗЯЙСТВЕННОГО НОРМИРОВАНИЯ В РОССИИ (Конспект лекции).....	<b>234</b>
<b>Чуйко Г.М., Юрченко В.В., Морозов А.А., Подгорная В.А</b> ПРОСТРАНСТВЕННОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ОРГАНИЧЕСКИХ ЗАГРЯЗНЯЮЩИХ ВЕЩЕСТВ В ЭКОСИСТЕМЕ РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА (РЕТРОСПЕКТИВНЫЙ АНАЛИТИЧЕСКИЙ ОБЗОР) (Конспект лекции).....	<b>237</b>
<b>Денисова Т.П., Симонова Е.В.</b> ТОКСИКОГЕНЕТИЧЕСКИЙ ПОДХОД В ОЦЕНКЕ КАЧЕСТВА ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ В УСЛОВИЯХ ТЕХНОГЕННОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ.....	<b>243</b>
<b>Бакаева Е.Н.</b> ИНТЕГРАЛЬНАЯ ОЦЕНКА ТОКСИЧНОСТИ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД НА ОСНОВЕ БИОТЕСТИРОВАНИЯ (Конспект лекции).....	<b>253</b>
<b>Григорьев Ю.С.</b> НОВЫЕ ТЕХНОЛОГИИ БИОТЕСТИРОВАНИЯ ТОКСИЧНОСТИ ВОД: РАЗРАБОТКА, СЕРТИФИКАЦИЯ, ВНЕДРЕНИЕ (Конспект лекции).....	<b>257</b>
<b>СОДЕРЖАНИЕ</b>	<b>262</b>



