

РОССИЙСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК  
ИНСТИТУТ ВОДНЫХ ПРОБЛЕМ РАН  
ИНСТИТУТ БИОЛОГИИ ВНУТРЕННИХ ВОД ИМ. И.Д. ПАПАНИНА РАН  
РОССИЙСКИЙ ФОНД ФУНДАМЕНТАЛЬНЫХ ИССЛЕДОВАНИЙ  
ГИДРОБИОЛОГИЧЕСКОЕ ОБЩЕСТВО ПРИ РАН

## **МАТЕРИАЛЫ**

III ВСЕРОССИЙСКОЙ КОНФЕРЕНЦИИ ПО ВОДНОЙ ТОКСИКОЛОГИИ,  
ПОСВЯЩЕННОЙ ПАМЯТИ Б.А. ФЛЕРОВА

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

КОНФЕРЕНЦИИ ПО ГИДРОЭКОЛОГИИ

### **КРИТЕРИИ ОЦЕНКИ КАЧЕСТВА ВОД И МЕТОДЫ НОРМИРОВАНИЯ АНТРОПОГЕННЫХ НАГРУЗОК**

ШКОЛЫ-СЕМИНАРА

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

11-16 ноября 2008 г.

### **ЧАСТЬ 3**

**БОРОК 2008**

# **РОССИЙСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК**

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



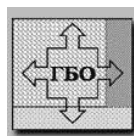
**ИНСТИТУТ ВОДНЫХ ПРОБЛЕМ РАН**



**РОССИЙСКИЙ ФОНД ФУНДАМЕНТАЛЬНЫХ ИССЛЕДОВАНИЙ**



**ГИДРОБИОЛОГИЧЕСКОЕ ОБЩЕСТВО ПРИ РАН**



## **МАТЕРИАЛЫ**

**III ВСЕРОССИЙСКОЙ КОНФЕРЕНЦИИ ПО ВОДНОЙ ТОКСИКОЛОГИИ,  
ПОСВЯЩЕННОЙ ПАМЯТИ Б.А. ФЛЕРОВА**

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

**КОНФЕРЕНЦИИ ПО ГИДРОЭКОЛОГИИ**

### **КРИТЕРИИ ОЦЕНКИ КАЧЕСТВА ВОД И МЕТОДЫ НОРМИРОВАНИЯ АНТРОПОГЕННЫХ НАГРУЗОК**

**ШКОЛЫ-СЕМИНАРА**

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

11-16 октября 2008 г.

**ЧАСТЬ 3**

**БОРОК 2008**

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

Материалы III Всероссийской конференции по водной токсикологии, посвященной памяти Б.А. Флерова, «**Антропогенное влияние на водные организмы и экосистемы**», конференции по гидроэкологии «**Критерии оценки качества вод и методы нормирования антропогенных нагрузок**» и школы-семинара «**Современные методы исследования и оценки качества вод, состояния водных организмов и экосистем в условиях антропогенной нагрузки**». Часть 3. (Борок, 11-16 октября 2008 г.). – Борок, 2008. – 277 с.

Сборник материалов опубликован при финансовой поддержке:

Отделения наук о Земле РАН

Отделения биологических наук РАН

Российского Фонда Фундаментальных Исследований (гранты № 08-0506119-Г и 08-04-06128-Г)

Гидробиологического общества при РАН

В книге представлены результаты исследований по широкому кругу теоретических и практических вопросов водной токсикологии и охраны окружающей среды. В части 3 опубликованы материалы докладов конференции «Критерии оценки качества вод и методы нормирования антропогенных нагрузок». Рассматриваются методы и критерии оценки качества вод и состояния водных экосистем; экотоксикологическое состояние водных объектов и проблемы регионального нормирования.

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

Материалы печатаются в авторской редакции

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

Фото на обложке: вид индустриального комплекса г. Череповца с Рыбинского водохранилища, на обороте – Рыбинское водохранилище вблизи Борка. © Г.М. Чуйко, 2008

ISBN

© Институт биологии внутренних вод РАН, 2008

© Институт водных проблем РАН, 2008



## МЕТОДЫ И КРИТЕРИИ ОЦЕНКИ КАЧЕСТВ ВОД И СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ

---

### МЕТОДИКО-МЕТОДОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ БИОТЕСТИРОВАНИЯ ВОД С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ГИДРОБИОНТОВ, ОБЛАДАЮЩИХ ГЕТЕРОГОНИЕЙ

Е.Н.Бакаева

*Южный отдел Института Водных проблем РАН*

*Гидрохимический институт*

*344090 Ростов-на-Дону. пр. Стачки, 198, rotaria@mail.ru*

Биологические методы дают интегральную оценку токсичности, вызываемую суммарным действием всего комплекса загрязняющих веществ, содержащихся в водной среде, с учетом их синергетического и антагонистического взаимодействия. Токсичность – это биологическая характеристика, и может быть определена только с участием живых организмов. На использовании представительных тест-объектов различных систематических групп и трофических уровней основано биотестирование. Прием биотестирования для оценки токсичности природных сред не нов, его используют в качестве основного методологического подхода при разработке регламентов на химические вещества. На настоящий момент уже накоплена масса информации по изучению токсичности вод, а в последние годы и донных отложений, и продолжает пополняться новыми разработками.

Одно из важных направлений биотестирования – поиск новых тест-объектов и тест-показателей, способных дать максимально адекватную оценку токсического воздействия на водную экосистему, создание единой методологии биотестирования.

Проведенные нами теоретические проработки и экспериментальные исследования по изучению эколого-биологических особенностей жизнедеятельности коловратки *Brachionus calyciflorus* Pallas (Бакаева, Макаров, 1999; Р 52.24.662-2004; Бакаева, Никаноров, 2006) позволили разработать систему оценки токсичности природных вод, обеспечивающую гарантии качества биологической информации, что выразилось:

- в экспрессности методик: в зависимости от выбранного тест-показателя (скорость осветления среды (clearance rate) - 30 минут, гибель и плодовитость от 1 до 7 суток);
- в возможности новых способов синхронизации как природных, так и лабораторных культур тест-объектов;
- в выходе на унификацию методов биотестирования при использовании покоящихся яиц с целью получения культуры для эксперимента и проведению биотеста с их использованием;
- в возможности проведения непрерывного биотестирования для оценки острого, подострого и хронического токсического действия;
- в значениях сходимости разработанных методик в пределах – 7,8- 29,0 %.

Разработанные нами новые аспекты методик биотестирования на коловратках и инфузориях, содержание этих методик и использование представлены в монографии и руководящем документе (Бакаева, Макаров, 1999; Р 52.24.662-2004).

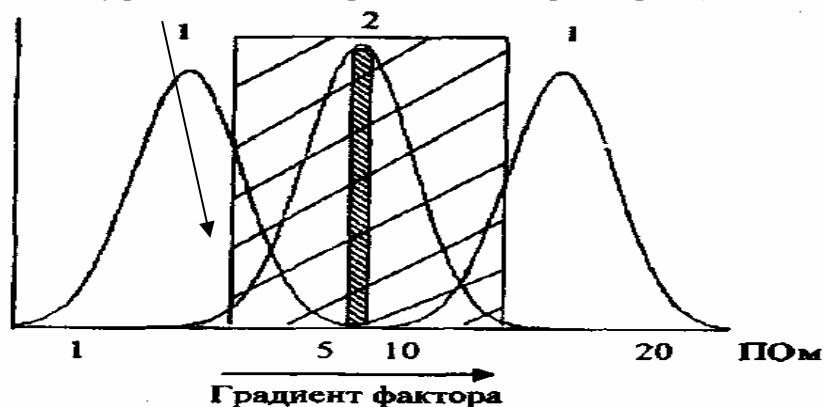
Полученные в ходе экспериментальных и теоретических исследований данные по изучению факторной обусловленности жизнедеятельности коловраток в норме и под воздействием загрязняющих веществ различной химической природы положены нами в основу системы оценки качества (токсичности) природных вод методами биотестирования с использованием в качестве тест-объекта гетерогонных организмов (Бакаева, Макаров, 1999, Бакаева, Никаноров, 2006). Предложенная система отражает алгоритм использования любого тест-объекта, обладающего гетерогонией (смена способов размножения и наличие стадии покоя в виде покоящихся яиц в жизненном цикле). Разработанная система позволяет обеспечить гарантии качества информации, получаемой в ходе биотестового анализа. В системе предусмотрены основные характеристики методик биотестирования.

Особо следует остановиться на методах синхронизации культуры. Получение молоди от амиктической культуры коловраток дает возможность использовать природные ("аборигенные") популяции коловраток из фонового створа любого водного объекта. Следует подчеркнуть, что исследования по изучению факторной обусловленности способов размножения коловратки *Brachionus calyciflorus* (рис.1) позволили разработать способы получения и хранения их покоящихся яиц.



**Рис. 1.** Факторная обусловленность способов размножения гетерогонных коловраток

Так, уровень пищевой обеспеченности независимо от температуры (18,20°C) способствует соответствующему способу размножения гетерогонных коловраток (рис.2):



**Рис. 2** Принципиальная схема влияния количественного выражения трофического фактора (ПОм — пищевая обеспеченность по массе) на способ размножения гетерогонных коловраток: 1 — оптимум для партеногенеза; 2 — оптимум для двуполого размножения; 3 (широкая штриховка) — оба способа размножения.

- пищевая обеспеченность по массе (ПОм) на уровне 5 и 10 является благоприятной для двуполого размножения; - ПОм на уровне 1 и 20 способствует партеногенезу;
- гомогенность факторов среды ведет к партеногенезу;
- гетерогенность факторов среды обеспечивает смену способов размножения.

Определены условия получения (рис.) и хранения покоящихся яиц коловраток, что способствует совершенствованию методик биотестирования в плане их унификации и расширяет возможности аквакультуры коловраток. Хранение в течение года покоящихся яиц *Brachionus calyciflorus* в условиях темноты при температуре  $0\pm 4^{\circ}\text{C}$  в хлопьях хлореллы позволяет с высокой эффективностью выхода молоди (81-89 %) воспроизводить культуру коловраток.

Использование в практике биотестирования покоящихся яиц гидробионтов, обладающих стадией покоя в виде латентных (покоящихся) яиц будет способствовать унификации методов биотестирования и исключает такую важную характеристику методики как определение пригодности по эталонному токсиканту. Создание центра по аквакультуре коловраток, где возможно получение и

хранение покоящихся яиц, и снабжение покоящимися яйцами учреждений, занимающихся исследованиями качества вод, обеспечит стандартизацию методики и обеспечит гарантию качества получаемой биологической информации. В нашей стране существуют и широко используются в аквакультуре методы сбора, хранения покоящихся яиц и получения науплисов жаброного рачка-галофила *Artemia salina*. В практике биотестирования *Artemia salina* в качестве тест-объекта используется при биотестировании вод зон смешения речных и морских вод.

В последние годы зарубежом уже реализована для массового использования показанная (Бакаева, Макаров, 1999) результативность использования покоящихся яиц коловраток в оценке токсичности вод методом биотестирования. Так, в Бельгии разработано (G. Persoone) новое поколение биотестов - токситы (Toxkit), предназначенные для проведения исследований острой токсичности природных сред. Токситы содержат все необходимые материалы для выполнения биотестирования и экотоксикологических исследований, в том числе resting eggs - покоящиеся яйца коловраток, эфиппиумы дафний, яйца артемии. Разработанная концептуальная модель гарантированного микрозообиотестирования природных вод с использованием, в частности коловраток, имеет ряд неоспоримых преимуществ в сравнении с общепринятыми биотестами на дафниях:

- в качестве тест-объекта используют более чувствительный организм (коловратку), являющийся бета-альфамезосапробом (дафния - альфамезосапроб);
- результаты биотестирования на коловратках коррелируют с результатами исследований на парамециях, и проявляют большую чувствительность в сравнении с дафниями;
- получение синхронной культуры тест-объекта возможно за 2-3 часа (на дафниях этот процесс занимает несколько суток);
- не обязательно постоянно поддерживать культуру коловраток в лаборатории при наличии покоящихся яиц;
- возможно проведения исследований в полевых условиях, поскольку данный способ менее материалоемок (в общепринятом способе на дафниях для анализа 5-ти проб воды требуется 18 полулитровых емкостей, а в предлагаемом используется планшет размером 12x4 см);
- возможно проведение анализа микрообъемов проб порядка 2-5 мл - (для общепринятого способа требуется не менее 1,5 л воды на одну пробу);
- несомненным преимуществом является временной показатель: определение острой токсичности возможно за 2 - 24 часа, хронической - за 5-7 суток (в общепринятом способе на дафниях это занимает соответственно 96 часов и 30 суток и более);
- непрерывность способа, т.е. отсутствие необходимости в постановке отдельных экспериментов по установлению острого и хронического токсического действия является также несомненным преимуществом предлагаемого способа.
- унификация методик на основе использования покоящихся яиц;
- оценка результатов биотестирования по комплексу двух показателей (скорость чистого воспроизведения -  $R_0$ ), и в сопряженности со временем по шкалам токсичности. Такой подход к оценке дает более достоверный прогноз развития гидробиоты.

Данная работа преследовала цель расширения круга тест-объектов и повышения достоверности биологической информации на основе глубоких знаний особенностей жизнедеятельности вида и унификации методов биотестирования при оценке качества вод суши.

#### Список литературы

- Бакаева Е.Н., Макаров Э.В. Эколого-биологические основы жизнедеятельности коловраток в норме и в условиях антропогенной нагрузки. Ростов-на-Дону: СКНЦ ВШ, 1999. – 206 с.
- Бакаева Е.Н., Никаноров А.М. Гидробионты в оценке качества вод суши. М.: Наука, 2006. - 238 с.
- РД 52.24.662-2004 Оценка токсического загрязнения природных вод и донных отложений пресноводных экосистем методом биотестирования с использованием коловраток. М.: Метеоагентство Росгидромета, 2006. – 60 с.
- Persoone G. (<http://www.microbiotests.be>).

## БИОТЕСТИРОВАНИЕ ВОДЫ ВОДОЕМА В-11 ТЕЧЕНСКОГО КАСКАДА ВОДОЕМОВ (ЧЕЛЯБИНСКАЯ ОБЛАСТЬ) С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ВОДОРОСЛЕЙ И СЕМЯН ЛАТУКА

С.П. Белоногова, Е.В. Сафонова, Н.И. Духовная, И.А. Коломиец, Г.А. Тряпицына, Е.А. Пряхин  
ФГУН «Уральский научно-практический центр радиационной медицины»  
г. Челябинск, Россия, belonogova@urcrm.chel.su

На территории Челябинской области находится ряд радиоактивно загрязненных водоемов: Теченский каскад водохранилищ, оз. Карачай, Старое болото, озера, расположенные на ВУРСе (Восточно-Уральский радиоактивный след).

Водоем В-11 является замыкающим в системе Теченского каскада промышленных водоемов-хранилищ жидких низкоактивных отходов ПО «Маяк». По своему происхождению водоём В-11 представляет собой искусственный пруд в долине реки Теча, образованный путем построения плотины П-10, отделяющей его от водоема В-10, и плотины П-11, перегораживающей пойму реки Теча. Данный водный объект уже около 50 лет эксплуатируется в бессточном режиме. В настоящее время актуальным является проведение комплексного экологического мониторинга данной водной экосистемы, включающего биологические исследования.

Современная система контроля за состоянием водных объектов основана на дифференцированном определении концентрации контролируемых вредных веществ и сопоставлении их с предельно допустимыми концентрациями (ПДК). Однако при установлении ПДК учитывается только прямое токсическое действие на биологические объекты, но не учитываются все реально существующие косвенные эффекты. Не менее серьезным недостатком системы контроля, основанной на определении ПДК, является и то, что изолированное действие отдельных химических веществ без учета реальной экологической ситуации не отражает истинной картины состояния экосистемы – изолированного действия не существует, необходимо принимать во внимание всю сумму факторов.

Биотестирование, хотя и не применяется так широко, как, например, химический анализ, является перспективным направлением и имеет ряд бесспорных достоинств, т. к. оно позволяет оценить результаты воздействия каких-либо факторов в целом на живой организм (на тест-объект) и позволяет легко проводить анализ в динамике за любой желаемый период времени (Егорова, Е.И., Белолипецкая, В.И., 2000).

Целью данной работы являлась оценка токсичности воды промышленного водоема В-11 Теченского каскада водоемов методами биотестирования с использованием лабораторной культуры водорослей *Scenedesmus quadricauda* и семян представителя высших растений *Lactuca sativa*.

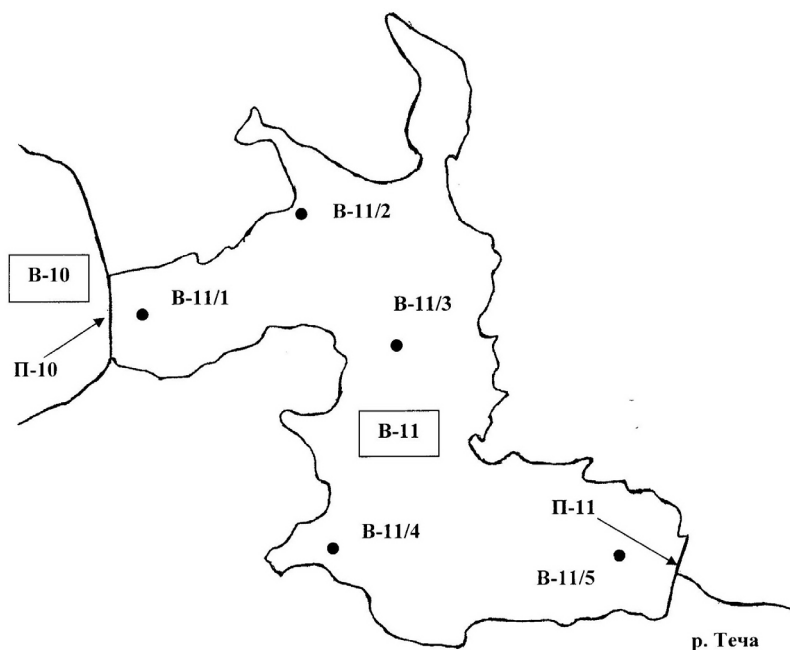


Рисунок 1 – Расположение станций отбора проб на водоеме В-11

Тестируемая проба воды была отобрана 1 августа 2007 г. на пяти станциях, расположенных на акватории водоема В-11. Станции отбора проб располагались следующим образом: 1 - по старому руслу реки Теча в 370 м от плотины П-10; 3 – центральная точка на расстоянии 4,5 км ниже плотины П-11; 5 - в 1 км от плотины П-11. 2 и 4 – точки, располагающиеся на расстоянии 300 м от левого берега и 200 м от правого берега соответственно (Рисунок 1). Пробы воды для биотестирования и радиохимического анализа<sup>1</sup> отбирали с помощью батометра Молчанова из придонного горизонта (10 л с каждой станции).

Биотестирование с использованием водорослей проводилось согласно протоколу методики ФР.1.39.2007.03223 (Акварос, 2007). Тестирование проводили на альгологически чистой культуре водорослей *Scenedesmus quadricauda*, находящейся в экспоненциальной стадии роста (через 5-7 сут. после пересева). На основе тестируемой воды готовили среду Пратта и добавляли суспензию клеток водорослей. Каждая проба анализировалась в трех параллельных сериях – по 50 мл каждая. Контролем служила среда Пратта, приготовленная на основе дистиллированной воды. Численность водорослей в начале биотестирования во всех емкостях была одинаковой (в пределах 25-35 тыс. клеток/см<sup>3</sup>). Культивирование осуществляли в термостатированной комнате при температуре 22-24°C, освещенности – 3000-4000 лк. Подсчет клеток проводили через 96 ч. культивирования с использованием камеры Горяева. За результат анализа принимали среднее арифметическое 3-х параллельных серий, расхождение между которыми не превосходило значений норматива оперативного контроля сходимости. Рассчитывали относительное изменение численности водорослей для каждой пробы по сравнению с контролем, по которому определяли наличие острого токсического действия.

Биотестирование воды с применением в качестве тест-системы семян представителя высших растений *Lactuca sativa* проводили согласно протоколу (Грин и соавт.[Текст]: Ера 600/3-88/029). Оценку проводили по двум показателям – проращению семян и длине первичного корня. На каждую пробу анализировали по 100 семян. Семена латука в количестве 10 шт. проращивали в 10 чашках Петри с добавлением придонных проб воды из водоема В-11 в объеме 4 мл. Контролем служила дистиллированная вода. Закрытые чашки Петри помещали для проращивания в термостат при температуре  $24 \pm 2^\circ\text{C}$  и влажности 100%. Подсчет проросших семян и измерение длины корешков (расстояние от точки перехода гипокотили в корень до кончика корешка) проводили через 120 ч. в течении не более чем получаса.

Концентрация <sup>137</sup>Cs в воде водоема В-11 определялась γ-спектрометрическим методом (Под ред. А.Н. Силантьева, К.П. Махонько, 1984). Концентрация <sup>90</sup>Sr в пробах определялась посредством радиохимического выделения <sup>90</sup>Y с последующим измерением его активности на малофоновой β-метрической установке типа УМФ-1500 и УМФ-2000 и пламенно-фотометрическим контролем выхода носителя стронция (Под ред. А.Н. Мареев, А.С. Зыковой, 1980).

Для оценки достоверности полученных результатов использовали t-критерий Стьюдента.

Результаты радиохимического анализа проб воды на станциях водоема В-11 представлены в таблице 1.

**Таблица 1.** Удельная активность радионуклидов в воде водоема В-11

Показатели		Пробы воды (№ станции)				
		В-11/1	В-11/2	В-11/3	В-11/4	В-11/5
Вода, Бк/л	<sup>90</sup> Sr	1215	1496	1666	1557	1283
	<sup>137</sup> Cs	0.87	1.23	1.31	0.74	0.58

По гидрохимическим показателям в воде водоема В-11 наблюдается превышение уровней ПДК для рыбохозяйственных водоемов по содержанию  $\text{SO}_4^{2-}$  (превышение в 5-7 раз), кроме того, регистрируется повышенный уровень содержания общего фосфора, что характерно для эвтрофных водоемов (СанПиН 2.1.5.980-00).

Как видно из таблицы 2, количество одноклеточных водорослей *Scenedesmus quadricauda* в контрольной пробе через 96 ч. культивирования составило  $311 \pm 21$  тыс. клеток/см<sup>3</sup>.

При культивировании водорослей в пробах воды, отобранной на пяти станциях из водоема В-11, наблюдалось достоверное (за исключением пробы со станции 1) увеличение численности водорослей в 2 - 3,9 раза по сравнению с контролем. Таким образом, вода из водоема В-11 оказывает стимулирующее действие на развитие одноклеточных водорослей, что может свидетельствовать о повышенном содержании в ней биогенных веществ.

<sup>1</sup> Радиохимический анализ проб воды выполнен Отделом внешней среды ФГУН УНПЦРМ



**Таблица 2.** Результаты биотестирования воды водоема В-11 с использованием водорослей *Scenedesmus quadricauda*

Показатели	Пробы воды					
	Контроль	1	2	3	4	5
Кол-во клеток, тыс./см <sup>3</sup>	311 ± 21	651 ± 122	*785 ± 119	*1059 ± 169	*1229 ± 97	*938 ± 35
Отношение к контролю, %	100	210	250	340	390	300

Примечание: -\* достоверные отличия от контроля,  $P \leq 0,05$

При тестировании воды водохранилища В-11 с использованием семян латука (*Lactuca sativa*) показатель прорастания семян латука в контрольной группе составил  $88 \pm 3.2$  % (Таблица 3). При тестировании проб воды, отобранных на станциях 1, 2, 3 и 4, не выявлено достоверных отличий данного показателя от контроля. Проращивание семян латука с использованием воды со станции 5 привело к достоверному увеличению показателя на 10% относительно контроля.

**Таблица 3.** Результаты биотестирования воды водоема В-11 с использованием семян латука (*Lactuca sativa*)

Показатель	Пробы воды					
	Контроль	1	2	3	4	5
% проросших семян	$88 \pm 3.2$	$92 \pm 2.7$	$92 \pm 2.7$	$95 \pm 2.2$	$95 \pm 2.2$	* $97 \pm 1.7$
Длина корня проростка, мм	$27.0 \pm 0.69$	$28.4 \pm 0.84$	* $17.8 \pm 0.63$	$26.0 \pm 0.60$	* $21.0 \pm 0.64$	$27.8 \pm 0.77$

Примечание: - \* достоверные отличия от контроля,  $P \leq 0,0$

По второму показателю (длина корня проростка) достоверные отличия от контроля были выявлены при тестировании воды, отобранной на станциях, расположенных в прибрежной зоне водоема В-11: 2 и 4 (таблица 4). В обоих случаях регистрировалось угнетение роста центрального корня. Таким образом, достоверное влияние воды водоема В-11 на развитие семян латука выявлено для проб 2, 4 и 5.

Итак, при биотестировании воды водоема В-11 с использованием одноклеточных водорослей *Scenedesmus quadricauda* и семян *Lactuca sativa*, было установлено, что пробы воды из всех точек отбора оказывают стимулирующее действие на развитие фитопланктона, вызывая увеличение численности водорослей в 2 – 4 раза, что может быть обусловлено повышенным содержанием биогенных веществ в воде. В тоже время, пробы воды из прибрежных точек 2 и 4 оказывали угнетающее действие на элонгацию корешка проростков латука. Это может быть обусловлено определенными антагонистическими отношениями высших водных растений и одноклеточных водорослей, очевидно, проявляющимся в их биохимическом взаимодействии посредством биологически активных веществ. Следует отметить, что по нашим исследованиям именно на этих станциях (В-11/2 и В-11/4) количественное развитие фитопланктона достигало максимальных значений по сравнению с другими обследованными станциями. Однако методы биотестирования позволяют оценить только в целом действие факторов окружающей среды на тест-организмы. Определение фактора, вызывающего выявленные эффекты, требует дополнительных исследований.

В целом же можно заключить, что, несмотря на повышенное содержание в воде водоема В-11 Теченского каскада водоемов радионуклидов <sup>90</sup>Sr и <sup>137</sup>Cs, а также SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> и общего фосфора, вода исследуемого водоема не оказывает острого токсического действия на фитопланктон и высшие растения.

Авторы работы выражают глубокую благодарность за помощь в организации и проведении экспедиций на водоем В-11 Ровному С.И., Мокрову Ю.Г., Рерих В.И., Медведеву А.Г., Гаврилову А.В.

#### Список литературы

- Егорова Е.И., Белолитецка, В.И. Биотестирование и биоиндикация окружающей среды / Обнинск, 2000. – 80 с.  
 Методика определения токсичности воды, водных вытяжек из почв, осадков сточных вод и отходов по изменению уровня флуоресценции хлорофилла и численности клеток водорослей: ФР.1.39.2007.03223 [Текст] / М.:Акварос, 2007. – 45 с.  
 Greene J.C., Bartels C.L., Warren-Hicks W.J., Parhurst, B.R., Milleri, W.E. Protocols for short term toxicity screening of hazardous waste sites [Текст]: Ера 600/3-88/029 United States Envirjnmntal Protection Agenc.  
 Методика массового гамма-спектрометрического анализа проб природной среды / Под ред. А.Н. Силантьева, К.П. Махонько – Л.: Гидрометеиздат, 1984. – 64 с.  
 Методические рекомендации по санитарному контролю за содержанием радиоактивных веществ в

## ОЦЕНКА ОСТРОЙ И ПОДОСТРОЙ ТОКСИЧНОСТИ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ ВОДОЕМА В-11 ТЕЧЕНСКОГО КАСКАДА ВОДОЕМОВ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ *TUBIFEX TUBIFEX*

Г.О. Богданов, Г.А. Тряпицына, Л.В. Дерябина, Е.А. Прякин

ФГУ Науки «Уральский Научно-Практический Центр Радиационной Медицины»  
г. Челябинск, Россия, bogdanov@urcrmt.chel.su

В настоящее время водоем В-11 является замыкающим в системе Теченского каскада промышленных водоемов-хранилищ (ТКВ) жидких низкоактивных отходов радиохимического комбината «ПО «Маяк».

Промводоем В-11 является уникальной экосистемой, уже более 40 лет находящейся в условиях воздействия радиационного и химического факторов антропогенной природы. В 50-60-х годах в водоемы Теченского каскада поступали не только радиоактивные отходы, но и продукты химического производственного цикла «ПО «Маяк», что привело к значительному химическому загрязнению вод и донных отложений.

В большинстве случаев токсические вещества и радионуклиды накапливаются преимущественно в донных отложениях (Томилина И.И., 2002; Денисова А.И., 1987; Чеботина М.Я., 1981), которые являются неотъемлемым компонентом любой водной экосистемы (Попов А.Н., 2001). 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 неблагоприятное действие на бентосную фауну водоема.

Экологический мониторинг, осуществляемый в первую очередь специалистами «ПО «Маяк», преимущественно сосредоточен на радиохимических и гидрохимических исследованиях воды и донных грунтов. А вместе с тем на сегодняшний день для оценки экологического риска неблагоприятных воздействий на экосистемы считается необходимым учет состояния биотической составляющей.

Одним из подходов, использующих живые организмы для определения токсичности исследуемой среды, является лабораторное тестирование на основе создания биологических тест-систем.

В последнее время интенсивно разрабатываются методические приемы оценки токсичности донных отложений, в частности, разработаны стандартизованные методики Американским агентством по охране окружающей среды (US EPA, 2002) и Американским обществом по испытанию материалов (ASTM, 1994; ASTM 2002), которые в качестве тест-объектов предполагают использование олигохет, хирономид, гаммарид и др. представителей донных сообществ. В России имеются работы (Томилина И.И., 2004), в которых в качестве тест-организмов использовали хирономид.

Одной из важнейших групп донных беспозвоночных являются малощетинковые черви (*Oligochaeta*), постоянные обитатели донных отложений, их показатели, такие, как численность, плотность, биомасса, видовой состав и др., используются в гидробиологическом мониторинге для оценки состояния придонного слоя воды и донных отложений водоемов.

Целью данного исследования была оценка острой и подострой токсичности донных отложений водоема В-11 в лабораторных условиях с использованием культуры тест-организма *Tubifex tubifex* (Mull.).

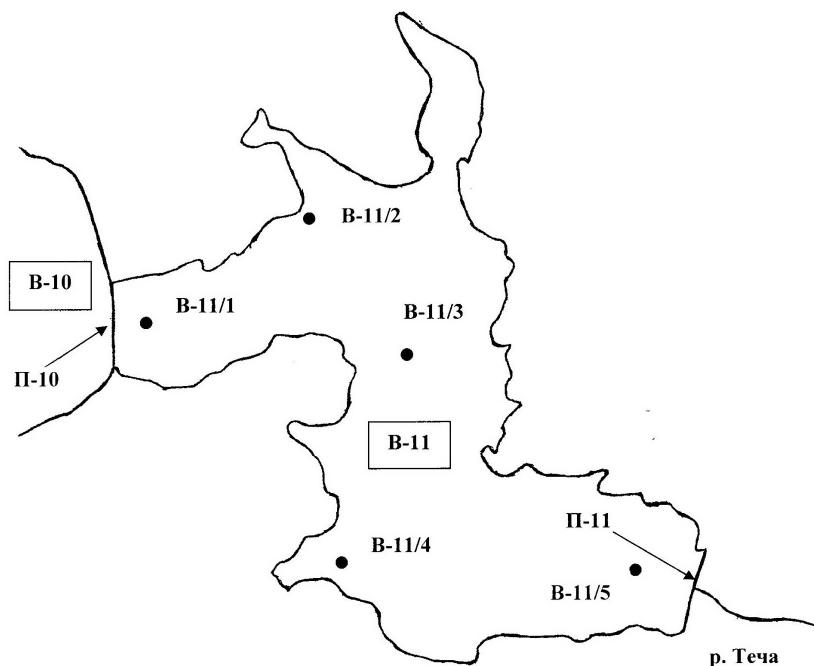
Водоем В-11 эксплуатируется в бессточном режиме с момента его создания и характеризуется слабым типом водообмена. По своему происхождению представляет собой искусственный пруд, образованный в результате зарегулирования р. Теча (рис.1). Плотина П-10 отделяет водохранилище от водоема В-10, а плотина П-11 перегораживает пойму реки. В обход плотины П-10 есть канал для перетока воды в водоем В-11. Окружающая местность представляет собой равнину. На севере, востоке и юге построены дамбы, отделяющие водоем от логов и левобережного и правобережного каналов (Каргаполов В.С., 1996).

Отбор проб донных отложений и воды проводился нами в августе 2007 г. на пяти станциях, расположенных в акватории промводоема В-11 (рис. 1). Станции отбора проб располагались

следующим образом: по старому руслу р. Теча В-11/1 в 370 м от плотины П-10, В-11/3 – центральная точка на расстоянии 4.5 км ниже плотины П-11 и В-11/5 в 1 км от плотины П-11. В-11/2 и В-11/4 – прибрежные точки, располагающиеся на расстоянии 300 м от левого берега и 200 м от правого берега соответственно. Координаты станций были определены с помощью GPS-навигатора. Глубины в указанных точках составляли: В-11/1 – 7 м, В-11/2 – 3.5 м, В-11/3 – 8.5 м, В-11/4 – 4.8 м, В-11/5 – 13.2 м.

В качестве водоема сравнения было выбрано Шершневское водохранилище, которое представляет собой искусственный водоем на р. Миасс, предназначенный для водоснабжения г. Челябинска, и не испытывает существенного техногенного загрязнения. Находится на расстоянии 55 км по направлению на юг от водоема В-11. По размерам относится к разряду средних водохранилищ, является водохранилищем руслового типа. Заполнение водой началось в 1965 г.

Пробы воды отбирали с помощью батометра Молчанова. Для радиохимического анализа отбирали средневзвешенную пробу: 5 л воды с поверхности и 5 л придонной воды, для биотестирования – из придонного горизонта (10 л).



**Рис. 1.** Водоем В-11: П-10 – плотина водоема В-10; П-11 – плотина водоема В-11; В-11/1, В-11/2, В-11/3, В-11/4, В-11/5 – станции отбора проб воды и донных отложений.

Пробы донных отложений отбирали отдельно с помощью дночерпателя (ГОСТ 17.1.5.01.-80). Содержимое дночерпателя после подъема на поверхность помещали в таз. Затем из полученной иловой массы пластиковым совком отбирали по 1 кг для радиохимического анализа и биотестирования.

Радиохимический анализ проб воды и донных отложений проводился Отделом Внешней среды ФГУН «Уральского Научно-Практического Центра Радиационной Медицины» (УНПЦ РМ). Пробоподготовку проводили согласно методическим рекомендациям по санитарному контролю за содержанием радиоактивных веществ в объектах внешней среды (Марей А. Н., 1980). Концентрация  $^{137}\text{Cs}$  в различных компонентах экосистемы водоема В-11 определялась гамма-спектрометрическим методом. Концентрация  $^{90}\text{Sr}$  в пробах определялась посредством радиохимического выделения  $^{90}\text{Y}$  с последующим измерением его активности на малофоновой  $\beta$ -метрической установке типа УМФ-1500 и УМФ-2000 и пламенно-фотометрическим контролем выхода носителя стронция.

В качестве тест-организмов для биотестирования донных отложений использовали лабораторную культуру червей *T. tubifex* (*Tubificidae*, *Oligochaeta*) из коллекции Экспериментального отдела ФГУН УНПЦ РМ. В экспериментах участвовали половозрелые животные в возрасте 3-х месяцев из синхронизированной культуры.

В лабораторных условиях биотестирование каждой пробы исследуемых донных отложений и контроля проводили в трех параллельных сериях. В качестве контроля использовали донные отложения из прибрежной части Шершневского водохранилища.

Биотестирование проводили в емкостях объемом 2000 мл. На дно каждой емкости помещали 100 г исследуемых донных отложений и заполняли 1.8 дм<sup>3</sup> воды из соответствующей пробы. В

качестве контрольной воды использовали воду из места отбора контрольного ила. Далее в подготовленные тест-системы помещали по десять особей *T. tubifex* из культуры. В ходе эксперимента воду и донные отложения не меняли. Из проб воды, хранящихся при температуре +10°C, при необходимости добавляли воду в тестируемые пробы для компенсации испарения. Тестирование проводили в термостатированном помещении при +18°C; воду аэрировали с помощью аквариумного компрессора. Значение pH в пробах воды за время эксперимента составило 7.5-8.0; РК – 8.0-9.5 мг/л. Кормление животных в течение всего времени экспериментов не осуществлялось, т. к. осадки представляют собой не только субстрат обитания, но и естественный источник питания для червей (Пастерис А., 2003).

Оценку острой и подострой токсичности исследуемых донных отложений проводили по показателю смертности червей *Tubifex tubifex* в опыте по сравнению с контролем за определенный период экспозиции (7 сут. для острого и 28 сут. для подострого эксперимента). В подостром эксперименте еженедельно определяли плодовитость червей в опыте по сравнению с контролем в течение 28 суток. Учет смертности и плодовитости животных проводили при просеивании донных илов через капроновое сито с диаметром ячеек 1-1.2 мм.

Анализ и обработку результатов проводили с помощью следующих статистических методов (Хирш Р.П., 1992): построение кривых выживаемости Каплана-Мейера, оценка достоверности отклонений в кривых выживаемости с помощью критерия  $\chi^2$  по методу Мантеля-Хензеля, оценка достоверности отклонений с помощью t-критерия Стьюдента. Различия считали статистически значимыми при вероятности нулевой гипотезы  $P \leq 0.05$ .

Результаты радиохимических исследований донных отложений и воды приведены в табл. 1.

**Таблица 1.** Удельная активность нуклидов в воде и донных отложениях водоема В-11 и Шершневском водохранилище (средние значения)

Радионуклиды	Контрольные станции					
	В-11/1	В-11/2	В-11/3	В-11/4	В-11/5	Шершневское водохранилище
Вода						
<sup>90</sup> Sr, Бк/л	1200	1500	1700	1600	1300	0.04
<sup>137</sup> Cs, Бк/л	0.87	1.23	1.31	0.74	0.58	0.03
Донные отложения						
<sup>90</sup> Sr, кБк/кг	360	240	320	290	270	-
<sup>137</sup> Cs, кБк/кг	102±5.1	17.8±0.9	32.4±1.6	9.8±0.5	161±0.8	0.07±0.02

Содержание основных радионуклидов в воде водоема В-11 характеризовалось относительно равномерным пространственным распределением. Диапазон удельной активности <sup>90</sup>Sr составлял 1200 – 1700 Бк/л, а <sup>137</sup>Cs составлял 0.58 – 1.31 Бк/л. В водоеме сравнения содержание этих радионуклидов в воде соответственно было равно 0.04 и 0.03 Бк/л. В донных отложениях пространственное распределение <sup>90</sup>Sr было относительно равномерным. Диапазон удельной активности находился в пределах от 240 до 360 кБк/кг. Одновременно с этим содержание <sup>137</sup>Cs претерпевало существенные колебания по акватории. Удельная активность <sup>137</sup>Cs в донных отложениях колебалась от 9.8 до 161 кБк/кг.

При тестировании в течение 7 сут. не наблюдалось гибели *T. tubifex* в контроле (табл. 2). При культивировании тубифицид в течение 7 сут. в пробах донных отложений В11/3 и В11/4 также не наблюдалось гибели животных. Смертность тубифицид в группах, где тестировали донные отложения со станций В11/1, В11/2 и В11/5 составила 3.3%. При сравнении показателя смертности *T. tubifex* в опыте с контролем достоверных отличий обнаружено не было.

**Таблица 2.** Результаты биотестирования донных отложений водоема В-11 с использованием *T. tubifex*

Проба	Смертность животных в остром эксперименте, %	Смертность животных в подостром эксперименте, %	Средняя плодовитость, коконов на особь за 7 сут.
Контроль	0	3.3	1.00±0.23
В-11/1	3.3	6.7	0.70±0.15
В-11/2	3.3	6.7	0.99±0.12
В-11/3	0	0	0.67±0.12
В-11/4	0	0	1.15±0.12
В-11/5	3.3	10.0	0.58±0.15

Таким образом, ни одна из проб донных отложений водоема В-11 не оказывала острого токсического действия на тубифицид.

На 28-е сутки эксперимента смертность *T. tubifex* при тестировании проб донных отложений В-11/1, В-11/2 и В-11/5 составила 6.7%, 6.7% и 10% соответственно при 3.3% в контроле (табл. 2). В пробах В11/3 и В11/4 гибели животных не наблюдалось. Достоверных отличий выживаемости животных в тестируемых пробах по сравнению с контролем выявлено не было.

По еженедельным данным о количестве отложенных коконов на одну особь *T. tubifex* был рассчитан показатель средней плодовитости (табл. 2). В контроле средняя плодовитость составила  $1.00 \pm 0.23$ . Достоверных отклонений в плодовитости животных по сравнению с контролем в тестируемых пробах донных отложений обнаружено не было. Тем не менее, следует отметить, что наименьшее значение показателя было зафиксировано в пробах со станций, расположенных по старому руслу р. Теча: В-11/5 ( $0.58 \pm 0.15$ ), В-11/3 ( $0.67 \pm 0.12$ ) и В-11/1 ( $0.70 \pm 0.15$ ). При культивировании в пробах, отобранных в сублиторальной зоне водоема В-11 (В-11/2 и В-11/4), значения плодовитости олигохет были практически равны контрольному показателю (В-11/2:  $0.99 \pm 0.12$ ) или немного превышали его (В-11/4:  $1.15 \pm 0.12$ ).

Таким образом, при культивировании тубифицид в течение 7 и 28 сут. в донных отложениях водоема В-11 не выявлено изменений показателей смертности и плодовитости по сравнению с показателями, полученными при тестировании донных отложений водоема сравнения (Шершневецкое водохранилище). Это позволяет заключить, что донные отложения водоема В-11 не оказывают острого и подострого токсического действия на тест-организмы *T. tubifex*.

Однако следует учитывать, что представители бентоса существуют в водоеме В-11 на протяжении жизни многих поколений, и это может приводить к развитию неблагоприятных эффектов. Так, Цыцугина В.Г. и Поликарпов Г.Г. в 1995-1996 гг. (Цыцугина В.Г., 2000) при проведении исследований по оценке интенсивности и характера размножения олигохет (*Dero obtusa*, *Nais pseudobtusa* и *Nais pardalis*) в условиях радиоактивного загрязнения в водоеме Чернобыльской зоны (мощность дозы на поверхности донных отложений составляла  $14 \text{ мкГр} \cdot \text{ч}^{-1}$ ), обнаружили изменение интенсивности и типа размножения у червей: у *D. obtusa* была отмечена стимуляция паратомического деления, а у *N. pseudobtusa* и *N. pardalis* – активизация полового размножения на фоне увеличения тяжести цитогенетических повреждений (Цыцугина В.Г., 2000). Из изложенного следует, что необходимы последующие более длительные хронические эксперименты по оценке влияния радиоактивного загрязнения донных отложений на бентосные организмы.

#### Список литературы

- ГОСТ 17.1.5.01.-80 Охрана природы. Гидросфера. Общие требования к отбору проб донных отложений водных объектов для анализа на загрязненность. М.: Изд-во стандартов, 1980. – 5 с.
- Денисова А.И. Донные отложения водохранилищ и их влияние на качество воды. Киев, 1987. – 164 с.
- Каргаполов В.С., Пономарева Р.П., Солдатов Б.В. и др. Экологический паспорт промводоема В-11. – Озерск: ПО “МАЯК”, – 1996.
- Методические рекомендации по санитарному контролю за содержанием радиоактивных веществ в объектах внешней среды /Под. ред. А. Н. Мареев, А. С. Зыковой; – М., 1980. – 336 с.
- Попов А.Н. Влияние донных отложений на состояние водотоков и водоемов // Мелиорация и водное хозяйство. – 2001. – №1. – С. 37–40.
- Томилинова И.И., Комов В.Т. Донные отложения как объект токсикологических исследований (обзор) // Биология внутренних вод. –2002. – №2. – С. 20-26.
- Томилинова И.И. Токсикологическая оценка качества донных отложений Верхневолжских водохранилищ // Актуальные проблемы водной токсикологии. Сб. статей. / Под ред. Б.А. Флерова. – Борок, 2004. – С. 195-209.
- Чеботина М.Я., Боченин В.Ф.  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в донных отложениях пресноводного озера // Гидробиол. журн. – 1981. – Т. 17. – №6. – С. 82-85.
- Цыцугина В.Г., Поликарпов Г.Г. Цитогенетические и популяционные эффекты у олигохет из Чернобыльской зоны // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2000. – Т. 40. – № 2. – С. 226-230.
- ASTM, 1994. Standard guide for conducting sediment toxicity tests with freshwater invertebrates. E1383-94a. In: Annual book of ASTM standards, vol. 11.4. Philadelphia, pp. 1-30.
- ASTM, 2002. Standard Test Method for Measuring the Toxicity of Sediment Associated Contaminants with Freshwater Invertebrates, E1706-00. In ASTM International 2004 Annual Book of Standards. Volume 11.05. Biological Effects and Environmental Fate; Biotechnology; Pesticides. ASTM International, West Conshohocken, PA.
- Hirsch R.P., Riegelman R.K. Statistical first aid: interpretation of health research data / Massachusetts: Blackwell Scientific publications. – 1992. – 409 p.

*Pasteris A., Vecchi M., Reynoldson T. B., Bonomi G. Toxicity of copper-spiked sediments to Tubifex tubifex: a comparison of the 28-day reproductive bioassay with a 6-month cohort experiment // Aquatic Toxicology. – 2003. – 65. – P. 253-265.*

U.S. EPA. Methods for measuring the toxicity and bioaccumulation of sediment associated contaminants with freshwater invertebrates. Second Edition. EPA 600/R-99/064, U.S. Environmental Protection Agency, Duluth, MN, March 2000.

## **АНАЛИЗ ПОВЕРХНОСТНЫХ И СТОЧНЫХ ВОД МЕТОДОМ ГАЗОВОЙ ХРОМАТО-МАСС-СПЕКТРОМЕТРИИ**

Е.С.Бродский

*Институт проблем экологии и эволюции им. А.Н.Северцова РАН  
г. Москва, Россия, efbr@mail.ru*

Контроль питьевой воды помимо прочего осуществляется по содержанию ряда органических соединений – сравнительно летучих хлоруглеводородов и менее летучих пестицидов, фенола, нефтепродуктов и др. В сточных водах приходится контролировать более разнообразный и обширный круг соединений, состав их зависит от вида промышленных процессов, состояния очистных сооружений и др. факторов. Во всех случаях необходимо контролировать достаточно большое число соединений. С появлением эффективных аналитических методов, таких как ИК- и УФ-спектрометрия, газовая и высокоэффективная жидкостная хроматография, хромато-масс-спектрометрия они стали находить все большее применение для многокомпонентного анализа смесей органических соединений.

Многокомпонентный анализ предполагает наличие достаточно характерных аналитических признаков для идентификации определяемых соединений (массы ионов в МС, характеристики удерживания в хр-фии, потенциал в электрохим. методах, длина волны в спектрометрии), а также закономерную (обычно линейную) связь измеряемого параметра с количеством в-ва для количественного определения.

Одно из важнейших преимуществ многокомпонентного анализа, обуславливаемое многоканальным детектированием, это то, что один или несколько каналов можно отвести для регистрации внутреннего стандарта, анализируемого одновременно с пробой.

Однако, имеются и определенные трудности в проведении многокомпонентного анализа. Условия анализа (начиная от отбора и хранения проб до инструментального окончания) должны быть усреднены для эффективного определения всех компонентов, а не только одного или нескольких, так что для каких-то компонентов они не будут оптимальными. Для каких-то соединений они могут быть даже непримлемыми. Поэтому как правило многокомпонентные методы применяются для определенных групп соединений, для которых условия отбора и подготовки проб, а также самого инструментального определения могут быть оптимизированы для всей группы. Другая сложность – необходимость наличия большого числа стандартных соединений, что не всегда возможно. В то же время аналитический метод допускает определение большого числа компонентов, так что на практике часто приходится искать возможность обойтись без полного числа необходимых стандартных соединений. В любом случае необходимо учитывать особенности поведения всех компонентов при проведении всех этапов аналитической процедуры (испарение или разложение при хранении, фракционирование при пробоподготовке, разложение в аналитическом приборе и др.).

Газовая и жидкостная хроматография – классические методы многокомпонентного анализа, которые, являясь высокоэффективными методами разделения органических соединений, в сочетании с соответствующими детектирующими устройствами представляют собой и мощное средство идентификации и количественного определения. Хроматографические характеристики удерживания сами по себе являются средством идентификации, селективные детекторы, чувствительные к определенным типам соединений (ЭЗД, N-P-, S-), значительно увеличивают надежность идентификации, а сочетание ГХ, ВЭЖХ или капиллярного электрофореза с детекторами, дающими многомерную структурную информацию, такими как масс-спектрометрия, видимая, УФ- и флуоресцентная спектрометрия, обеспечивает наиболее полную на сегодняшний день информацию о составе сложных смесей органических соединений в воде и др. объектах. В случае ХМС эта информация непосредственно связана со структурой вещества. Вследствие этого появляется возможность не только одновременного определения большого числа компонентов и использования



более надежных приемов идентификации определяемых веществ, но и анализа смесей неизвестного состава.

Как известно, все виды анализа по их целям и методологии можно условно разделить на два основных класса: целевой анализ – определение заранее заданных соединений, для которых известны аналитические признаки и получены градуировочные зависимости и обзорный анализ – общая характеристика набора компонентов анализируемой пробы, причем этот набор может быть и неизвестен заранее.

Задачей целевого анализа может быть скрининг целевых соединений или же подтверждение их присутствия и количественное определение. Обзорный анализ является необходимым предварительным этапом целевого анализа и важным средством мониторинга, позволяя оценивать анализируемую смесь в целом перед определением заданных компонентов. Обзорный анализ необходим и во многих случаях при исследовании природных объектов.

Основной задачей и важнейшим этапом обзорного анализа является идентификация определяемых компонентов с той или иной степенью приближения. Дополнительно к этому может быть произведена оценка концентраций идентифицированных и неидентифицированных компонентов

Важнейшим элементом методик многокомпонентного анализа является способ выделения органических соединений из водных сред. Здесь должны учитываться следующие требования:

- эффективность выделения для достаточной чувствительности анализа,
- минимальные дискриминации.

Наиболее широко применяемыми методами выделения из воды органических соединений средней летучести являются жидкостная и твердофазная экстракция, летучих соединений статический и динамический паровфазный анализ и твердофазная микроэкстракция.

При экстракции возникают трудности в одновременном эффективном выделении гидрофильных и липофильных соединений. Эти трудности преодолеваются применением высаливания, образования производных (например, ацетилирование фенолов непосредственно в воде с последующей экстракцией). Аналогично и при ГХ или ЖХ анализе возникает необходимость уравнивать хроматографические свойства разных соединений, для чего также применяют образование производных, например, ацилирование или силирование кислот, спиртов и др. полярных соединений.

## **ОТНОСИТЕЛЬНЫЙ ПОКАЗАТЕЛЬ ЗАМЕДЛЕННОЙ ФЛУОРЕСЦЕНЦИИ В ОПЕРАТИВНОЙ ОЦЕНКЕ ТОКСИЧЕСКОГО ДЕЙСТВИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ НА ТЕСТ-КУЛЬТУРУ ВОДОРОСЛИ *CHLORELLA VULGARIS***

Е.С. Власова, Ю.С. Григорьев

*Сибирский федеральный университет*

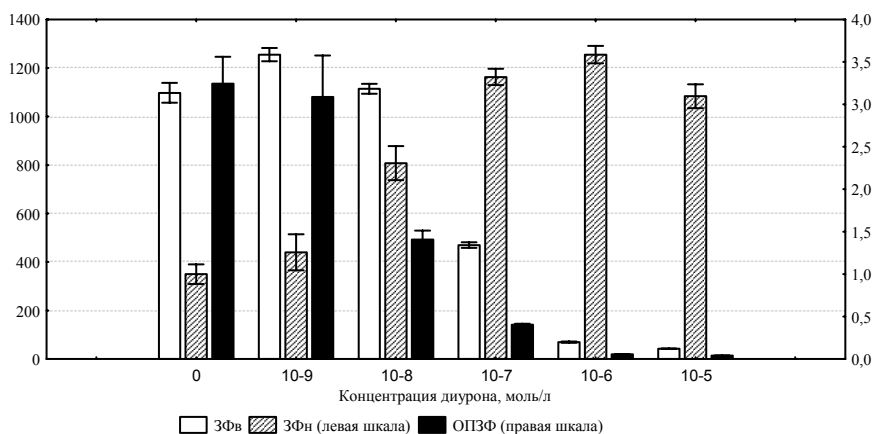
*г. Красноярск, пр. Свободный 79, 660041, Россия, Ignislynx@rambler.ru*

Оперативность является в настоящее время одним из наиболее важных требований, предъявляемых к биотестам. В этой связи флуоресцентные методы определения токсических воздействий на тест-организмы являются перспективным направлением, поскольку позволяют оценить состояние фотосинтетического аппарата растений в очень короткие сроки. Методические приёмы диагностики состояния фотосинтетического аппарата при стресс-воздействиях на растения основаны на явлении увеличения квантового выхода флуоресценции при остановке или искусственном прерывании фотосинтетического электронного транспорта, например, при введении специальных ингибиторов - диурона, моноурона, симазина (Рубин, 2000). Вместе с тем существует другой источник информации о характере функционирования фотосинтетического аппарата - процесс замедленной флуоресценции (ЗФ) (Караев и др., 1998; Маторин, Венедиктов, Рубин, 1985).

На основе явления ЗФ на кафедре экотоксикологии и микробиологии СФУ разработан и запатентован метод оценки токсичности химических соединений с использованием в качестве тест-объекта термофильного штамма микроводоросли *Chlorella vulgaris* Beijer (Григорьев, Фуряев, Андреев, 1996). Количественной мерой воздействия (содержания токсического вещества) является степень снижения по отношению к контрольной пробе тест-организма величины отношения интенсивности ЗФ при возбуждении свечения светом высокой и низкой интенсивности (относительный показатель замедленной флуоресценции, ОПЗФ). Применение этого чувствительного

и оперативного метода позволяет осуществлять приборное слежение за состоянием водоросли, используемой в качестве тест-организма и таким образом быстро устанавливать появление загрязняющих веществ в анализируемой водной среде.

В целях исследования возможности применения метода, основанного на регистрации замедленной флуоресценции, в экологическом мониторинге, нами были проведены эксперименты по воздействию токсических веществ различной природы на параметры ЗФ (ЗФв, ЗФн, ОПЗФ). Диурон является классическим ингибитором нециклического транспорта электронов при фотосинтезе, поэтому оценка характера его действия на показатели замедленной флуоресценции водоросли хлорелла важно для понимания механизмов токсического действия тяжелых металлов.



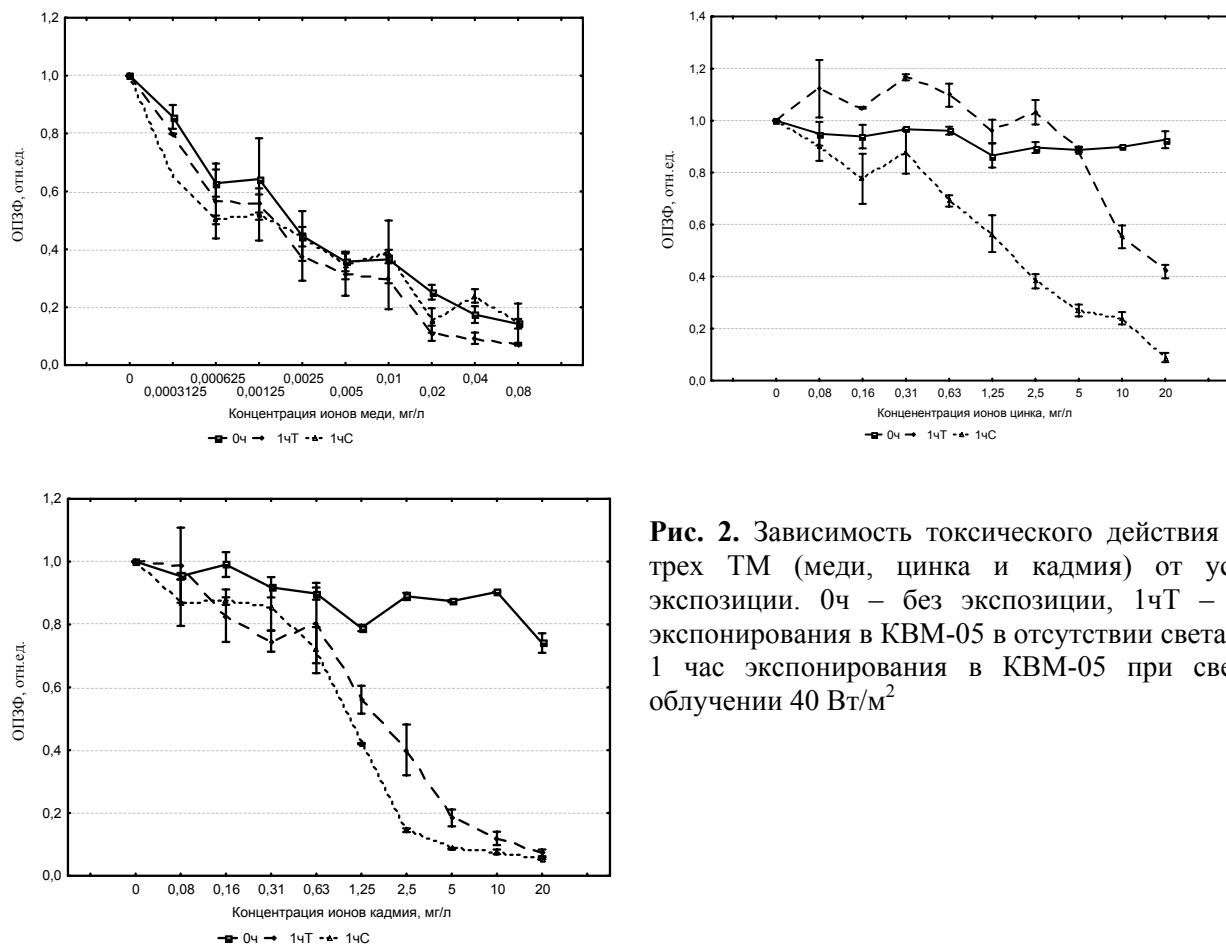
**Рис. 1.** Влияние диурона на показатели ЗФ.

Проведенные эксперименты, результаты которых представлены на рис. 1, показали, что в присутствии диурона происходит снижение интенсивности ЗФ, возбуждаемой светом высокой интенсивности (ЗФв), и ее увеличение, при возбуждении светом низкой интенсивности (ЗФн). В результате этих изменений значение относительного показателя ЗФв/ЗФн снижается в десятки раз. Ингибирующий эффект диурона проявляется начиная с концентраций порядка  $10^{-9}$ - $10^{-8}$  моль/л. При концентрациях  $10^{-5}$  моль/л диурон вызывает снижение не только ЗФв, но и ЗФн, что, возможно, связано с частичным повреждением реакционных центров фотосистемы 2, генерирующих послесвечение хлорофилла.

Изменения интенсивности ЗФ обусловлены тем, что при блокировании фотосинтетического транспорта электронов не происходит образование электрохимического градиента протонов на мембране тилакоидов, а первичный акцептор электронов фотосистемы 2 переходит в максимально восстановленное состояние. Оба эти показателя определяют выход замедленной флуоресценции хлорофилла, но в разной степени и направленности. На высоком возбуждающем свете, способствующем образованию протонного градиента, диурон будет подавлять интенсивность ЗФ, а на низком, наоборот ее стимулировать, поскольку в отсутствии градиента протонов выход ЗФ в основном будет определяться окислительно-восстановительным состоянием первичного акцептора второй пигментной системы (Григорьев, Фуряев, Андреев, 1996).

Обращает на себя внимание тот факт, что степень действия диурона на флуоресцентные показатели хлореллы практически не зависит от времени и световых условий экспозиции. Очевидно, данный ингибитор, хорошо растворяющийся в этиловом спирте, очень быстро проникает в клетку за счет своего высокого сродства к липидной фазе мембран. Однако условия экспозиции могут существенно влиять на токсичность ионов тяжелых металлов (ТМ) по отношению к тест-организму.

Для выявления зависимости токсического эффекта ТМ на показатель ОПЗФ от трех условий – света, температуры и длительности экспозиции – эксперименты проводились в многокуветных культиваторах KBM-05, разработанных на кафедре экотоксикологии и микробиологии СФУ. При этом поддерживались режимы культивирования образцов водоросли в течение 1 часа в присутствии света интенсивностью  $40 \text{ Вт/м}^2$  и в отсутствие света. Также проводились замеры ЗФ сразу после внесения токсиканта без предварительного культивирования.



**Рис. 2.** Зависимость токсического действия ионов трех ТМ (меди, цинка и кадмия) от условий экспозиции. 0ч – без экспозиции, 1чТ – 1 час экспонирования в КВМ-05 в отсутствии света, 1чС – 1 час экспонирования в КВМ-05 при световом облучении 40 Вт/м<sup>2</sup>

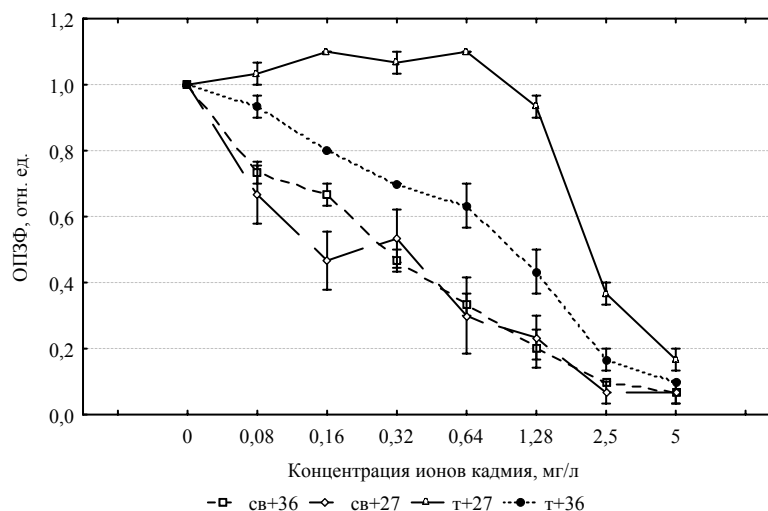
Как показали проведенные эксперименты, действие ионов меди, обладающих высокой альгицидной активностью, надежно регистрируется по изменению интенсивности ОПЗФ уже через несколько минут контакта с клетками водоросли хлорелла (рис.2). Вместе с тем, так же как и в случае диурона, влияние ионов меди на показатель ОПЗФ мало зависит от времени и условий экспозиции.

Кадмий, как тяжелый металл, подавляет рост клеток водорослей, начиная с концентрации несколько мкг/л (Рудкова, Ройтман, Замаева, 1988). При этом в литературе мало данных, свидетельствующих о его прямом действии на первичные реакции фотосинтеза и возможности выявления его присутствия в воде методом регистрации флуоресценции водорослей. Проведенные нами эксперименты показали, что ионы кадмия в концентрации вплоть до 1.25 мг/л в первые несколько минут после добавления в суспензию водоросли хлорелла не вызвали заметных изменений показателей интенсивности ее замедленной флуоресценции. Однако уже после темновой экспозиции в один час ионы кадмия проявляли своё действие, вызывая снижение ОПЗФ более чем в 10 раз при максимальной из используемых концентраций токсиканта. После 1-часового культивирования в присутствии света токсическое действие ионов кадмия на водоросль существенно усиливалось, что дает возможность обнаруживать присутствие этого токсиканта в воде, если его содержание превышает 0.08 мг/л.

Результаты экспериментов с еще одним представителем тяжелых металлов, цинком, показали, что сразу после внесения в тест-культуру водоросли хлорелла данный токсикант не вызывал заметных изменений ОПЗФ. После темновой экспозиции в один час ингибирующее действие этого ТМ начинало проявляться начиная с концентрации 5 мг/л. После экспозиции в 1 час в условиях светового облучения цинк вызывал более значительные изменения показателя ОПЗФ. Вероятно, длительные экспозиции и свет способствовали большему вхождению ионов цинка в клетки и более сильному воздействию на них.

Для определения разделенного влияния факторов света и температуры на чувствительность тест-объекта к ионам ТМ были проведены дополнительные опыты с использованием кадмия в качестве модельного токсиканта. Результаты проведенных экспериментов, представленные на рисунке 3, свидетельствуют о том, что свет в большей степени определяет чувствительность тест-объекта к ионам кадмия, чем температура. На свету образцы, культивируемые в течение 1 часа при двух различных температурах (36°C и 27.4°C), показали практически одинаковую чувствительность к

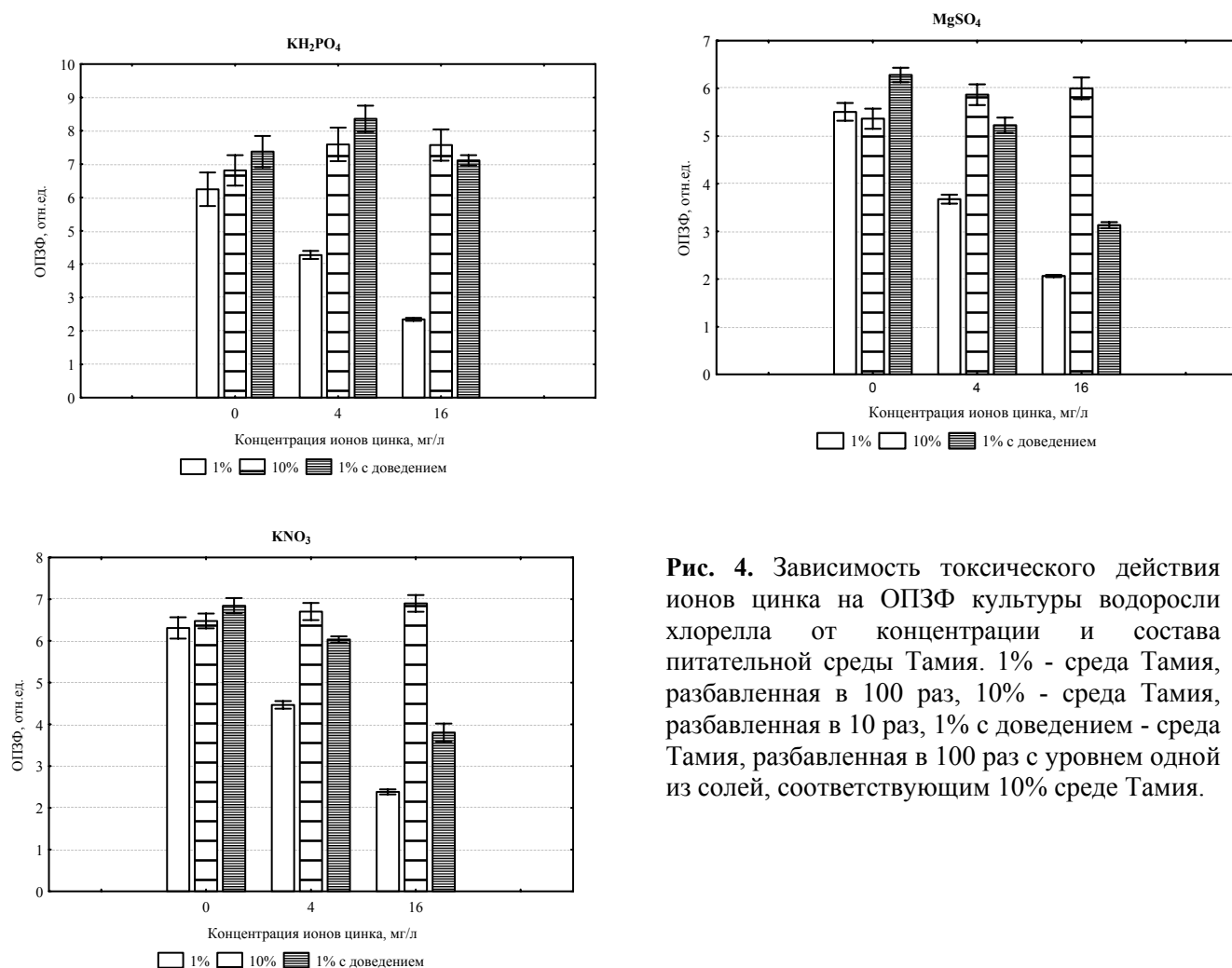
ионам кадмия. В отсутствие же света более чувствительными оказались образцы, экспонируемые при более высокой температуре.



**Рис. 3.** Зависимость токсического действия ионов кадмия на показатель ОПЗФ от световых (св - на свету, т – в темноте) и температурных (27 и 36 °C) условий экспозиции.

Не менее важным фактором, влияющим на чувствительность метода к ионам ТМ, оказалась концентрация питательной среды Тамия, на которой выращивается накопительная культура водоросли хлорелла. В ходе исследований было замечено, что чувствительность тест-организма к ионам ТМ снижается с повышением концентрации питательной среды. Поэтому, при проведении опытов по воздействию токсикантов на показатели ЗФ культуры водоросли используется 1% среда Тамия, тогда как накопительная культура выращивается на 10% среде. Показано, что относительно низкая концентрация питательных элементов в среде не оказывает негативного воздействия на рост тест-культуры.

Снижение чувствительности биотеста к ионам ТМ в высококонцентрированной питательной среде может объясняться образованием комплексов металлов с питательными элементами среды. В результате этого процесса биодоступность токсикантов может существенно снижаться. При этом особый интерес представляет вклад каждой из основных питательных солей ( $\text{KNO}_3$ ,  $\text{MgSO}_4$ ,  $\text{KH}_2\text{PO}_4$ ) в процесс связывания токсикантов. Для решения этого вопроса были проведены эксперименты по воздействию двух концентраций ионов цинка (4 и 16 мг/л) на тест-культуру водоросли хлорелла в 1%, 10% среде Тамия и 1% среде Тамия с доведением концентрации одной из трех солей до уровня 10% среды (рис.4). Результаты экспериментов показали, что токсичность обеих концентраций ионов цинка полностью снимается в 10% среде Тамия по сравнению с 1% средой Тамия. Вместе с тем, снижение токсичности ионов этого металла наблюдалось в 1% среде с уровнем содержания  $\text{KH}_2\text{PO}_4$ , соответствующим 10% среде. Для двух других солей, входящих в состав среды Тамия, подобного действия не наблюдалось. Следовательно, основная роль в связывании ионов цинка принадлежит



**Рис. 4.** Зависимость токсического действия ионов цинка на ОПЗФ культуры водоросли хлорелла от концентрации и состава питательной среды Тамия. 1% - среда Тамия, разбавленная в 100 раз, 10% - среда Тамия, разбавленная в 10 раз, 1% с доведением - среда Тамия, разбавленная в 100 раз с уровнем одной из солей, соответствующим 10% среде Тамия.

Таким образом, проведенные эксперименты с тяжелыми металлами свидетельствуют о высокой чувствительности и оперативности метода регистрации ОПЗФ водоросли хлорелла при установлении токсичности загрязненных вод. Определены оптимальные условия проведения биотеста на основе регистрации показателей ЗФ, позволяющие существенно повысить чувствительность тест-объекта к токсикантам.

*Работа поддержана грантом Красноярского краевого фонда науки 18G136.*

#### Список литературы

- Григорьев Ю.С., Фуряев Е.А., Андреев А.А. Способ определения содержания фитотоксических веществ // Патент № 2069851. Бюллетень изобретений № 33 от 27.11.96.
- Маторин Д.Н., Венедиктов П.С., Маренков В.С., Попов И.В. Применение метода регистрации замедленной флуоресценции для биотестирования загрязненности природных вод гербицидами и фитотоксичными веществами // Водные ресурсы, 1995, том 22, №2.
- Маторин Д.Н., Венедиктов П.С., Рубин А.Б. Замедленная флуоресценция и ее использование для оценки состояния растительного организма // Изв. АН СССР. Сер. биол., 1985, № 4. С.508 - 520.
- Рубин А.Б. Биофизические методы в экологическом мониторинге // Соросовский образовательный журнал, 2000, т.6, №2, с. 7-13.
- Рудкова А.А., Ройтман А.А., Замаева Т.В. Действие кадмия на рост одноклеточных водорослей при различных значениях кислотности среды// Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем, т. 11, Ленинград, Гидрометеиздат, 1988, с. 129-141.
- Karavaev V.A., Polyakova I.B., Solntsev M.K., Yurina T.P. Effect of various chemical agents on photosynthesis studied by the method of fluorescence induction // Journal of luminescence 76&77, 1998, P. 335-338

## ПОДХОДЫ К ОЦЕНКЕ КАЧЕСТВА ВОД И СОСТОЯНИЯ ЭКОСИСТЕМ В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ

В.П. Гандзюра, Л.А. Гандзюра

*Киевский национальный университет имени Тараса Шевченко  
Владимирская 64, Киев, 01033, Украина, v-gandzyura@email.kiev.ua*

Анализ существующих в настоящее время подходов к оценке качества вод и состояния экосистем в условиях антропогенной нагрузки позволил выявить ряд характерных моментов, присущих подавляющему большинству исследований вышеупомянутых проблем. В первую очередь, это касается проблемы качества вод. Следует особо отметить, что само понятие «качества» воды, или среды обитания в целом, в большинстве случаев используется некорректно. Обычно во главу угла ставится водохозяйственная оценка или характеристика воды для питьевого водоснабжения, при этом зачастую упускается из виду, что само понятие «качества» среды, водной в частности, корректно применимо исключительно к конкретному «пользователю». Поэтому еще раз следует определиться с терминологией. Если же говорить вообще, что данная вода очень высокого качества, то многие ее «пользователи» нас не поймут. Чистые олигосапробные воды чужды и низкокачественны для личинок мухи-крыски *Eristalis tenax*, многих тубифицид (в частности, трубочника *Tubifex tubifex*) и других типичных представителей полисапробной зоны. Нельзя забывать, что качество среды – это степень ее соответствия особенностям конкретной системы, качество среды для которой мы определяем. В этом аспекте количественной характеристикой качества среды может быть лишь состояние благополучия биосистемы. Изменения же качества среды можно оценивать по функции благополучия биосистемы.

Другая группа проблем – любые оценки состояния экосистем обычно дают без учета (или с недоучетом) региональных, временных и экосистемных особенностей. По набору критериев сравнивают несколько экосистем и по установленным между ними отличиям судят о том, какая из них находится в лучшем, а какая – в худшем состоянии. И даже если такие исследования насыщены наукообразной терминологией, оперируют рядом популярных показателей – индексами видового и экосистемного разнообразия, продукционно-энергетическими показателями (продукция чистая и валовая, соотношение продукционно-деструкционных процессов, изменение энтропии системы и др.), используется ряд биохимических и других показателей – все равно такой поход сводит на нет присущие каждой экосистеме особенности. Ведь если сравнить две любые экосистемы, которые пребывают в состоянии полного благополучия, то и тогда между ними окажется существенный ряд отличий, обусловленных отнюдь не лучшим или худшим состоянием, а лишь присущими каждой экосистеме особенностями. Именно поэтому давно назрела необходимость перехода на объективную шкалу оценок состояния экосистем, и в первую очередь – на те, которые учитывают присущие каждой из них особенности. Тем более, что и в системе экологического мониторинга (4) и в системе оценок состояния гидроэкосистем давно назрела необходимость постепенного перехода на общеевропейские стандарты. Следует отметить, что в соответствии с Водной рамковой директивой Европейского Союза в Украине постепенно осуществляется переход на европейскую терминологию, поэтому унификация терминов является важным этапом этого процесса.

С другой стороны, достаточно актуальной остается проблема создания банка данных по состоянию разнообразных гидроэкосистем каждого региона, равно как и относительно особенностей их функционирования. И лишь сравнивая изменения во времени в зависимости от уровня антропогенной нагрузки изменения относительно референционных (естественных) условий, возможна адекватная оценка и прогнозирование дальнейших изменений в связи с определенным типом и уровнем антропогенной нагрузки. Именно эти меры являются одними из первостепенных для упорядочения системы экологического мониторинга, расчета экологических рисков, гарантирования экологической безопасности, усовершенствования стратегии сохранения биологического и ландшафтного разнообразия и постепенной имплементации европейских стандартов в этой сфере.

В последнее время популярным становится оценка состояния экосистем и уровня их антропогенной трансформации путем определения изменения энтропии системы (Брагинский, 1981, 1988; Буравлев, 1993, 2000; Сиренко, Буравлев, 1987), как меры неупорядоченности ее состояния. При этом источником деградирующего влияния на естественные экосистемы могут быть разнообразные факторы как химической, так и физической природы. Оценка их в энтропийных единицах позволяет сравнивать уровни экологического влияния:



$$dSe = dS_0 + dSa$$

где:  $dSe$  – изменение энтропии системы;  $dSa$  – вклад окружающей среды;  $dS_0$  – прирост энтропии, вызванный неравновесными процессами внутри системы.

Учет термодинамических характеристик среды в энтропийных единицах позволяет также количественно оценить влияние как химических, так и физических компонентов:

$$dSa = dS_x + dS_f,$$

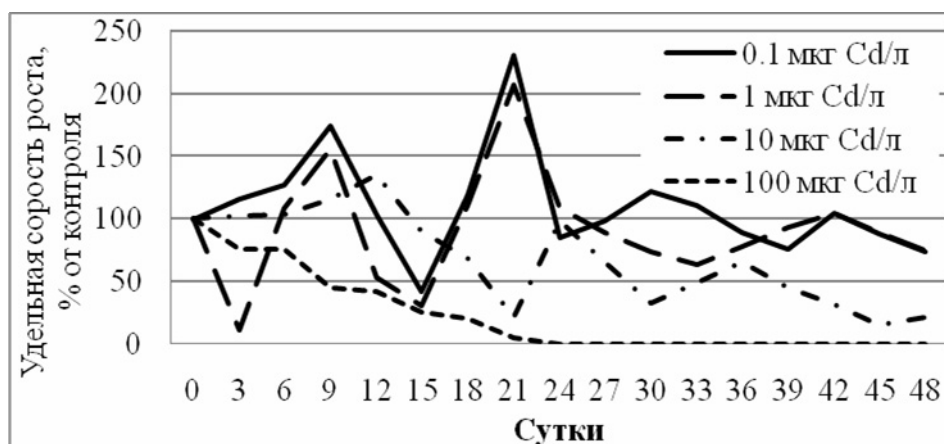
где  $S_x$ ,  $S_f$  – значения антропогенной нагрузки соответственно химической и физической природы (Буравлев, 2000).

Беспрерывный обмен веществом и энергией между биоценозом и средой составляет фундаментальную основу его существования – метаболизм биоценоза, в процессе которого ему «удается освобождать себя от всей той энтропии, которую он вынужден вырабатывать». В условиях загрязнения окружающей среды может происходить как увеличение интенсивности метаболизма биоценоза – метаболический прогресс, так и снижение его интенсивности – метаболический регресс (Абакумов, 1987). Важным условием метаболического прогресса является антропогенное обогащение водных экосистем биогенными элементами. Выяснено соотношение продукции с общим потоком энергии через популяцию (Умнов, Алимов, 1979). Многолетними экспериментальными и натурными исследованиями откликов пресноводного планктона на токсические загрязнения различной химической природы установлено, что разные компоненты планктона реагируют на токсические влияния неоднозначно. На фитопланктон токсиканты производят стимулирующее, угнетающее или летальное влияние – в зависимости от концентрации и продолжительности воздействия. Показателями токсического влияния является снижение интенсивности или полное прекращение фотосинтеза, изменение соотношений между первичной продукцией и деструкцией и др. (Брагинский, 1988). Таким образом, одним из наиболее адекватных подходов к оценке качества среды может быть его характеристика по изменениям энтропии системы, однако о каких именно системах идет речь – биологических или экологических, не совсем понятно (Гандзюра, 2002). К тому же, кроме общих концепций, эти работы практически лишены фактического материала в отношении изменений энтропии системы в условиях токсической нагрузки.

Целью наших исследований было выяснение изменений энтропии на уровне биологических (организм, популяция) и экологических систем в условиях разной степени хронического загрязнения водной среды ионами тяжелых металлов. Полученные нами результаты полностью согласуются с теорией оптимального питания, согласно которой приспособляемость к условиям среды прямо зависит от величины поступающей в организм с рационом энергии (Михеев, 1988). Нами установлено, что уровень стандартного обмена у золотой рыбки (при голодании) в условиях повышенных концентраций ионов хрома в воде в диапазоне исследованных нами концентраций (от 0,001 до 10,000 мг  $Cr_6^{+3}$ /л) в несколько раз превышал уровень стандартного обмена в контроле, причем максимальное превышение имело место при концентрации хрома 0,100 мг/л (в 4,6 раза). Обращает на себя внимание отношение пищевого обмена к стандартному. Оно имело минимальные значения при концентрации хрома 10 мг/л, что свидетельствует о том, что в этих условиях вся доступная организму энергия используется лишь на «откачивание энтропии», т.е. на поддержание гомеостаза и энантиостаза, а на накопление энергии резервов уже не остается. Минимальная интенсивность стандартного обмена была в контроле. А ведь величина стандартного или основного обмена рассматривается как минимальные энергетические траты организма на поддержание своей жизнедеятельности, т.е. на «откачивание» энтропии. Таким образом, уже при концентрации хрома 0,001 мг/л существенно возрастают энергетические траты организма на поддержание своей жизнедеятельности. Нами установлено увеличение интенсивности стандартного обмена пропорционально возрастанию концентрации ионов хрома в воде. Максимальное его значение отмечено при 0,100 мг  $Cr_6^{+3}$ /л. Дальнейшее увеличение уровня токсичности среды приводит к снижению как стандартного, так и общего обмена, что связано с угасанием функциональной активности организма в этих условиях. Таким образом, этот уровень токсичности можно считать верхней границей загрязнения, с которым организм еще может справиться путем интенсификации «откачивания» энтропии ценой существенного увеличения собственных энергопотерь.

На уровне биотического сообщества основным механизмом связывания энергии внешнего потока является фотосинтетическая активность фотоавтотрофов. Именно величина ассимилированной фотосинтетиками энергии определяет энергетический бюджет сообщества. Вклад всех остальных трофических уровней определяется количеством рассеиваемой ими в процессе дыхания энергии. Поэтому общие запасы связанной в биомассе сообщества энергии определяются

биомассой и темпом продукционного процесса автотрофов с одной стороны, и эффективностью трансформации энергии гетеротрофами – с другой.



**Рис. 1.** Динамика роста *Poecilia reticulata* Peters при разной концентрации  $\text{Cd}^{2+}$  в воде

Таким образом, установлено, что по мере возрастания уровня токсичности водной среды вначале наблюдается увеличение энтропии в экосистеме, при этом биосистемы поддерживают ее на определенном уровне ценой резкого увеличения энергии на поддержание своей жизнедеятельности. Дальнейшее увеличение уровня токсичности среды вызывает возрастание уровня энтропии в биологических системах и снижение ее в экосистеме вследствие угасания жизнедеятельности биологических систем.

Важнейшим показателем токсического влияния является резкое возрастание колебаний значений всех биопродукционных показателей. В частности, в опытах с влиянием  $\text{Cd}^{2+}$  на рост одномесячной молоди гуппи, нами установлены существенные колебания удельной скорости роста (рис. 1)

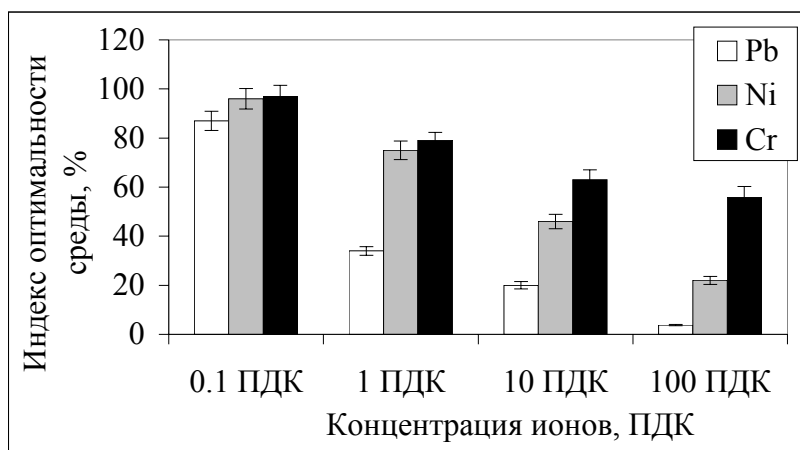
**Таблица.** Удельная скорость накопления энергии и эффективность ее трансформации у *Pelmatohydra oligactis* (Palas) при разных концентрациях  $\text{Pb}^{2+}$  в воде.  $n = 8$

Концентрация свинца, мг $\text{Pb}^{2+}$ /л	Удельная скорость накопления энергии		Валовая эффективность трансформации энергии		Индекс оптимальности среды, %
	% в сутки	% от контроля	% от энергии рациона	% от контроля	
Контроль	$19.2 \pm 2.7$	100.00	$39.2 \pm 6.8$	100.00	100.00
0.01	$16.4 \pm 3.2$	85.42	$40.1 \pm 6.7$	102.20	87.38
0.05	$20.7 \pm 2.9$	107.81	$25.9 \pm 4.2$	65.07	71.23
0.10	$15.5 \pm 2.0$	80.73	$16.7 \pm 4.3$	42.60	34.40
1.00	$8.6 \pm 2.9$	42.40	$19.1 \pm 4.2$	48.72	20.56
5.00	$4.3 \pm 0.9$	22.41	$6.7 \pm 2.9$	17.14	3.83

Аналогичная закономерность установлена нами и на популяционном уровне. Исследование роста культуры инфузории туфельки в условиях различных концентраций ионов хрома в воде показало, что наличная биомасса (и величина связанной в ней энергии) на единицу доступного потока энергии уменьшалась обратно пропорционально увеличению уровня токсиканта ( $\text{Cr}^{6+}$ ) в среде. Причем динамика плотности культуры также имела резкие колебания во времени по сравнению с контролем. Таким образом, на лабораторной популяции подтверждено, что величина связанной биосистемой энергии в расчете на единицу ее доступного потока уменьшается обратно пропорционально возрастанию уровня токсичности среды.

В экспериментах с *Pelmatohydra oligactis* нами установлено, что наиболее адекватную картину уровня токсического загрязнения среды ионами шестивалентного хрома и свинца дает использование индекса оптимальности среды (Гандзюра, 2002) для биопродукционного процесса, поскольку он характеризует как скорость накопления системой энергии, так и эффективность ее трансформации (табл.).

Значения индекса оптимальности среды во всех случаях снижались обратно пропорционально уровню загрязнения среды (рис. 2).

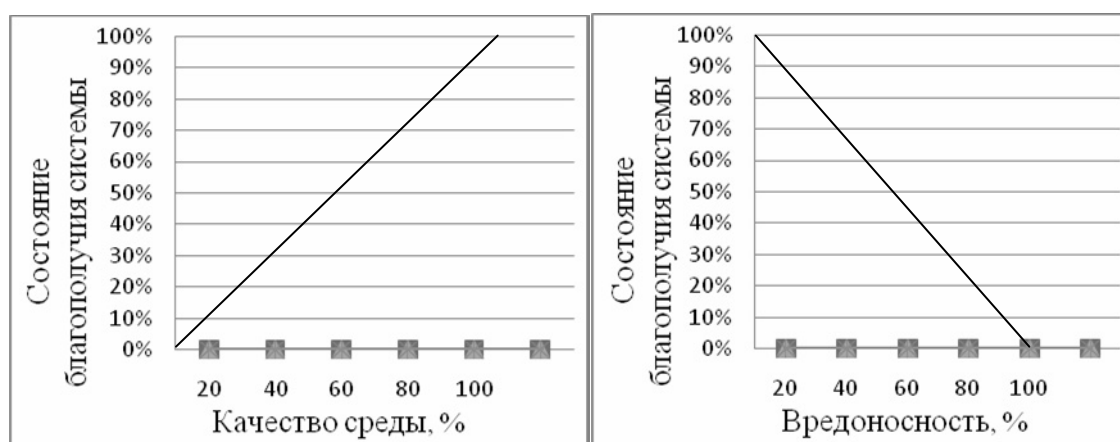


**Рис. 2.** Индекс оптимальности среды для *Pelmatohydra oligactis* (Pallas) при разных концентрациях ионов тяжелых металлов в воде  $M \pm m$ ;

При системной оценке влияния токсического или иного неблагоприятного для экосистемы фактора весьма полезным может быть использование понятия «вредоносности» – отрицательного влияния определенного фактора на экосистему, когда оценка отрицательного влияния осуществляется путем определения снижения функции благополучия данной системы в условиях влияния того или иного фактора, вредоносность которого мы оцениваем (Гандзюра, Грубинко, 2008). Таким образом, вредоносность – необходимое понятие не только для оценки состояния любой биосистемы (определения изменения состояния ее благополучия), но и качества среды для конкретной биосистемы. В то же время использование этого понятия делает возможным количественную характеристику степени благополучия вышеупомянутых объектов.

Изменения состояния качества среды для любой системы при этом можно оценивать по изменению функции ее благополучия. Поэтому любой фактор, снижающий благополучие системы в конкретных условиях среды, является вредным (вредоносным). Таким образом, вредоносность – способность определенного фактора снижать состояние благополучия системы в целом. Ранжируя функцию благополучия системы (в процентах или в долях) от референционного (естественного) состояния системы (которое принимается за 100%), можно количественно оценить вредоносность как отдельно взятого фактора, их группы так и всего комплекса отрицательно воздействующих на систему факторов в целом по снижению функции благополучия системы до нулевых значений, ниже которых система прекращает свое существование (рис. 3).

Адекватные оценки состояния качества среды возможны лишь для конкретной системы, качество среды для которой определяется. Качество водной среды можно оценивать для организма, популяции, сообщества или иной биосистемы. При этом наиболее информативной является оценка среды за состоянием благополучия биотического сообщества.



**Рис. 3.** Взаимосвязь между состоянием благополучия системы, вредоносностью и качеством среды

Надлежащее место в системе диагностики отрицательных факторов и эффектов должна занять оценка колебательных процессов в био- и экосистемах. По частоте и амплитуде изменений

соответствующих параметров можна получить уникальную информацию о развитии токсического или иного неблагоприятного для био- и экосистем процесса, в то время как средние значения соответствующих параметров остаются в пределах нормы).

При оценке состояния гидроэкосистем в условиях различной степени антропогенной нагрузки необходимо сравнивать значения соответствующих параметров гидробиоценозов и гидроэкосистем с референционными.

Оценивая изменения качества среды или состояния гидроэкосистем в целом необходимо постепенно переходить от оценок изменений конкретных показателей к определению соответствующих экологических рисков.

Использование понятия «вредоносности» делает возможным количественную оценку разнообразных неблагоприятных влияний (токсических, биотических, антропогенных и т.д.) на био- и эко-системы на всех уровнях их структурно-функциональной организации.

#### Список литературы

- Абакумов В.А. Продукционные аспекты биомониторинга пресноводных экосистем // Продукционно-гидробиологические исследования водных экосистем. – Л.: Наука, 1987. – С. 51-61.
- Брагинский Л.П. Теоретические аспекты проблемы “нормы и патологии” в водной токсикологии // Теоретические вопросы водной токсикологии. – 3-й Советско-амер. Симпоз. (2-6 июня 1979 г., Борок, СССР): Мат-лы симпоз. – Л.: Наука (Ленинградское отделение), 1981. – С. 29-40.
- Брагинский Л.П. Биопродукционные аспекты водной токсикологии // Гидробиол. журн. – 1988. – Т. 24, №3. – С. 74-83.
- Буравлев Е.П. Интегральная экологическая оценка антропогенного загрязнения водного бассейна // Гидробиол. журн. – 1993. – Т. 29, №3. – С. 64-70.
- Буравльов Є.П. Основи сучасної екологічної безпеки. // Вид-во ВАГ “Інститут транспорту нафти”, 2000. – 238 с.
- Гандзюра В.П. Продуктивность биосистем в условиях токсического загрязнения среды тяжелыми металлами. – Киев, ВГЛ “Обрії”, 2002. – 248 с. (укр.)
- Гандзюра В.П., Грубинко В.В. Понятие вредоносности в экологии // Научн. зап. Тернопольского нац. пед. ун-та им. В. Гнатюка. Серия: Биология. – 2007. – №1 (31). – С. 11-31. (укр.)
- Михеев В.Н. Пищевое поведение животных и принцип оптимальности // Экологическая энергетика животных. – Всесоюзн. Совец. (31 октября - 3 ноября 1988 г., г. Суздаль): Тезисы докл. – Пущино, 1988. – С. 112-113.
- Сиренко Л.А., Буравлев Е.П. Энтропийная оценка экологических факторов // Автоматика. – 1987. – №1. – С. 48-51.
- Умнов А.А., Алимов А.Ф. Соотношение продукции с общим потоком энергии через популяцию // Общие основы изучения водных экосистем. – Л., 1979. – С. 133-139.

### РЕСНИЧНЫЕ ИНFUЗОРИИ – КАК БИОИНДИКАТОРЫ

В.В. Гуляева, Е.В. Дементьева

ГОУ ВПО Омский государственный педагогический университет им. А.М. Горького  
г. Омск, Россия, dementjeva@omgpi.ru

В современных условиях растущего антропогенного загрязнения среды простейшие – одно из первых звеньев цепи организмов водной экосистемы, подверженные воздействию различных токсичных веществ. В ряду организмов – биоиндикаторов ресничным инфузориям принадлежит особое место ввиду их морфологических и функциональных особенностей. Они быстро размножаются и очень чувствительны к любым изменениям в состоянии среды их обитания. Короткий жизненный цикл, возможность получения неограниченного, генетически однородного материала позволяет проследить в относительно короткий срок действие отдельных токсикантов на популяцию организмов (Бараусова, 1990). Все это ставит их в ряд наиболее ценных индикаторов при выявлении уровня антропогенного загрязнения природных вод, как надежных показателей состояния технологического процесса при биологической очистке сточных вод, при проведении токсикологических опытов (Банина, 1983; Бурковский, 1984; Мамаева, 1990). Способность инфузорий быстро реагировать на изменение условий среды делает их удобными объектами при исследовании санитарного состояния воды. На изменения экологических условий инфузории отвечают перестройкой видовой структуры или изменением количественных характеристик, а при токсическом воздействии – часто гибелью.

Для определения степени загрязнения воды различные виды ресничных инфузорий используются в качестве тест-объектов (Гейспиз, Никифорова, Богданов, 1990). Изучаются морфофизиологические признаки, закономерно изменяющиеся в зависимости от степени загрязнения

воды (форма тела, число пищеварительных вакуолей, инцистирование и др.). Изменения данных признаков наблюдают и регистрируют при изучении живых и фиксированных инфузорий с помощью светового микроскопа. 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.

Оценка качества воды водоемов может быть проведена с использованием физико-химических и биологических методов. Биологические методы оценки - это характеристика состояния водной экосистемы по растительному и животному населению водоема.

Любая водная экосистема, находясь в равновесии с факторами внешней среды, имеет сложную систему подвижных биологических связей, которые нарушаются под воздействием антропогенных факторов. Прежде всего, влияние антропогенных факторов, и в частности, загрязнения отражается на видовом составе водных сообществ и соотношении численности составляющих их видов. Биологический метод оценки состояния водоема позволяет решить задачи, разрешение которых с помощью гидрофизических и гидрохимических методов невозможно. Оценка степени загрязнения водоема по составу живых организмов позволяет быстро установить его санитарное состояние, определить степень и характер загрязнения и пути его распространения в водоеме, а также дать количественную характеристику протекания процессов естественного самоочищения.

В последнее время при исследовании качества вод всё чаще прибегают к биологическим методам: биоиндикации и биотестированию. Биоиндикация - способ оценки антропогенной нагрузки по реакции на нее живых организмов и их сообществ. Данные методы входят в систему биомониторинга, который включает в себя совокупность наблюдения, оценки и прогноза изменений в биологических объектах под воздействием антропогенных факторов. В основе биомониторинга лежит разработка систем диагностики и прогнозирования антропогенной нагрузки на природные объекты.

Метод биоиндикации основан на фиксировании реакции сообществ живых организмов к различного вида загрязняющим факторам. При правильном подборе индикаторных организмов для определенных условий методом биоиндикации может осуществляться качественная и количественная оценка эффекта антропогенного и естественного влияния на окружающую среду.

Среди особых преимуществ биологических методов следует отметить то, что они позволяют фиксировать негативные изменения в природной среде при низких концентрациях загрязняющих веществ. Использование биоиндикаторов позволяет: обнаруживать места скоплений в экологических системах различного рода загрязнений; проследить динамику изменений в окружающей среде; определить степень вредности тех или иных веществ для живой природы, в частности для человека; составить прогноз дальнейшего развития экосистемы.

Подчеркивая всю важность биоиндикационных методов исследования, необходимо отметить, что биоиндикация предусматривает выявление уже состоявшегося или происходящего загрязнения окружающей среды по функциональным характеристикам особей и экологическим характеристикам сообществ организмов. Постепенные же изменения видового состава формируются в результате длительного отравления водоема, и явными они становятся в случае далеко идущих изменений.

Таким образом, видовой состав живых организмов из загрязняемого водоема служит итоговой характеристикой токсикологических свойств водной среды за некоторый промежуток времени.

Каждая группа организмов в качестве биологического индикатора имеет свои преимущества и недостатки, которые определяют границы ее использования при решении задач биоиндикации. Простейшие являются высокочувствительными индикаторами сапробного состояния водоемов.

Методами биоиндикации и биотестирования определяется присутствие в окружающей среде того или иного загрязнителя по наличию или состоянию определенных организмов, наиболее чувствительных к изменению экологической обстановки, т.е. обнаружение и определение биологически значимых антропогенных нагрузок на основе реакции на них живых организмов и их сообществ. Таким образом, применение биологических методов для оценки среды подразумевает выделение видов животных, чутко реагирующих на тот или иной тип воздействия.

Биоиндикаторы - это живые организмы, по присутствию, количеству и особенностям развития которых судят о степени изменений окружающей среды. Биологические методы помогают диагностировать негативные изменения в природной среде при низких концентрациях загрязняющих веществ.

Преимуществом методов биоиндикации перед физико-химическими методами является интегральный характер ответных реакций организмов, которые: суммируют все без исключения биологически важные данные об окружающей среде и отражают ее состояние в целом; выявляют наличие в окружающей природной среде комплекса загрязнителей; в условиях хронической антропогенной нагрузки биоиндикаторы могут реагировать на очень слабые воздействия в силу аккумуляции дозы; фиксируют скорость происходящих в окружающей среде изменений; указывают

пути и места скоплений различного рода загрязнений в экологических системах и возможные пути попадания этих веществ в организм человека.

Особую значимость имеет то обстоятельство, что биоиндикаторы отражают степень опасности соответствующего состояния окружающей среды для всех живых организмов, в том числе и для человека. Подчеркивая всю важность биоиндикационных методов исследования, необходимо отметить, что биоиндикация предусматривает выявление уже состоявшегося или происходящего загрязнения окружающей среды по функциональным характеристикам особей и экологическим характеристикам сообществ организмов.

Значительное место среди методов биологического анализа пресных вод занимает сапробиологический анализ, или оценка состояния пресноводных экосистем по индикаторным организмам. Авторы данного метода – Р. Кольквитц и М. Марссон (Kolkwitz, Marsson, 1902, 1908, 1909), 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; наибольший вклад в ее усовершенствование внесли Пантле и Букк (Pantle, Buck, 1955), Зелинка и Марван (Zelinka, Marwan, 1961), Сладечек (Sladecsek, 1961, 1973).

**Таблица 1.** Соотношение значений относительного обилия и частоты встречаемости организмов

Встречаемость	Количество экземпляров одного вида, % от общего количества	h, баллы
Очень редко	1	1
Редко	2-3	2
Нередко	4-10	3
Часто	10-20	5
Очень часто	20-40	7
Масса	40-100	9

Важнейшей комплексной характеристикой состояния водоема является уровень его сапробности. Сапробность - характеристика водоема, показывающая уровень его загрязнения органическими веществами и продуктами их распада. По нарастанию количества органических веществ различают водоемы олигосапробные (практически незагрязненные), β-мезосапробные (слабо или умеренно загрязненные), α-мезосапробные (загрязненные) и полисапробные - сильно загрязненные органикой.

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). Данный метод учитывает относительную частоту встречаемости гидробионтов h и их индикаторную значимость s (степень сапробности, сапробную валентность). Значение s определяется для каждого вида зоопланктона по спискам сапробных организмов. Величина h находится из шкалы значений частоты (таблица 1) и 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 (степень сапробности, сапробная валентность).

Индекс сапробности в различных зонах загрязнения водоемов органическими соединениями составляет:

- в α - полисапробной - более 4.0,
- в β - полисапробной – 3.51-4.0,
- в α - мезосапробной – 2.51-3.50,
- в β - мезосапробной – 1.51-2.50,
- в α - олигосапробной – 1.01-1.50,
- в β - олигосапробной – 0.51-1.0,
- в ксеносапробной - менее 0.50.

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.

Инфузории изучались *in vivo* и *in vitro* с помощью микроскопа «МБИ-6» при увеличении окуляра  $\times 16$ ; 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).

За период с 2005 по 2007 г.г. было исследовано 8 водоемов, расположенных на территории г. Омска. Одной из задач исследования было определение уровня сапробности с использованием ресничных инфузорий как организмов – биоиндикаторов качества вод.

Всего обнаружено 37 видов ресничных инфузорий. Большинство изученных видов относятся к  $\alpha$ ,  $\alpha$ - $\beta$ ,  $\beta$ - $\alpha$ ,  $\beta$  – мезосапробной и полисапробной зонам. Некоторые виды (*Paramecium aurelia*, *P. trichium*, *Vorticella alba* и др.) могут встречаться в нескольких различных зонах:  $\alpha$ -мезосапробной и полисапробной, полисапробной и изосапробной,  $\alpha$ -мезосапробной и полисапробной.

Анализ видового состава показал, что доминирующим является род *Vorticella* – 16 видов (43.24% от общего числа изученных видов инфузорий), род *Paramecium* представлен 5 видами (13.5%), роды *Colpoda* и *Stylonichia* соответственно по 3 вида каждый, что составило для каждого рода по 8.1%. Роды *Carchesium*, *Cyclidium*, *Epistylis*, *Euplotes*, *Hemiphrys*, *Holophrya*, *Litonotus*, *Prorodon*, *Trachelius*, *Vaginicola* были представлены одним видом каждый (соответственно по 2.7%).

Высокая частота встречаемости в пробах (5 баллов) (табл. 1) отмечена для *V. alba* и *P. trichium*; нередко (3 балла) встречались *V. campanula* и *Stylonichia mytilis*, *Carchesium polypinum*, *Litonotus lamella*, *V. microstoma* var. *hyans*, *V. monilata* были встречены довольно редко (2 балла), остальные виды – очень редко (1 балл).

Большинство исследованных водоемов относятся к  $\alpha$ -мезосапробным (индекс сапробности для них составил от 2.97 до 3.35), индекс сапробности, равный 2.2 характеризует один из водоемов как  $\beta$ -мезосапробный и индекс сапробности, составляющий соответственно 3.55 характеризует один из водоемов как  $\beta$ -полисапробный.

Таким образом, используя классификатор качества вод (Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем, 1992) на основе значений полученных индексов (от 2.97 до 3.55) исследованные водоемы относятся к загрязненным, за исключением одного водоема, расположенного между автомобильной и железной дорогами и являющегося грязным (индекс сапробности составил 3.55).

В зонах от полисапробной до  $\beta$ -мезосапробной у большинства видов инфузорий уменьшаются размеры, индивидуальная 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). Все эти морфологические признаки характеризуют различные экологические формы инфузорий и могут служить показателями сапробности воды.

#### 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.
- Бараусова О.М. Адаптивная изменчивость инфузорий рода *Vorticella* (*Peritricha Sessilina*) // Экология морских и пресноводных свободноживущих простейших: Сб. науч. трудов. – Л.: Наука, 1990. – С. 93-97.
- Бурковский И.В. Экология свободноживущих инфузорий. – М., 1984. – 208 с.
- Гейсниц К.Ф., Никифорова Л.Ф., Богданов В.Е. Экологические особенности инфузории *Carchesium polypinum* как тест-объекта для определения степени загрязнения воды // Экология морских и пресноводных свободноживущих простейших: Сб. науч. трудов. – Л.: Наука, 1990. – С. 154-161.
- Лихачев С.Ф. Инфузории водоемов Омской области. - Омск, 1996.-102 с.
- Мамаева Н.В. Инфузории как индикаторы экологических параметров пелагиали морей и океанов // Экология морских и пресноводных свободноживущих простейших: Сб. науч. трудов. – Л.: Наука, 1990. – С. 5-8.
- 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 für 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. Zue Prazisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer // Arch. Hydrobiol. - Bd. 57. - 407 s.

## ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ ПРЕСНОВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ ПО ИНДИКАТОРНЫМ ОРГАНИЗМАМ

Е.В. Дементьева

*ГОУ ВПО Омский государственный педагогический университет им. А.М. Горького  
Россия, dementjeva@omgpi.ru*

Все возрастающая индустриализация и урбанизация ведут к увеличению дефицита чистой воды. В результате безответственной деятельности человека во многих районах резко ухудшилось качество питьевой воды, в ее состав включаются яды, радиоактивные вещества и другие загрязнения, в количествах, превышающих предельно допустимые их концентрации (ПДК), что отражается на здоровье и жизни людей. Водные ресурсы нельзя ограничить жесткими территориальными барьерами, поэтому необходимы меры как для рационального использования вод, так и для защиты их от загрязнений.

Загрязнение водных экосистем представляет огромную опасность для всех живых организмов. Загрязнение водоемов – снижение их биологических функций и экологического значения в результате поступления в них вредных веществ (Экология, 2006, 2007). Загрязнение вод проявляется в изменении физических и органолептических свойств (нарушение прозрачности, окраски, запаха, вкуса), увеличении содержания сульфатов, хлоридов, нитратов, токсичных тяжелых металлов, сокращении растворенного в воде кислорода, появлении радиоактивных элементов, болезнетворных бактерий и других загрязнителей.

Под влиянием загрязняющих веществ в пресноводных экосистемах отмечается падение их устойчивости из-за нарушения трофических связей в биоценозе, микробиологического загрязнения, эвтрофирования и других неблагоприятных процессов. Все это снижает темпы роста гидробионтов, их плодовитость, а в некоторых случаях приводит к их гибели (Экология, 2006).

Понятие «качество воды» – это комплексная оценка, которая включает гидрохимические и гидробиологические характеристики. В настоящее время продолжает использоваться традиционный подход к оценке качества воды, основанный на определении только ряда химических показателей. Это не позволяет оценить изменения в водной экосистеме, степень ее нарушений, выяснить их механизм и дать прогноз дальнейшего изменения в экосистеме. Такие задачи можно решить, используя методы биоиндикации.

Важнейшей комплексной характеристикой состояния водоема является уровень его сапробности. Сапробность – характеристика водоема, показывающая уровень его загрязнения органическими веществами и продуктами их распада. По нарастанию количества органических веществ различают водоемы олигосапробные (практически незагрязненные), β-мезосапробные (слабо или умеренно загрязненные), α-мезосапробные (загрязненные) и полисапробные – сильно загрязненные органикой. Под сапробностью какого-либо вида животных понимают его способность обитать в воде с соответствующим уровнем органического загрязнения. По разнообразию отмеченных в водоеме видов-индикаторов и их обилию определяют уровень сапробности водоема.

От олигосапробной к полисапробной зоне ухудшаются многие важные для гидробионтов показатели: уменьшается содержание растворенного в воде кислорода, необходимого для дыхания гидробионтов, нитраты превращаются в более токсичные нитриты и аммонийные соединения.

Сульфаты переходят в сульфиты и далее в сульфиды вплоть до образования сероводорода. Уменьшается количество видов живых существ, требовательных к содержанию кислорода, вплоть до полного их исчезновения. В то же время виды, способные выдержать изменение химического состава воды и недостаток кислорода, могут даже увеличить свою численность за счет притока питательных веществ и исчезновения конкурентов. Этот процесс называется антропогенным эвтрофированием водоема.

Выделяют две основные группы биологических методов для оценки качества природных вод: это методы биотестирования и биоиндикации.

В качестве быстрого метода интегрального определения токсичности воды применяются методики биотестирования, т.е. использования биологических объектов (тест-организмов) для выявления степени токсичности тех или иных веществ или их суммарного воздействия.

Имеются два типа биологического тестирования. При прямом, или экологическом, в пробе воды устанавливается видовой и количественный состав фауны, а затем по таблицам показательных организмов дается заключение о принадлежности водоема к той или иной зоне сапробности. При непрямом, или физиологическом, подходе используют оценку жизненной активности организмов. В качестве тест-объектов выбираются отдельные виды, которые обычно культивируются в лаборатории и затем помещаются в пробы исследуемой воды. Индексом для оценки качества воды служит та или иная выбранная реакция, например, рост, размеры и др. (Palmer, 1977).

Методы биоиндикации применимы только к водоёмам, имеющим собственную биоту. Они учитывают реакцию на загрязнение целых сообществ водных организмов или же отдельных систематических групп. При этом непосредственно на водоёме учитывают факт присутствия в нём индикаторных организмов, их обилие, наличие у них изменений.

Несмотря на то, что и естественные условия водоёмов, и виды загрязнений очень разнообразны, можно выделить несколько универсальных реакций сообществ водных организмов на ухудшение качества воды. Это уменьшение видового разнообразия и изменение обилия водных организмов. Обилие может как снижаться (при очень высоком уровне загрязнения или при наличии токсичных загрязнителей), так и расти по сравнению с нормальным состоянием сообщества. Этот рост объясняется тем, что в водоёмах, особенно при их загрязнении органическими веществами, могут оставаться немногие, но устойчивые к загрязнению виды животных. В таких условиях они достигают очень высокого обилия.

Именно эти закономерности применяются во многих методиках биоиндикации. К их числу относятся индексы видового разнообразия и методы, учитывающие соотношение обилия разных групп водных организмов. Кроме этого, часто учитывается способность определённых групп организмов обитать в водоёмах с тем или иным уровнем загрязнённости.

На все эти параметры влияет как антропогенная нагрузка, так и естественные процессы, происходящие в водоёмах. Для водоёмов разных типов в норме будет характерен разный видовой состав и обилие гидробионтов. Более того, в водоёмах с наиболее чистой водой количество видов животных и их обилие обычно ниже, чем в тех водоёмах, где органические вещества, соединения азота и фосфора присутствуют в умеренных концентрациях. Для многих водных организмов умеренный уровень загрязнения является оптимальным состоянием среды обитания. Существуют также «виды-универсалы», обладающие высокой экологической пластичностью и способные переносить значительные колебания степени загрязнённости водоёма.

Значительное место среди методов биологического анализа пресных вод занимает сапробиологический анализ, или оценка состояния пресноводных экосистем по индикаторным организмам. Авторы данного метода – Р. Кольквитц и М. Марссон (Kolkwitz, Marsson, 1902, 1908, 1909), 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; наибольший вклад в ее усовершенствование внесли Пантле и Букк (Pantle, Buck, 1955), Зелинка и Марван (Zelinka, Marwan, 1961), Сладечек (Sladeczek, 1961, 1973).

Биоиндикаторы – это живые организмы, по присутствию, количеству и особенностям развития которых судят о степени изменений окружающей среды.

В руководстве по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем для оценки сапробности воды рекомендуется применять метод индикаторных организмов Пантле и Бука (1955) в модификации Сладечека (1961, 1973). Данный метод учитывает относительную частоту встречаемости гидробионтов  $h$  и их индикаторную значимость  $s$  (степень сапробности, сапробную валентность). Значение  $s$  определяется для каждого вида по спискам сапробных организмов. Величина  $h$  находится из шкалы значений частоты и 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 (степень сапробности, сапробная валентность).

Индекс сапробности в различных зонах загрязнения водоемов органическими соединениями составляет: в  $\alpha$  – полисапробной – более 4.0, в  $\beta$  – полисапробной – 3.51-4.0, в  $\alpha$  – мезосапробной – 2.51-3.50, в  $\beta$  – мезосапробной – 1.51-2.50, в  $\alpha$  – олигосапробной – 1.01-1.50, в  $\beta$  – олигосапробной – 0.51-1.0, в ксеносапробной – менее 0.50.

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).

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.

Видовой состав инфузорий озера «Птичьей Гавани», озера Парка Победы, «Озерки», Чередовое представлен в таблице 1.

Всего обнаружено 33 вида инфузорий. Большинство изученных видов относятся к  $\alpha$ ,  $\alpha$ - $\beta$ ,  $\beta$ - $\alpha$ ,  $\beta$  – мезосапробной и полисапробной зонам. Некоторые виды (*Paramecium caudatum*, *P. putrinum*, *Vorticella striata* и др.) могут встречаться в нескольких различных зонах:  $\alpha$ -мезосапробной и полисапробной, полисапробной и изосапробной,  $\alpha$ -мезосапробной и олигосапробной. Анализ видового состава показал, что доминирующим является род *Vorticella* – 17 видов (51.51% от общего числа изученных видов инфузорий), род *Paramecium* представлен 5 видами (15.15%), роды *Colpoda*, *Epistylis*, *Stylonichia* соответственно по 3 вида каждый, что составило для каждого рода по 9.09%, было встречено 2 вида, относящихся к роду *Stentor* (6.06%).

Высокая частота встречаемости в пробах (7 баллов) (табл. 1) отмечена для *Vorticella campanula* и *V. convallaria*; часто (5 баллов) встречались *Paramecium caudatum*, *Stylonichia mytilis*, *S. pustulata*, *V. alba*, *V. microstoma*, *V. monilata*; нередко (3 балла) были отмечены *P. bursaria*, *P. trichium*, *Stentor polymorphus*, *V. hamata*, *V. nutans*, *V. vernalis*; редко (2 балла) были встречены особи *P. putrinum*, *Stentor roeseli*, *V. striata*.

В озере «Птичьей Гавани» отмечено большинство изученных видов инфузорий (27), что составило 81.81% от всего видового состава, в озере Парка Победы зафиксировано 16 видов, что составляет 48.48% видового разнообразия инфузорий, в «Озерках» – 13 видов, соответственно 39.39% и в озере Чередовое – 12 видов (36.36%).

Практически все водоемы, расположенные 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 исследованного озера «Птичьей Гавани» индекс сапробности составил 2.98, что соответствует  $\alpha$ -мезосапробной зоне. Озеро Парка Победы также относится к  $\alpha$ -мезосапробному (индекс сапробности 2.58).

**Таблица 1.** Видовой состав инфузорий – индикаторов качества вод некоторых водоемов г. Омска

Роды/виды	Водоемы				Зона сапробности
	Птичья Гавань	Парк Победы	Озерки	Чередовое	
Род Colpoda					
1. <i>C. cucullus</i>	+	-	+	+	α-р
2. <i>C. inflata</i>	+	+	-	-	р
3. <i>C. steini</i>	-	+	+	+	α-р
Род Epistylis					
4. <i>E. bimarginata</i>	+	+	-	-	β-α
5. <i>Epistylis plicatilis</i>	+	+	+	-	β-α
6. <i>E. urceolata</i>	+	-	-	-	α-β
Род Paramecium					
7. <i>P. aurelia</i>	+	+	+	-	α-р
8. <i>P. bursaria</i>	-	-	+	+	β
9. <i>P. caudatum</i>	+	+	-	+	α-р
10. <i>P. putrinum</i>	+	-	+	+	р-і
11. <i>P. trichium</i>	+	-	-	+	р-і
Род Stentor					
12. <i>S. polymorphus</i>	+	-	-	-	β-α
13. <i>S. roeseli</i>	+	-	+	+	α-β
Род Stylonichia					
14. <i>S. mytilis</i>	+	-	+	+	α
15. <i>S. pustulata</i>	-	-	+	+	β-о
16. <i>S. putrina</i>	-	-	+	+	α-β
Род Vorticella					
17. <i>V. aerotenci</i>	+	-	-	-	α-β
18. <i>V. alba</i>	+	-	-	-	р-α
19. <i>V. campanula</i>	+	-	-	-	β-α
20. <i>V. communis</i>	+	+	-	-	β
21. <i>V. conica</i>	+	-	-	-	-
22. <i>V. convallaria</i>	+	-	+	+	α
23. <i>V. extensa</i>	+	+	-	-	р
24. <i>V. fromenteli</i>	+	+	-	-	α
25. <i>V. hamata</i>	+	+	-	-	α-β
26. <i>V. hyalina</i>	+	+	+	+	-
27. <i>V. microstoma</i>	+	-	-	-	р-і
28. <i>V. monilata</i>	+	+	-	-	α
29. <i>V. nutans</i>	+	+	-	-	β
30. <i>V. picta</i>	+	-	-	-	α-о
31. <i>V. striata</i>	-	+	+	-	р-о
32. <i>V. submicrostoma</i>	+	+	-	-	α
33. <i>V. vernalis</i>	-	+	-	-	β
Всего видов	27	16	13	12	

Примечание: о – олигосапробная зона,  $\alpha$ ,  $\alpha$ - $\beta$ ,  $\beta$ - $\alpha$ ,  $\beta$  – мезосапробная, р – полисапробная,  $i$  – изосапробная.

Водоем «Озерки» расположен в районе Омского телецентра, а озеро Чердовое 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 Чердовом – 2.91, что также свидетельствует о их принадлежности к  $\alpha$ -мезосапробным.

Таким образом, используя классификатор 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.

#### 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.
- Долгов Г.И. Биологические исследования в водоемах. - В кн.: Гидробиологические основы самоочищения вод. - Л., 1976. - С. 112-123.
- Долгов Г.И., Никитинский Я.Я. Гидробиологические методы исследования // Стандартные методы исследования питьевых и сточных вод. - М., 1927. - 76 с.
- 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.
- Передельский Л.В., Коробкин В.И., Приходченко О.Е. Экология // М.: Изд-во Проспект, 2007. - 512 с.
- Экология // М.: ИКЦ «Март»; Ростов н/Д: ИЦ «Март», 2006.- 768 с.
- 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.
- Palmer C.M. 1977. Algae and water pollution. - Ohio. - 124 p.
- Pantle R., Buck H. 1955. Die biologisch 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. Zue Prazisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit flissender Gewässer // Arch. Hydrobiol. - Bd. 57. - 407 s.

### СТРУКТУРА ВЫСШЕЙ ВОДНОЙ РАСТИТЕЛЬНОСТИ КАК ИНДИКАТОР ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

В.Д.Казмирук, Т.Н.Казмирук

Институт водных проблем РАН

199333 г. Москва, ул.Губкина, 3, Россия, kazm@pochta.ru

Интенсивное зарастание в последние десятилетия многих рек и водоемов, как результат их обмеления и все усиливающейся биогенной нагрузки, особенно остро поставило проблему влияния высшей водной растительности (ВВР) на процессы самоочищения и качество воды водных объектов. С другой стороны, сама растительность подвержена влиянию внешней среды и, в зависимости от ее состояния развивается в том или иной направлении, т.е. в конечном счете, структура и морфологические характеристики ВВР отражают состояние водной среды и донных отложений, а она сама может рассматриваться как биоиндикатор.

Общеизвестно, что растения являются биологическими объектами неподвижными относительно внешней среды, поставляющей им определенные продукты и энергию для поддержания жизнедеятельности. Жизнь растений обеспечивают: вода, углекислота, азот, фосфор, железо, калий, кальций и др. Ряд элементов входят в ткани растений в микро количествах или могут быть усвоены лишь в составе определенных химических соединений. В результате каждый вид оказывается жестко связан со специфическим набором внешних факторов в узком диапазоне их изменения, составляющих фундаментальную экологическую нишу (Одум, 1975).

Изменения растительных сообществ под влиянием долговременных (многолетних) изменений внешней среды могут происходить как на уровне ассоциаций, так и в рамках одновидовых фитоценозов и отдельных растений. Происходит замещение одних видов другими, выпадение некоторых видов из структуры сообщества, изменение пространственной организации ценозов, фитомассы растений, их химического состава.

Следует отметить, что само появление в водоеме евтрофных видов растительности, т.е. требующих для своего произрастания повышенного содержания питательных веществ, является показателем начальной стадии евтрофирования. Евтрофными видами ВВР являются: тростник, камыш, рогозы, большинство осок, хвощи, вахта, сабельник и многие другие. Нарушение равновесия экосистемы приводит к отставанию деструкционных процессов от продукционных, а, следовательно, к интенсивному накоплению в водоеме органического вещества. В водоемах, находящихся под сильным антропогенным воздействием, резко уменьшается активность микробиологических процессов, связанных с разложением органического вещества. Нарушение сбалансированности влечет за собой существенные изменения интенсивности процессов не только в водной толще, но и в донных отложениях, что приводит к возрастанию темпов осадконакопления, а нередко, и к увеличению органического вещества в донных отложениях.

Повышение продукционного потенциала водоема, как следствие антропогенного евтрофирования, может обеспечиваться как возрастанием продукции фитопланктона в пелагиали, а также за счет ВВР и нитчатых водорослей в литорали. Поэтому, важной составляющей проявления форм евтрофирования водных объектов является их интенсивное зарастание, заиление и заболачивание. Относительная мера участия ВВР в общем синтезе органического вещества в водоеме зависит, с одной стороны, от особенностей поступления, количества и качества евтрофирующих веществ, а с другой стороны - от сложившегося в ходе естественного развития лимнического фона, предопределяющего колонизацию ВВР.

Увеличение поступления с водосбора биогенных веществ, стимулирует развитие ВВР. Такая тенденция продолжается до накопления в тканях растений определенного количества биогенов. Дальнейшее повышение концентрации биогенов не стимулирует продукционную деятельность (Герлоф, 1969). В условиях заметно возрастающего поступления биогенных веществ с водосбора при антропогенных воздействиях в мелководных водоемах и водотоках с пологой литоралью, характер образования первичной продукции идет по макрофитному типу. Погруженная ВВР, является конкурентом фитопланктону в потреблении питательных элементов, поскольку может поглощать их как из воды, так и из донных отложений. Благодаря своему расположению вдоль берегов погруженная ВВР имеют возможность «перехватывать» биогены, поступающие с водосбора и в первую очередь осваивать биогены придонного слоя литоральных вод. Обладая по сравнению с планктонными популяциями намного более продолжительным жизненным циклом, она может достаточно длительное время осуществлять свой рост за счет внутритканевого, часто избыточного, запаса биогенов, накопленного в благоприятные периоды существования в водоеме (Экосистемы в критических состояниях, 1989). Когда погруженная ВВР насыщается ими до предела и оказывается не в состоянии эти вещества в заметной мере осваивать дальше, фитопланктон получает возможность формировать популяции значительной плотности, вызывая при этом резкое снижение прозрачности воды. При понижении прозрачности воды погруженная ВВР уже не может из-за недостатка света нормально осуществлять процессы фотосинтеза и вынуждена отступать в своем распространении на более мелководные участки литорали, если их не занимает надводная растительность. Площадь зарослей погруженной растительности при этом сокращается, часто нарушается кольцеобразный характер ее распространения.

Если на начальных стадиях евтрофирования общая биомасса ВВР обычно увеличивается, то с дальнейшим увеличением биогенной нагрузки происходит изменение структуры ценозов, прежде всего, погруженной растительности, которая наиболее тесно связана с характеристиками водных масс. В условиях евтрофирования водоема изменение структуры фитоценозов погруженной ВВР проявляется, прежде всего, в том, что из ее состава начинают исчезать виды растений, характерные для слабеевтрофных и умеренно евтрофных условий обитания и появляться виды, переносящие высокие и очень высокие концентрации биогенов в окружающей среде (Экосистемы в критических состояниях, 1989). Так, при евтрофирующих воздействиях, идущих со стороны водосбора, в литорали резко уменьшается количество харовых водорослей, а на участках озера, подверженных наиболее сильным воздействиям, они исчезают совсем. В то же время в условиях евтрофирующих воздействий водосбора массовое развитие получают такие виды макрофитов, как уруть колосистая, роголистник погруженный, лютик желтолистный, ряска трехдольная, рдест гребенчатый. В литорали наблюдается уменьшение видового разнообразия и преимущественное доминирование немногих и даже одного вида погруженной ВВР.

Евтрофирование и зарастание водных объектов ускоряет процессы накопления органических илов и отложений из макрофитов. Индикаторами мест таких отложений могут служить заросли телореа алоэвидного, чилима, лотоса орехоносного, кувшинки чисто-белой, кубышки желтой, хвоща приречного. При этом, индикатором сохраняющихся проточных участков и участков с повышенным

водообменном служат рдесты (блестящий и пронзеннолистный), а формирующихся баровых отмелей в конце проток – рдест плавающий.

Значительно сложнее реакция ВВР на различные загрязнения, которые оказывают как прямое, так и косвенное воздействие на среду обитания растений. Устойчивость ВВР к загрязнению носит неспецифический характер и в значительной мере определяется степенью их связи с водной средой, предадаптацией растений к засолению и евтрофикации водоемов (Рудаков и др., 1992). Существующие защитные механизмы помогают сообществам ВВР и в целом экосистеме зарастающих водоемов противостоять как внешним, так и внутренним шумам и, в конечной счете направлены на обеспечение гомеостазиса системы и понижение ее энтропии.

В зависимости от величины нагрузки на экосистему изменяется ее структура. Этот процесс может длиться от 2-3-х до десятков лет. Более быстро на нагрузку загрязнений реагирует внутренняя структура и морфология одновидовых ценозов ВВР. Использование таких ценозов в качестве индикаторов удобно по нескольким причинам: во-первых, ежегодное отмирание надземных частей растений приводит к тому, что ценоз в начале каждого вегетационного сезона в какой-то степени компонуется заново; во-вторых, внешняя среда в пределах ценоза близка к однородной, в-третьих, шум, создаваемый межвидовыми конкурентными отношениями, имеет минимальную величину.

В идеальном случае, при отсутствии или слабых внешних воздействиях, развитие однородных ценозов происходит на основе внутривидовой конкуренции между отдельными растениями (Арманд, 1988). В основе такой конкуренции лежит способность растений потреблять рассеянные в пространстве ресурсы жизнеобеспечения. Таким образом, ресурсной нишей отдельного растения является объем грунта, воды и воздуха, из которого оно может добывать необходимые вещества и свет. В результате этого между растениями существуют силы отталкивания, которые уравниваются, если растения располагаются в узлах гексагональной решетки Кристаллера (Изард, 1966). Те же растения, которые попадают в зону влияния фитогенных полей, испытывают угнетение со стороны соседей. Так фитосистема самоорганизуясь повышает регулярность и понижает энтропию.

Влияние нагрузки загрязнений на экосистемы зарастающих водных зависит от ее амплитуды и частоты. При малых биогенных нагрузках фитосистема функционирует по схеме положительной обратной связи. При более высоких нагрузках, интенсивность роста энтропии фитосистем увеличивается. Этому способствует механизм положительной обратной связи. Особенностью действия и конечным результатом этого механизма, как правило, является разрушение, функционирующей в его рамках, системы. Для водотоков, у которых зарастают только мелководные слабопроточные участки, этот механизм реализуется не полностью, благодаря активности водного потока, выносящего часть биогенов и отмершей растительности из зарастающих зон. Здесь срабатывает регулятор с отрицательной обратной связью. Такая система может существовать как угодно долго до полного евтрофирования всего водотока.

Схема функционирования зарастающих водоемов (озер, прудов, малопроточных водохранилищ) несколько иная. При устойчивых нагрузках, близких к пределу начала евтрофирования, процесс накопления органики из растительных остатков в котловине водоема значительно ускоряется. Постепенно изменяя структуру фитоценозов ВВР в сторону их уменьшения и роста энтропии, зарастающий водоем превращается в низовое болото. Аналогичный процесс изменения структуры ВВР происходит при больших и устойчивых биогенных нагрузках, значительно превышающих предел сопротивляемости растений. Задачей регулирования таких водоемов является перевод экосистемы в равновесное состояние на любом абсолютном уровне энтропии и в дальнейшем ее понижении. Наряду с уменьшением нагрузки загрязнений, этой цели может служить создание механизмов отрицательной обратной связи, например, устройство проточных участков или частичное изъятие фитомассы ВВР.

Количественной мерой упорядоченности и изменчивости структуры ВВР может служить энтропия Шеннона (Шеннон, 1963) вычисляемая по частотным распределениям реальных совокупностей измеренных данных:

$$J = - \sum_{i=1}^n P_i \log_2 P_i,$$

где  $P_i$  - вероятность  $i$ -го события.

Реперными распределениями при анализе энтропии являются: регулярное с единой ненулевой частотой и равномерное, когда все частоты равны. При регулярной распределении энтропия равна нулю, а при равномерном она достигает максимального значения.



Модификацией энтропийной меры является показатель условной избыточности, предложенный А.Д.Армандом (1988) для анализа закономерностей распространения точечных объектов на плоскости

$$R_y = 1 - H/H_{\Pi} = (H_{\Pi} - H)/H_{\Pi}$$

где:  $H_{\Pi}$  – энтропия распределения Пуассона;  $H$  – энтропия распределения реальной совокупности.

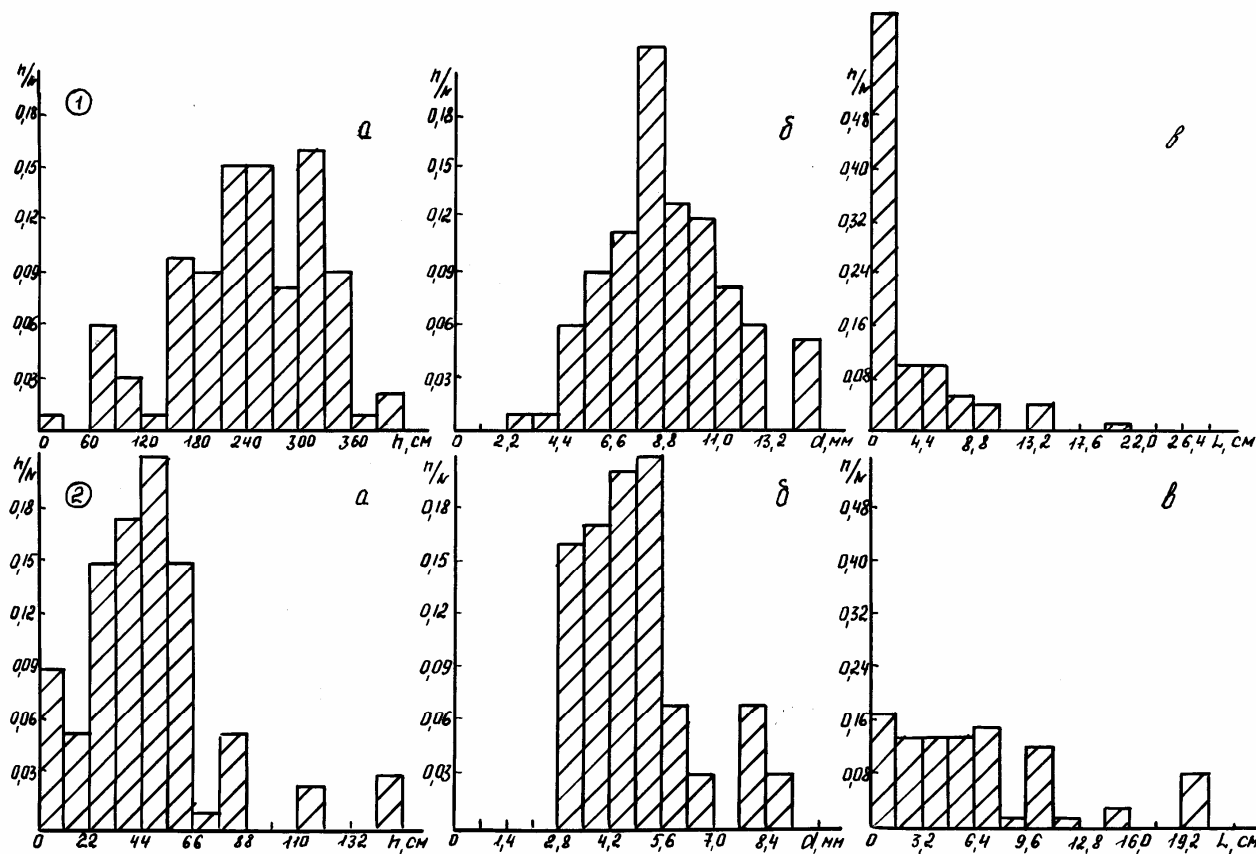
Однородный точечный процесс Пуассона является математической моделью случайного размещения, не взаимодействующих между собой объектов. Когда же конфигурация системы определяется только силами отталкивания, размещение объектов приобретает регулярность, а гистограмма превращается в единственный столбик. Условная избыточность в этом случае равна единице. При случайном распределении (Пуассона) реальной совокупности  $R_y$  равна нулю.

Показатель условной избыточности хорошо описывает вклад организующих сил при переходе системы от хаоса к порядку в размещении объектов на плоскости, однако теряет смысл при рассмотрении пространственной структуры. В частности, с его помощью сложно характеризовать и сравнивать влияние внешней нагрузки на размеры растений, находящихся в различных условиях. Этой цели может служить параметр, предложенный нами.

$$R_n = (H_{\max} - H/H_{\Pi}) L/L_{\max}$$

где  $H_{\max}$  - максимальная энтропия;  $L$  – математическое ожидание линейных размеров растений;  $L_{\max}$  - максимально возможный для данного вида и климатических условий размер растений.

Величина в скобках характеризует изменчивость распределения реальной совокупности по отношению к ее реперным показателям и принимает значения: 4 - при равенстве размеров растений; 3 – при их случайном распределении; 2-3 - при кластеризации системы; ~2 - при равенстве всех частот размеров растений. Отношение  $L/L_{\max}$  показывает насколько средние линейные размеры растений естественных ценозов ВВР отличаются от максимально возможных для идеальных условий произрастания, когда ассоциацию не угнетают внешние шумы. Таким образом, пределы изменения параметра  $R_n$  от 0 до 4.



Гистограммы распределения высот (а), диаметров стеблей (б) и расстояний ближайшего соседства (в) для зарослей тростника обыкновенного, произрастающего в экологически благополучных условиях (1) и находящегося в угнетенном состоянии (2)

С помощью параметров  $R_y$  и  $R_n$  нами исследована структура ценозов ВВР на 11 зарастающих участках, расположенных в различных климатических зонах (Иваньковское водохранилище, дельта и отмеляя зона устьевого взморья Волги). На обоих водных объектах существуют обширные заросли ВВР, занимающие около 70% акватории взморья Волги и более 50% акватории Иваньковского водохранилища.

Исследования выполнялись для растений трех видов: тростника, рогоза узколистного и ежеголовника, максимум фитомассы которых образуется во второй половине июля и сохраняется до конца сентября. В качестве примера на рисунке приведены распределения реальной совокупности параметров, характеризующих структуру тростника обыкновенного, произрастающего в отмелой зоне устьевого взморья Волги в экологически благополучных условиях и условиях интенсивного накопления продуктов метаболизма растительного опада.

#### Список литературы

- Арманд А.Д. Самоорганизация и саморегулирование географических систем.- М.: Наука, 1988.- 264 с.  
Изард У. Методы регионального анализа: введение в науку о регионах. – М.: Прогресс, 1966.- 659 с.  
Одум Ю. Основы экологии.- М.: Мир, 1975.- 742 с.  
Рудаков К.М., Зейферт Д.В., Карпов Д.Н., Петров С.С. Анализ причин неспецифичности воздействия загрязнения поверхностных вод на прибрежные и водные макрофиты//Биологические науки.- 1992, №1.- С.27-39.  
Шеннон К.Э. Математическая теория связи//Работы по теории информации и кибернетике.— М., Изд-во иностр. лит., 1963.— 829 с.  
Экосистемы в критических состояниях.- М.: Наука, 1989.- 155 с.  
Gerloff G.C. Evaluating nutrient supplies for the growth of aquatic plants in natural waters // Eutrophication: causes, consequences, correctives. Wash. (D.C.): Nat. Acad. Sci., 1969. P.537-555.

### ОЦЕНКА СТЕПЕНИ ОЧИСТКИ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ ОТ НЕФТЕПРОДУКТОВ ПО МИКРОБИОЛОГИЧЕСКИМ ПОКАЗАТЕЛЯМ

Н.А. Киреева, Т.С. Онегова, А.С. Григориади

*Башкирский государственный университет*

450074 г. Уфа, ул. Фрунзе, 32, Республика Башкортостан, Россия, [vodop@yandex.ru](mailto:vodop@yandex.ru)

Наиболее распространенными поллютантами природных объектов в настоящее время являются нефть и нефтепродукты. Они наносят огромный урон природной среде, в том числе поверхностным водоемам, ухудшая санитарно-эпидемиологические характеристики и приводя к деградации водных экосистем. Прямое поступление нефти происходит при разрывах трубопроводов или при аварийном сбросе больших объемов нефтесодержащих сточных вод из временных амбаров, накопителей, отстойников промышленных предприятий и городской канализации (Квасников, Ключникова, 1981; Пашаян, Нестеров, 2008). Нефть представляет собой сложную смесь углеводородов, различных их производных и органических соединений других классов. Особую опасность представляют водорастворимые компоненты нефти, т.к. они являются наиболее токсичными для гидробионтов и их удаление механическим путем невозможно. Поэтому из-за такого многокомпонентного состава ее удаление является сложной и трудоемкой задачей.

Для восстановления водных экосистем применяются различные технологии ремедиации, такие как механический, коагуляционный, флотационный и т.п. Но биологические методы очистки от органических загрязнителей являются наиболее универсальными и экономически выгодными (Пашаян, Нестеров, 2008). В последние годы активно стали использоваться технологии, в основе которых лежит стимулирование деятельности аборигенных углеводородоокисляющих микроорганизмов (УОМ), способных использовать углеводороды нефти в качестве источника питания; внесение биопрепаратов на основе специализированных нефтеокисляющих микроорганизмов или использование ассоциаций микроорганизмов-деструкторов (Вельков, 1995; Плешакова и др., 2005). Наиболее интересной, на наш взгляд, является технология, основанная на активации естественной микробиоты при внесении питательных элементов.

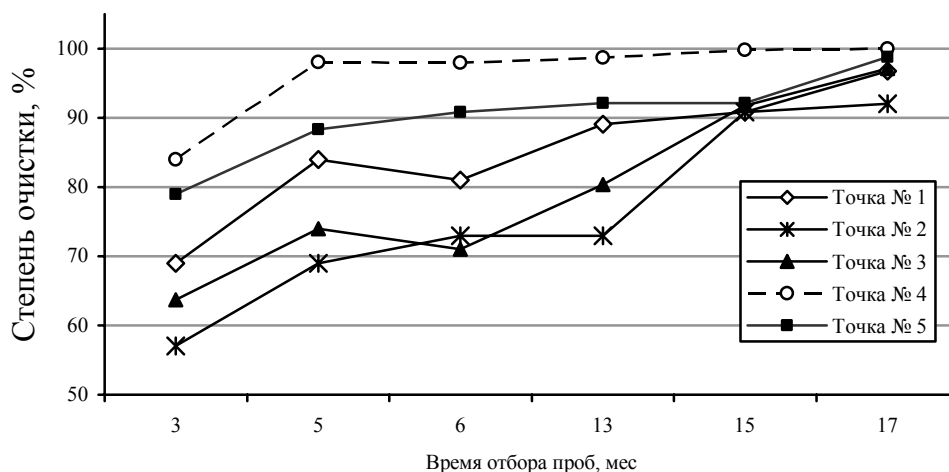
В данной работе приведены результаты биоремедиации водоема, загрязненного нефтью, с использованием композиции целлюлозосодержащих субстратов (КЦС). Она состояла из смеси активного ила целлюлозно-бумажного (биопрепарата "Белвитамил") и углеводно-минеральной добавки (УМД) в соотношении 1:1, используемых в настоящее время для повышения нефтеотдачи пластов.

В наших исследованиях (Киреева и др., 2004) показано, что сухой активный ил целлюлозно-бумажного производства (Белвитамил) способствует ускорению очищения почв и водоемов от нефти. Это порошок коричневого цвета с зольностью 10.2%, влажностью 7.12%, содержащий 30-50% сырого протеина, витамины, микроэлементы, целлюлозное волокно, низкомолекулярный лигнин. В его составе обнаружены различные микроорганизмы (КОЕ/г): сапротрофы (на МПА) —  $10^3$ , целлюлозоразрушающие —  $10^2$ , дрожжи и микромицеты —  $10^3$ . Угледородородокисляющие микроорганизмы представлены, в основном, родами *Arthrobacter*, *Bacillus*, *Candida*, *Desulfimbrion*, *Pseudomonas* (всего 10 видов). Он обладает ферментативной активностью, не токсичен (прошел тестирование как кормовая добавка).

УМД образуется при производстве целлюлозы из древесины сульфитным способом. Исходный сульфитный щелок после соответствующей подготовки используют как сахаросодержащий субстрат для получения белковых кормовых дрожжей на биохимических заводах, а также жидкий корм. Она представляет собой однородную густую жидкость коричневого цвета, имеет плотность 1.25 г/см<sup>3</sup>, слабо кислую реакцию (рН 4.6-5.0), вязкость не более 70-100 сек. Основными компонентами этой добавки являются моносахариды (28-32%), органические кислоты (уксусная, муравьиная, молочная), макро- и микроэлементы.

В результате экспериментальных исследований (Онегова, 2006) было выявлено, что микробная ассоциация КЦС обладает всеми необходимыми качествами для биореагента, способствующего деградации нефти: наличие УОМ, органические и минеральные вещества, служащие энергетическим материалом для микробиоты; целлюлоза и лигнин являются адсорбентами нефтепродуктов, за счет чего происходит разрушение нефтяной пленки и увеличение доступа кислорода.

Промысловые испытания технологии биоочистки водной и прибрежной поверхностей от нефтепродуктов проводили оз. Мурый-Куль в НГДУ "Аксаковнефть" АНК "Башнефть" в летне-осенний период. В результате прорыва нефтепровода в апреле 2003 г. нефтяному загрязнению подверглись озеро (1 га площади) и прибрежные участки. По поверхности озера нефть растеклась очень быстро (в течение 1 — 2 сут.), толщина слоя нефти достигала 5 см. Температура воздуха в течение 3 мес. испытаний держалась на уровне 20 — 30 °С. Для контроля процесса очищения водоема в пробах воды определяли содержание остаточных нефтепродуктов, общую численность микроорганизмов и численность УОМ, а также БПК<sub>5</sub> и ХПК.



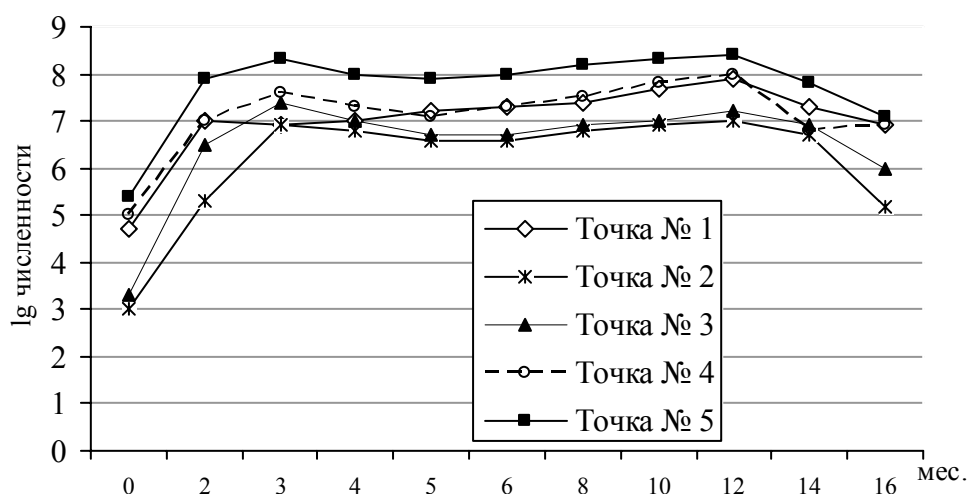
**Рис. 1.** Влияние КЦС на степень очистки от нефти оз. Мурый-Куль

Примечание. Исходное содержание нефти в мае 2003 г. в точке №1 (берег озера) — 151.4 г/л; точке №2 (прибрежная зона) — 243.8; точке №3 (прибрежная зона) — 198.3; точке №4 (центральная часть озера) — 10.5; точке №5 (центральная часть озера) — 243.8.

Комплексная технология очистки и восстановления озера осуществлялась в течение трех вегетационных сезонов, причем основные работы были проведены за один вегетационный сезон и состояли из следующих этапов: 1) механический сбор нефтепродуктов, в результате которого содержание нефтепродуктов снизилось до 240 г/л; 2) обработка поверхности водоема КЦС (на поверхность водоема было нанесено 16 т препарата). Следует отметить, что механическая очистка в полной мере не удалась из-за таяния снега.

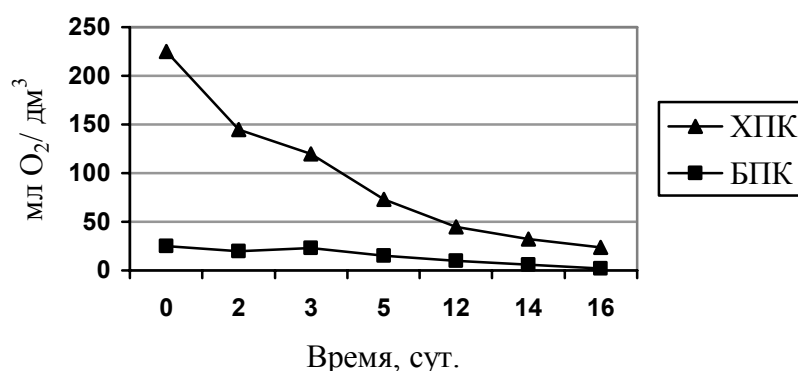
После обработки КЦС содержание нефти в воде заметно снизилось (рис. 1). Если до обработки оно составляло 10.5 — 243.8 г/л то уже через 20 дней снизилось до 150 г/л, как вследствие улетучивания легких фракций, так интенсивного размножения УОМ. Через 3 месяца снижение содержания нефтепродуктов достигло 57-84%, а через 5 месяцев – 69-98%. К концу сезона визуальное изменилось состояние поверхности водоема. Разложение пленки сопровождалось изменением цвета.

Свидетельством эффективности ремедиационных мероприятий служат микробиологические показатели. В загрязненном нефтью водоеме численность сапротрофных микроорганизмов и УОМ претерпела значительные изменения: их численность значительно возросла (рис. 2). После применения КЦС численность этих групп микроорганизмов увеличилась на порядок, как вследствие их внесения с композицией, так и вследствие активизации аборигенной микробиоты водоема после поступления питательных веществ. Кроме того, при обработке КЦС усиливался газообмен микроорганизмов в верхнем слое нефтезагрязненной воды за счет адсорбционных свойств этого препарата. Численность УОМ уже через 20 дней возросла с  $10^3$  до  $10^4$  КОЕ/л, а через месяц она была максимальна и составляла  $10^9$  КОЕ/л, затем стабилизировалась.



**Рис. 2.** Изменение численность УОМ в воде озера Мурынкуль

Нами так же использовались общепринятых для экологического контроля за состоянием водоемов показатели БПК и ХПК для оценки степени восстановления водной экосистемы. Данные свидетельствует о том, что в процессе биоремедиации происходило постепенное очищение водоема (рис. 3).



**Рис. 3.** Динамика показателей ХПК и БПК в водоеме при биологической очистке

В сентябре значение БПК в прибрежной зоне увеличилось в 1.3 раза. Это, по-видимому, связано с поступлением легкодоступной органики в результате отмирания растений при снижении температуры.

Таким образом, в течение одного сезона (3 мес.) в результате применения КЦС содержание нефти в различных точках акватории снизилось на 84.5 — 92.5%. Окисление нефти в водоеме сопровождалось значительным ростом углеводородокисляющих микроорганизмов с последующей стабилизацией по мере снижения содержания нефтепродуктов в воде. Так же данная технология

позволяет решить проблему утилизации отходов целлюлозно-бумажной промышленности, не нашедших дальнейшего применения в производстве.

#### Список литературы

- Вельков В.В. Биоремедиация: принципы, проблемы, подходы // Биотехнология. – 1995. – № 3-4. – С.20-27.
- Давыдова С.Л., Тагасов В.И. Нефть как топливный ресурс и загрязнитель окружающей среды. – М.: Изд-во РУДН, 2004.
- Квасников Е.М., Ключникова Т.М. Микроорганизмы – деструкторы нефти в водных бассейнах. - Киев: Наукова думка, 1981. -131 с.
- Киреева Н.А., Онегова Т.С., Жданова Н.В. Интенсификация биодеструкции нефти в почве при использовании биопрепарата // Нефтяное хозяйство. – 2004. – №5. – С.128-130.
- Онегова Т.С. Биотехнология очистки почв и водоемов от нефтяных загрязнений на месторождениях Башкортостана и Западной Сибири. Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. – Уфа, 2006. – 22 с.
- Пашаян А.А., Нестеров А.В. Проблемы очистки загрязненных нефтью вод и пути их решения // Экология и промышленность России. – 2008. – май. – С. 32-35.
- Плешакова Е.В., Дубровская Е.В., Турковская О.В. Приемы стимуляции аборигенной нефтеокисляющей микрофлоры // Биотехнология. – 2005. – № 1. – С. 42-50.
- Фашук Ю.Я., Крылов В.И., Мироликс М.К. Загрязнение Черного и Азовского морей пленками нефтепродуктов (по материалам авиационных наблюдений 1982-1990 г.г.) // Водные ресурсы. - 1996.-Т.23, №3. – С.361-375.

### ЭКОТОКСИКОЛОГИЧЕСКИЙ ПОДХОД ДЛЯ РЕШЕНИЯ ЗАДАЧ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО НОРМИРОВАНИЯ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ НА ЭКОСИСТЕМЫ

О.К. Клишко

*Институт природных ресурсов, экологии и криологии СО РАН  
г. Чита, ул. Бутина, 26, Россия, amelik2@mail.ru*

Проблема токсического загрязнения поверхностных вод требует особого подхода с комплексным определением содержания химических элементов в среде, уровня накопления потенциально токсичных элементов в тканях гидробионтов и их экотоксикологического состояния (ЭС), его «норму» «патологию» и перехода к экологическому нормированию антропогенной нагрузки на экосистемы. Узловым вопросом в экологическом нормировании загрязнения водных экосистем является выбор и обоснование критериев оценки качества среды (Кондратьева, 2005). К информативным и объективным критериям относятся те показатели, которые способны адекватно отражать дозу воздействия, комплексный характер загрязнения, явления синергизма или антагонизма, а также те биологические критерии, которые показывают ранние нарушения в наиболее чувствительных компонентах водных сообществ, учитывающих их значимость для всей экосистемы в ближайшем и отдаленном будущем (Моисеенко, 1998). Разработана масса индексов и показателей, основанных на химических и биологических методах, позволяющих оценить качество водной среды. Подавляющее большинство критериев ее оценки основаны на изменении видового разнообразия и структурных характеристик сообществ гидробионтов в зависимости от вида и уровня загрязнения. При этом ЭС, т.е. «здоровье» организмов, составляющих сообщества, остается за рамками исследований. При повсеместном возрастающем токсическом загрязнении водоемов оценка ЭС гидробионтов и прогноз экологического риска для их устойчивого функционирования приобретают особую важность.

Целью данного сообщения было показать возможности и перспективы использования экотоксикологического подхода и комплексного биогеохимического метода для надежной оценки состояния среды по ЭС популяций различных видов групп донных беспозвоночных, необходимой для перехода к экологическому нормированию химических параметров среды, обуславливающих экологическое благополучие экосистем. Актуальность исследования определяется необходимостью обоснования для широкого использования эффективного и информативного критерия оценки ЭС гидробионтов и среды их обитания. Очевидна необходимость биогеохимической диагностики состояния гидробионтов, принимающей во внимание как интегральный уровень их ПЭС, так и концентрации потенциально токсичных элементов в среде, при которых наблюдается патология (от ранних ее проявлений до крайних, выраженных канцерогенезом, мутагенезом) и летальный исход.

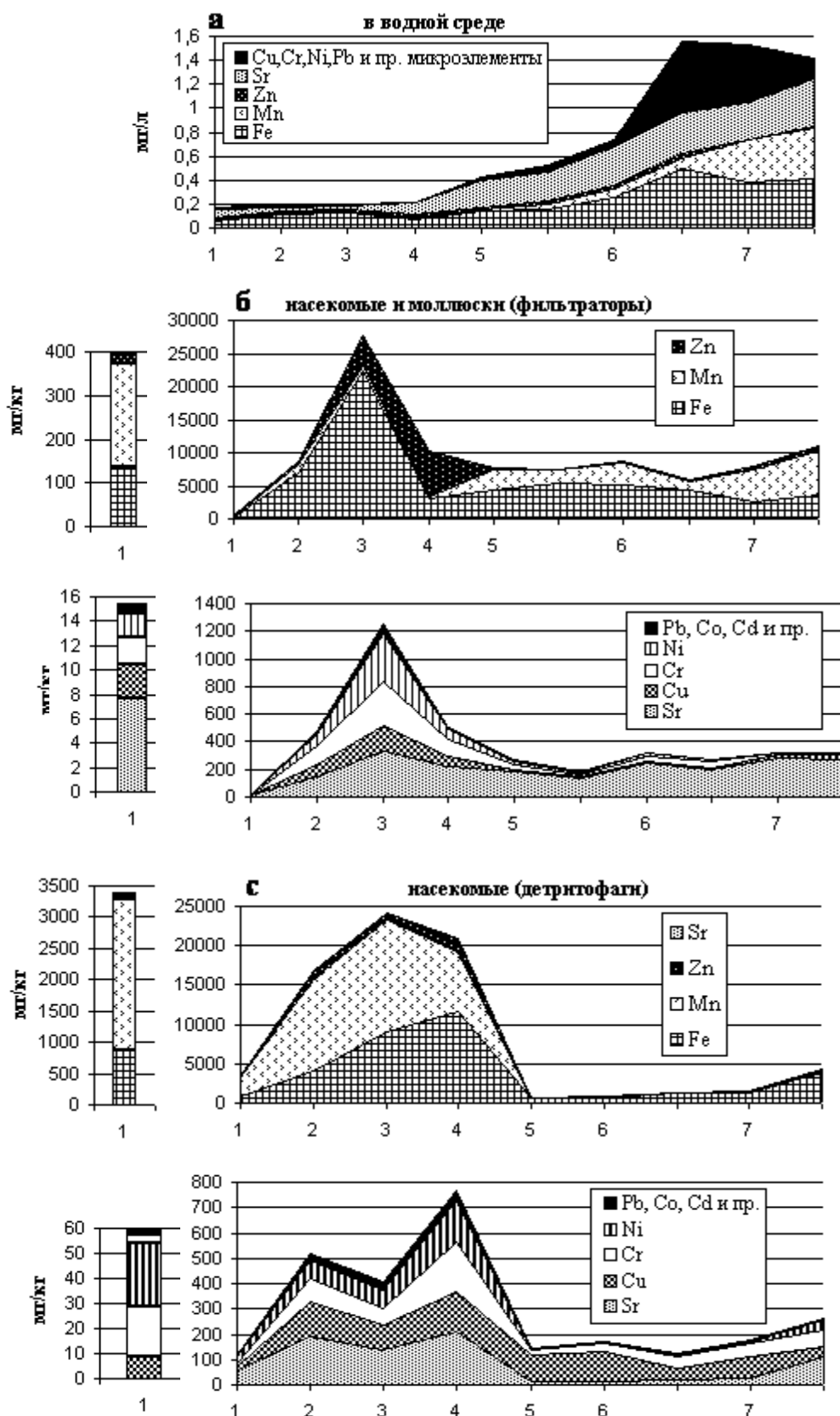
Материалом для исследования послужили данные по накоплению ТМ и ТЭ у разных видов и групп донных беспозвоночных (двустворчатых и брюхоногих моллюсков, амфибиотических

насекомых) из водоемов, испытывающих различный уровень техногенного загрязнения. В район исследования входили: трансграничный участок Среднего Амура (от г. Благовещенска до г. Хабаровска), реки верховья бассейна Амура на территории размещения объектов золотодобывающей промышленности, водоем-охладитель Читинской ТЭЦ.

Основная часть анализов по определению концентраций химических элементов в воде, донных отложениях и биообъектах выполнена в Институте тектоники и геофизики ДВО РАН методом ICP-MS (прибор ELAN DRC II, Perkin Elmer, США). Содержание химических элементов в водах рек зоны геотехногенеза, определено в Институте природных ресурсов, экологии и криологии СО РАН методом атомно-абсорбционной спектрометрии.

Из токсикантов, поступающих в водные экосистемы, наиболее опасными для биотической составляющей являются ионы тяжелых металлов (ТМ). По характеру влияния на гидробионтов они выделяются ярко выраженным кумулятивным и токсическим действием (Яковлев, 1988; Никаноров и др., 1985). В аутэкологическом подходе предельно допустимые концентрации (ПДК) ТМ разработаны на основании принципа выживаемости отдельных особей при воздействии конкретных элементов, без учета синергичного, антагонистического или комбинированного эффектов. Многокомпонентное загрязнение ведет к сложным многогранным перестройкам, которые сопровождаются изменениями и нарушениями эволюционно сложившихся биоценозов, уменьшением видового разнообразия, снижением способности экосистем к самоочищению и их деградацией (Яковлев, 1988; Балушкина, 1997). Экологический подход в оценке качества вод имеет определенное преимущество, поскольку учитывает специфику воздействия окружающей среды на изменение распределения, структуры и динамики сообществ гидробионтов. В практике анализа качества поверхностных вод, как в России, так и в странах ЕС, существует несколько десятков методов, а наиболее перспективным объектом признаны донные беспозвоночные (Семенченко, 2004; Биоиндикация ..., 2007). Многие индексы загрязнения вод, широко применяемые в настоящее время, основаны на использовании системы сапробности. Однако известные списки индикаторов и индикаторная значимость видов оказывается неодинаковой в водоемах разных широт. При выборе метода анализа изменения видового состава и структуры сообществ зообентоса в водоемах, подвергающихся загрязнению, необходимо учитывать вид и степень антропогенного воздействия, а также пластичность и уровень толерантности обитающих в них животных. Из многочисленных методов проведения экспертизы качества вод в различных типах экосистем наиболее удачным является интегральный показатель (IP), разработанный Е.В. Балушкиной (1997). Использование IP, учитывающего комплекс характеристик донных сообществ и специфику антропогенного воздействия на водоемы, в значительной степени связанной химическими параметрами воды, может способствовать осуществлению экологического нормирования химических и биологических параметров экосистем, необходимых для сохранения устойчивого функционирования донных сообществ.

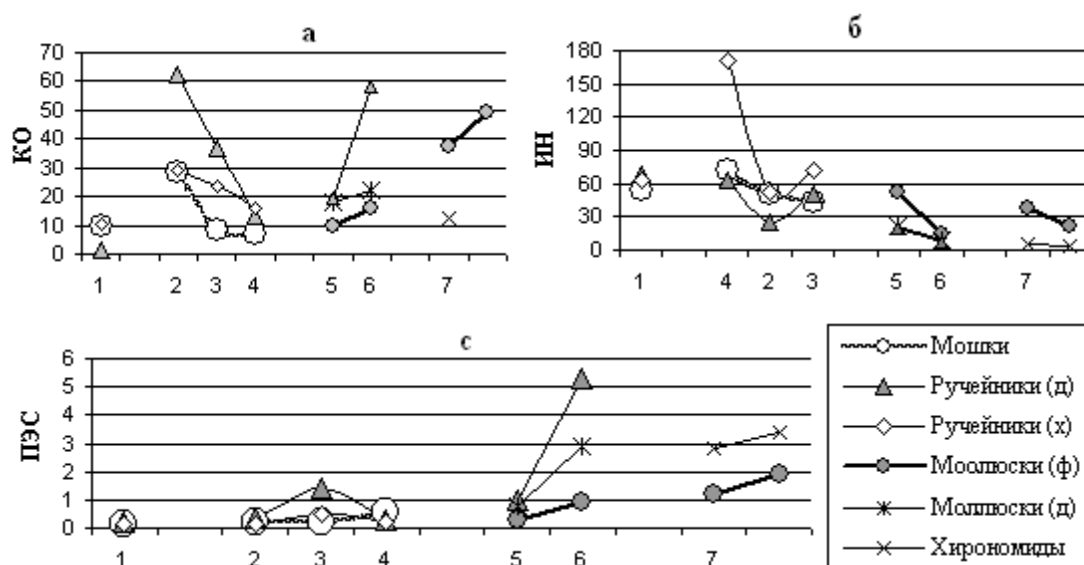
Определенный прогресс в интегральной оценке последствий загрязнения водных экосистем достигнут с развитием экотоксикологического подхода, основанного на изучении ответных реакций биотической составляющей различного уровня организации на комплексное загрязнение водоемов (Кондратьева, 2005). Разработан новый эффективный показатель экотоксикологического состояния (ПЭС) гидробионтов, использование которого позволяет давать информативную оценку ЭС бентосных животных на организменном и популяционном уровне, а также качества среды их обитания (Клишко, 2007). Изменение характеристик биоаккумуляции ТМ и токсичных элементов (ТЭ) у донных животных в зависимости от их содержания в среде, оцененное как ответная реакция на повышение токсического загрязнения, позволили определить «норму» и «патологию» ЭС гидробионтов. По значениям ПЭС отдельных организмов, популяций и трофических групп донных беспозвоночных, сопряженных с проявлениями разного рода патологии (нарушения в развитии, уродство, некроз тканей органов, канцерогенез, мутагенез), разработана и откалибрована шкала ПЭС популяций фильтраторов и детритофагов, адекватно отражающая и качество среды их обитания (вод и донных отложений). По бальным значениям шкалы ПЭС трофических групп животных, соответствующим грациям от благополучного до опасного и угрожающего, оценивается качество вод и донных отложений – от чистых до загрязненных и сильно загрязненных ТМ и ТЭ (Клишко, 2007а). Рассчитаны уравнения ( $y=ax^b$ ) зависимости ПЭС групп донных животных от содержания ТМ и ТЭ в среде (коэффициент корреляции не ниже 0,956). Параметр  $a$  адекватно отражает уровень ПЭС животных в диапазоне роста концентраций ТМ и ТЭ в среде (Клишко, 2008). При этом выявлено, что высокий интегральный уровень накопления химических элементов в тканях животных не является показателем их экотоксикологического неблагополучия. Оно обусловлено аккумуляцией Fe, как наиболее жизненно необходимого элемента, и соотношением его с другими макро- и микроэлементами (Клишко и др., 2007). Многие из ТМ в небольших концентрациях также являются



**Рис. 1.** Содержание ТМ в водной среде (а) и концентрации в тканях гидробионтов (б, в) в водоемах, ранжированных по уровню техногенного загрязнения. 1-4 – реки в зоне техногенеза (1 – эталонный створ); 5-6 – р. Амур до и ниже устья р. Сунгари, 7 – зоны водоема-охладителя, испытывающие влияние сбросных вод ТЭЦ.

жизненно необходимыми для живых организмов, выполняя определенную роль в метаболических процессах (Брень, Домашлинец, 1998). Однако накопление их высоких концентраций оказывает токсическое действие, вызывая нарушение в ионообменных процессах организма и, как следствие, нарушения в развитии.

Донные беспозвоночные адекватно реагируют на изменение содержания ТМ в среде, снижая интенсивность накопления при росте их содержания в среде. В водной среде с низким содержанием ТМ (рис. 1а) в тканях разных групп животных аккумулируются более высокие концентрации Fe и других элементов (рис. 1б-с), имеющих с ним высокие положительные связи и вовлекаемых в органическое комплексообразование. Анализ характеристик биоаккумуляции ТМ – коэффициента обогащения (КО) тканей животных металлами и интенсивности их накопления (ИН), показал их разнонаправленный ЭКОТО характер. КО возрастает в диапазоне роста содержания ТМ в среде, а ИН снижается (рис. 2а-б). Отношение КО/ИН представляет ПЭС отдельных организмов, популяций и адекватно отражает их ЭС. Значения ПЭС закономерно увеличиваются в диапазоне роста концентраций Fe и прочих ТМ (рис. 2с) и зависят от их соотношения при накоплении в тканях животных.



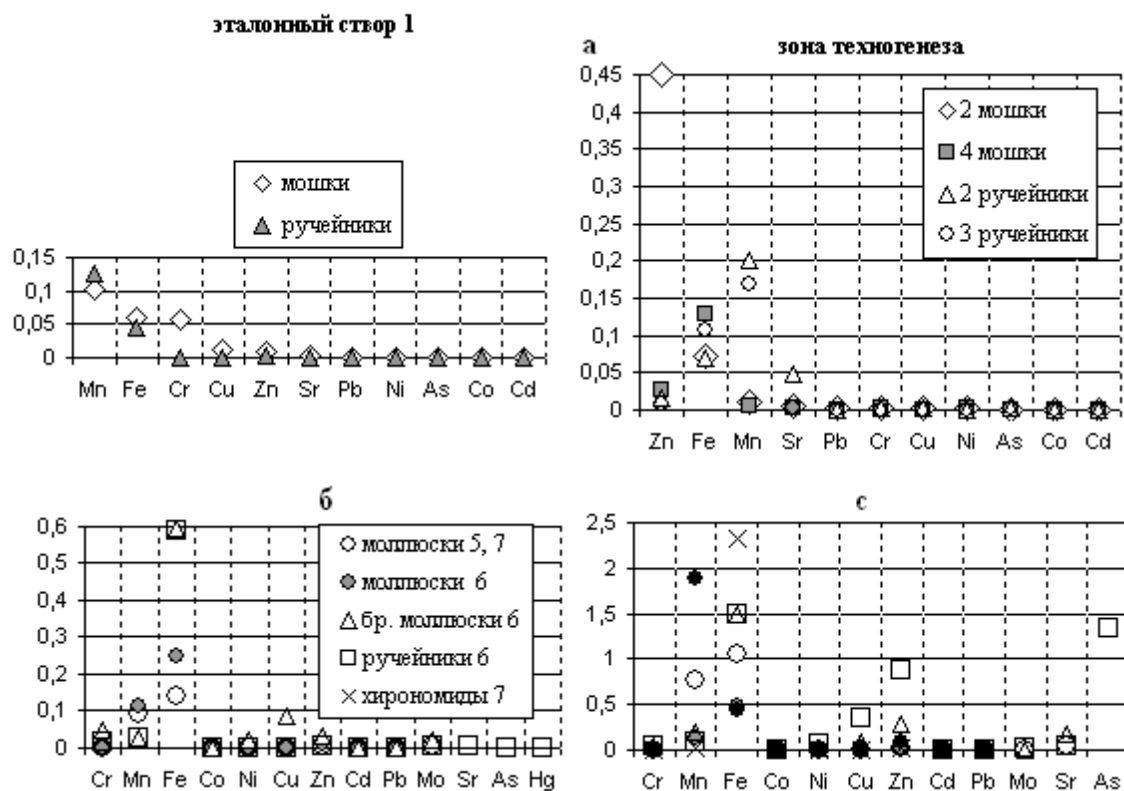
**Рис. 2.** Изменение характеристик биоаккумуляции ТМ у популяций гидробионтов в диапазоне роста их содержания в среде. 1–7 – обозначения как на рис. 1; д – детритофаги, х – хищные, ф – фильтраторы.

ПЭС отражает конечный результат сложного процесса биоаккумуляции ТМ и ТЭ, имеющих синергический и антагонистический характер взаимоотношений в тканях организма. Поэлементные ПЭС, рассчитанные для отдельных организмов, размерно-возрастных групп, популяций и трофических групп донных беспозвоночных, позволяют выявить элементы, накопление которых в определенных условиях среды обуславливает их неблагоприятное ЭС. Одни и те же виды амфибиотических насекомых, обитающие на разных участках рек, расположенных в зоне воздействия золотодобывающей промышленности, накапливают различные концентрации ТМ. В воде «эталонного» створа 1 (участок вне техногенной трансформации) отмечено минимальное содержание Fe и исследуемых ТМ. Интегральные и поэлементные ПЭС популяций насекомых (с нормальным развитием особей) имели самые низкие значения, не превышающие 0,11–0,18, которые по шкале ПЭС соответствуют благополучному ЭС. На створах 2–4 (в зоне техногенеза) интегральные ПЭС повышаются до 0,16–0,49; поэлементные показывают повышенные ПЭС по накоплению Zn, Mn, Fe (рис. 3а). Интегральные значения ПЭС их популяций соответствуют норме ЭС, но у отдельных особей (7–9% выборки) отмечены проявления канцерогенеза. Таким образом, с помощью поэлементных ПЭС можно обнаружить начальные проявления экотоксикологического неблагоприятия популяций животных бентоса.

На участке Амура выше устья р. Сунгари у моллюсков и ручейников (детритофагов) отмечены относительно высокие ПЭС только по Fe (рис. 3б), повышенное накопление которого не представляет токсической опасности для организмов. На участке Амура ниже устья р. Сунгари, испытывающем



влияние ее стока и технологических зонах водоема-охладителя Читинской ТЭЦ отмечены наиболее высокие ПЭС популяций исследованных животных  $>1,0$ , которые соответствуют по шкале ПЭС неблагоприятному ЭС,  $>2,5$  – опасному и  $>3,0$  – угрожающему. Высокие значения ПЭС сопряжены с проявлениями разного рода патологии (уродства, канцерогенез тканей органов, мутагенез) от 13 до 24% выборок особей в популяциях. Поэлементные ПЭС указывают на опасное и угрожающе ЭС популяций по накоплению Fe, Mn, Zn, Cu, As (рис. 3с).



**Рис. 3.** Поэлементные ПЭС гидробионтов: а – реки в зоне геотехногенеза, б – р. Амур выше устья р. Сунгари, в – Амур ниже устья р. Сунгари и техногенные зоны водоема-охладителя ТЭЦ.

Таким образом, экотоксикологический подход в биогеохимической диагностике ЭС гидробионтов на организменном и популяционном уровне организации позволяет выявлять начальные проявления ЭС неблагоприятия животных в различных условиях техногенного воздействия на окружающую среду и уровень опасности для их функционирования при усилении токсического загрязнения. Дополнительные исследования в этом направлении дадут возможность использования ПЭС популяций разных групп животных для разработки системы экологического нормирования антропогенной нагрузки на экосистемы.

#### Список литературы

- Балушкина Е.В. Применение интегрального показателя для оценки качества вод по структурным характеристикам донных сообществ // Реакция озерных экосистем на изменение биотических и абиотических условий. Труды ЗИН РАН, 1997. Т. 272. С. 266-292.
- Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем. Матер. междунар. конф. СПб.: ЛЕМА, 2007. 338 с.
- Брень Н.Б., Домашинцев В.Г. Беспозвоночные как мониторы полиметаллического загрязнения донных отложений // Гидробиол. Журн., 1998. Т. 34, № 5. С. 80-93.
- Клишко О.К., Авдеев Д.В., Голубева Е.М. Особенности биоаккумуляции тяжелых металлов у моллюсков в аспекте оценки состояния окружающей среды. ДАН, 2007. Т. 413, № 1. С. 132-134.
- Клишко О.К. Новый эффективный метод оценки состояния водных экосистем как среды обитания гидробионтов в условиях техногенного загрязнения. // Экология и безопасность жизнедеятельности промышленно-транспортных комплексов. Сб. матер. междунар. конгресса. Тольятти, 2007. С. 285-292.
- Клишко О.К. Токсикологический подход в биогеохимической оценке состояния водных экосистем // Экологические системы: фундаментальные и прикладные исследования. Матер. II Всеросс. конф. Нижний Тагил, 2008. С. 178-183.

Кондратьева Л.М. Экологический риск загрязнения водных экосистем. Владивосток: Дальнаука, 2005. 299 с.  
Моисеенко Т.И. Экотоксикологический подход к нормированию антропогенных нагрузок на водоемы Севера // Экология, 1998, № 6. С. 452-461.  
Никаноров А.М., Жулидов А.В., Покаржевский А.Д. Биомониторинг тяжелых металлов в пресноводных экосистемах. Л.: Гидрометеиздат, 1985. 144 с.  
Семенченко В.П. Принципы и системы биоиндикации текучих вод. Минск: «Орех», 2004. 124 с.  
Яковлев В.А. Оценка качества поверхностных вод Кольского севера по гидробиологическим показателям и данным биотестирования. Апатиты, 1988. 25 с.

## **ЭКОТОКСИКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ДОННЫХ БЕСПОЗВОНОЧНЫХ КАК КРИТЕРИЙ ОЦЕНКИ КАЧЕСТВА СРЕДЫ ИХ ОБИТАНИЯ**

О.К. Клишко

*Институт природных ресурсов, экологии и криологии СО РАН  
г. Чита, ул. Бутина, 26, Россия, amelik2@mail.ru*

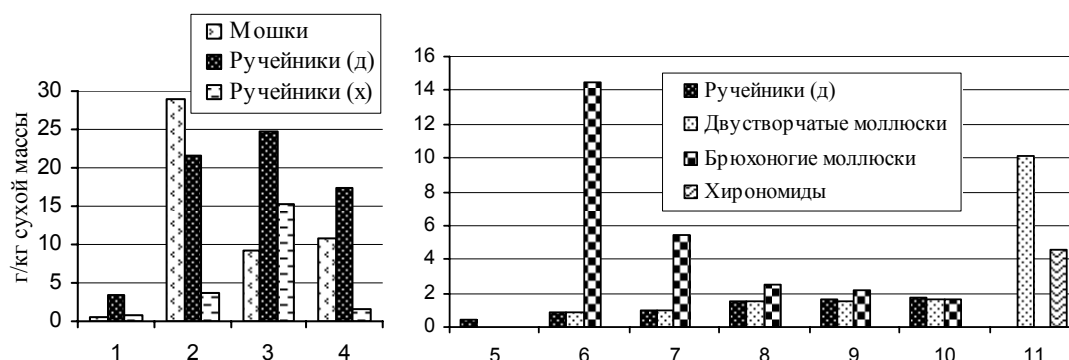
В последнее время ярко проявляется тенденция усиления токсического загрязнения водных экосистем. Под влиянием загрязнения происходит трансформация сопряженных и взаимодействующих систем (вода-донные отложения-биота), ведущая к снижению видового разнообразия, изменению состава, структурных и количественных характеристик биотической составляющей экосистемы. Задачей мониторинга водных экосистем является оценка качества вод, представляющая основу для принятия природоохранных решений. Необходимой и актуальной становится также оценка потенциального экологического риска для устойчивого функционирования биотической составляющей экосистем и прогноза их деградации. Одним из наиболее чувствительных и экологически значимых компонентов в экосистеме признаны донные беспозвоночные (Семенченко, 2007; Биоиндикация ..., 2006). Существует большое количество методов оценки качества вод, основанных на индикаторной значимости видов или структурных характеристиках сообществ зообентоса под влиянием антропогенного воздействия. Выраженное интенсивным, многокомпонентным загрязнением поверхностных вод, оно обуславливает не только сложные структурные перестройки в сообществах донных животных, но и патологию в развитии их организмов. В процессе жизнедеятельности донные животные накапливают химические элементы, в том числе потенциально токсичные тяжелые металлы (ТМ), необходимые для метаболических процессов организма. Обладающие высоко токсичным и кумулятивным эффектом, ионы ТМ, накапливаясь в высоких концентрациях в тканях животных, вызывают нарушение в ионообменных процессах организма и как следствие различного рода патологию (уродства, канцерогенез, мутагенез). Чтобы дать объективную и информативную оценку качества вод, важно из огромного количества разработанных методов и критериев его оценки выбрать наиболее эффективные, которые способны адекватно отражать и степень воздействия, и комплексный характер загрязнений среды. Преимущество оценки качества вод по составу и структурным характеристикам донных беспозвоночных связано с их малоподвижным образом жизни и длительным жизненным циклом, что позволяет оценивать состояние водной среды на локальных участках водоемов различного типа за долговременный период. Эти же их характеристики донных животных позволяют определять их экотоксикологическое состояние (ЭС) на любом уровне организации (организмов, популяций, трофических групп, сообществ) по накоплению ТМ в диапазоне средовых градиентов.

Цель данного исследования – обоснование критерия оценки качества водной среды по экотоксикологическому состоянию популяций донных беспозвоночных – фильтраторов и детритофагов. Актуальность работы заключается в выявлении возможностей диагностики качества среды по ЭС донных животных, аккумулирующих токсичные ТМ в результате фильтрации придонных вод и потребления детрита с поверхности донных отложений.

Материалом для исследования служили популяции крупных двусторчатых моллюсков и мошек – фильтраторов, брюхоногих моллюсков, ручейников и хирономид – детритофагов из водоемов и их участков, испытывающих разный уровень загрязнения: рек бассейна верховья Амура в зоне воздействия золотодобывающего предприятия, трансграничного участка Среднего Амура и водоема-охладителя Читинской ТЭЦ. Анализы по определению концентраций химических элементов в воде, донных отложениях и биообъектах выполнен в Институте тектоники и геофизики ДВО РАН методом масс-спектрометрии с индуктивно связанной плазмой (прибор ELAN DRC II, Perkin Elmer,

США). Часть анализов по содержанию ТМ в воде и донных отложениях выполнена в Институте природных ресурсов, экологии и криологии СО РАН методом атомно-абсорбционной спектрометрии.

В результате исследований выявлено, что разные виды и группы донных беспозвоночных аккумулируют в своих тканях значительное количество ТМ от 0.36 до 29 г/кг сухой массы (рис. 1).

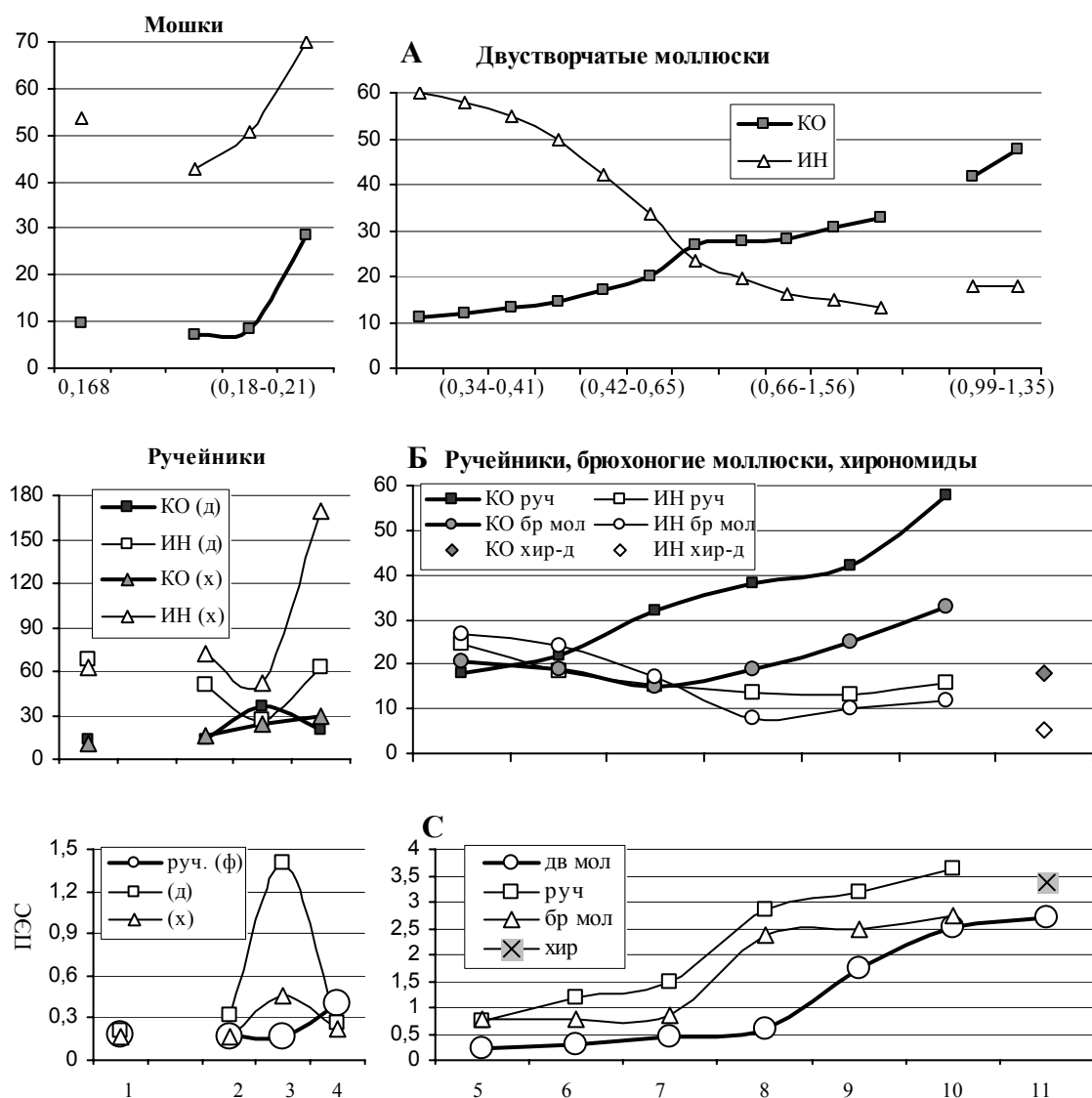


**Рис. 1.** Осредненное для популяций донных беспозвоночных суммарное накопление ТМ в водоемах, ранжированных по росту их содержания в водной среде; д – Детритофаги, х – хищные, альгофаги. 1–4 – реки Верховья бассейна Амура (1 – эталонный створ), 2–4 – зона геотехногенеза; 5–7 – трансграничный участок Амура выше устья р. Сунгари, 8–10 – то же, ниже устья р. Сунгари; 11 – водоем-охладитель Читинской ТЭЦ.

Абсолютные величины интегрального накопления в тканях животных не является показателем их экотоксикологического неблагополучия. Оно обусловлено соотношением концентраций накопленных в тканях макрокомпонентов (Fe, Mn, Zn, Sr) и микрокомпонентов (Cr, Cu, Ni, Pb, As, Co, Cd и др.) в зависимости от их содержания в среде обитания животных (Клишко и др., 2007; Клишко, 2007, 2008). В условиях низкого содержания ТМ в среде животные бентоса их аккумуляция происходит с высокой интенсивностью накопления (ИН), которая снижается при повышении концентраций ТМ в среде (рис. 2А, Б).

В низких средовых градиентах ТМ обогащение тканей животных металлами, оцениваемое коэффициентом обогащения (КО), имеет минимальные значения и закономерно повышается с ростом содержания ТМ в среде. Изменение КО и ИН в диапазоне градиентов ТМ в среде оценено как ответная реакция животных на повышение загрязнения среды. Отношение КО/ИН представляет показатель экотоксикологического состояния (ПЭС) донных беспозвоночных на любом уровне их организации. Значения ПЭС адекватно отражают ЭС животных в диапазоне от фонового (0.01) и слабого (0.16–0.5) до сильного (2.5–3.6) токсического загрязнения среды (рис. 2С).

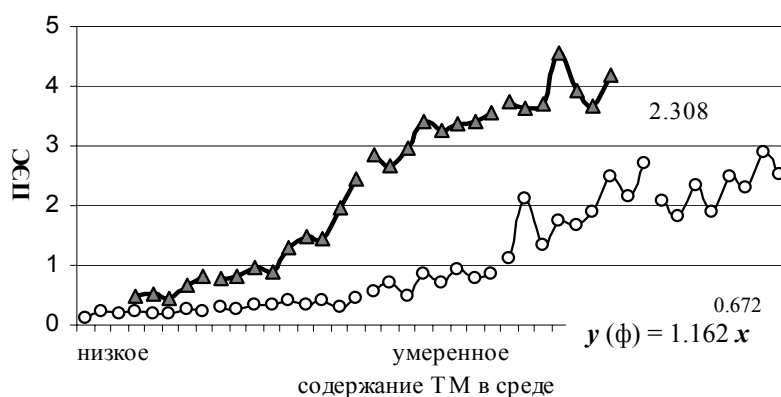
При всей сложности процесса биоаккумуляции ТМ в органических комплексах тканей животных и различном его характере у разных трофических групп, ПЭС, закономерно изменяясь в зависимости от содержания ТМ в среде, отражает его результат. Анализ значительного материала по ЭС организмов бентоса (380 экз. двустворчатых и 69 экз. брюхоногих моллюсков, от 700 до 2500 экз. в популяциях насекомых – мошек, ручейников и хирономид) показал, что при значениях ПЭС <0.5 отклонений в развитии организмов не обнаружено, их ЭС соответствует «норме». Значения ПЭС >0.5 у фильтраторов и >0.7 у детритофагов сопряжены со слабыми проявлениями морфо- и анатомопатологии (7–11% частоты встречаемости (ЧВ) в выборках популяций). При наиболее высоких ПЭС (>2.5–4.0) у организмов в популяциях обеих трофических групп отмечались серьезные проявления патологии – некроз и канцерогенез тканей, уродства и мутагенез раковин у моллюсков, разного рода нарушения метаморфоза, уродства и разрывы тела не завершивших развитие куколок и имаго насекомых (13–24% ЧВ). Группируя значения ПЭС, сопряженные с различным уровнем тяжести патологии организмов, разработали шкалу с градацией, соответствующей «неблагополучному», «опасному» и «угрожающему» ЭС популяций фильтраторов и детритофагов. Откалиброванная шкала ПЭС отражает и состояние среды обитания животных бентоса, соответствующей классам качества вод – от чистых (с фоновым содержанием ТМ) до слабо и сильно загрязненных ТМ и ТЭ. На одних и тех же участках несколько большие значения ПЭС детритофагов по сравнению с фильтраторами могут указывать на то, что их условия обитания более неблагоприятны, чем у фильтраторов или означать большую толерантность детритофагов к повышенному содержанию ТМ в детрите на поверхности донных отложений, где происходят процессы сорбции и десорбции ионов ТМ на границе раздела взаимодействующих систем – вода-донные отложения.



**Рис. 2.** Динамика осредненных для популяций фильтраторов (А) и детритофагов (Б) коэффициента обогащения (КО) тканей ТМ, интенсивности их накопления (ИН) и ПЭС (С). По оси абсцисс – концентрация ТМ в воде, мг/л. Остальные обозначения как на рис. 1.

Располагая достаточно репрезентативными рядами зависимости ПЭС популяций фильтраторов (двустворчатых моллюсков) и детритофагов (насекомых) от содержания ТМ в воде, получили ряд степенных уравнений типа:  $y = ax^b$ , описывающих их количественную связь в диапазонах слабого, умеренного и сильного загрязнения вод ТМ и ТЭ. Приведя показатель  $b$  в полученных уравнениях к единому среднему значению (0.672 для фильтраторов и 2.308 для детритофагов), получили общие уравнения зависимости ПЭС их популяций в диапазоне от низкого до высокого содержания ТМ в среде (рис. 3).

По данным исследования, определяя поэлементные ПЭС моллюсков, было выявлено, что наиболее высокие значения ПЭС по Pb, Cd, As, Cr, Zn, Ni, Cu, Co были сопряжены с канцерогенезом тканей жабр, мантии и ноги, мутагенезом в замковом аппарате и уродством раковин двустворчатых моллюсков. Известно, что высокие концентрации Pb, Cd, As оказывают мутагенное влияние на организмы. Высокое обогащение тканей жабр самок, вынашивающих личинок-глохидиев, Fe, Zn, Cr, Pb, Cd, As и прочими ТЭ на участке повышенного загрязнения р. Амур, (ниже устья р. Сунгари), указывает их неблагоприятное ЭС (ПЭС 0.78). ЭС глохидиев также определяется неблагоприятным (ПЭС 0.69). Таким образом, глохидии, находящиеся еще в теле материнского организма, подвержены токсическому воздействию ТМ. Состояние потомства популяций моллюсков находится под угрозой, поскольку уже в эмбриональном состоянии существует высокая вероятность мутагенеза и нарушений в развитии будущей молодежи моллюсков. Это представляет реальную угрозу для воспроизводства здорового поколения и устойчивого функционирования популяций моллюсков.



**Рис. 3.** Изменение ПЭС популяций фильтраторов (ф) и детритофагов (д) в зависимости от содержания ТМ в среде, описываемое соответствующими уравнениями связи.

Исследование ЭС амфибиотических насекомых в зонах техногенеза также вызывает опасения. Накопление высоких концентраций ТМ и ТЭ в тканях личинок и их миграция в покровы куколок при метаморфозе, очевидно, создает трудности для вылета имаго (взрослых насекомых), связанные с разрывом куколочного шва. Отмечено большое число (до 14% частоты встречаемости) уродств и фрагментированных разрывов тела готовых к вылету имаго в экзuviaх (покровах) куколок. Химический анализ экзувиев куколок показал, что от 77 до 97% массы таких металлов как Fe, Mn, Ti, Cr, Ni, Co, Cu, Mo, Pb, накопленных личинками, мигрирует в куколку и концентрируется в ее покровах. В опытах по выведению взрослых насекомых (хируномид) из куколок, собранных в техногенной зоне водоема-охладителя ТЭЦ, у 63% вылета имаго не произошло в результате неспособности прорвать очень прочные экзувии. Концентрация ТМ в их экзувиях достигала 22.68 г/кг сухой массы, основу их состава представляли Fe, Cr, Ni, Ti, Cu. Кроме того, накопление ТМ у личинок исследованных видов хируномид и ручейников определяет неблагоприятное и опасное ЭС их популяций (ПЭС от 1.5 до 4.5) на локальных участках, испытывающих значительное токсическое загрязнение. Патология организмов здесь выражается в различных формах уродства тела личинок, головы, конечностей образования опухолей.

**Таблица** Оценка качества вод, подверженных токсическому загрязнению по структурным характеристикам сообществ зообентоса и ПЭС.

Индексы	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
ИШ	3.6	2.7	2.6	3.1	1.2	1.3	1.2	0.8	0.7	0.7	2.3
ИБ	0.30	1.85	2.68	5.60	4.92	5.23	5.51	3.80	4.73	11.52	14.31
I	-	-	-	-	1.2	2.1	2.6	2.5	3.0	3.7	3.6
EVI	8	8	8	7	-	-	-	-	-	-	-
BVI	8	8	8	7	-	-	-	-	-	-	-
BMWP	60	58	56	57	-	-	-	-	-	-	-
Качество вод по сумме индексов	Высокое Чистые	Хорошее - невысокое Чистые			Слабо – умеренно загрязненные			Умеренно загрязненные		Грязные	Грязные
ПЭС (ф)	0.180	0.165	0.166	0.398	0.189	0.244	0.442	0.778	1.312	2.724	2.691
ПЭС (д)	0.204	0.266	1.41	0.323	0.732	1.00	1.511	2.733	3.365	3.632	3.461
ЭС	Норма	Патология (7-11% ЧВ)			Патология (9-14% ЧВ)			Патология (15-24% ЧВ)			
		Благополучное			Неблагополучное			Опасное	Угрожающее		
Качество среды по ПЭС	Чистые	Слабо загрязненные ТМ и ТЭ			Умеренно загрязненные			Сильно загрязненные		Грязные	Грязные

Примечание: 1-4 – реки Верховья бассейна Амура: 1 – эталонный створ, 2-4 – зона геотехногенеза, 5-7 – трансграничный участок р. Амур выше устья р. Сунгари, 8-10 – то же, ниже устья р. Сунгари; 11 – зона техногенеза водоема-охладителя Читинской ТЭЦ. Индексы ИШ, ИБ, EVI, BVI, BMWP рассчитаны по В.П. Семенченко (2004); I – по Чертопруд, 2006.

Таким образом, экотоксикологический подход по определению состояния донных беспозвоночных и среды их обитания имеет преимущество по сравнению со структурными характеристиками их сообществ. Даже в хорошо организованном сообществе животных бентоса с высоким видовым разнообразием, свидетельствующем о хорошем качестве среды, с помощью ПЭС можно выявить начальные проявления и весь диапазон неблагоприятного ЭС отдельных организмов и популяций. В связи с этим определенный интерес представляет сравнение оценки качества среды по функциональному критерию ПЭС популяций донных беспозвоночных с оценкой качества вод по структурным показателям зообентоса. Рассчитав показатели ряда биотических индексов по структурным характеристикам сообществ зообентоса на тех же точках наблюдения исследованных водоемов, где отбирался материал по накоплению ТМ и ТЭ у видов, принадлежащих разным трофическим группам, получили данные, необходимые для оценки качества вод (таблица).

Как видно из таблицы, ПЭС представляет более информативный показатель экотоксикологического состояния популяций донных животных из трофических групп фильтраторов и детритофагов и может служить надежным критерием оценки качества среды их обитания.

#### Список литературы

- Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем Матер. международной конф. СПб.: ЛЕМА, 2007. 338 с.  
Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем Сб. матер. международной конференции. СПб.: ЛЕМА, 2007. С. 298–302.  
Клишко О.К., Авдеев Д.В., Голубева Е.М. Особенности биоаккумуляции тяжелых металлов у моллюсков в аспекте оценки состояния окружающей среды. ДАН, 2007. Т. 413, № 1. С. 132–134.  
Клишко О.К. Новый эффективный метод оценки состояния водных экосистем как среды обитания гидробионтов в условиях техногенного загрязнения. //Экология и безопасность жизнедеятельности промышленно-транспортных комплексов. Сб. матер. международного конгресса LPIT-2007. Тольятти, 2007. С. 285–292.  
Клишко О.К. Токсикологический подход в биогеохимической оценке состояния водных экосистем //Экологические системы: фундаментальные и прикладные исследования. Сб. матер. II Всерос. конф. Нижний Тагил, 2008. С. 178–183.  
Семенченко В.П. Принципы и системы биоиндикации текучих вод. Минск: «Орех», 2004. 124 с.  
Чертопруд М.В. Модификация индекса сапробности Пантле-Букка для водоемов Европейской России //

## ИЗУЧЕНИЕ ПОТЕНЦИАЛЬНОЙ МИКРОЦИСТИН ТОКСИЧНОСТИ СИНЕ-ЗЕЛЕННЫХ ВОДОРОСЛЕЙ КРАСНОЯРСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

И. В. Кожевников, Н. А. Кожевникова, Н. Е. Скоробогатько

*Сибирский федеральный университет*

*660041, Красноярск, пр. Свободный, 79, Россия, light@lan.krasu.ru*

Сине-зеленые водоросли имеют не только важное значение в структуре и организации водных экосистем, но и способны вызывать токсическое «цветение» водоемов, которое может привести к крупным экологическим катастрофам. Причиной токсического эффекта воды при массовом развитии сине-зеленых водорослей, как правило, является действие цианотоксинов. Наиболее распространенными среди них являются микроцистины — циклические гептапептидные гепатотоксины, которые вызывают отравления и поражения печени у человека и животных (Sivonen, Jones, 1999), а при длительном поступлении в организм человека приводят к онкологическим заболеваниям (Falconer, 1996). Микроцистины являются наиболее преобладающими в пресных водоемах цианобактериальными гепатотоксинами, где они могут продуцироваться водорослями четырех порядков: *Oscillatoriales*, *Chroococcales*, *Stigonematales* и *Nostocales* (Apeldoorn *et al.*, 2007). В пресных водоемах основными продуцентами микроцистинов являются представители родов *Anabaena*, *Microcystis*, *Planktothrix* и иногда *Anabaenopsis*, *Hapalosiphon* и *Nostoc* (Welker, Dohren, 2006). Но представители одного таксона могут включать как токсичные, так и не токсичные штаммы. Эти штаммы не могут быть разделены путем микроскопирования. Значительным количеством работ, опубликованных в последнее время, показано эффективность использования молекулярно-генетических подходов для изучения токсичности сине-зеленых водорослей.

Идентификация генов, ответственных за биосинтез микроцистина у *Microcystis* и некоторых других родов сине-зеленых водорослей, включая *Anabaena* и *Planktothrix* (Rouhiainen *et al.*, 2004; Christiansen *et al.*, 2003) открыла возможность применения молекулярных методов для мониторинговых программ, нацеленных на определение наличия потенциально проблематичных цианобактериальных видов и генов, кодирующих биосинтез важных цианотоксинов (Saker *et al.*,

2007). Большинство этих методов основано на использовании полимеразной цепной реакции (ПЦР) с праймерами для распознавания генов, кодирующих микроцистины (Rantala *et al.*, 2006). Микроцистины синтезируются нерибосомальным ферментным комплексом, который включает в себя пептидсинтазы, поликетидсинтазы и дополнительные ферменты модифицирования и кодируется кластером микроцистин синтетазных генов (*mcu*), которые охарактеризованы для всех основных таксонов – продуцентов микроцистинов (Nishizawa *et al.*, 1999; Christiansen *et al.*, 2003; Rantala *et al.*, 2004, 2006).

Для Красноярского водохранилища характерно массовое развитие сине-зеленых водорослей с первых этапов его заполнения. Доминантный комплекс представлен следующими видами: с 1977 по 1983 годы – *Microcystis aeruginosa* и *Aphanizomenon flos-aquae*, 1986-1989 гг. – *Aphanizomenon flos-aquae* и *Synechocystis aquatilis* Sauv., 1991-1993 гг. – *Aph. flos-aquae* (до 100 г/м<sup>3</sup> сырой биомассы) и *M. aeruginosa*. До 2000 г. доминантами являлись *Aph. flos-aquae*, *M. aeruginosa*, *Gomphosphaeria lacustris* и *Anabaena flos-aqua* (Кожевникова, 2000). В 2006-2007 гг. зарегистрировано массовое развитие нового доминирующего вида – *Anabaena lemmermannii* (более 10 г/м<sup>3</sup>).

В связи с этим, исследования потенциальной токсичности сине-зеленых водорослей Красноярского водохранилища на наличие гена микроцистин синтазы (*mcuE*) весьма важны как с теоретической, так и практической точки зрения.



**Рис. 1.** Карта-схема Красноярского водохранилища.

Участки водохранилища: нижняя часть: Щетинкинский плес (ст.56), Приплотинный (ст.58), средняя часть: Новоселовский плес (ст.45), Приморский плес (ст.49,50), верхняя часть: Краснотуранский плес (ст.36), залив Сыда (ст.39)

Целью работы являлось исследование потенциальной токсичности культивируемых и некультивируемых сине-зеленых водорослей Красноярского водохранилища на основе анализа участка гена микроцистин синтазы (*mcuE*). Данный ген кодирует необходимый для синтеза всех известных микроцистинов глутамат активирующий аденилирующий домен и, в отличие от других генов биосинтеза микроцистинов, характеризуется низкой вариабельностью.

Модельным водоемом исследований являлось крупное континентальное Красноярское водохранилище. В качестве объектов исследования были использованы монокультуры сине-зеленых водорослей (аксенные и неаксенные), изолированные из проб фитопланктона Красноярского водохранилища в 2007 г.: *Anabaena lemmermannii* KRNV 1010; *Synechococcus* sp. KRNA4 02; *Planktothrix rubescens*; *Oscillatoria* sp. KR07-03; *Oscillatoria* sp. KR07-04; *Oscillatoria* sp. KR07-05; *Merismopedia* sp. KRNYY4 18; *Planktolyngbya* sp. и *Aphanothece* sp. KRNA3 01. Изоляты культивировали на среде Z8.

Для изучения потенциальной токсичности некультивируемых водорослей общие пробы фитопланктона были отобраны в августе 2007 г. (пик развития сине-зеленых) на различных участках водохранилища: село Вознесенка, Приморский плес, Новоселовский плес, Краснотуранский плес (рис.1).

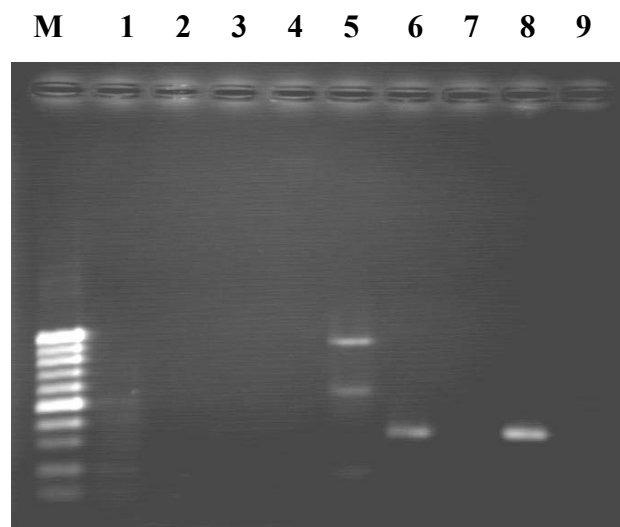
Общие пробы фитопланктона были отфильтрованы стерильно на следующий день после отбора через мембранные фильтры «Владипор» МФАС-ОС-2 с диаметром пор 0,45 мкм, объем пробы

составлял 100-200 мл. После фильтрации, клетки были смыты с фильтра стерильно. Общий объем сконцентрированной пробы составил 1 мл.

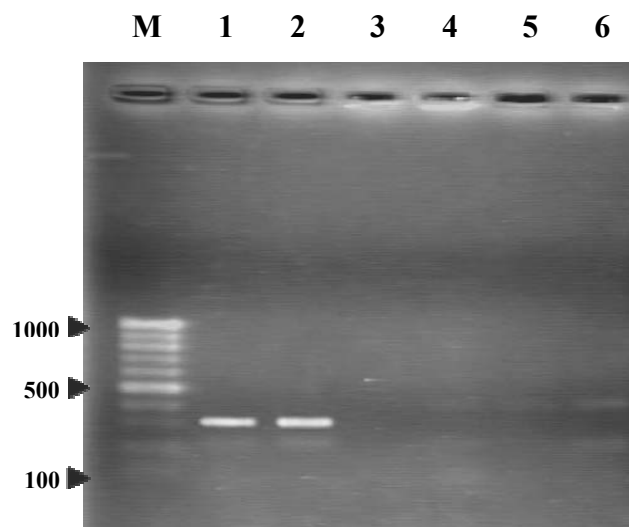
Клетки культивируемых изолятов были собраны стерильно с поверхности агаризованной среды Z8, где они культивировались 1-1,5 месяца. Затем пробы культивируемых и некультивируемых водорослей использовались для выделения геномной ДНК.

Хромосомную ДНК из проб сине-зеленых водорослей выделяли с помощью AquaPure Genomic DNA Isolation Kit (Bio-Rad, США). Выделение проводили по рекомендуемому изготовителем протоколу.

Участки исследуемого гена микроцистин синтетазы были амплифицированы с помощью ПЦР на амплификаторе Mastercycler Gradient (Eppendorf, Германия) в следующем температурно-временном режиме: первый цикл – денатурация при 95 °C 3 мин; 30 циклов денатурация 94 °C 35 сек., отжиг праймеров 56 °C 30 сек., удлинение цепи 72 °C 1 мин. и окончательная полимеризация 72 °C 10 сек. В реакции использовали универсальные праймеры, комплементарные консервативным участкам гена *mscE*: прямой (5'-GAAATTTGTGTAGAAGGTGC-3') и обратный (5'-AATTCTAAAGCCCAAAGACG-3') (Rantala *et al.*, 2006). Суммарную ДНК (1-20 нг) использовали в качестве матрицы для амплификации в 50 мкл реакционной смеси, содержащей 1.2 mM MgCl<sub>2</sub>, по 1 мкл BSA, 5 мкл 10x Pfu-буфера, 0.25 mM смеси dNTP, по 10 пмоль каждого праймера, 2.5 ед. акт. Pfu ДНК полимеразы (СибЭнзим, Новосибирск). Размер и чистоту ПЦР-продуктов проверяли электрофорезом в 1.5 % агарозном геле. Визуализацию реакции электрофореза проводили на трансиллюминаторе (Vilber Lourmat, Франция). Положительные ампликоны из проб ДНК культивируемых изолятов были клонированы в плазмиде pBluescript KS<sup>+</sup> (Stratagene, США). Секвенирование проводили на автоматическом секвенаторе ALFexpress II DNA с использованием набора реактивов Thermo Sequenase<sup>tm</sup>Cy<sup>tm</sup>5 Dye Terminator Kit. Анализ полученных результатов проводили с помощью программы ALFwin<sup>tm</sup>Sequence Analyser 2.10. Анализ нуклеотидных последовательностей участка гена *mscE* и их сопоставление с известными последовательностями проводили с помощью веб-ресурса базы данных NCBI GenBank BLAST. Последовательности нуклеотидов были выровнены с помощью программы ClustalW.



**Рис. 2.** Фотография гель-электрофореза продуктов амплификации участков гена *mscE* из следующих штаммов сине-зеленых водорослей: 1 - *Anabaena lemmermannii* KRNV 1010; 2 - *Synechococcus* sp. KRNA4 02; 3 - *Planktothrix rubescens*; 4 - *Oscillatoria* sp. KR07-04; 5 - *Merismopedia* sp. KRNVE4 18; 6 - *Oscillatoria* sp. KR07-03; 7 - *Planktolyngbya* sp.; 8 - *Aphanothece* sp. KRNA3 01; 9 - *Oscillatoria* sp. KR07-05; M - маркер 100 п.н.



**Рис. 3.** Фотография гель-электрофореза продуктов амплификации суммарной ДНК проб фитопланктона: 1 – Краснотуранского плеса; 2 – залива Сыда; 3 – Новоселовского плеса; 4 – Приморского плеса; 5 – Щетинкинского плеса; 6 – Приплотинного плеса; M - маркер 100 п.н.

Для исследования потенциальной токсичности сине-зеленых водорослей Красноярского водохранилища были исследованы девять культивируемых изолятов, выделенных в монокультуры из проб фитопланктона в 2007 г. С выделенной ДНК этих изолятов, а так же суммарных проб фитопланктона были проведены ПЦР реакции с использованием универсальных праймеров на участок гена микроцистина 3-х основных родов – потенциальных продуцентов микроцистина

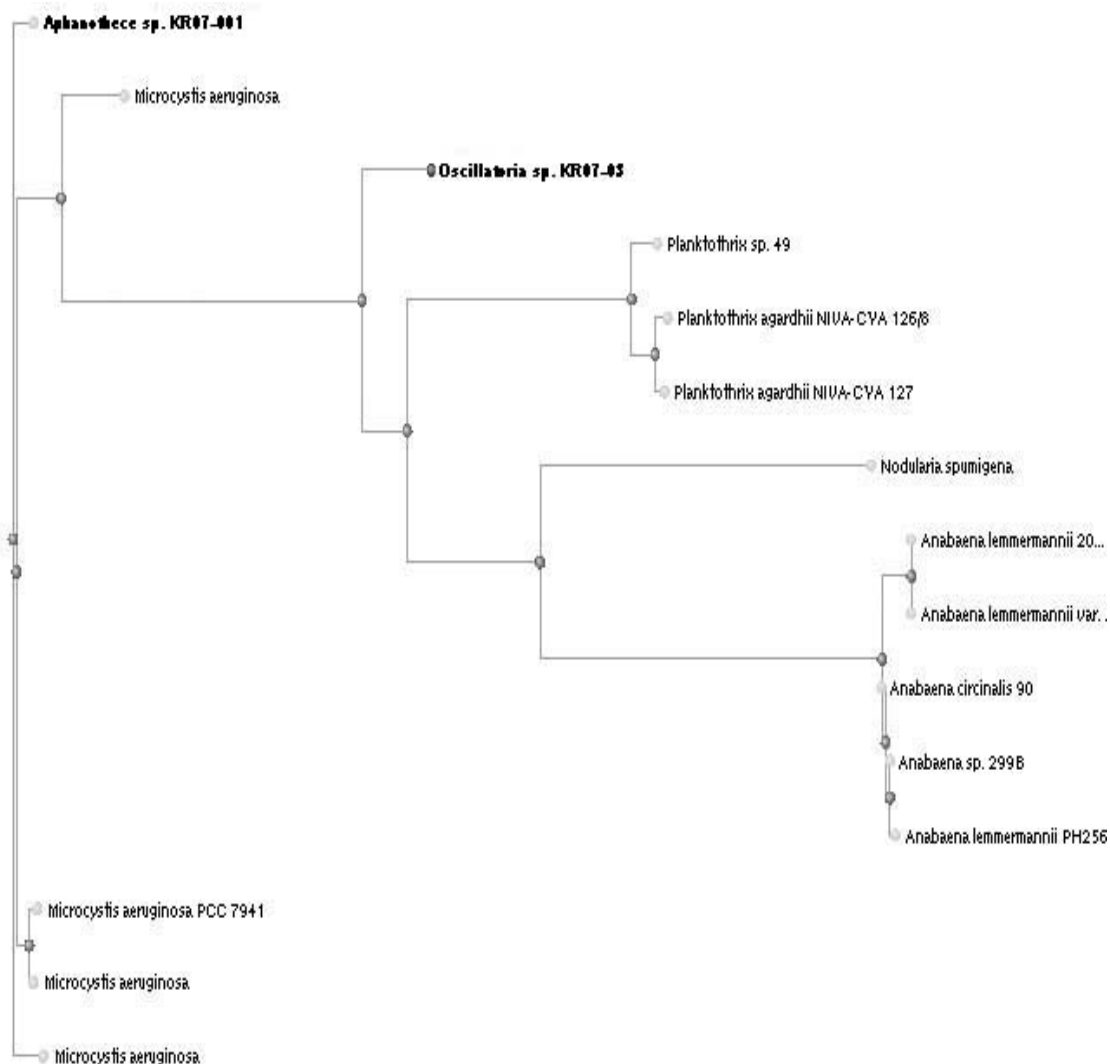


*Anabaena*, *Planktothrix* и *Microcystis*. Данные праймеры были подобраны таким образом, что они комплементарны для гена микроцистина трех основных изученных родов продуцентов (Rantala *et al.*, 2006). Амплифицированные с помощью данной пары праймеров продукты ПЦР для каждого из выделенных штаммов сине-зеленых водорослей были проанализированы электрофорезом в 1,5 %-ном агарозном геле. Результаты электрофореза представлены на рисунке 2.

Из результатов видно, что положение двух бандов соответствует маркерной ДНК длиной примерно 300 п.н. Это свидетельствует о способности этих видов сине-зеленых водорослей синтезировать микроцистин и возможной их потенциальной токсичности. Этими штаммами являются *Oscillatoria* sp. KRNA4 19 и *Aphanothece* sp. KRNA3-01. В ДНК других изученных штаммов ген *mscE* не выявлен. Однако у изолята *Merismopedia* sp. штамм KRN4Y4 18 были зарегистрированы не типичные для используемой пары праймеров ПЦР-продукты длиной около 900 п.н. и 500 п.н.

На основе полученных нами данных о структуре фрагмента гена микроцистин синтетазы, было построено филогенетическое древо, включающее в себя два потенциально токсичных штамма (*Oscillatoria* sp. KR07-03, *Aphanothece* sp. KRNA3-01) и наиболее гомологичные им известные последовательности (с идентичностью > 75 %). Было показано, что ген *mscE* *Oscillatoria* sp. KR07-03 имеет значимую степень гомологии с синтетазами из различных штаммов *Planktothrix agardhii* (идентичность составила около 90%), Для *Aphanothece* высокой степени гомологии с известными синтетазами не выявлено.

ПЦР-анализ тотальных проб воды показал присутствие штаммов, содержащих ген микроцистина только для станций верхней части Красноярского водохранилища (Краснотуранский плес и залив Сыда) (рис.3).



**Рис. 4.** Филогенетическое древо, построенное на основе сравнения клонированных фрагментов гена микроцистин синтетазы (*mscE*) с известными последовательностями. Полужирным шрифтом выделены штаммы, нуклеотидные последовательности которых получены в работе. Использованы штаммы с идентичностью более 75%

На следующем этапе работы было проведено секвенирование амплифицированных фрагментов. Для этого был поставлен ряд сиквенса-реакций. Анализ нуклеотидной последовательности изолятов сине-зеленых водорослей и их сопоставление с известными последовательностями проводили с помощью веб-ресурса базы данных NCBI GenBank BLAST.

На основе клонированных фрагментов гена культивируемых штаммов был проведен филогенетический анализ, отражающий родство микроцистин синтетаз, изученных нами штаммов, с известными (рис. 4).

Таким образом, в работе изучена потенциальная микроцистин токсичность девяти культивируемых изолятов сине-зеленых водорослей Красноярского водохранилища и выявлено два потенциально токсичных штамма *Oscillatoria* sp. KR07-03 и *Aphanothece* sp. KRNA3-01, что в случае их массового развития может привести к ухудшению экологического состояния и качества воды водохранилища. Исследования проб воды по акватории Красноярского водохранилища на наличие потенциальных токсичных штаммов в период августа 2007 г. выявили их присутствие только для станций верхней части. Показано, что *Anabaena lemmermannii*, как основной агент «цветения» водохранилища в 2006-2007 гг., не несет в своем геноме ген *mcyE*, что позволяет говорить о его неспособности синтезировать микроцистин. Используемый в работе молекулярно-генетический метод является перспективным для экологического мониторинга, быстрого выявления микроцистин токсичных штаммов, оценки состояния экосистемы водоемов и качества воды.

*Работа выполнена при поддержке гранта U.S. CRDF и Минобрнауки РФ № Y3-B-02-06.*

#### Список литературы

- Кожеевникова Н.А. Формирование и современное состояние фитопланктона Красноярского водохранилища. Дис. ... канд. биол. наук, Красноярск, 2000, 187 с.
- Apeldoorn M., Egmond H., Speijers G., Bakker G. Toxins of cyanobacteria // *Mol Nutr Food Res.*, 2007, 51, P. 7 – 60.
- Christiansen G., Fastner J., Erhard M., Borner T., Dittmann E. Microcystin biosynthesis in *Planktothrix*: genes, evolution, and manipulation // *J Bacteriol*, 2003, 185, 2, P. 564–572.
- Falconer I.R. Potential impact on human health of toxic cyanobacteria // *Phycologia*, 1996, 35, P. 6-11.
- Nishizawa T., Ueda A., Asayama M., Fuji E., Harada K., Ochi K., Shirai M. Genetic analysis of the peptide synthetase genes for a cyclic heptapeptide microcystin in *Microcystis* spp. // *J Biochem*, 1999, 126, P. 520-529.
- Rantala A., Rantala A., Fewer D. P., Hisbergues M., Rouhiainen L., Vaitomaa J., Borner T., Sivonen K. Phylogenetic evidence for the early evolution of microcystin synthesis // *PNAS*, 2004, 101, 2, P. 568–573.
- Rantala A., Rajaniemi-Wacklin P., Lyra C., Lepisto L., Rintala J., Mankiewicz-Boczek J., and Sivonen K. Detection of microcystin-producing cyanobacteria in Finnish lakes with genus-specific microcystin synthetase gene E (*mcyE*) PCR and associations with environmental factors // *Appl Environ Microbiol*, 2006, 72, 9, P. 6101–6110.
- Rouhiainen L., Vakkilainen T., Siemer B., Buikema W., Haselkorn R., Sivonen K. Genes coding for hepatotoxic heptapeptides (microcystins) in the cyanobacterium *Anabaena* strain 90 // *Appl Environ Microbiol*, 2004, 70, 2, P. 686-692.
- Saker M., Vale M., Kramer D., Vasconcelos V. Molecular techniques for the early warning of toxic cyanobacteria blooms in freshwater lakes and rivers // *Appl Microbiol Biotechnol*, 2007, 75, P. 441–449.
- Welker M., Dohren H. Cyanobacterial peptides - nature's own combinatorial biosynthesis // *FEMS Microbiol Rev*, 2006, 30, P. 530–563.

### ОПЫТ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ВИДОВОГО СОСТАВА В КОНТРОЛЕ ЗАГРЯЗНЕНИЯ НА ПРИМЕРЕ ЛАДОЖСКОГО ОЗЕРА

С.В. Кренева

*Азовский филиал Мурманского морского биологического института КНЦ РАН, ЮНЦ РАН  
Ростов-на-Дону, Чехова, 41, Россия, sofia@mmbi.krinc.ru*

Как известно, XX век ознаменовался резким ростом темпов антропогенного загрязнения и эвтрофирования сначала внутренних вод, а затем этот процесс довольно быстро стал проявляться и в масштабах Мирового океана, что само по себе говорит о сопоставимости объемов сточных и загрязняемых человечеством вод с общими их запасами на Земном шаре.

Одним из наиболее трагических примеров этой сопоставимости служит надвигающаяся и ничем невосполнимая потеря Байкала, как огромного запаса пресной воды высшего качества. Статистически доказанное снижение численности главного фильтра байкальских вод и эндемика – эпишуры (*Epischura baicalensis* Sars, 1901), а также ряд других признаков антропогенной сукцессии экосистемы уникального озера (Мамонтов и др., 2003; Худяков, 2004; Кренева, 2004; Кренева,

Худяков, 2004, 2007; Полихлорированные бифенилы..., 2005; и мн. др.) наглядно демонстрируют угрозу стремительно приближающейся катастрофы. Как известно, Байкал – это 20% всех пресных вод Земного шара и 3/4 запасов пресных вод России – ценнейший **самовоспроизводящийся** природный ресурс. И это на фоне нарастающей экологической катастрофы, связанной с острым дефицитом пресной и особенно питьевой воды! Вопиющая безответственность в поведении в целом человечества – отдельный вопрос. Однако, что касается роли науки в решении подобных проблем, то видимо следует признать неудовлетворительным положение в развитии методологии контроля загрязнения и состояния водных экосистем.

Отсутствие адекватных методов контроля, ранней диагностики, оценки последствий и прогноза можно считать одной из причин, позволяющих заинтересованным кругам пропагандировать и широко распространять мнения о благополучии Байкала, неисчерпаемости подобных ресурсов и бесконечных возможностях экосистем к самоочищению и самовосстановлению. Такие представления весьма далеки от истины. Существующие в настоящее время темпы роста антропогенного воздействия с полной очевидностью и не только для специалистов демонстрируют множественные доказательства того, что природные ресурсы легко исчерпаемы, а экологические условия жизни человечества зависят только от него самого.

Тема настоящего доклада больше относится к попыткам ученых сделать что-то, чтобы затормозить этот стремительный регресс, а именно - вооружить природоохранные организации надежной, убедительной информацией для принятия своевременных решений.

Подавляющая часть озер и рек уже, как правило, содержит не питьевую воду как раньше, большинство водохранилищ – тоже один из примеров экологически безграмотных действий. Как и мелкие озера, многие из них очень быстро превращаются в гниющие болота, демонстрируя неотвратимость высокой скорости деструктивных сукцессий искусственных экосистем.

От гидроэкологов в первую очередь требовалось разработать методы контроля, помогающие вовремя обнаруживать признаки отрицательного влияния, к примеру, того или иного завода на водоем, в который сбрасываются сточные воды. Кроме того, необходимы методы диагностики состояния водных экосистем и прогнозирования дальнейших изменений, дабы иметь шанс предотвращать нежелательные и особенно необратимые процессы, вызванные загрязнением. Ну и, наконец, нужны методы расчета ущерба, чтобы можно было предъявлять счет виновникам и таким образом с одной стороны стимулировать их к лучшей очистке сточных вод, а с другой, заставлять вносить соответствующую лепту в природоохранные мероприятия.

Следует признать, что разработка эффективных методов контроля явно и очень сильно отстает от интенсификации процесса загрязнения, несмотря на то, что к решению этих насущных вопросов в свое время были привлечены немалые силы во всем мире. Результатом явилось то, что в настоящее время существует огромное количество литературы, как и самих методов оценки качества вод. В то же время, как еще в 1979 году отмечал Георгий Георгиевич Винберг: «До сих пор не существует единой научно обоснованной и апробированной на практике системы биологического анализа загрязненных вод (БАЗВ). Создание ее является весьма актуальной задачей... ...Задачей первостепенной важности, для решения которой необходимо использовать достижения теоретической экологии, следует рассматривать разработку методов прогнозирования развития водных экосистем, испытывающих в той или иной степени влияние деятельности человека» (Г.Г.Винберг, 1979).

В чем же проблема?

Рассмотрим основные преимущества и недостатки одного из наиболее популярных в XX веке направлений, к которым относятся широко принятые методы контроля в приложении к оценке состояния водных экосистем. С начала прошлого века в Европе основной упор в биологическом анализе загрязненных вод делался на системы сапробности со всеми их модификациями и уточнениями списков организмов-индикаторов. Причина такого акцента, на наш взгляд, кроется в не совсем удачном определении, данном Одумом понятию сукцессия, в котором, как известно, основной упор был сделан на смену видов.

Системы сапробности основаны на изучении особенностей распределения видов, присвоения им условно количественного балла или сапробной валентности, говорящей о приуроченности или предпочтении данным видом вод определенной степени загрязненности органикой. По составу видов и суммированию их валентностей в какой-то мере можно судить о качестве воды и даже пытаться классифицировать воды на олиго-, β- или α-мезосапробные и полисапробные.

Однако этот подход имеет внушительный ряд серьезных недостатков (табл.1), которые не позволили решить с его помощью ни одну из проблем водной экологии.

**Таблица 1.** Основные характеристики систем сапробности по индикаторным видам

ДОСТОИНСТВА	НЕДОСТАТКИ
1. Основаны на натуральных исследованиях, т.е., в принципе, на отклике экосистемы на интегральное воздействие	1. Не дают возможности строго количественной оценки. 2. Представляют популяционный уровень исследований. 3. Не учитывают естественную изменчивость видового состава по сезонам, годам и т.д. 4. Индикаторная ценность видов различна в разных географических зонах, в водных объектах разного типа. 5. Индикаторные веса установлены лишь для части видов, что снижает точность результатов анализа, а в ряде случаев делает его и вовсе невозможным. 6. Сапробные валентности видов довольно быстро меняются вместе с общим ростом уровня загрязнения за счет адаптации низкоорганизованных гидробионтов. 7. Системы сапробности консервативны и непригодны для ранней диагностики. 8. Они требуют высоко квалифицированных специалистов, поэтому для широкого использования в мониторинге малоприменимы. 9. Они абсолютно непригодны в присутствии повсеместного сейчас токсического загрязнения. и т. д.

Вызывает сомнение тот факт, что при существующих темпах загрязнения в течение многих десятилетий большинство наших водоемов и водотоков действительно относятся к  $\beta$ -мезосапробному классу независимо от регионов, типов водоемов, степени освоенности и т.п. Учитывая сроки генерации показательных организмов, несложно представить в каких астрономических цифрах выражается количество поколений той или иной группы низкоорганизованных гидробионтов за эти годы. Следовательно, для успешной адаптации у большинства показательных видов были благоприятные возможности, что приводит к неизбежным занижениям оценки.

Ярким примером ненадежности данного направления служит опыт исследований Ладожского озера. В начале семидесятых годов прошедшего столетия перед нами была поставлена задача поиска методов, пригодных для надежного контроля загрязнения больших олиготрофных озер России. Необходимо было подобрать методы в первую очередь для контроля влияния Байкальского целлюлозно-бумажного завода. Апробируя известные и разрабатывая новые методы на Ладоге и Онеге, мы впервые обнаружили, что считавшееся до того времени олиготрофным Ладожское озеро уже перешло в класс мезотрофных водоемов. При этом по количественным показателям микрозоопланктона и ряду других признаков оно находилось ближе к эвтрофному водоему, чем к олиготрофному. Нами был описан ряд полисапробных и эвтрофных локальных зон в районах выбросов сточных вод Приозерского и Питкярантского целлюлозных заводов, а также в Сортавальских шхерах. В 1974 году нами было зарегистрировано явление «цветения» воды в глубоководном Якимварском заливе за счет бурного развития сине-зеленой водоросли *Aphanisomenon flos-aqua*.

Важно отметить, что видовой состав гидробионтов Ладожского озера при этом практически не изменился, что было подтверждено впоследствии материалами комплексных исследований Института озераедения АН СССР (Антропогенное эвтрофирование..., 1982). Наши исследования в наиболее загрязняемых районах Онежского и Ладожского озер показали (Кренева, 1976а,б, 1977 и др.), что видовой состав микрозоопланктона даже эвтрофных зон не имел существенных отличий от фонового. Изменялось лишь количество видов в наиболее загрязненных зонах и соотношение различных видов и групп.

Таким образом, общепринятые подходы крупно подвели.

Одной из причин тому служила специфика взаимодействия двух основных водных масс большого стратифицированного озера (центральной и прибрежной), которая способствовала сохранению и постепенной адаптации всего видового состава, что было подробно описано нами в тот же период (Кренева, 1980 и др.).

По нашему мнению в крупных стратифицированных водоемах изменение видового состава наиболее вероятно на самых поздних стадиях деградации водоема (исключая Байкал), когда это будет ясно и без применения таких методов. Постепенность адаптации, которую обеспечивает почти круглогодичное разделение (это либо термобар, либо термоклин) основных водных масс крупных водоемов и постоянное пополнение прибрежной водной массы видами из центральной водной массы не позволяют в биологическом анализе опираться на видовой состав планктонных организмов.

На консервативность такого показателя, как видовой состав самых разных групп гидробионтов, или его ненадежность указывали многие авторы (Hawkes, 1956; Fjordingstad, 1964; Schindler, 1975; Pejler, 1975; Herman P. и др.). Позже проверка этого подхода на ряде разнообразных водных объектов нашей страны, расположенных в разных климатических зонах, также показала его неэффективность.

Исследования Л.А.Кутиковой (1976) показали, что в текущих водах и в районах более низких широт при самом квалифицированном изучении видового состава коловраток он не может служить надежным индикатором загрязненности. Наконец, практически совершенно очевидно, что система сапробности абсолютно непригодна в присутствии повсеместного сейчас токсического загрязнения (Лесников, 1975 и др.). Естественно, что для такого уникального водоема, как Байкал, изменение видового состава должно свидетельствовать или точнее констатировать уже свершающуюся катастрофу, и едва ли что-то способно помочь в такой ситуации, учитывая эндемичность большей части байкальской фауны и флоры.

Кроме перечисленных недостатков следует упомянуть также следующее. Определенный видовой состав может быть как следствием антропогенного пресса на водоем, так и результатом исторической стадии его естественного старения. Поэтому анализ влияния человека на гидробиоценоз предусматривает необходимость наличия сведений о видовом составе до начала этого влияния, что для большинства водоемов невозможно.

По наблюдениям автора за динамикой структуры микрозоопланктонного сообщества (а среди инфузорий и коловраток наибольшее число показательных форм в списках сапробности) в эвтрофных зонах загрязняемых вод общеизвестные виды сапробные индикаторы имеют второстепенное значение по своим количественным характеристикам. В то же время порой на ведущие роли выходят мало либо совсем неизвестные в качестве индикаторов виды, которые дают всплески численности, либо начинают стабильно доминировать в районах выброса сточных вод определенного типа (Кренева, 1978). Это обусловлено спецификой пищевых особенностей видов и составом сточных вод. В наиболее загрязненных районах Ладожского озера было отмечено только 2 таких характерных показательных вида (*Tintinnidium pusillum* и *Strombidium viride f. pelagica*). Всплески их численности в Питкярантских и Сортавальских шхерах порой на 2-3 порядка превышали фоновые, составляя выше 90% от суммарной численности инфузорий, что позволяло достаточно просто определять и оконтуривать зоны загрязнения по количественным показателям.

Сам показатель - видовой состав - не является количественным, а относится к ряду детерминированных показателей. При всей своей ненадежности, сложности для интерпретации результатов и для обработки методами математической статистики этот показатель еще и весьма дорогостоящ. Для контроля состояния практически всех водоемов такого огромного государства как наше необходимо слишком большое количество высококвалифицированных специалистов-систематиков, так как без абсолютно точного определения всего видового состава гидробионтов в водоеме системы сапробности теряют смысл.

Но самый главный недостаток методов этого направления состоит в том, что все они фиксируют изменения в биоценозе *post factum*, то есть уже происшедшие порой необратимые, последствия влияния на экосистему. Подобные методы совершенно непригодны для методов ранней диагностики, для контроля с целью предупреждения.

Все эти ограничения необходимо строго учитывать при использовании соответствующих методов анализа. Выводы автора хорошо согласуются и с заключением Г.Г. Винберга (1975) о том, что «на протяжении всей истории гидробиологии было много сделано в направлении описательных исследований населения природных экосистем, которые в принципе могут служить целям отнесения экосистемы к определенному типу. Однако теперь уже можно констатировать, что в общем они привели к относительно скромным результатам, т.к. представления, основанные на изучении видового состава, совершенно непригодны в качестве основы динамического изучения экосистем».

Следует вспомнить еще одно высказывание о том, что в биомониторинге должно быть не столько направление на сохранение видов, сколько на оптимизацию биогеохимических процессов в биосфере по В.И.Вернадскому (Николаевский, 1981). Такого типа направления немыслимы без количественных оценок. Понятия сбалансированности трофодинамических процессов, самоочищения

вод, состояния и устойчивости экосистем неразрывно связаны с количественными характеристиками развития биоценозов.

Таким образом, изменения видового состава следует считать не основным и обязательным, а лишь второстепенным и поздним признаком антропогенной сукцессии загрязняемой экосистемы. Его можно использовать лишь как дополнительный показатель преимущественно для констатации произошедшего перехода экосистемы в очередную стадию эвтрофирования. Главными показателями антропогенной сукцессии, без сомнения, должны служить количественные характеристики динамики экосистем.

#### Список литературы

Антропогенное эвтрофирование Ладожского озера. - Л.: Наука. - 1982. - 304с.

*Винберг Г.Г.* Общегидробиологическая основа санитарно-гидробиологических исследований // Биологическое самоочищение и формирование качества воды: Мат-лы II Всес.симпоз. по санит. гидробиол. Москва, 4-6 февр. 1973 г. - М.: Наука. - 1975. - С.5-9.

*Винберг Г.Г.* Опыт применения разных систем биологической индикации загрязнения вод в СССР // Влияние загрязняющих веществ на гидробионтов и экосистемы водоемов. - Л.: Наука. - 1979. - С. 285-292.

*Кренева С.В.* Интегральные количественные методы биологической индикации загрязненных вод в условиях большого олиготрофного водоема // ДАН – 1976а. - 229, № 1. - С. 253-255.

*Кренева С.В.* Особенности биологического анализа загрязненных вод в больших олиготрофных водоемах // Методы биологического анализа пресных вод: Материалы рабочего совещ. по гидробиологическим методам оценки качества вод, Ленинград, 18-20 ноября 1975г. - Л.: ЗИН АН СССР, 1976. - С.133-134.

*Кренева С.В.* Количественный анализ сапробных индикаторов микропланктона в олиготрофных озерах. I. Оценка влияния различных факторов на численность планктона. II. Выявление зональности распределения популяций в загрязняемом районе // Гидрохим. материалы. - 1977. - 5. - Л.: Гидрометеиздат. - С. 72-108.

*Кренева С.В.* Перспективные индикаторные организмы микрозоопланктона Ладожского озера // Доклады МОИП. - М.: МГУ, 1978. - С.25-26.

*Кренева С.В.* Экологическая индикация качества вод в больших олиготрофных озерах, подверженных антропогенному влиянию // Водные ресурсы, - 1980. - № 1. - С. 43-60.

*Кренева С.В.* Система контроля антропогенных сукцессий великих российских озер // Научные основы сохранения водосборных бассейнов: междисциплинарные подходы к управлению водными ресурсами: Тезисы Междунар. конф. Улан-Удэ (Россия) – Улан-Батор (Монголия), 1-8 сентября 2004г. – Улан-Удэ: Изд-во БНЦ СО РАН. 2004. – Т.2. С.149-150.

*Кренева С.В., Худяков В.И.* К вопросу об антропогенной сукцессии озера Байкал // Водные системы и организмы-6 (Материал. шестой междунар. конф.), Москва, 17-19 мая 2004г., М., Изд-во МАКС-Пресс, 2004. – С.52.

*Кренева С.В., Худяков В.И.* Проблема самого ценного природного ресурса России. // Мат-лы IV Всерос. Internet-конф. «Проблемы экологии в современном мире», 14-16 мая 2007 года; Федеральное агентство по образованию, Тамб. гос. ун-т им. Г.Р.Державина. Тамбов, 2007. – С.193-196.

*Кутикова Л.А.* Коловратки речного планктона, как показатели качества воды // Методы биологического анализа пресных вод. - Л.: 1976. - С.80-89.

*Лесников Л.А.* Расширение системы сапробности и перенос экспериментальных данных на рыбохозяйственные водоемы // Формирование и контроль качества поверхностных вод. - Вып.1. -Киев: Наук. думка. - 1975. - С. 26-30.

*Мамонтов А.А., Тарасова Е.Н., Мамонтова Е.А.* Диоксины и родственные им соединения в экосистеме озера Байкал. // Озерные экосистемы: биологические процессы, антропогенная трансформация, качество воды. – Минск, 2003. – С.50-53.

*Николаевский В.С.* Биомониторинг, его значение и роль в системе экологического мониторинга и охране окружающей среды // Методол. и филос. пробл. биол. - Новосибирск. - 1981. - С. 341-354.

Полихлорированные бифенилы (ПХБ) в Байкальском регионе: источники, дальний перенос и оценка риска (результаты гранта INTAS 2000-00140). – Иркутск: Изд-во Ин-та географии СО РАН, 2005. – 52 с.

*Худяков В.И.* Пространственное распределение и состояние планктона озера Байкал в районе действия сточных вод БЦБК: Автореф. дисс. ...к.б.н., М., 2004. - 24с.

*Fjordingstad E.* Pollution of stream estimated by benthal phytomicroorganisms. 1. A saprobic system based on communities of organisms and ecological factors // Internet. Revue ges. Hydrobiol. - 1964. - 49, 1. - P. 63-131.

*Hawkes H.A.* The biological assessment of pollution in Birmingham streams // J.Institution of Municipal Engineers. - 1956. - 82, 11. - P.425-436.

*Herman Peter M.J., Help Carlo.* On the use of meiofauna in ecological monitoring: who needs taxonomy? // Mar. Pollut.Bull. - 1988. - 19, № 12. - P.665-668.

*Schindler D.W.* Whole-lake eutrophication experiments with phosphorus, nitrogen and carbon // Verh. Int.Ver. theoret. Und angew. Limnol. - 1975. - 19. - № 4. - P.3221-3231.

*Pejler Birger.* On long-term stability of zooplankton composition // Rept. Inst. Freshwater Res. Drottningholm. - 1975. - № 54. - P.107-117.

# ACANTHOCYCLOPS TRAJANI MIRABDULLAYEV ET DEFAYE (COPEPODA, CYCLOPOIDA) КАК ИНДИКАТОР ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДОЕМОВ КАЗАХСТАНА

Е. Г. Крупа

Институт зоологии МОН РК

Аль-Фараби 93, Академгородок, Алматы., 050060, Казахстан, ekrupa@nursat.kz, instzoo@nursat.kz

В Казахстане до недавнего времени было известно два вида из рода *Acanthocyclops* – *A. robustus* Sars и *A. vernalis* (Fischer). Позже выяснилось, что *A. robustus* населяет водоемы Америки, а в Среднеазиатском регионе представлены два других вида – *A. trajani* Mirabdullayev et Defaye, 2002 и *A. einslei* Mirabdullayev et Defaye, 2004 (Mirabdullayev, Defaye, 2002, 2004), ранее ошибочно смешиваемых с *A. robustus*. Из указанных выше видов наибольшее распространение в водоемах Казахстана имеет *A. trajani*. В 1997-2007 гг. исследовано распределение популяций *A. trajani* в 40 водоемах Казахстана. Минерализация воды исследованных водоемов варьировала в пределах 0.2-27.0 г/дм<sup>3</sup>, концентрация фосфора общего – 7-300 мкг/дм<sup>3</sup>, цинка – 3.2-44.4, меди – 3.8-58.8, кадмия – 0.1-5.9, свинца – 8.2-30.4 мкг/дм<sup>3</sup>.

Особи *A. trajani* были представлены в водах с минерализацией воды до 3.0 г/м<sup>3</sup> и отсутствовали в более минерализованных условиях (рис. 1).

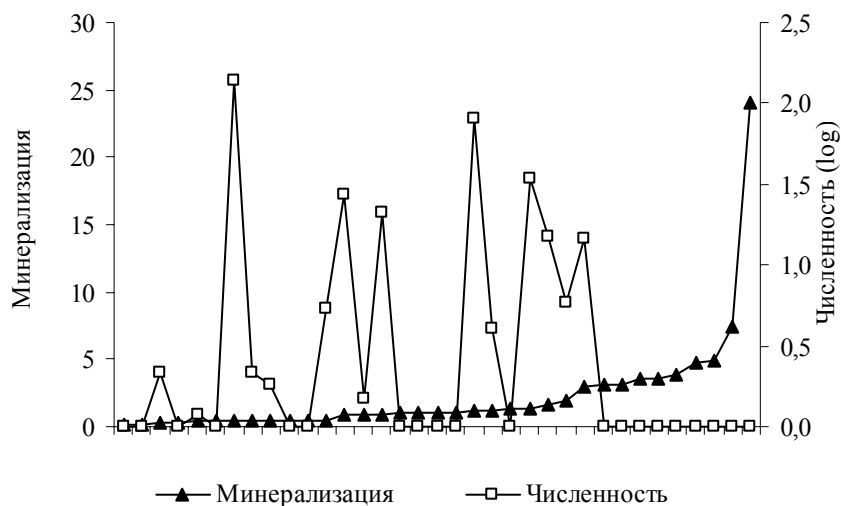


Рисунок 1. Численность *Acanthocyclops trajani* в водоемах Казахстана с различной минерализацией (г/дм<sup>3</sup>)

Максимальные показатели количественного развития популяций отмечались в водоемах-накопителях бытовых и промышленных стоков, характеризующихся высокими концентрациями

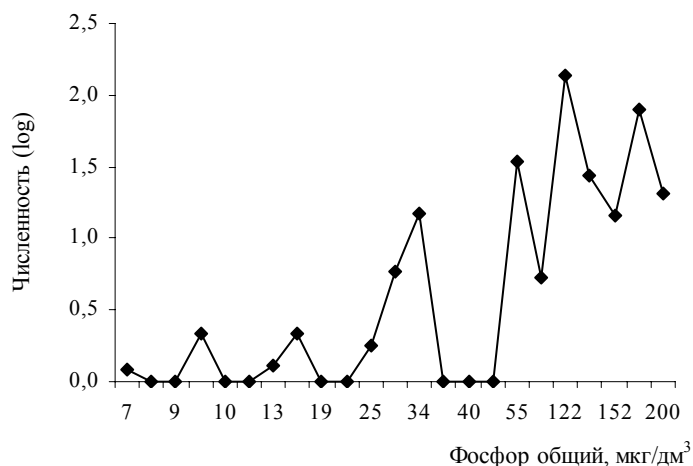
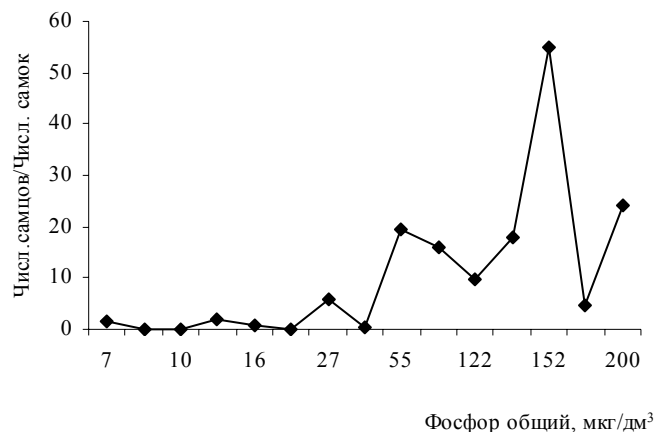


Рисунок 2. Численность *Acanthocyclops trajani* в водоемах Казахстана с различными концентрациями общего фосфора

биогенных элементов, в первую очередь, фосфора общего. Отмечена положительная корреляция между численностью циклопа (логарифм) и концентрациями фосфора общего (рис. 2) ( $r=0.79$ ,  $p<0.05$ ). При концентрации фосфора менее  $20 \text{ мкг/дм}^3$  средняя численность его популяций достигала  $0.3\pm 0.1$  тыс. экз/м<sup>3</sup>, при содержании фосфора  $25\text{-}50 \text{ мкг/дм}^3$  она возрастала до  $3.3\pm 2.3$  тыс. экз/м<sup>3</sup> и до  $44.8\pm 17.9$  тыс. экз/м<sup>3</sup> при концентрациях фосфора  $55\text{-}200 \text{ мкг/дм}^3$ . В указанном направлении, наряду с увеличением абсолютной численности акантоциклопа, возрастала его доля в зоопланктоне – от  $2.6\pm 1.2\%$  до  $8.9\pm 5.7\%$  и до  $31.2\pm 9.3\%$  численности, соответственно. В оз. Балхаш, для которого в целом характерны невысокие концентрации биогенных элементов, акантоциклоп развивался исключительно в заливах, в первую очередь, в наиболее загрязняемом сточными водами заливе Бертыс.

По исследованным водоемам изменялась половая структура популяций акантоциклопа. Значительное преобладание самцов – до 55 раз, наблюдалось в водоемах с содержанием фосфора свыше  $55 \text{ мкг/дм}^3$  (рис. 3). Выявлена положительная корреляция между логарифмом отношения численности самцов и самок циклопа и концентрацией фосфора ( $r=0.72$ ,  $p<0.05$ ).



**Рисунок 3.** Половая структура популяций *Acanthocyclops trajani* в водоемах Казахстана с различными концентрациями общего фосфора

В популяциях акантоциклопа из наиболее загрязненных водоемов (накопителей сточных вод юго-восточного и северного Казахстана, Шардаринского, Самаркандского, Интымакского, Кок-Узекского водохранилищ) постоянно обнаруживались особи с отклонениями в морфологии. Уродливые циклопы найдены также в одной из наиболее загрязняемых частей акватории оз. Балхаш – в заливе Бертыс, дельтовых озерах р. Или, находящихся под влиянием сброса коллекторно-дренажных вод Акдалинского рисового массива и загрязняемых преимущественно цинком. Численность подобных животных изменялась в пределах  $1\text{-}87$  экз/м<sup>3</sup>, их доля достигала  $0.01\text{-}1.90\%$  численности популяций (без учета науплиальных стадий). Между относительной численностью уродливых особей *A. trajani* и содержанием тяжелых металлов выявлены положительные статистически значимые зависимости (таблица). Наиболее высокие значения коэффициента корреляции Спирмана отмечались между долей уродливых особей в популяции и содержанием меди, соли которой наиболее токсичны в ряду рассматриваемых тяжелых металлов. Уродливые циклопы обнаруживались уже при концентрации меди  $4.0\text{-}4.5 \text{ мкг/дм}^3$  и постоянно отмечались в градиенте концентрации солей металла  $9.9\text{-}58.8 \text{ мкг/дм}^3$ .

**Таблица.** Коэффициент корреляции Спирмана (R) между концентрациями тяжелых металлов в воде и долей уродливых особей (% численности) в популяциях *Acanthocyclops trajani* из водоемов Казахстана

Показатель	Размер выборки (N)	R	t (N-2)	p-уровень
Zn	25	0.365	1.752	0.095
Cu	25	0.647	3.790	0.001
Pb	25	0.439	2.182	0.041
Cd	25	0.154	0.695	0.495
Сумма тяжелых металлов	25	0.543	2.893	0.009

Таким образом, *Acanthocyclops trajani* является характерным обитателем загрязненных водоемов Казахстана. Популяции этого вида отсутствовали или не достигали высокого количественного развития в водоемах с содержанием фосфора менее  $25\text{-}50 \text{ мкг/дм}^3$ , при



максимальных показателях численности в накопителях сточных вод, где концентрации фосфора достигали 55-200 мкг/дм<sup>3</sup>. В загрязненных водоемах половая структура его популяций характеризовалась существенным и нетипичным для Copepoda доминированием самцов и наличием уродливых особей. Выявленные статистически значимые положительные зависимости между численностью акантоциклопа, величинами отношения самцов и самок в его популяциях и концентрациями фосфора общего, а также между долей уродливых особей в популяциях и концентрациями тяжелых металлов в воде могут быть использованы для биоиндикации экологического состояния водоемов.

#### Список литературы

- Mirabdullayev I. M., Defaye D. On the Taxonomy of the *Acanthocyclops robustus* species-complex (Copepoda, Cyclopidae) // Selevinia. 2002. № 1-4. P. 7-20.  
Mirabdullayev I. M., Defaye D. On the Taxonomy of the *Acanthocyclops robustus* species-complex (Copepoda, Cyclopidae): *Acanthocyclops brevispinosus* and *A. einslei* sp. n. // Vestnik zoology. 2004. 38 (5). P. 27-37.

### РЕЗУЛЬТАТЫ БИОТЕСТИРОВАНИЯ ПРИРОДНЫХ ВОД РАЗНОГО ГЕНЕЗИСА С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ЛЮМИНЕСЦЕНТНОГО МЕТОДА (НА ПРИМЕРЕ ВОД ВОДОСБОРА ИВАНЬКОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА)

Е. Е. Лапина

ИВП РАН, 119333, Москва, ул. Губкина, д. 3, Россия, shtriter\_elena@rambler.ru

Одним из перспективных методов определения интегральной токсичности гидросферы является люминесцентный метод биотестирования с использованием светящихся бактерий.

В качестве тест-объекта использовалась природная морская люминесцирующая бактерия *Photobacterium phosphoreum*, или микробиосенсор В-17 677f (1). Действие бактерии основано на способности изменять интенсивность свечения в зависимости от токсичности среды. Люминесценция бактерий измерена на портативном пробирочном люминометре «Emilite – 1003A» производства СП «Биохиммак». Известно, что первоначально предполагалось использовать светящиеся бактерии как тест-объект для исследования сточных вод и медицинских препаратов, но затем *Photobacterium phosphoreum* была успешно применена для определения поверхностных вод р. Детройт с целью точного определения источников и степени водного загрязнения (2).

Проведено биотестирование следующих природных вод: артезианских с глубины 70-75 м из водоносного горизонта верхнего карбона; грунтовых с глубины 3-6 м из аллювиальных и флювиогляциальных водоносных горизонтов; родниковых и поверхностных (воды Иваньковского водохранилища и его притоков). Методика пробоподготовки включала нормализацию pH испытываемого образца. Одновременно с измерением интенсивности свечения в образцах определяли стандартный ряд гидрохимических характеристик.

Оценка уровня токсичности воды рассчитывалась по величине эффекта анализируемых проб на люминесценцию светящихся бактерий, выраженного через относительные единицы токсичности ( $\theta$ ). Расчет  $\theta$  проведен с использованием  $\gamma$ -функции с учетом 15-минутного экспонирования проб (2).

Выявлено, что в образцах артезианских вод и родников, качество которых соответствует требованиям ГОСТа к питьевой воде, интенсивность ( $J_{15}$ ) свечения бактерий наиболее высока. В единицах показаний люминометра без пересчета с применением  $\gamma$ -функции по шкале токсичности  $J_{15}$  не бывает ниже единицы при любом качестве первоначальной суспензии бактерий. В грунтовых водах  $J_{15}$  обычно ниже единицы, кроме образцов с повышенным содержанием нитратного азота, в которых величины интенсивности выше 1.0. В образцах поверхностных вод  $J_{15}$  ниже в 2-3 раза по сравнению с артезианскими, грунтовыми и родниковыми образцами. Установлено, что по направлению от поверхности водохранилища к ложу наблюдается снижение  $J_{15}$  не только летом, но и в зимний период, когда происходит более интенсивное питание водоема за счет поступления в ложе разгружающихся артезианских вод.

Кроме того, были проанализированы корреляционные зависимости величин токсичности и гидрохимических параметров, причем в качестве пар использован весь макрокомпонентный ряд, pH, электропроводность, биогенные вещества, перманганатная окисляемость, цветность и БПК<sub>5</sub>. Установлено, что из всех перечисленных характеристик качества природных вод ближе всего к динамике изменения уровня токсичности был характер изменения БПК<sub>5</sub> (в отдельных случаях

коэффициент корреляции составлял 0.95), а из ряда биогенных веществ с уровнем токсичности коррелирует фосфор. Коэффициенты корреляции составили для пары J<sub>15</sub>- Р общ. 0.58, J<sub>15</sub>- Р вал. 0.55.

#### Список литературы

- Дерябин Д.Г., Алешина Е.С. Применение природных и рекомбинантных люминесцирующих микроорганизмов для биотестирования минеральных вод. Прикладная биохимия и микробиология. – 2008. – т. 48.- № 4.- с. 417-421
- Ковальшичева Г.В., Лапина Е.Е., Букреева О.П. Биотестирование вод Иваньковского водохранилища с использованием светящихся бактерий *Photobacterium phosphoreum*. - Водные ресурсы. – 1996. - т. 23. - № 4. - с. 111-115

### О ВОЗМОЖНОСТЯХ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ЧЕРВЕЙ КЛ. HIRUDINEA В ФИЗИОЛОГО-ТОКСИКОЛОГИЧЕСКИХ ЭКСПЕРИМЕНТАХ И В САНИТАРНО-ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ПРАКТИКЕ

Л.Н. Лапкина

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

Нравственные и экономические соображения, а также законодательные меры, предпринятые во многих странах, существенно ограничивают использование позвоночных животных в токсикологических исследованиях. Эти гуманные меры поддержаны большинством исследователей и стимулируют разработку в токсикологии альтернативных методов, позволяющих частично заменять ими лабораторных крыс, кроликов и других позвоночных. К сожалению, совершенно отказаться от методов биоанализа пока нет возможности. Физико-химический анализ веществ и, в частности, присутствующих в воде, не отражает ни их раздражающих свойств, ни токсических, а указывает лишь на потенциальную возможность таковых. Кроме того, он не учитывает их комбинированного действия, синергизма или антагонизма, других процессов, непосредственно связанных со свойствами живых систем и функционированием организма – биокумуляции, метаболизма, «летального синтеза». Биотестирование - единственный способ оценки качества сложного и неопределенного химического состава воды. Следовательно, необходим поиск живых объектов среди менее организованных форм жизни. В последние годы для скрининговой оценки биологической активности веществ вместо млекопитающих используют гидробионтов разного систематического уровня. В данном аспекте рассматриваются ниже представители кл. Hirudinea.

Несмотря на то, что класс этих червей не богат в видовом отношении (в мире 400 - 500 видов, согласно Е.И. Лукину, 1976), тем не менее по эколого-биологическим особенностям пиявки весьма разнообразны, населяют воды различной сапробности и распространены практически во всех зоогеографических областях. Это позволило зарубежным исследователям (Sladeczek, Kozel, 1984) предложить использовать пиявок в качестве индикаторных организмов наряду с другими гидробионтами при оценке качества природных вод. Наши полевые наблюдения (экспедиции по Рыбинскому и другим водохранилищам Волги) также подтвердили, что пиявки из сем рыбы могут быть индикаторами локального либо глобального антропогенного загрязнения водоемов. Интенсивность и экстенсивность инвазии ими рыб резко сокращается (или рыба полностью свободна от этих эктопаразитов) ниже крупных городов по течению Волги (Лапкина, Жарикова, Свирский, 2002). Позже установлен факт снижения показателей инвазии леща пиявкой *Caspiobdella fadejewi* (Erstein) в Шекснинском плесе, показана ее положительная корреляция со степенью удаленности от г. Череповца - поставщика в водоем тяжелых металлов и других веществ, обладающих материальной кумуляцией (Свирский, Лапкина, Степанова, 2003).

Некоторые виды пиявок представляют интерес как лабораторные тест-объекты, способствующие решению определенных задач (практических и теоретических) не только водной, но и общей токсикологии. Для их использования важны: массовость объекта в природе, способность размножаться в лабораторных условиях, высокая плодовитость, низкая устойчивость к токсическим веществам, повышенная чувствительность к определенной группе химических соединений, наличие ярких показательных функций для установления факта токсичности среды, и, что очень важно, для идентификации отдельных групп токсикантов. Перечисленным качествам отвечают далеко не все из 19-20 видов пиявок фауны Европейской части страны и фауны Ярославского Поволжья – в ней обнаружено 17 видов (Лапкина, 2007). Определить видовую, родовую и семейственную (плоские,

рыбы, челюстные, глоточные) принадлежность пиявок несложно. В этом помогут монография Е. И. Лукина (1976) и его же статья в определителе пресноводных беспозвоночных (1977).

В биотестировании особенно распространены тесты на острую токсичность, когда процент смертности тест-объекта за определенное время экспозиции или показатель среднелетальной концентрации ( $LC_{50}$ ) позволяют судить о степени токсичности испытуемого раствора. Сравнительные экспериментальные данные с пиявками 4 семейств показали, что к большинству исследованных веществ наименее устойчивы представители сем. рыбы, а среди них – *C. fadejewi* (Лапкина, Архипова, 2003). Этот вид широко распространен во всех волжских водохранилищах, а также в реках и водохранилищах Азово-Черноморского бассейна. Пиявки присутствуют на леще (в его ротовой полости) круглый год, и снятые с рыб в лабораторных условиях откладывают много коконов в любой сезон года (Лапкина, 1986). Через 3 недели при  $T-20^{\circ}C$  из коконов выходит молодь, которая менее токсикорезистентна по сравнению со взрослыми особями, и поэтому более перспективна для экспрессных острых опытов (Лапкина, Томилина, Флеров, 1991).

Другая рыба-пиявка – *Piscicola geometra* (L.) – устойчивее, чем *C. fadejewi* к любому химическому загрязнению. К тому же она не всегда доступна, поскольку присутствует на щуке и других видах хищных рыб лишь в зимний и весенний периоды. Ограничен и ее репродуктивный период, который длится в лабораторных условиях с конца февраля до конца весны. Существуют, правда, и некоторые преимущества данного тест-объекта перед *C. fadejewi*: *P. geometra* широко распространена (транспалеаркт), имеет более короткий эмбриональный период – 2 недели при  $T-20^{\circ}$ , и молодь ее крупнее, чем у *C. fadejewi*, что облегчает манипуляции с нею.

В ситуациях, когда сточные воды цехов, предприятий обладают высокой токсичностью, контроль за их качеством приходится осуществлять с использованием более резистентных организмов. К таковым относятся пиявки сем. глоточные, р. *Herpobdella* = *Erpobdella*: *Erpobdella octoculata* (L.), *E. testasea* (Savigny) и *E. nigricollis* (Brandes), наиболее массовые обитатели заросших водоемов.

Самыми устойчивыми к химическому загрязнению являются обычно плоские пиявки. Они, уступают глоточным по встречаемости и массовости, что ограничивает возможности их применения в острых опытах. Исключение составляет мелкий вид – *Helobdella stagnalis* (L.), широко распространенный и менее резистентный по сравнению с крупными видами пиявок этого семейства.

В биотестировании важно использовать, помимо летальных показателей, прижизненные тест-функции организма, которые более экспрессно сигнализируют о негативных свойствах воздействующего раствора или проб сточной воды. Пиявки обладают удивительно широким набором таких показательных функций, очень разнообразных и достаточно чувствительных, что позволяет рекомендовать некоторые их виды, несмотря на высокие показатели устойчивости по летальным критериям, в качестве тест-объектов. Так, показано (Лапкина, Флеров, 2001), что эффект химического раздражения галоидами, окислителями, кислотами, ТМ, спиртами, фенолами, красителями, СПАВ, находящимися в воде в количествах, близких к ПДК, предшествует их токсическому действию и улавливается молодью *Hirudo medicinalis* (L.) (сем. челюстные). Ее ответные поведенческие реакции позволяют не только экспрессно и безошибочно выявить эффект раздражения в первые же минуты соприкосновения с испытуемым раствором, но при удлинении экспозиции (или концентрациях выше ПДК) ранжировать его силу, степень пролонгации и предел переносимости. Все это важно, поскольку способность загрязненной воды вызывать раздражение – важный признак ее биологической активности. К сожалению, он, ввиду отсутствия надежных и дешевых критериев, не выделен санитарно-гигиеническими и рыбохозяйственными нормативами в самостоятельный лимитирующий показатель качества воды, подобно запаху, цветности, привкусу, пенообразованию, токсичности.

Некоторые высокотоксичные соединения не обладают раздражающими свойствами, и тем самым их опасность для животных усугубляется. Подобными особенностями характеризуется большинство ядов антихолинэстеразного действия, в частности пестициды группы ФОС (фосфорорганические соединения). Они проникают в организм незаметно и не вызывают у животных защитных реакций, в том числе такой его эффективной формы, как избегание. Тем не менее, пиявки 2 семейств – *H. medicinalis* (челюстная) и *Hemiclepsis marginata* O.F.Müller (плоская) – способны не только сигнализировать о наличии токсиканта в воде, но и дают возможность идентифицировать эту группу ядов по специфичному и очень наглядному симптомокомплексу отравления, который проявляется через определенный латентный период (Лапкина, Чуйко, 2007). При этом благодаря эффекту обратимости интоксикации одни и те же особи могут быть использованы для анализа многократно. При повторном контакте с раствором ФОС или другими антихолинэстеразными агентами (например, карбонатами) порог чувствительности к ним у пиявок

становится много ниже предыдущего (мг/л) или сокращается время (минуты, часы) латентного периода при неизменной концентрации, а значит и экспрессность метода возрастает. Способность к обратимости интоксикации у 2 видов различна. Медицинскую пиявку во избежание ее гибели следует извлекать из раствора уже после первых начальных и уже специфичных симптомов отравления. *H. marginata*, в отличие от *Hirudo medicinalis*, может долго оставаться в растворе ФОС, не теряя способности к обратимости токсического процесса. Она возвращается в нормальное по виду физиологическое состояние при переносе в чистую воду даже на стадии, когда весь симптомокомплекс отравления полностью завершен, и пиявка находится в состоянии мнимой смерти. То есть *Hemiclepsis marginata* – объект, сочетающий достаточно высокую чувствительность к ФОС с высокой устойчивостью к ним (Лапкина, Чуйко, 2007). *Hirudo medicinalis* в силу своих физиологических особенностей является универсальным тест-объектом для обнаружения биологически активных веществ в разных средах - воде, донных осадках, влажном воздухе, увлажненной почве и даже биологических жидкостях, что очень важно при контроле за средой в чрезвычайных ситуациях.

Для более полной характеристики 2 вышеназванных пиявок добавим, что оба вида издавна наряду с лягушкой являются излюбленным экспериментальными объектами: *Hirudo medicinalis* особенно популярна у электрофизиологов, а *Hemiclepsis marginata* - у эмбриологов. Нам приходилось электрофизиологическим методом исследовать механизмы токсического действия некоторых веществ, в частности, процесс затухания импульсной активности в брюшной нервной цепочке (БНЦ) *Hirudo medicinalis* при аппликации на ее тело тампонов с разными концентрациями фенола. Потенциалы действия, генерируемые фоторецепторами в ответ на световой стимул и передаваемые в БНЦ, под влиянием анестезирующих свойств фенола прекращались и могли быть возобновлены при орошении тела пиявки чистой водой. Медицинская пиявка, как и другие представители сем челюстные, отличается более крупными размерами, что позволяет использовать инъекции при изучении механизма действия токсических веществ, при различных путях поступления их в организм. Размеры пиявки позволяют также собрать и проанализировать ее мочу на предмет присутствия в ней ядов или продуктов их метаболизма. Так, было показано, что при интоксикации, вызванной ДДВФ, пиявки на определенном этапе отравления начинают через метанефридии усиленно выделять мочу, которая также обладает высокой антихолинэстеразной активностью (наши неопубликованные данные).

Коммерческий вылов медицинских пиявок наряду с мелиоративным осушением болот и широким применением пестицидов в сельском хозяйстве резко сократили ее численность как в нашей стране, так и в Европе. В связи с этим в семидесятые годы прошлого века в литературе высказывались пожелания заменить в ВУЗах и НИИ медицинскую пиявку большой ложно-конской – *Haemopis sanguisuga* (L.). Этот вид из того же сем челюстные, но относится к хищным, а не кровососущим пиявкам. На наш взгляд *Haemopis* менее удобна для эксперимента, в том числе электрофизиологического, ее БНЦ легко повреждается при освобождении от окружающей ее оболочки. Пиявка *H. sanguisuga* намного устойчивее к токсическим веществам по сравнению не только с *Hirudo medicinalis*, но и другими пиявками. К тому же содержать ее в лабораторных условиях сложно. Она требует обязательного кормления в теплый сезон года и частой смены воды, поскольку прожорлива и сильно загрязняет аквариум экскрементами. Все это снижает ее ценность для биотестирования. Медицинская же пиявка сегодня активно культивируется во многих городах России, в том числе в Москве и Санкт-Петербурге, реализуется через аптеки и содержание ее в лабораторных условиях не обременительно.

Часто при изучении веществ на токсичность существует необходимость проведения длительных хронических опытов. При этом наиболее распространенными критериями являются: соматический и репродуктивный рост, плодовитость, выживаемость потомства, его качество и другие, в частности, поведенческие показатели. Для подобных многомесячных экспериментов подходят как кровососы рыб - *C. fadjejewi* и *H. marginata*, так и хищные пиявки сем глоточные (*Erpobdellidae*). Те и другие не покидают воду и не убегают из открытых емкостей подобно челюстным пиявкам. Первых с определенной периодичностью (обычно 1 раз в 1-2 недели), зависящей от возраста червей, кормят на рыбе. Хищные виды нуждаются в питании ежедневно и с одинаковым удовольствием едят рыбный и мясной фарш, творог, вареное яйцо, не говоря уже об их естественных пищевых объектах – хирономидах и тубифицидах. Перечисленные пиявки были задействованы, например, для изучения последствий поступления в их организм природных соединений ртути. Хозяином-прокормителем для *C. fadjejewi* и *H. marginata* с момента начала их жизни и до ее конца в опыте была ртутьсодержащая рыба (0.33 мг/кг). Хищные пиявки *Erpobdella testasea* употребляли фарш из мышц этих рыб. Критериями, по которым оценивали состояние

кровососущих пиявок, были: количество кормлений, необходимых для полового созревания (первых спариваний и первых коконов), а также число репродуктивных циклов. У хищных пиявок токсический эффект наглядно проявлялся в снижении эффективности оборонительного поведения (уход от более крупной хищной пиявки *H. sanguisuga*), в утрате охотничьих навыков (число неудачных атак на хирономид), а также в темпах их соматического и репродуктивного роста.

Половозрелые особи *E. testasea*, выловленные в конце лета, откладывают коконы в лабораторных условиях весь осенне-зимний период в отличие от пиявок *E. octoculata*, которые приступают к размножению только весной. Наблюдение за ежедневной кладкой коконов упрощается, если каждый день предоставлять пиявкам новый субстрат (датированный) для их прикрепления<sup>2</sup>, а предыдущий с уже отложенными коконами переносить либо в чистую воду, либо в исследуемый раствор в зависимости от решаемой задачи. Прозрачные покровы коконов позволяет вести наблюдение за эмбриональным развитием в каждом из них индивидуально. Таким образом, помимо числа отложенных коконов, можно иметь информацию о числе яиц в каждом коконе, числе живых и погибших эмбрионов, количестве вышедшей молодежи, продолжительности ее эмбрионального периода.

Остановимся еще на одном полезном качестве пиявок для экспериментальной токсикологии. Оказалось, что голодные особи *Hirudo medicinalis* и *Hemiclepsis marginata* могут с успехом быть применены в качестве биоприца для забора крови у одной и той же подопытной особи (рыбы, лягушки) многократно на протяжении хронического токсикологического эксперимента. То есть пиявки позволяют заменить каудотомию, обычно применяемую для забора крови из хвостовой вены рыб, альтернативным бестравматичным методом (Лапкина, Чуйко, Степанова и др. 2004). Это избавляет рыб от гибели, от стресса и тем самым не исключает их из дальнейшего эксперимента. Кровососущие пиявки удобны для содержания в лабораторных условиях. Они месяцами могут обходиться без кормления, не требуют дополнительной аэрации воды и частой ее смены.

В заключении отметим наиболее важные и перспективные, с нашей точки зрения, возможности применения пиявок в контроле за качеством вод. Первая связана с молодью *Hirudo medicinalis* и ее реакциями на химическое раздражение. Они могут стать основой для разработки унифицированного метода, позволяющего расширить спектр лимитирующих показателей вредности воды, включив в их перечень эффект раздражения. Пригодны они и для экспресс-выявления раздражающих свойств у вновь синтезированных соединений на первом этапе их тестирования, предшествующего изучению на млекопитающих - закапыванию растворенных веществ в глаза кроликов (тест Драйзера). В этом случае использование пиявок удешевит и ускорит исследовательский процесс и сделает его более гуманным по отношению к лабораторным животным. В чрезвычайной ситуации (теракт) при попадании в окружающую среду высокотоксичных боевых отравляющих веществ типа ртути, мышьяка, сурьмы пиявки также могут оказаться эффективными тест-объектами для широкомасштабного анализа воды. Показательной тест-функцией и здесь будет быстрая неспецифическая реакция на раздражающий фактор химической природы (Лапкина, Флеров, 2001).

Специфический ответ пиявок на действие антихолинэстеразных веществ – вторая возможность использования их не только в повседневной практике контроля за фосфорорганическими и карбаматными пестицидами, но и в чрезвычайных ситуациях, когда случайно или целенаправленно в водоемы могут попасть боевые отравляющие вещества из класса высокотоксичных фосфорорганических соединений. Специфичный симптомокомплекс отравления может способствовать идентификации этой группы токсикантов (Лапкина, Чуйко, 2007).

#### Список литературы

- Лапкина Л.Н. Биолого-экологические особенности рыбных пиявок *Caspiobdella fadejewi* (Epstein) и *Piscicola geometra* //Сб.ИБВВ «Биология и экология водных организмов». Л. Наука 1986.53. С. 195-207.
- Лапкина Л.Н. Пиявки Рыбинского водохранилища: видовой состав и экотоксикологические характеристики// Экологические проблемы уникальных природных и антропогенных ландшафтов. Матер. Всерос. Науч.-практ. конф. 29-30 ноября 2007 г. Ярославль. С.85-91.
- Лапкина Л.Н., Архипова Н.Р. Сравнительная устойчивость аннелид к пестицидам// Экология. 2003. № 5. С. 367-371.
- Лапкина Л.Н., Жарикова Т.И., Свирский А.М. Зараженность рыб пиявками (сем. Piscicolidae) в волжских водохранилищах //Паразитология. 2002. Т. XXXVI (2). С. 132-139.
- Лапкина Л.Н.,Томилина И.И., Флеров Б.А. Хроническое действие хлорофоса на пиявок *Caspiobdella fadejewi* (Epstein) в разные периоды их онтогенеза// Бюлл. БВВ. 1991. № 90, С. 28-33.

<sup>2</sup> В качестве него удобно использовать пенопластовые подносики, широко применяемые в торговле для фасованных полуфабрикатов. Этот материал плавает на поверхности воды, и черви предпочитают именно на нем откладывать коконы, а не на стенках аквариума

- Лапкина Л.Н., Флеров Б.А. Экспресс-обнаружение в воде веществ, обладающих раздражающими свойствами //Токсикологический вестник. 2001. № 3. С. 16-21.
- Лапкина Л.Н., Чуйко Г.М. Физиолого-биохимические реакции пиявок на действие фосфорорганических пестицидов// Физиология и токсикология пресноводных животных. (Сборник посвященный памяти Б.А. Флерова). Рыбинск. 2007 г. С.140-177.
- Лапкина Л.Н., Чуйко Г.М., Степанова В.М., Подгорная В.А. Использование пиявок для исследования параметров крови рыб// Сб. матер. Межд. конференции «Современные проблемы физиологии и биохимии водных организмов». Петрозаводск. 2004. С.79.
- Лукин Е.И. Фауна СССР. Пиявки. Л. Наука.1976. 484 с.
- Лукин Е.И. Класс пиявки Hirudinea//Определитель пресноводных беспозвоночных Европейской части СССР. Гидрометиздат. 1977. С. 201-212.
- Свирский А.М., Лапкина Л.Н., Степанова В.М. Распределение пиявки *Caspiobdella fadejewi* (Erstein) в популяции леща Рыбинского водохранилища // Паразиты рыб: современные аспекты изучения. Конф. посвящ. памяти д.б.н., проф. Б.И.Купермана. Борок, 18-22 августа 2003. Тез. докл. Борок, 2003. С.
- Sladeczek V., Kosel V. Indicator Value of Freshwater Leeches (Hirudinea) with a Key to the Determination of European Species // Acta hydrochim. et hydrobiol. 1984. Vol.12. № 5. P.451-461.

## КОМПЛЕКСНАЯ ОЦЕНКА СТОЧНЫХ ВОД СЛОЖНОГО СОСТАВА

А.В. Лисовенко

*РФЯЦ-ВНИИЭФ, отдел промышленной экологии и природопользования,  
г. Саров Нижегородской обл., пр-т Мира, 37, Россия, leesah@narod.ru*

Важность разностороннего контроля и оценки качества сточных вод на предприятии диктуется необходимостью установления влияния сброса сточных вод на экосистемы водоемов. При этом на большинстве предприятий такой контроль проводится по перечням химических показателей сточных вод, определяемых исходя из техпроцессов, в результате которых образуются сточные воды. Однако в том случае, если сточные воды имеют многокомпонентный состав, одного химического контроля недостаточно для оценки опасности вод для биологических организмов, и возникает необходимость токсикологического контроля сточных вод с целью оценки их опасности для экосистем. Несмотря на то, что токсичность вод определяется содержанием в них загрязняющих веществ, выявление зависимостей между степенью токсичности вод и концентрациями веществ в них представляется нетривиальной задачей и представляет особую сложность для сточных вод комбинированного состава. Установление таких связей имеет прогностическое значение, дает возможность разрабатывать рекомендации по нормированию сброса загрязняющих веществ и принимать управленческие решения, направленные на сокращение вредного антропогенного влияния на экосистемы.

**Цель работы:** провести комплексную оценку качества сточных вод предприятия на основе химических и токсикологических характеристик вод.

Для реализации этой цели должны быть решены следующие задачи:

- разработать методику оценки качества сточных вод на основе интегрального показателя с точки зрения их химического состава;
- пользуясь разработанной методикой, оценить качество сточных вод предприятия по химическим показателям, включая определение наиболее опасных компонентов вод, оценку динамики качества сточных вод выпусков предприятия и ранжирование выпусков по качеству отводимых вод;
- провести токсикологические исследования сточных вод предприятия;
- при помощи методов математической статистики определить взаимосвязь токсичности сточных вод и химического состава и на основе этого разработать токсикологически допустимые уровни содержания загрязняющих веществ в сточных водах с целью снижения воздействия последних на экосистемы водоемов.

Работа проводится на базе конкретного предприятия-водопользователя, РФЯЦ-ВНИИЭФ, осуществляющего водоотведение в ряд природных водных объектов. В течение нескольких лет проводилась разносторонняя оценка качества сточных вод, сбрасываемых через 11 выпусков, включающая физико-химические и токсикологические показатели.

Обследуемые выпуски существенно отличаются по объему водоотведения, источникам образования и составу сточных вод. Воды каждого выпуска имеют индивидуальный сложный переменчивый состав. Это значительно затрудняет проведение адекватной оценки качества вод

выпусков в динамике и сравнения его между разными выпусками. Еще одной сложностью является то обстоятельство, что получаемые в процессе экологического мониторинга сточных вод сведения носят гетерогенный характер, трудно сопоставимы между собой и не всегда удовлетворяют требованиям статистической воспроизводимости и др.

В связи с этим, для сравнительного анализа качества вод требуется применение интегральных показателей, которые позволили бы избежать вышеупомянутых затруднений. На практике применяется ряд методик комплексной оценки вод по гидрохимическим показателям, однако все они разработаны для вод водоемов и, кроме того, не лишены недостатков.

На основании вышесказанного первым этапом наших исследований стала разработка собственной методики расчета интегрального показателя качества вод, ставшая эффективным инструментом, который может быть применен для решения ряда водоохранных задач на предприятии, таких как:

- выявление наиболее опасных компонентов сточных вод в конкретном выпуске;
- оценка динамики качества вод, отводимых через выпуск;
- ранжирование выпусков по качеству вод.

Интегральный показатель качества вод представляет собой значение обобщенной функции желательности, которая, в свою очередь, рассчитывается на основе частных функций желательности с весовыми коэффициентами.

Процедура применения методики включает 4 этапа.

**Этап 1. Сбор и обобщение информации.** На первом этапе необходимо сформировать рабочие таблицы исходных данных для каждого выпуска сточных вод.

**Этап 2. Расчет частных функций желательности.** Расчет частной функции желательности производится по формуле свертки функций:

$$d_i = \frac{2(x_i \cdot x_{\text{норм}})}{x_i^2 + x_{\text{норм}}^2}, \text{ где}$$

$x_i$  – средняя измеренная концентрация вещества в исследуемый период;  $x_{\text{норм}}$  – концентрация вещества, по которой производится нормировка.

**Этап 3. Расчет обобщенной функции желательности.** Производится расчет обобщенной функции желательности по всем показателям качества вод. Обобщенная функция желательности рассчитывается по формуле:

$$D = \sqrt[n]{\left( \prod_{i=1}^n (d_i^\alpha)^\beta \right)} = \sqrt[n]{d_1^{\alpha\beta} \cdot d_2^{\alpha\beta} \cdot d_3^{\alpha\beta} \dots d_n^{\alpha\beta}}, \text{ где}$$

$d_i$  – частная функция желательности;  $n$  – число показателей;  $\alpha$  – коэффициент, учитывающий опасность данного загрязняющего вещества;  $\beta$  – коэффициент, учитывающий превышение среднего измеренного значения показателя над нормативом.

Оценка на основании обобщенной функции желательности производится по следующим критериям (Адлер, 1976):

Качество вод	Значения обобщенной функции желательности
Очень хорошее	1.0 – 0.80
Хорошее	0.80 – 0.63
Удовлетворительное	0.63 – 0.37
Плохое	0.37 – 0.20
Очень плохое	0.20 – 0.00

**Этап 4. Представление результатов в графическом виде.** На основании обобщенной функции желательности строятся графики (диаграммы), отражающие динамику качества вод выпусков в течение исследуемого периода и графики, позволяющие сравнить качество вод всех выпусков по каждому отчетному периоду.

Описанная выше процедура расчета функции желательности была применена к результатам химического анализа сточных вод, сбрасываемых из выпусков РФЯЦ-ВНИИЭФ за 2001-2007 гг. Анализ результатов позволил выявить для вод разного состава и источника происхождения важнейшие компоненты, негативно влияющие на качество вод и наиболее опасные с точки зрения воздействия на экосистемы водоемов. В каждом случае перечень этих компонентов индивидуален и зависит от техпроцессов, в результате которых образуются сточные воды, и источников образования

вод. Т.к. выявленные компоненты наибольшим образом влияют на качество вод, то колебания их содержания в сточных водах в основном определяют его динамику. Ретроспективный анализ динамики качества сточных вод выпусков РФЯЦ-ВНИИЭФ позволил определить, в какие годы наблюдалась наиболее неблагоприятная ситуация, связанная с низким качеством вод для каждого выпуска. Установление причин, его обусловивших, позволило найти «узкие места» и выявить источники поступления сточных вод наихудшего качества.

Определение важнейших загрязняющих веществ в сточных водах выпусков и степень их превышения над допустимыми значениями является основой ранжирования выпусков по общему качеству вод. Их выявление для наиболее неблагоприятных выпусков позволяет найти причину сложившейся ситуации и разработать мероприятия, направленные на ее устранение. Сравнительный анализ выпусков РФЯЦ-ВНИИЭФ дал возможность определить наиболее неблагоприятные выпуски, воды которых в большей степени опасны для экосистем водоемов.

Однако, несмотря на удобство и эффективность использования описанного интегрального показателя для оценки экологической опасности вод с точки зрения химического состава, где применяются нормировки на установленные показатели (предельно допустимые концентрации, нормативы допустимого сброса), которые кажутся гарантирующими, он не может быть применен для прогнозирования биологического действия смесей загрязняющих веществ, какими являются сточные воды. Таким образом, вытекает необходимость проведения токсикологических исследований с использованием биотестирования, позволяющего дать интегральную оценку вод с точки зрения их биологической опасности.

Вторым этапом нашей работы стало проведение токсикологических исследований сточных вод с помощью биотестирования. В течение 2003 – 2007 гг. проанализировано более 450 проб сточных вод с использованием биотеста на инфузориях *Paramecium caudatum* и в течение 2005 – 2007 гг. около 200 проб сточных вод с использованием теста на цериодафниях *Ceriodaphnia affinis* из 11 выпусков, имеющих на балансе РФЯЦ-ВНИИЭФ. Был накоплен значительный объем информации о токсикологических свойствах вод различного состава и источника происхождения. Пробы вод на токсичность и химический контроль отбирались параллельно, что дало возможность оценки взаимосвязи токсикологических свойств вод и содержания в них загрязняющих веществ.

Третий этап проводимых нами работ - установление связи химического состава вод и их токсичности. Формальное сопоставление данных биотестирования и интегрального показателя качества вод на основе функции желательности показало, что удовлетворительный результат, показавший отрицательную корреляцию между ними, получен только в одном случае.

Отсюда следует необходимость обработки данных химического мониторинга и токсикологических исследований методами статистики. Сложность подбора методов, которые можно было бы применить для этих целей, обусловлена недостатками, присущими массивам данных, обрабатываемых при ретроспективных исследованиях: гетерогенность, потери информации и др. Серьезной трудностью является также сложный трудно предсказуемый вид зависимости между характером отклика биосистемы на воздействие и интенсивностью самого воздействия (в данном случае между показателями токсичности и концентрацией загрязняющих веществ).

Предварительную оценку тесноты и силы связи между показателями токсичности и содержанием веществ можно дать, используя корреляционный анализ. Нами были рассчитаны непараметрические статистики: ранговые коэффициенты корреляции Спирмена, Кендалла и гамма-критерий между безвредной кратностью разбавления вод (БКР) по тестам на инфузориях и цериодафниях (показатели токсичности) и концентрациями загрязняющих веществ (показатели химического состава вод).

В результате получено несколько важных выводов. Выявлена связь между токсичностью и рядом химических показателей, что свидетельствует о влиянии этих веществ на проявление токсикологических свойств вод. Достоверная связь обнаружена, прежде всего, с интегральными показателями, такими, например, как сухой остаток, взвешенные вещества, химическое потребление кислорода (ХПК) и биохимическое потребление кислорода (БПК). Кроме того, с теми веществами, концентрации которых в сточных водах могут существенно превышать установленные допустимые значения. Это, в первую очередь, вещества-органогены – вещества группы азота и фосфаты. Выявлена достоверная связь токсичности с показателями солевого фона (сухой остаток, хлориды и сульфаты). Связь с концентрациями сильных токсикантов, таких как тяжелые металлы, обнаружена только для тех из них, которые часто присутствовали в стоках со значительной степенью превышения над нормативом (например, катионы железа и марганца). С прочими катионами тяжелых металлов связь не обнаружена в силу редкого попадания их в сточные воды в незначительных количествах. Выявлена также достоверная связь между токсичностью вод и содержанием в них анионогенных



поверхностно активных веществ (АПАВ). Наблюдается согласование результатов корреляционного анализа связи токсичности и содержания загрязняющих веществ для двух различных тест-организмов. Это свидетельствует о том, что изменение концентраций веществ, для которых выявлены корреляционные связи, наибольшим образом отражается на проявлении токсических свойств сточных вод.

Для определения факторов, оказывающих наибольшее токсическое действие на тест-организмы, проведены дискриминантный и регрессионный анализ. Дискриминантный анализ позволил получить качественную характеристику отнесения вод к токсичной или нетоксичной группе на основании параметров химического состава вод. Установлено, что для *P. caudatum* токсичность вод характеризовалась концентрацией сухого остатка, АПАВ, аммонийного азота и сульфатов с вероятностью  $p < 0.05$ . На основании концентрации данных показателей удалось создать комплекс уравнений, позволяющих с некоторой долей приближения прогнозировать проявления токсичности вод.

$$Y_1 = -0.6291 + 0.0012C_{\text{сух.остат.}} + 7.9322C_{\text{АПАВ}} + 0.1434C_{\text{азот.аммон.}} - 0.0007C_{\text{сульфаты}}$$

$$Y_2 = -3.8000 + 0.0025C_{\text{сух.остат.}} + 31.6266C_{\text{АПАВ}} + 0.7163C_{\text{азот.аммон.}} - 0.0031C_{\text{сульфаты}}$$

Если  $Y_1 > Y_2$ , то данная проба должна быть токсичной, если  $Y_1 < Y_2$ , то не токсичной

Данный прогноз достоверен при характеристике нетоксичных вод на 93.1% и токсичных вод на 53.3%, при общей вероятности достоверного прогноза 81.4%.

Для *C. affinis* токсичность вод определялась содержанием сухого остатка, ХПК, аммонийного азота и сульфатов с вероятностью  $p < 0.05$ . Был также создан комплекс уравнений для прогнозирования проявления токсичности вод.

$$Y_1 = -2.2756 + 0.0014C_{\text{сух.остат.}} + 0.1465C_{\text{ХПК}} + 0.1481C_{\text{азот.аммон.}} - 0.0005C_{\text{сульфаты}}$$

$$Y_2 = -6.8617 + 0.0034C_{\text{сух.остат.}} + 0.1988C_{\text{ХПК}} + 1.0759C_{\text{азот.аммон.}} - 0.0036C_{\text{сульфаты}}$$

Если  $Y_1 > Y_2$ , то данная проба должна быть токсичной, если  $Y_1 < Y_2$ , то не токсичной

Данный прогноз достоверен при характеристике нетоксичных вод на 94.2% и токсичных вод на 51.9%, при общей вероятности достоверного прогноза 82.3%.

Для установления динамики токсичности при изменении концентраций компонентов вод был проведен регрессионный анализ на основе кусочно-линейной регрессии. Для *P. caudatum* получено уравнение линейной зависимости с точкой перегиба на уровне 8.96 БКР.

$$\text{БКР} = 4.3828 - 0.0008C_{\text{сух.остат.}} + 4.8524C_{\text{АПАВ}} + 0.0353C_{\text{азот.аммон.}} - 0.0003C_{\text{сульфаты}};$$

$$\text{БКР} = -4.4715 + 0.0803C_{\text{сух.остат.}} - 62.0112C_{\text{АПАВ}} + 2.1909C_{\text{азот.аммон.}} - 0.0021C_{\text{сульфаты}}.$$

Данное уравнение достоверно характеризует до 88.87% всех экспериментально полученных значений.

Из полученного уравнения следует, что основную роль в увеличении токсичности вод для *P. caudatum* играют АПАВ и аммонийный азот. Направленность воздействия данных веществ не одинакова. Если вклад в токсичность аммонийного азота возрастает пропорционально увеличению токсичности вод, то воздействие АПАВ при увеличении токсичности вод уменьшается, что свидетельствует о проявлении антагонистического типа взаимодействия АПАВ с другими веществами, растворенными в сточных водах.

Для *C. affinis* по результатам регрессионного анализа получено уравнение линейной зависимости с точкой перегиба на уровне 24.92 БКР.

$$\text{БКР} = 6.3615 - 0.0021C_{\text{сух.остат.}} + 0.0494C_{\text{ХПК}} + 1.0367C_{\text{азот.аммон.}} + 0.0049C_{\text{сульфаты}};$$

$$\text{БКР} = -49.3854 - 0.0990C_{\text{сух.остат.}} + 0.4973C_{\text{ХПК}} + 7.6973C_{\text{азот.аммон.}} + 3.9235C_{\text{сульфаты}}.$$

Данное уравнение достоверно характеризует до 93.29% всех экспериментально полученных значений.

Из полученного уравнения следует, что основную роль в увеличении токсичности вод для *C. affinis* играют аммонийный азот и сульфаты. С увеличением концентрации аммонийного азота и сульфатов токсичность вод возрастает, тогда как при повышении содержания сухого остатка

токсичность уменьшается. Это свидетельствует о проявлении антагонизма загрязняющих веществ при их воздействии на организмы.

Таким образом, выявлена принципиальная связь между токсичностью и химическим составом и определен перечень веществ, в большей или меньшей степени влияющих на токсичность вод. Однако примененные методы анализа не позволяют определить диапазоны концентраций, в которых вещества проявляют или не проявляют токсичность. Т.е. этого не достаточно для разработки рекомендаций по нормированию сбросов.

Найти диапазоны концентраций, в которых вещества не проявляют токсичности, т.е. токсикологически допустимые уровни, и на их основании нормировать содержание веществ можно, используя детерминационный анализ. Он позволяет решать задачи оптимизации количественных переменных – нахождения на множестве значений числовой переменной интервала, в котором совокупность значений переменной наилучшим образом объясняет некое правило. Для установления связи между различными переменными с помощью процедуры детерминационного анализа проверяется истинность детерминации (правила) с помощью критериев точности и полноты.

Детерминационным анализом для *P. caudatum* статистически достоверно определены диапазоны концентраций, в которых вещества не проявляют токсичность, для следующих показателей: взвешенные вещества, АПАВ, сухой остаток, БПК, ионы аммония, нитритов и нитратов (таблица).

**Таблица.** Токсикологически допустимый уровень концентраций загрязняющих веществ для *P. caudatum*

Гидрохимический показатель	Диапазон концентрации	Точность	Полнота
Взвешенные вещества	От 0,2(min) до 7,6	0.80	0.29
АПАВ	От 0,003 до 0,0025	0.80	0.41
Сухой остаток	От 114,5 до 245	0.80	0.54
БПК <sub>5</sub>	От 0,87 до 1,54	0.80	0.41
ХПК	От 4(min) до 19,69	0.80	0.21
Азот аммонийный	От 0,045 до 0,7	0.80	0.40
Азот нитритов	От 0,0005(min) до 0,0075	0.81	0.30
Азот нитратов	От 0,0023 до 0,68	0.80	0.33

Из таблицы видно, что если по аммоний-иону диапазон нетоксичных концентраций лежит в пределах рыбохозяйственных ПДК (0.5 мг/л), то для нитратов и нитритов диапазон токсикологически допустимых уровней находится значительно ниже рыбохозяйственных ПДК (40 мг/л для нитратов и 0.08 мг/л для нитритов). Данные результаты свидетельствуют об усилении токсического эффекта нитратов и нитритов в возвратных вод данного химического состава. Полученные результаты могут быть основанием для разработки рекомендаций по нормированию сбросов загрязняющих веществ со сточными водами.

К сожалению, попытки использования детерминационного анализа для выявления диапазона токсикологически допустимого уровня концентраций химического состава вод для инфузорий не увенчались успехом.

В течении ряда лет на крупном предприятии-водопользователе проводился разносторонний контроль сточных вод и осуществлялась комплексная оценка качества сточных вод. Накоплен обширный материал о химических и токсикологических свойствах сточных вод различного состава и источников происхождения. Была разработана методика интегральной оценки качества вод на основе расчета значений обобщенной функции желательности, ставшая эффективным инструментом анализа данных о качестве сточных вод, отводимых из выпусков предприятия. Посредством ее использования удалось установить приоритетные загрязняющие вещества для каждого выпуска, провести оценку динамики качества отводимых вод в течение периода исследований, провести ранжирование выпусков по качеству сточных вод. Выявлены «узкие места» и определены источники поступления вод, наиболее опасных для экосистем, что помогло рационально направить усилия для разработки водоохраных мероприятий.

При помощи различных методов математической статистики проведен анализ взаимосвязи токсичности вод и содержания в них загрязняющих веществ. Во-первых, определена принципиальная взаимосвязь между токсичностью и концентрациями ряда компонентов. Оценена теснота и сила связей для показателей токсичности и концентраций компонентов сточных вод. Во-вторых, определены факторы, наибольшим образом влияющие на токсичность вод, и определена динамика токсичности по изменению концентраций загрязняющих веществ. Получены уравнения,

позволяющие с некоторой долей приближения прогнозировать токсичность сточных вод по известным концентрациям токсикантов. В-третьих, для ряда веществ установлены токсикологически допустимые уровни содержания, что может служить основой для разработки рекомендаций по нормированию сбросов загрязняющих веществ со сточными водами.

#### Список литературы

Адлер Ю.Н., Маркова Е.В., Грановский Ю.В. Планирование эксперимента при поиске оптимальных условий. М.: Наука, -1976. -279с.

### **КОМПЛЕКСНАЯ СИСТЕМА БИОИНДИКАЦИИ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ В УСЛОВИЯХ РАЗНОТИПНОГО АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ**

А.А. Лукин, Н.М. Калинкина, М.Т. Сярки, Ю.Н. Шарова

*Институт водных проблем Севера Карельского научного центра РАН  
г. Петрозаводск, пр. А.Невского, 50, Республика Карелия, Россия, lukin@nwpi.krc.karelia.ru*

Водные объекты Республики Карелии отличаются разнообразием - от крупных озер до небольших водотоков, что определяет своеобразие их экосистем, особенности структуры и функционирования биоты. До сих пор в Карелии имеются обширные территории, мало затронутые антропогенным воздействием, водоемы в этих районах сохраняют свое естественное состояние и могут быть эталонными (Разнообразие биоты..., 2003). В то же время, в регионе имеются водные объекты, испытывающие сильное разнотипное антропогенное воздействие, что вызывает специфические реакции водных сообществ, осложняет оценку состояния водоемов и определяет необходимость разработки комплексной системы биоиндикации. Под биоиндикацией мы понимаем оценку степени изменения природной среды и прогноз ее состояния в условиях действия антропогенного фактора на основе изучения показателей биоты. Система биоиндикации должна быть основана на фундаментальном знании закономерностей функционирования водных экосистем и их трансформации в условиях антропогенного воздействия (Алимов, 2000; Моисеенко и др., 2002). Исследования последних лет свидетельствуют, что биологические показатели, по сравнению с химическими и физическими, имеют наибольшую информационную значимость и служат основой для комплексной системы биоиндикации (Основы экогеологии..., 2004; Биоиндикация экологического состояния..., 2007).

В 1992 г. в Республике Карелия была создана система мониторинга водных объектов (Современное состояние..., 1998), включающая, наряду с гидрологическими и гидрохимическими характеристиками, систему гидробиологических показателей или биоиндикации. Оценка состояния водных экосистем осуществляется на основе анализа абсолютных и относительных показателей качественного и количественного развития бионтов, структуры популяций и сообществ, сезонных сукцессий и влияния абиотических факторов (Состояние водных объектов..., 2007).

Важным принципом системы биоиндикации является исследование состояния биоты на разных уровнях биологической организации (от молекулярного до экосистемного). Однако основным подходом при организации биоиндикации остается экологический. Главными являются структурные и функциональные показатели водных сообществ (фито-, зоо-, бактериопланктона, зообентоса, макрофитов, рыб), которые отражают реакцию экосистемы в целом. Биохимические, гистологические, физиологические, токсикологические, генетические и другие направления исследований должны служить главной цели – оценке состояния экосистемы и основных ее компонентов – популяций и сообществ (Кожова, 1983). Исследования на тканевом и организменном уровнях (система биомаркеров, биотестов) нацелены на выявление механизмов реакции водных организмов и их толерантности к разнотипным антропогенным воздействиям. Экспериментальные данные служат ключом к расшифровке закономерностей функционирования популяций и сообществ в условиях антропогенного воздействия.

Среди показателей водных сообществ, используемых нами при оценке состояния экосистем северо-запада России, можно выделить три основных группы – количественные, структурные и функциональные.

Количественные показатели (общая численность и биомасса сообществ, их основных групп и массовых видов) являются интегральными индикаторами уровня развития биоты. Структурные показатели (состав и биоразнообразие, соотношение таксономических, экологических, трофических

групп, а также видов, в том числе, индикаторных, видов-вселенцев и др.) отражают, кроме природных особенностей экосистемы, специфику реакции биоты на различные типы антропогенного воздействия. Функциональные показатели описывают динамические характеристики популяций и сообществ, а также процессы трансформации веществ природного (продукционно-деструкционные процессы) и антропогенного происхождения (рассеяние загрязняющих и токсичных веществ, нефтяного загрязнения и пр.).

Биоиндикационные показатели разнообразны по природе, информационной значимости и пространственно-временной изменчивости. Для количественных оценок все больше применяются различные методы многомерного статистического анализа регрессионное и имитационное моделирование, развитие на их основе экспертных систем. В Институте водных проблем Севера КарНЦ РАН разработан оригинальный подход к обработке гидробиологической информации, накоплен большой объем данных, анализ которых позволил рассмотреть закономерности реагирования экосистем на разные типы антропогенного воздействия (Хазов, 2001).

В настоящей работе представлены результаты комплексных исследований и разработки системы биоиндикации разнотипного антропогенного воздействия на водные объекты Северо-запада России.

Наибольшее внимание нами было уделено следующим типам антропогенного воздействия:

- Сточные воды целлюлозно-бумажной промышленности и вызванное им антропогенное эвтрофирование и токсическое воздействие.
- Отходы горнорудного производства и связанное с этим минеральное загрязнение.
- Ненормированный вылов рыбы, нарушающий структуру рыбной части сообщества.
- Биологическая инвазия.

Онежское озеро – второй по величине пресноводный водоем Европы, сохранивший на большей части акватории свое естественное состояние. В то же время экосистемы некоторых заливов, на берегах которых расположены города и промышленные центры, претерпели сильные изменения (Экосистема Онежского озера..., 1990; Онежское озеро..., 1999). Кондопожская губа уже более 70 лет является приемником сточных вод крупнейшего в Европе целлюлозно-бумажного комбината (ЦБК). На первом этапе работы комбината в залив поступали неочищенные сточные воды с большим количеством целлюлозного волокна, которые вызвали образование мертвой зоны на дне и четкую зональность в распределении донных сообществ. С 1980-х годов природоохранные мероприятия и строительство очистных сооружений привели к изменению состава стоков, что сильно отразилось на ситуации в губе. Поступление большого количества органического вещества и фосфора вызвало процессы антропогенного эвтрофирования. Наблюдался рост количества фито- и зоопланктона, изменение их таксономической и трофической структуры. Вдоль залива сформировался ярко выраженный градиент химического состава воды, который позволил проследить связи между реакцией сообществ и качеством среды.

Планктонные сообщества оказались очень чувствительными к изменениям в среде их обитания. Их параметры были тесно связаны с ситуацией текущего года или сезона. Со снижением объема сточных вод в 1990-ых годах уменьшались количественные показатели зоопланктона. Изменилось индикаторное соотношение основных групп: мирные/хищные, коловратки/ракообразные, копеподы/кладоцеры и др. Заметную чувствительность показал также и бактериопланктон, особенно, по показателям, связанным с его биосинтетической активностью (темновая фиксация углекислоты). Снижение антропогенной нагрузки повлекло также уменьшение градиента пространственной неоднородности планктонных сообществ на акватории губы. В то же время, заметной реакции бентических сообществ на снижение нагрузки выявлено не было. Отмеченные к 1990-м годам тенденции трансформации бентоса в центральной части залива продолжали развиваться, т.е. увеличивались их количественные характеристики, возрастала степень доминирования олигохет, т.к. накопленное в донных отложениях органическое вещество обеспечивало пищевые потребности бентосных животных.

В последнее время наблюдается процесс выноса загрязняющих веществ из залива в открытое озеро. Поскольку состояние бентоса отражает процессы накопления донных отложений, то его индикаторная роль проявилась здесь в наибольшей степени. Планктонные сообщества отражают лишь спорадические выносы загрязняющих веществ из залива. Дальнейшей задачей исследований является оценка этого процесса и прогноз состояния открытых районов Онежского озера.

Появление чужеродных видов давно представляет проблему во всем мире. Для Онежского озера таким видом стала – байкальская амфипода *Gmelinoides fasciatus* Stebbing. С его вселением существенно изменилась ситуация в литоральных бентических сообществах, что привело к

увеличению биомассы бентоса и как следствие к возрастанию численности карповых рыб (плотвы, леща синца). Высокая промысловая нагрузка на водоем в последние 15 лет привела к снижению численности, в первую очередь сиговых рыб. На фоне возрастания численности карповых, восстановление сиговых, даже при условии снижения промысловой нагрузки становится долговременной задачей, требующей соответствующей программы мониторинга, включающей работы по искусственному рыбоводству биологической мелиорации, индикации биологического загрязнения.

Техногенная нагрузка отходами горнорудного производства характерна для системы р. Кенти, расположенной на севере Карелии. С 1982 г. испытывая минеральное загрязнение в этой озерно-речной системе произошли коренные изменения ионного состава вод. Особенно сильно возросла концентрация ионов калия (до 80-100 мг/л) при фоновых уровнях 0.4-1.3 мг/л. Сумма ионов возросла до 300-450 мг/л при фоновых значениях 15-20 мг/л.

Верхнее озеро системы р. Кенти - Поппалиярви - в силу сложившихся гидрохимических условий представляет собой уникальный водный объект, где в течение 20 лет проводился непроизвольный натурный эксперимент – постоянное, быстрое нарастание содержания минеральных компонентов в водной среде и изменение их соотношения. Разные сообщества проявили различную реакцию (Влияние техногенных вод..., 1995). Существенных изменений в фитопланктоне озер не наблюдалось, связи между показателями развития фитопланктона и суммой ионов на различных станциях и в разные годы не было обнаружено. В то же время весьма сильные изменения проявились в сообществах зоопланктона озера Поппалиярви. За период 1982-2000 гг. численность зоопланктона снизилась в десятки раз, биомасса – в сотни раз. При этом было выявлено различие между группами видов с разными экологическими свойствами. Виды первой группы, характерные обитатели северных водоемов со слабоминерализованной водой, проявили отрицательную реакцию на увеличение минерализации: численность этих видов падает в течение 20 лет. Виды второй группы, имеющие более широкое географическое распространение, оказались не только более толерантными к данному типу загрязнения, но и проявили положительную реакцию на поступление в водоем минеральных компонентов. Эти материалы показывают закономерную смену северных, менее устойчивых видов – эврибионтными, более устойчивыми видами. Иными словами, чем к большему числу факторов адаптирован вид, тем шире его толерантный диапазон к новому загрязнителю. Эксперименты по биотестированию подтвердили различия в толерантности видов разных групп к действию минеральных веществ и позволили раскрыть механизмы токсического действия калия на гидробионтов. Сходная реакция водных организмов на минеральное загрязнение наблюдается и в сообществах зообентоса русловых участков системы р. Кенти. Также отмечалось снижение доли стенобионтных видов, в то время как эврибионтные виды увеличили свою численность. Что касается зообентоса озера Поппалиярви, то наблюдался рост его численности и биомассы за счет доли крупных моллюсков.

Эффект воздействия физико-химических параметров вод очевиден также при исследовании гистоструктуры рыб, у которых выявляются патологии функционально-важных органов и тканей. В условиях загрязнения у рыб наблюдаются нарушения кровообращения, воспалительные и некротические процессы, опухоли. При этом, регистрируемые у рыб некротические процессы и неоплазия относятся к разряду необратимых реакций, когда восстановление структуры и функции невозможно. Однако развивающиеся параллельно с ними гипертрофия, гиперплазия, организация, инкапсуляция являются структурно-функциональными основами компенсаторно-приспособительных реакций, позволяющих организму перейти на новый уровень функционирования и дают возможность выжить в изменяющихся условиях среды обитания. Представленные морфологические изменения рекомендованы в качестве биомаркеров хронического загрязнения (Hinton, 1994) и используются во многих мониторинговых программах (Malins et al., 1988; Varanasi et al., 1989; Myers et al., 1993; Report..., 2002).

Разнотипное антропогенное воздействие вызывает широкий спектр реакции водных сообществ, что обуславливает необходимость комплексного изучения водных объектов, учета региональных особенностей и многообразия типов водоемов. Наши исследования показали, что разные элементы экосистемы на один и тот же тип воздействия проявляют различную реакцию (от адаптации до стимуляции или деградации). Различие в реакции видов на антропогенное воздействие глубоко закономерно, поскольку история их вселения в пресные воды существенно различается (Старобогатов, 1970; Alekseev, Starobogotov, 1996). Это, в свою очередь, определяет и разнообразие механизмов адаптации видов к природным и антропогенным факторам.

Опыт биоиндикации свидетельствует, что более информативными для оценки степени изменения экосистем оказались индексы, отражающие разную (часто разнонаправленную) реакцию

представителей ценозов. Именно относительные показатели были в наибольшей степени связаны с градиентами факторов среды, что позволяло отнести их к биоиндикаторам. Общие показатели развития часто не проявляли связи с изучаемыми факторами среды. В связи с этим для выявления наиболее информативных показателей большое значение приобретает применение количественного подхода: формализация связей, оценка пространственно-временной изменчивости показателей, построение моделей функционирования экосистем.

Таким образом, биоиндикация является составной частью информационных и экспертных систем, которые столь необходимы для рационального использования и прогноза состояния водных ресурсов.

#### Список литературы.

- Алимов А.Ф. Элементы теории функционирования водных экосистем. СПб.:Наука. 2000. 147 с.
- Влияние техногенных вод горно-обогатительного комбината на водоемы системы реки Кенти. Петрозаводск: Изд-во КарНЦ РАН, 1995. 100 с.
- Кожова О.М. Биологический мониторинг оз. Байкал и предложения по его усовершенствованию // Проблемы регионального мониторинга состояния озера Байкал. Л.: Гидрометеиздат, 1983. С. 12- 24
- Моисеенко Т.И., Даувальтер В.А., Лукин А.А., Кудрявцева Л.П., Ильящук Б.П., Ильящук Л.И., Сандимиров С.С., Каган Л.Я., Вандыш О.И. Шаров А.Н., Шарова Ю.Н., Королева И.Н. Антропогенные модификации экосистемы озера Имандра. М.: Наука, 2002. 403 с.
- Онежское озеро. Экологические проблемы. Петрозаводск: Изд-во КарНЦ РАН, 1999. 293 с.
- Основы экогеологии, биоиндикации и биотестирования водных экосистем. СПб.: Изд-во С.-Петербургского университета, 2004. 444 с.
- Разнообразие биоты Карелии: условия формирования, сообщества, виды. Петрозаводск: Изд-во КарНЦ РАН. 2003. 262 с.
- Современное состояние водных объектов Республики Карелия. По результатам мониторинга 1992-1997 гг. Петрозаводск: Изд-во КарНЦ РАН. 1998. 188 с.
- Состояние водных объектов республики Карелия. По результатам мониторинга 1998-2006 гг. Петрозаводск: Изд-во КарНЦ РАН, 2007. 210 с.
- Старобогатов Я.И. Фауна моллюсков и зоогеографическое районирование континентальных водоемов земного шара. Л.: Наука, 1970. 372 с.
- Пшеников В.К., Розенберг Г.С., Зинченко Т.Д. Количественная гидроэкология. Методы, критерии, решения. М.:Наука. 2005. Книга 1. 281 с.
- Экосистема Онежского озера и тенденции ее изменения. Л.: Наука, 1990. 264 с.
- Alekseev V.R., Starobogatov Ya.I. Types of diapause in Crustacea: definition, distribution, evolution // Hydrobiologia, 1996. V. 320. P. 15-26.
- Hinton D.E. Cells, cellular responses, and their markers on chronic toxicity of fishes. In: Aquatic Toxicology: Molecular, Biochemical, and Cellular Perspectives. Lewis Publishers, Boca Raton, 1994. P. 207-239.
- Malins D.C., McCain B.B., Landahl J.T., Myers M.S., Krahn M.M., Brown D.W., Chan S.L., Roubal W.T. Neoplastic and other diseases in fish in relation to toxic chemicals: an overview. Aquat. Toxicol. 1988. 11. P. 43-67.
- Myers M.S., Stehr C.M., Olson O.P., Johnson L.L., McCain B.B., Chan S.L., Varanasi U. National benthic surveillance project: Pacific Coast-Fish histopathology and relationships between toxicopathic lesions and exposure to chemical contaminants for cycles I to V (1984-88). National technical information service, US, 1993. P. 1-147.
- Varanasi U., Chan S.L., McCain B.B., Landahl J.T., Schiewe M.H., Clark R.C., Brown D.W., Myers M.S., Krahn M.M., Gronlund W.D., MacLeod Jr. W.D. National Benthic Surveillance Project Pacific Coast, National Technical Information Service, USA, 1989. P. 1-159.
- Report of the working group on biological effects of contaminants. ICES CM 2002/E:02, Murcia, Spain, 2002. 65 p.

### БИОИНДИКАТОРЫ И БИОМАРКЕРЫ СОСТОЯНИЯ БИОТЫ В ЭСТУАРНЫХ ЗОНАХ ЗАЛИВА ПЕТРА ВЕЛИКОГО ЯПОНСКОГО МОРЯ

О.Н. Лукьянова, Н.В. Колпаков, С.А. Ирейкина

*Тихоокеанский научно-исследовательский рыбохозяйственный центр  
Владивосток 690950 пер. Шевченко, 4, Россия, onlukyanova@tinro.ru*

Эстуарии отличаются от остальных прибрежных экосистем уникальными физико-химическими и биологическими свойствами. Ю. Одум (1975) выделил эстуарии в особый класс биомов. Это выражается, прежде всего, в пониженной солености в целом и ее значительном непостоянстве в зависимости от величины речного стока, наличии сильных, но изменчивых течений, а также в присутствии зон высокой мутности и осаждения большого количества органики. Часто в эстуариях наблюдается гипоксия и аноксия. Высокая вариабельность природных факторов создает

экстремальные условия обитания для живущих здесь организмов. В то же время, эстуарии подвергаются интенсивному антропогенному воздействию, которое проявляется в загрязнении токсичными химическими веществами, постоянном взмучивании, попадании в водную среду продуктов эрозии кораблей, промышленных и бытовых стоков. В зоне взаимодействия пресных (гидрокарбонатно-кальциевых) и соленых (хлоридно-натриевых) вод в эстуариях возникает биогеохимический барьер, в районе которого происходит резкое изменение концентрации растворенных и взвешенных веществ, физико-химических свойств воды и состава биологических сообществ. Этот барьер называют хорогалинной зоной (= хорогалиникумом) (Хлебович, 1989) или маргинальным фильтром (Лисицын, 2004). Маргинальный фильтр состоит из трех частей - гравитационной, физико-химической и биологической. В гравитационной зоне происходит осаждение песчано-алевритовых фракций, поэтому здесь наблюдается высокая мутность воды. В физико-химической зоне совершается захват коллоидов и растворенных соединений (флоккуляция и коагуляция), которые также осаждаются, после чего вода просветляется. Начинает развиваться фитопланктон и возникает следующая — биологическая зона (ассимиляция и трансформация растворенных веществ). В этих зонах может задерживаться до 90-95% взвешенных и 30-40% растворенных веществ и загрязнений речного стока, например, до 80% алифатических углеводов (Немировская, 2008). В связи с этим загрязнение донных отложений в эстуариях может быть максимальным, по сравнению с граничащими экосистемами.

Для эстуарных сообществ характерны низкое видовое богатство и высокий уровень доминирования. В силу кратковременности существования эстуариев в геологических временных масштабах (Паули, 1954) собственно солоноватоводная фауна немногочисленна, здесь преобладают изначально морские и пресноводные эврибионтные всеядные формы (оппортунисты), адаптированные к высокой изменчивости факторов среды и устойчивые к различным воздействиям, включая присутствие неорганических и органических загрязнителей (Elliott, Quintino, 2007).

Парадокс эстуариев состоит в том, что трудно разделить изменения в сообществах, вызванные антропогенным воздействием и регулярным природным стрессом. Параметры и индексы, описывающие состояние эстуариев, должны характеризовать состояние биоты, которое интегрирует химические, биогеохимические, токсикологические, физические и гидрографические условия существования экосистем. Необходимы особые методы, которые могут выявить антропогенный стресс на фоне природной изменчивости. Для этих целей больше подходят функциональные, физиологические показатели, которые могут быть более информативны, чем структурные (Dauvin, 2007). В настоящее время, как в европейских странах, так и в США и Канаде разрабатываются специальные наборы тестов для исследования эстуарных экосистем, часто имеющих исключительное экономическое и социальное значение и прилегающих к густонаселенным районам (Zonta et al., 2007). Наряду с общими свойствами этих переходных областей, подчеркивается необходимость выбора и применения специфических видов-индикаторов, а также биомаркеров, адекватно отражающих существование биоты в конкретной биогеографической зоне, со сложившимся комплексом природных и антропогенных факторов (Bartell, 2006). Биомаркеры используют для измерения изменений на молекулярном и клеточном уровне, с их помощью определяют эффекты воздействия и чувствительности. Биоиндикаторы позволяют определить воздействие на более высоких уровнях организации — организм, популяция, сообщество, экосистема. Устойчивость различных типов прибрежных экосистем, в том числе и эстуариев, зависит от многообразия трофических связей в пищевых сетях, а также от экологической и биологической стратегии видов, составляющих данную экосистему. Таким образом, для каждого бассейна должен использоваться свой набор индикаторных видов.

Залив Петра Великого (северо-западная часть Японского моря) расположен в пределах низкобореальной подобласти Тихоокеанской бореальной области. Ширина залива почти 200 км, площадь около 6 000 км<sup>2</sup>. В залив впадает несколько крупных рек и множество речек и ручьев. В эстуариях рек проводится промысловый лов рыбы и добыча беспозвоночных. На берегах залива расположены крупные порты Владивосток и Находка, здесь находится основная промышленная зона Приморского края. Основные реки — река Раздольная, вторая по величине в южном Приморье (длина 245 км, площадь бассейна 16 830 км<sup>2</sup>), ее внутренний эстуарий охватывает нижнее течение реки на протяжении 40 км, воды реки загрязнены промышленными и бытовыми отходами и смывами с полей; реки Суходол, Артемовка, Шкотовка, Тесная, Гладкая, Рязановка и Барабашевка обладают гораздо меньшими размерами и различаются по степени загрязнения.

С 2006 г. ТИПРО-Центром начаты экосистемные исследования эстуариев залива Петра Великого, одним из блоков которых стало определение уровня загрязнения эстуариев и ответных

изменений сообществ. Цель данной работы состояла в сравнительной оценке экологической обстановки и состояния биоты в различных эстуарных зонах зал. Петра Великого Японского моря.

В летне-осенний период 2007 года в эстуариях рек на большом количестве станций были собраны пробы донных отложений для определения загрязнения тяжелыми металлами и нефтяными углеводородами и сравнительного анализа общей токсичности. Биотестирование качества грунтов выполняли с использованием мизид *Paracanthomysis* sp. в качестве тест-объекта. Подготовку водных вытяжек из грунтов проводили согласно Временному Методическому руководству (2002).

Мизиды в течение многих лет используются в качестве биоиндикаторов и тест-объектов при экотоксикологических исследованиях залива Петра Великого. Эти планктонные ракообразные длиной не более 3 см, широко распространены как на морских, так и на эстуарных мелководьях, играют важную роль в пищевых цепях и, как многие мелкоразмерные виды с коротким жизненным циклом, чувствительны к различным внешним воздействиям. Численность, половой и возрастной состав, а также структура сообществ мизид в заливе Петра Великого подвержены значительным изменениям в зависимости от изменения природных факторов и загрязнения (Черкашин, Вейдеман, 2005), что позволяет использовать для биоиндикации состояния среды. При биотестировании качества природных вод используется такой интегральный показатель как смертность мизид за 96 ч эксперимента. Мизид отлавливали в условно-фоновом районе в прибрежной зоне о-ва Рейнеке, удаленном от источников загрязнения, и содержали в адаптационных аквариумах в течение 48 ч до начала эксперимента. Температура воды в аквариумах составляла 20-21°C. Водные вытяжки донных отложений с каждой станции тестировали в трех повторностях. Параллельно ставили контрольный опыт с грунтами, отобранными в устье малой речки о-ва Рейнеке также в трех повторностях с организмами из той же партии. В течение эксперимента рачков не кормили. Гибель тест-объектов фиксировали каждые 24 ч, погибших животных удаляли из стаканов.

Биотестированию были подвергнуты грунты из эстуариев рек Суходол и Тесная. Минимальная выживаемость – 50 % мизид отмечена в пробах с грунтами из эстуария р. Суходол (таблица). Это согласуется с расчетными данными о количестве поступающих загрязняющих веществ в отдельные бухты зал. Петра Великого (Огородникова, 2001).

**Таблица.** Выживаемость мизид (%) при биотестировании грунтов из различных эстуарных зон зал. Петра Великого ( $M \pm m$ ,  $n=5$ )

Район	0	24 час	48 час	72 час	96 час
Речка о. Рейнеке	100	83 ± 2	83 ± 4	75 ± 3	72 ± 4
Р. Тесная	100	93 ± 5	87 ± 6	66 ± 8	66 ± 4
Р. Суходол	100	81 ± 7	62 ± 5	56 ± 5	50 ± 6

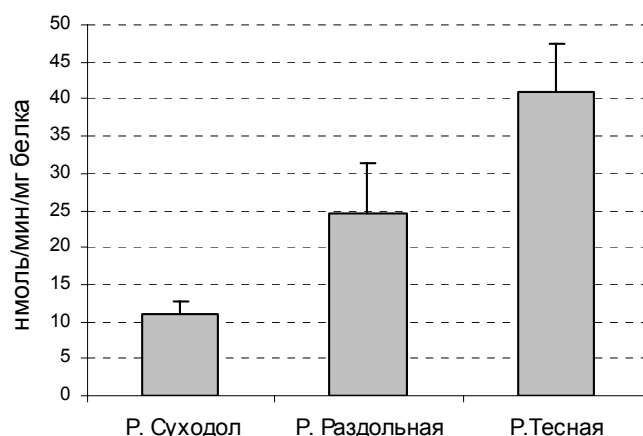
Согласно этим оценкам, индекс превышения допустимого содержания загрязняющих веществ в воде для б. Суходол максимальный для всей акватории зал. Петра Великого. В бухту Суходол поступают загрязняющие вещества с обширной территории, относящейся к бассейну реки Суходол. Река Тесная, расположенная в юго-западной части Приморского края, загрязнена смывами с прилегающих полей. Токсичность грунтов из эстуария реки достоверно отличается от таковой для грунтов прибрежной опресненной зоны о. Рейнеке. Работы будут продолжены для получения большего объема фактического материала, который можно будет подвергнуть статистической обработке. Однако уже имеющиеся данные позволяют рассматривать мизид как пригодный тест-объект для сравнения токсичности донных отложений в эстуарных зонах.

При оценке влияния загрязнения на биоту необходимо выявлять наиболее ранние изменения в состоянии организмов. Для этих целей во многих программах мониторинга применяются молекулярные биомаркеры – биохимические показатели, которые свидетельствуют как о воздействии токсиканта, так и об ответной реакции организма (Лукьянова, 2001). Они отражают самые ранние нарушения в метаболизме животных, когда патологии на уровне организма и популяции еще не проявляются. При действии различных антропогенных факторов в тканях часто образуются активные формы кислорода, которые вызывают различные деструктивные процессы в клетках. Устранением их занимается антиоксидантная система, включающая несколько ферментов и низкомолекулярных соединений. Загрязняющие вещества подвергаются биотрансформации, приобретают гидрофильные свойства и могут выводиться из организма. Показатели антиоксидантной системы и активность фермента биотрансформации глутатион-трансферазы были использованы в качестве биомаркеров для сравнительного анализа функционального состояния гидробионтов в различных эстуарных зонах. Биомаркеры определяли в жабрах типичного представителя эстуарной биоты - японского мохнаторукого краба *Eriocheir japonica*, особи которого встречались во всех исследованных районах.



Этот вид был впервые использован в качестве индикаторного в зал. Петра Великого. *E. japonica* – вид субтропический и его жизненный цикл в водах Приморья (у северного края ареала) имеет ряд особенностей (зимовка и др.) (Семенькова, 2007). Самки вынашивают яйца в эстуариях и морском побережье летом, здесь же происходит развитие (в планктоне) и осажение личинок (мегалоп), к осени мегалопы мигрируют в верхнюю часть эстуария, где превращаются в ювенильных особей. Несколько лет краб живет в реке, затем у него происходит терминальная линька (летом), после чего половозрелые крабы участвуют в катадромной репродуктивной миграции в морское побережье (весной). Японский мохнаторукий краб – вид моноциклический, после размножения и выпуска личинок взрослые особи в массе гибнут. Таким образом, оптимальный период для сбора животных – начало лета и осени.

Крабов отлавливали мелкочейным (50 мм) неводом в приустьевых зонах рек Раздольная, Суходол и Тесная, в живом виде доставляли в лабораторию и препарировали на льду. В некоторых случаях животных замораживали при  $-20^{\circ}\text{C}$  и анализировали в течение 2-3-днев после заморозки. Навески органов массой около 1 г гомогенизировали в 0,05 М трис-HCl буфере pH 7.5 в ледяной бане. Полученные гомогенаты центрифугировали при 10000 об/мин в течение 20 мин. В супернатантах определяли концентрацию белка по методу Гринберга (Greenberg, Gaddock, 1982) и активность глутатион-S-трансферазы с субстратом 1-хлор-2,4-динитробензолом (Habig et al., 1974).



**Рисунок.** Активность глутатион-трансферазы в жабрах японского мохнаторукого краба *Eriocheir japonica* из различных эстуарных зон зал. Петра Великого в летний период 2007 г. ( $M \pm m$ ,  $n=4$ ).

Максимальная активность глутатион-трансферазы, ключевого фермента II фазы биотрансформации органических соединений, отмечена в жабрах крабов из эстуария р. Тесная, минимальная – у крабов из р. Суходол (рис.). При действии загрязнения активность этого фермента, как правило, возрастает, но это характерно чаще для экспериментальных условий. В природных условиях, при хроническом загрязнении, может наступать ингибирование активности фермента, под действием высоких концентраций поллютантов. Подобное явление было отмечено нами и у других представителей ракообразных – мизид, обитающих также в условиях хронического загрязнения прибрежных акваторий (Лукьянова и др., в печати).

Таким образом, ракообразные могут быть использованы как индикаторные организмы при исследовании экологического состояния эстуарных экосистем. В заливе Петра Великого Японского моря, расположенном в низкореальной зоне, для биотестирования токсичности донных отложений рекомендуется использовать мизид. В качестве индикаторного вида для биохимических исследований может быть использован японский мохнаторукий краб. Сочетание биоиндикации, биотестирования и определения молекулярных биомаркеров не только дает информацию о современном состоянии биоты в импактных условиях, но также позволяет дать прогноз развития экосистем под действием загрязнения. Набор таких показателей дает возможность оценить антропогенное воздействие на фоне естественной variability условий среды в эстуарных зонах.

#### Список литературы

- Временное методическое руководство по нормированию уровня содержания химических веществ в донных отложениях поверхностных водных объектов (на примере нефти): М.: РЕФИА, НИА – Природа, 2002. 113 с.
- Лисицын А.П. Потоки осадочного вещества, природные фильтры и осадочные системы "живого океана" // Геология и геофизика. 2004. Т. 45, №1. С. 15–48.

- Лукьянова О.Н. Молекулярные биомаркеры. Владивосток, ДВГАЭУ, 2001. 196 с.
- Немировская И.А. Нефтяные углеводороды в океане // Природа. 2008. №3. С.17-27.
- Огородникова А.А. Эколого-экономическая оценка воздействия береговых источников загрязнения на природную среду и биоресурсы залива Петра Великого. Владивосток: ТИНРО-Центр, 2001. 194 с.
- Одум Ю. Основы экологии. М.: Мир, 1975. 742 с.
- Паули В.Л. К биоценологии солоноватых вод. (Проблема минимума видов солоноватых вод) // Тр. Севастопольск. биол. станции. 1954. Т. 8. С. 147–156.
- Семенькова Е.Г. Биология и перспективы промысла японского мохнаторукого краба *Eriocheir japonica* в водоемах Приморья: автореф. дис. ... канд. биол. наук. Владивосток: ТИНРО-Центр, 2007. 24 с.
- Хлебович В.В. Критическая соленость и хорогалиникум: современный анализ понятий // Тр. Зоол. ин-та АН СССР. 1989. Т. 196. С. 5–11.
- Черкашин С.А., Вейдеман Е.Л. Экотоксикологический анализ состояния прибрежных экосистем залива Петра Великого (Японское море) // Вопросы рыболовства. 2005. Т. 6. С. 637-652.
- Bartell S.M. Biomarkers, bioindicators, and ecological risk assessment – a brief review and evaluation // Environ. Bioindicators. 2006. Vol. 1. P. 60-73.
- Dauvin J.C. Paradox of estuarine quality: benthic indicators and indices, consensus or debate for the future // Mar. Pol. Bull. 2007. Vol. 55. P. 271-281.
- Elliott M., Quintino V. The estuary quality paradox, environmental homeostasis and the difficulty of detecting antropogenic stress in naturally stressed areas // Mar. Pol. Bull. 2007. Vol. 54. P. 640-645.
- Greenberg C.G., Gaddock P.R. Rapid single-step membrane protein assay // Clin. Chem. 1982. Vol. 28, № 7. P. 1725-1726.
- Habig W.H., Pabst M.J., Jacoby W.B. Glutathion-S-transpherase: the first step in mercapturic acid formation // J. Biol. Chem. 1974. Vol. 249. P. 7130-7139.
- Zonta R., Guerzoni S., Peres-Ruzafa A., de Jonge V. Measuring and managing changes in estuaries and lagoons: Morphological and eco-toxicological aspects // Mar. Poll. Bul. 2007. Vol. 55. P. 403-406.

## ИСПОЛЬЗОВАНИЕ *CHLORELLA VULGARIS* ДЛЯ ОЦЕНКИ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДОЁМОВ С ТЕРРИТОРИИ ПРОВЕДЕНИЯ ПОДЗЕМНОГО ЯДЕРНОГО ВЗРЫВА «ЧАГАН» (СЕМИПАЛАТИНСКИЙ ИСПЫТАТЕЛЬНЫЙ ПОЛИГОН)

Т.А. Майстренко, Е.С. Белых, Т.И. Евсеева

Институт биологии Коми НЦ УрО РАН

167982 г. Сыктывкар, ул. Коммунистическая, 28, Республика Коми, Россия, daryd@rambler.ru

Производственная деятельность человека, связанная с добычей, переработкой и хранением радиоактивных и химических веществ, проведением атомных взрывов, как в военных, так и в мирных целях, радиационные локальные инциденты и крупномасштабные аварии привели в настоящее время к радиоактивному и химическому загрязнению биосферы. Широкий спектр поллютантов, невозможность учета всех природно-климатических условий, высокая вероятность развития как антагонистических, так и синергических ответных реакций при совместном действии нескольких факторов на растения и животных усложняет оценку и прогнозирование развития радиозоологической ситуации для биоты (Евсеева, Гераськин, 2001; Евсеева и др., 2006).

Изучение радиозоологической обстановки, сложившейся на Семипалатинском испытательном полигоне (СИП) после проведения ядерных взрывов, стало особенно актуальным после закрытия полигона в 1989 году. Принятие решения о возможности использования части земель СИП в народно-хозяйственных целях должно быть основано на комплексной оценке уровня техногенного воздействия на компоненты экосистем, включающей, с одной стороны, определение содержания в объектах окружающей среды загрязняющих веществ и степени их мобильности в конкретной геохимической обстановке, с другой - изучение реакции живых организмов (экосистемы) на это воздействие.

Целью наших исследований была оценка токсичности проб воды из водоёмов, расположенных на территории испытательной площадки «Балапан» в районе проведения подземного ядерного взрыва с выбросом грунта «Чаган» и выявление факторов, влияющих на степень токсичности природных вод. Проведённые 15 января 1965г. в месте слияния рек Чаган и Ащи-Су испытания позволили получить информацию о возможности применения ядерных зарядов для создания водохранилищ в засушливых районах бывшего СССР, в частности, Казахстана (Мирные ядерные взрывы, 2001). В результате механического эффекта взрыва возникла воронка глубиной 100 м и объемом 6 млн. м<sup>3</sup> с навалом грунта высотой 20-30 м, перекрывшим русло р. Чаган. Через год с использованием химических взрывчатых веществ был создан канал, соединивший воронку с руслом р. Чаган. В результате образовалось два водоема: внутренний (Атомное озеро) – за счет заполнения воронки от

взрыва и внешний – поймы рек Чаган и Ащи-Су. В первый год после взрыва суммарная радиоактивность воды в Атомном озере и водохранилище находилась в пределах 10-350 Бк/дм<sup>3</sup>, при этом основной вклад (70-80%) в первый год вносил <sup>89</sup>Sr, в последующие годы – <sup>90</sup>Sr (Мирные ядерные взрывы, 2001). К 1989 г. удельная активность <sup>90</sup>Sr в воде снизилась до 1.5 Бк/дм<sup>3</sup>. Однако использованию воды из искусственных водоёмов препятствовала ее высокая минерализация, которая в летний период увеличивалась до 15 мг/дм<sup>3</sup> за счет испарения. Степень минерализации вод возросла в 1968 г в 6 раз. Уже тогда высказывалось предположение о том, что в данном конкретном случае засоление воды водохранилища может стать более важной санитарно-гигиенической проблемой, чем ее радиоактивное загрязнение.

Для регистрации токсических эффектов компонентов природных вод мы выбрали одноклеточную зеленую водоросль *Chlorella vulgaris* Beijer, которая является классическим объектом для проведения биотестирования и изучения мутагенного и токсического действия различных физических и химических факторов (Шевченко, 1979). Широкий ареал распространения, высокая чувствительность к радиационному и химическому воздействиям, короткий жизненный цикл хлореллы и возможность оценивать фитотоксичность вод по такому интегральному показателю как прирост биомассы позволяют использовать водоросль для экспресс-анализа загрязнения окружающей среды.

Пробы воды для проведения биотестирования были отобраны из источников с территории проведения взрыва «Чаган» (1-7) и за пределами испытательных площадок Семипалатинского испытательного полигона (8). В качестве интактного контроля использовали дистиллированную воду. Оценку токсичности проб воды проводили по изменению оптической плотности суспензии хлореллы в соответствии с «Методикой определения токсичности проб поверхностных пресных, грунтовых, питьевых, сточных вод, водных вытяжек из почвы, осадков сточных вод и отходов по изменению оптической плотности культуры водорослей *Chlorella vulgaris* Beijer». (Свидетельство № 01.19.231/2003 об аттестации в соответствии с ГОСТ Р 8.563-96). Культуру водоросли выращивали на 50 % среде Тамия, из которой был исключен комплексообразователь ЭДТА. Экспоненциальную стадию роста поддерживали ежедневным пересевом водоросли на свежую питательную среду и наращиванием в течение суток в специальном культиваторе при постоянных температуре (36 ± 0.5 °C), освещенности (3700 люкс) и содержании CO<sub>2</sub> (0.03 %).

Для выявления и оценки вклада влияющих на уровень токсичности природных вод факторов в пробах определили концентрации ионов Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, Cl<sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, кислотность среды (рН) методом потенциометрии с использованием анализатора жидкости «Эксперт - 001» (№ 21068 в Госреестре средств измерений). Удельные активности основных дозообразующих радионуклидов <sup>90</sup>Sr и <sup>137</sup>Cs были измерены в лаборатории радиационного контроля Института атомной энергии Национального ядерного центра Республики Казахстан (г. Курчатов). Результаты приведены в таблице 1.

**Таблица 1.** Катионно-анионный состав и удельная активность радионуклидов проб воды

Ион	Номер пробы							
	1	2	3	4	5	6	7	8
рН	7.0	6.5	6.5	7.0	6.8	7.1	7.1	6.9
Содержание ионов (мг/дм <sup>3</sup> )								
Na <sup>+</sup>	1201.9±2.9	1202.9±7.3	1205.9±5.8	1251.1±34.6	1208.7±3.4	4795.2±62.8	4327.9±26.5	29.3±0.9
K <sup>+</sup>	12.3±0.02	14.7±0.1	12.5±0.3	16.0±0.2	12.3±0.03	35.7±0.1	32.7±0.3	1.5±0.4
Ca <sup>2+</sup>	338.7±3.6	344.8±3.4	349.7±6.3	353.8±1.3	348.9±3.3	808.2±0.2	812.2±7.4	24.2±4.2
Mg <sup>2+</sup>	99.6±9.9	130.4±4.9	118.4±0.8	134.1±4.9	86.1±2.2	370.3±10.8	309.5±41.0	29.1±5.6
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	117.4±2.2	114.4±10.8	115.1±1.1	115.9±4.3	114.4±15.1	207.4±4.3	213.5±21.6	156.6±14.1
Cl <sup>-</sup>	2317.3±30.6	2421.7±16.1	2431.5±14.2	2445.7±11.3	2343.7±42.8	9204.9±148.7	8509.4±68.4	8.4±0.1
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	1176.0±33.9	1272.0±17.0	1380.0±50.9	1336.8±10.2	1368.0±41.6	4780.8±81.5	4416.0±332.6	134.2±99.5
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	111.3±2.2	108.9±2.1	107.6±2.7	109.3±1.6	102.1±2.0	251.1±0.7	288.7±2.3	4.7±0.3
Удельная активность радионуклидов (n·10 <sup>-2</sup> Бк/дм <sup>3</sup> )								
<sup>90</sup> Sr	2.25±0.25	2.8±0.31	1.44±0.16	2.44±0.27	2.19±0.24	0.35±0.04	1.08±0.12	1.18±0.2
<sup>137</sup> Cs	2.54±0.37	1.52±0.29	2.45±0.44	1.92±0.39	2.12±0.41	1.44±0.29	1.98±0.42	2.02±0.35

Результаты биотестирования (табл. 2) показали, что для всех вариантов эксперимента наблюдается существенное снижение (от -65,5 до -95,1%) прироста биомассы водоросли по отношению к контролю. Образцы воды из р. Чаган и водохранилища были наиболее токсичными. Компонентный состав пробы воды из р. Иртыш, напротив, вызвал небольшой прирост биомассы водоросли.

**Таблица 2.** Прирост биомассы *Chlorella* при биотестировании проб воды из источников с территории проведения подземного ядерного взрыва «Чаган»

Номер пробы	Место отбора пробы	Относительный инкремент оптической плотности суспензии клеток хлореллы, %
1	Атомное озеро	- 69.7
2		-76.6
3		-75.0
4		-69.3
5		-65.5
6	Водоохранилище	-90.4
7	р. Чаган	-95.1
8	р. Иртыш	11.6

Анализ ионного состава проб воды из водоёмов, расположенных в непосредственной близости к месту проведения взрыва «Чаган» (1-7), позволил сделать вывод, что, как и ранее, водоисточники характеризуются высокой общей минерализацией (от 5.48 до 20.2 г/дм<sup>3</sup>) с преобладанием в составе катионов Na<sup>+</sup> и анионов Cl<sup>-</sup>. Содержание <sup>137</sup>Cs и <sup>90</sup>Sr в настоящее время снизилось и не превышает уровни вмешательства (11 Бк/дм<sup>3</sup> и 5 Бк/дм<sup>3</sup>, соответственно) при поступлении с водой для населения (Нормы Радиационной Безопасности. 1999).

**Таблица 3.** Результаты оценок качества аппроксимации линейной моделью данных биотестирования проб воды

Биологический показатель	Независимая переменная	Коэффициент детерминации R <sup>2</sup>	Стандартная ошибка коэффициента корреляции S <sub>r</sub>	Значение критерия Фишера F	Уровень значимости p <sub>f</sub>
Относительный инкремент оптической плотности суспензии хлореллы через 24 ч размножения в пробах воды	C(Ca), мг/л	0.66	20.89	11.59	0.01
	C(K), мг/л	0.59	22.84	8.71	0.03
	C(NO <sub>3</sub> ), мг/л	0.63	21.73	10.26	0.02

Сопоставляя данные физико-химического анализа проб воды и биологического тестирования предположили, что токсический эффект является следствием либо высокого содержания ионов Na<sup>+</sup> и Cl<sup>-</sup>, либо общей минерализации вод. В то же время данные литературы (Упитис, 1983) свидетельствуют, что в определенных концентрациях NaCl (0.2-2 г/дм<sup>3</sup>) не только не подавляет, но даже стимулирует накопление биомассы у пресноводной хлореллы. При выращивании хлореллы на средах с высоким содержанием азота и минеральных солей стимулирующее действие NaCl наблюдается при еще более высоком содержании этой соли - до 10 г/дм<sup>3</sup>. В нашем случае пробы воды характеризуются высоким содержанием минеральных солей и азота в виде нитрат-иона, которые снижают токсическое воздействие NaCl на хлореллу. Проведенный корреляционный анализ показал, что достоверное снижение прироста биомассы водоросли связано с увеличением в пробах воды ионов Ca<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, при этом концентрации ионов Na<sup>+</sup> и Cl<sup>-</sup>, как и общая минерализация, не влияли значимо на относительный инкремент оптической плотности суспензии клеток хлореллы.

Для установления зависимости между уровнем токсического эффекта и техногенным воздействием был использован пошаговый регрессионный анализ с предварительным исключением из него достоверно коррелирующих между собой переменных. Такими взаимозависимыми параметрами оказались концентрации ионов  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ , что в нашем случае логично объясняется наличием общих путей геохимической миграции в ландшафте. В качестве критерия при выборе включаемых в качестве предикторов в модель показателей использовали для каждой переменной оценку качества аппроксимации данных биотестирования линейной функцией. Оказалось (табл.3), что наилучшим образом линейная модель описывает зависимость прироста биомассы водоросли от содержания в пробах ионов  $\text{Ca}^{2+}$ , который в дальнейшем был включён в пошаговый регрессионный анализ.

На следующем этапе работы для анализа экспериментальных данных объединили все некоррелирующие между собой показатели ( $\text{Ca}^{2+}$ , pH, удельные активности  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ). При использовании метода пошаговой регрессии в конечный вариант модели аппроксимации данных биотестирования линейной функцией вошли в качестве предикторов два достоверно значимых фактора – концентрация ионов  $\text{Ca}^{2+}$  и удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  (табл.4).

**Таблица 4.** Результаты оценки влияния на прирост биомассы *Chlorella vulgaris* Beijer состава природных вод

Предикторы, включённые в модель	Коэффициенты в уравнении регрессии (уровень значимости)	Коэффициент детерминации $R^2$	Стандартная ошибка коэффициента корреляции $S_r$	Значение критерия Фишера F	Уровень значимости $p_f$
Константа	28.18±18.95 (0.197)	0.88	13.34	19.08	0.005
Концентрация ионов $\text{Ca}^{2+}$ , мг/ дм <sup>3</sup>	-0.14±0.02 (0.002)				
Удельная активность $^{90}\text{Sr}$ , Бк/ дм <sup>3</sup>	-21.69±6.96 (0.026)				

Донные отложения образовавшихся после взрыва водоемов содержат много кальция, что обуславливает его повышенное содержание в пробах воды. И, хотя кальций является макроэлементом и является жизненно важным, превышение физиологической концентрации этого иона может оказывать негативное влияние на растения, в том числе хлореллу (Упитис, 1983). Это объясняет обнаруженную нами обратную зависимость между приростом биомассы хлореллы и концентрацией ионов  $\text{Ca}^{2+}$  в исследованных пробах воды.

Стронций является химическим аналогом кальция. Эти элементы имеют сходные пути миграции, механизмы поступления в растения, места локализации в тканях и клетках. Поэтому, наряду со стабильным, радиоактивный изотоп стронция может поступать и накапливаться в клетках вслед за своим химическим аналогом и, несмотря на то, что содержание этого радионуклида в пробах воды не превышает фоновые уровни, оказывать токсическое действие на биологические процессы.

Только по содержанию радионуклидов и катионно-анионному составу объективно оценить насколько воды водохранилища соответствуют санитарно-гигиеническим нормативам невозможно. Однако, учитывая высокую степень минерализации, одновременное присутствие нескольких радионуклидов и токсичность вод источников из района проведения взрыва «Чаган», а также принимая во внимание способность определенных биологических объектов концентрировать радионуклиды, следует сделать заключение о непригодности этой воды для гидромелиорации почв, поскольку это приведёт к их засолению и деградации. Вызывает сомнение и применение воды водохранилища для питьевого водоснабжения.

Рассмотрение современного радиозэкологического состояния водоёмов с территории проведения подземного ядерного взрыва «Чаган», включающее не только определение концентраций основных нормируемых радионуклидов, но и проведение биологического тестирования с использованием в качестве тест-объекта *Chlorella vulgaris* показало, что решение о возможности хозяйственного использования территории полигона должно быть основано на комплексном подходе, учитывающем совместное действие физических и химических факторов, влияющих на уровень токсичности воды в местах проведения ядерных испытаний.

#### Список литературы

- Евсеева Т.И., Гераськин С.А. Сочетанное действие факторов радиационной и нерадиационной природы на традесканцию. Екатеринбург: УрО РАН, 2001. 156 с.
- Евсеева Т.И., Белых Е.С., Таскаев А.И., Майстренко Т.А., Гераськин С.А. Закономерности реакции растений на совместное действие радионуклидов и металлов // Вопросы радиационной безопасности. 2006. №3. С. 28-40.
- Мирные ядерные взрывы: обеспечение общей и радиационной безопасности при их проведении / Кол. авторов под рук. проф. В.А. Логачева. М.: Изд. АТ, 2001. 519 с.
- Нормы радиационной безопасности (НРБ-99): Гигиенические нормативы. М.: Центр санитарно-эпидемиологического нормирования, гигиенической сертификации и экспертизы Минздрава России, 1999. 116 с.
- Упитис В.В. Макро- и микроэлементы в оптимизации минерального питания водорослей. Рига: Зинатне, 1983. 240 с.
- Шевченко В.А. Радиационная генетика одноклеточных водорослей. М.: Наука, 1979. 256 с.

### АНАЛИЗ РИСКА ЗДОРОВЬЮ ЧЕЛОВЕКА И ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ ОТ ВОЗДЕЙСТВИЯ СОЗ И РТУТИ В БАЙКАЛЕ И АНГАРСКИХ ВОДОХРАНИЛИЩАХ

Е.А. Мамонтова, Е.Н. Тарасова

*Институт геохимии им. А.П. Виноградова СО РАН*

*664033, г. Иркутск, ул. Фаворского, 1А, а/я 421, Россия, elenam@igc.irk.ru*

Стойкие органические загрязнители (СОЗ), включая полихлорированные дибензо-пара-диоксины (ПХДД), полихлорированные дибензофураны (ПХДФ), полихлорированные бифенилы (ПХБ), гексахлорбензол (ГХБ) и хлорорганические пестициды (в т.ч. ДДТ и ГХЦГ), а также ртуть входят в число суперэкоотоксикантов (Майстренко, 1996). Они обладают высокой устойчивостью в окружающей среде, способностью накапливаться по пищевой цепи и вызывают нарушения здоровья, как человека, так и других живых организмов. СОЗ способствуют развитию рака, вызывают нарушения в репродуктивной, иммунной, сердечно-сосудистой, эндокринной, нервной системах, нарушают процессы обмена веществ в организме (Майстренко, 1996). Особенностью СОЗов является их способность оказывать неблагоприятные эффекты на живые организмы на уровне низких доз. Поэтому даже соблюдение санитарных нормативов не всегда может предотвратить нарушение здоровья человека и других живых организмов (Майстренко, 1996). В настоящее время признается необходимость немедленного прекращения их производства, использования и ликвидации в глобальном масштабе (Стокгольмская конвенция 2001 года). Международная Объединенная Комиссия в отчете по экологическому воздействию СОЗ на экосистему Великих озер делает следующие выводы (Коммонер, 1996): «устойчивые токсичные соединения слишком опасны для биосферы и человечества, чтобы допускать их выбросы в окружающую среду в любых количествах ... и не могут более считаться приемлемыми в экосистеме; производство и выброс этих соединений в окружающую среду должен официально рассматриваться как ... необоснованные с экологической точки зрения и опасные для здоровья населения в целом. ... Количество этих веществ, попадающих в окружающую среду, должно быть равно нулю, и первейшим действием для достижения этого нуля должен быть запрет на их производство, использование и выбросы, а не их последующее удаление».

В группу СОЗ входят соединения, являющиеся как целевыми продуктами (ПХБ, ГХБ, хлорорганические пестициды), так и побочные продукты различных химических процессов и процессов горения (ПХДД/Ф, также ПХБ и ГХБ). В Иркутской области источниками ПХДД/Ф могут быть предприятия химической промышленности (ОАО «ХимпромУсолье», «Химфармкомбинат», ОАО «Саянскхимпром», ОАО «Саянскхимпласт»), лесной и деревообрабатывающей промышленности (БЦБК, БЛПК, УИЛПК), цветной металлургии (ИркАЗ, БрАЗ), машиностроения, теплоэнергетики и др. Со сточными водами предприятий токсиканты поступают в водоемы региона. Сотрудниками ИГМУ получено, что со стоками БЦБК с 1970 по 1995 в озеро Байкал поступило 2597 г диоксинов (Гос. доклад, 1997). Это количество сравнимо только с аварией на заводе ICMESE в Севезо (Италия), когда в окружающую среду попало 2-3 кг диоксинов (Федоров, 1993), что значительно превышает величину поступивших ПХДД/Ф в Байкал посредством атмосферного переноса, рассчитанную исходя из известных концентраций в почвах региона (от 274.419 г до 1143.038 г ТЕQ ПХДД/Ф и от 93.45 до 338.14 г ТЕQ ПХБ) (Мамонтов, 2001). В прошлом в Иркутской области широко использовались хлорорганические пестициды в сельском хозяйстве и для контроля за численностью переносчиков инфекционных заболеваний. Запрет на использование ДДТ в Иркутской области введен в 1972 г. ГХЦГ продолжал применяться до 1992 года. ПХБ использовался

в электротехнической промышленности. Оборудование, содержащее ПХБ, в настоящее время не выпускается, но до сих пор находится в эксплуатации. По данным Госкомприроды на территории Иркутской области в настоящее время находятся 9.5 тыс. конденсаторов, заполненных ПХБ. В трансформаторах, используемых на предприятиях области, содержится около 90 т технического ПХБ (PCB in the Russian Federation..., 2000). Устаревшие пестициды и ПХБ продолжают храниться на складах, представляя потенциальную угрозу при нарушении целостности оборудования и упаковки. ГХБ использовался для протравливания семян. ГХБ также образуется как побочный продукт при различных процессах горения, в том числе при сжигании ТБО отходов, при производстве цемента, алюминия и т.д. (ЮНЕП, 2002). Для СОЗ характерен также трансграничный перенос. Поэтому возможен атмосферный перенос СОЗ из стран, использующих ХОП (Китай, Индия) в настоящее время. Таким образом, СОЗ представляют опасность при локальном применении и посредством трансграничного переноса.

Исследования СОЗ в Байкале и Байкальском регионе проводятся с 1980х гг. (Мамонтов, 2001; Полихлорированные бифенилы, 2005; Kucklick et al., 1996; Mamontov et al., 2006; Nakata et al., 1995; Tarasova et al., 1997 и др.). В жире байкальской нерпы были обнаружены концентрации ПХДД/Ф сравнимые со значениями найденными в балтийских тюленях (Tarasova et al., 1997). Наибольшие уровни диоксинов были получены в рыбах из оз. Байкал и ниже сброса сточных вод Усть-Илимского ЛПК, а ПХБ – в рыбах, выловленных ниже сброса сточных вод предприятий Усолья-Сибирского (Mamontova et al., 2006). Распределение хлорорганических пестицидов (ДДТ и ГХЦГ) в рыбах из водоемов региона определяется их использованием в сельском хозяйстве по долине р. Ангары в прошлом. Однако, в рыбах из Байкала также найден транс-нонахлор – компонент хлордана, не использовавшийся в России, тогда как в рыбе из Ангары он определяется или в следовых количествах, или отсутствует.

Источники ртути могут быть как природного, так и техногенного характера. В водоемы ртуть поступает при разрушении коренных пород, выщелачивании из рыхлых отложений и почв, разложении растительности и живых организмов, при выпадении атмосферных осадков (Сухенко, 1995). Бактерии в почвах и донных отложениях переводят ртуть в органическую форму (метилртуть) и в такой форме ртуть накапливается по пищевой цепи. Ртуть в окружающей среде существует в различных формах и население подвергается воздействию различными путями. Наиболее общий путь – это поступление в организм человека метилртути при потреблении рыбы. Другие пути воздействия являются следствием использования ртуть-содержащих препаратов и оборудования. Метилртуть может вызывать нарушения развития нервной системы, а также нарушения сердечно-сосудистой, иммунной и репродуктивной систем. Ртуть проникает через плацентарный барьер и оказывает воздействие также на плод, что приводит к нарушениям развития плода и задержке развития ребенка (нарушение когнитивного мышления, памяти, внимания, речи, пространственного зрения и др.). При испарении металлической ртути ее пары могут быть абсорбированы в легких, что также приводит к нарушению здоровья человека (тремор, бессонница, головные боли, и др.). На территории Иркутской области проблема ртутного загрязнения в большей степени связана с хлорщелочным производством на предприятиях Усолья-Сибирского и Саянска (Коваль и др., 2003; Гребенщикова и др., 2007; Ефимова и др., 2001 и др.). Наиболее изученным в отношении загрязнения ртутью и ее влияния на здоровье человека является Братское водохранилище (Ефимова и др., 2001). В 16 % рыбы, выловленной в Братском водохранилище, концентрация ртути достигает 1,5-4 ПДК в мышцах и 10 ПДК в печени (Ефимова и др., 2001).

Для оценки степени воздействия токсикантов на здоровье человека используются две системы: система ПДК и оценка риска (расчет суточной дозы (СД), индекса опасности (ИО) и индивидуального канцерогенного риска (ИКР)).

В отдельных пробах рыб из Ангары и Малого Моря и в большинстве проб подкожного жира нерпы были обнаружены превышения принятых в России ПДК (СанПиН 2.3.2.1078-01 от 06.11.2001; ГН № 142-9/105 от 05.06.91) для ДДТ и ПХБ (до 2.5-8 ПДК для сырья для детского питания и продуктов прикорма на рыбной основе) (Mamontova et al., 2006).

При расчете канцерогенного и неканцерогенного риска от воздействия токсикантов при потреблении рыбы и жира нерпы использовали Р 2.1.10.1920-04. В расчетах принималось условие, что в среднем человек потребляет по данным Госкомстат 34-35 г рыбы в день, а рыбаки и члены их семей до 200-250 г рыбы в день. Расчет ИО произведен для комплекса СОЗ – ПХДД/Ф, ПХБ, ДДТ, ГХЦГ, ГХБ и для Hg, а ИКР – только для СОЗ. Характеристика риска развития неканцерогенных эффектов проводится на основе индекса опасности. ИО воздействия комплекса исследованных СОЗ при среднем потреблении рыбы изменяется от 0.007 до 3.5. Наименьшие показатели ИО при потреблении рыбы были обнаружены, если рыба выловлена из озер в Тункинской долине, в

верховьях реки Лены или в притоках Северного Байкала. Наибольшие – если рыба выловлена ниже сброса сточных вод предприятий Усоля-Сибирского и Усть-Илимска, а также в некоторых районах Байкала. Индекс опасности, не превышающий 1, говорит о том, что вероятность развития у человека вредных эффектов при ежедневном поступлении вещества в течение всей жизни незначительна и такое воздействие характеризуется как допустимое. Индекс, превышающий 1, получен для населения, потребляющего рыбу, выловленную из реки Ангары ниже г. Усоля-Сибирского до пос. Балаганска и ниже Усть-Илимской ГЭС. Критическими органами и системами при воздействии СОЗ являются ЦНС, иммунная и эндокринная системы, печень. СОЗ также влияют на развитие. ИО больше 1 предполагает возможность нарушений функционирования этих органов и систем.

ИО значительно изменяется для рыбаков и членов их семей. Потребление рыбы в данной группе населения превышает 200 г в день (Ефимова и др., 2001). ИО от воздействия СОЗ в этом случае составляет от 0.05 в Тункинской долине до 14-23 ниже сброса сточных вод предприятий Усоля-Сибирского. По данным Института медицины труда и экологии человека ИО воздействия ртути при потреблении рыбаками рыбы из Братского водохранилища составляет 7.24 (Ефимова и др., 2001). Население поселков на берегах Ангарских водохранилищ (особенно, Братского вдхр.) подвергается воздействию как СОЗ, так и ртути. Критическими органами и системами при воздействии ртути являются ЦНС, иммунная, эндокринная, репродуктивная системы, почки. В экспериментах получено, что ПХБ и метилртуть при одновременном воздействии увеличивают свою активность (Bemis, Seegal, 1999), что требует проведения исследований одновременного воздействия высоких концентраций СОЗ и ртути в рыбах из Братского водохранилища на здоровье населения.

По результатам исследования распределения ртути в окружающей среде и в рыбах из Малого моря, проведенным в 2007 году (Тарасова и др., 2008), ИО при поступлении ртути с рыбой, воздухом, частицами почвы, водой для населения поселков на побережье Малого моря значительно ниже 1. ИО ртути при потреблении рыбы из Малого моря на 4-5 порядков ниже, чем ИО при потреблении рыбы из Братского водохранилища (Тарасова и др., 2008).

Дополнительный ИКР от воздействия комплекса исследованных СОЗ при среднем потреблении рыбы в течение всей жизни составляет от  $4 \times 10^{-7}$  до  $1.6 \times 10^{-4}$ , что соответствует 0.4-160 случаям рака на 1 млн. населения. Низкие, пренебрежимо малые значения ИКР найдены при потреблении рыбы из озер Тункинской долины в Бурятии. В большинстве районов Иркутской области при потреблении рыбы величины ИКР превышают приемлемый пренебрежимо малый риск равный  $1 \times 10^{-6}$  и в основном соответствуют диапазону предельно допустимого риска. Эти уровни подлежат постоянному контролю и в некоторых случаях могут проводиться дополнительные мероприятия по их снижению. Наибольшие значения ИКР получены при потреблении рыбы выловленной ниже по течению от г. Усоля-Сибирского до пос. Буреть и ниже по течению от Усть-Илимской ГЭС, а также из Малого моря на Байкале. Они попадают в диапазон риска приемлемого для профессиональных групп и неприемлем для населения в целом. В данном случае необходима разработка и проведение плановых оздоровительных мероприятий.

Дополнительный ИКР от СОЗ для рыбаков и членов их семей при потреблении только рыбы изменяется от  $3.8 \times 10^{-6}$  до  $9.4 \times 10^{-4}$ . Наименьшие значения ИКР для рыбаков соответствуют диапазону предельно допустимого риска и характерны для фоновых районов. Наибольший ИКР приближается к уровням риска неприемлемого ни для населения, ни для профессиональных групп и получен для населения (рыбаков и членов их семей), в рацион которых входит рыба, выловленная из Братского водохранилища ниже сброса сточных вод и до пос. Буреть. Следует учитывать, что суммарный риск при потреблении всех продуктов питания во втором случае может уже превысить уровень неприемлемый для населения и профессиональных групп. ИКР при воздействии ртути не рассматривается.

Население поселков побережья Байкала в пищу традиционно использует мясо и жир байкальской нерпы. Ранее было найдено, что концентрации диоксинов и родственных соединений в жире байкальской нерпы сравнимы с уровнями, найденными в тюленях из неблагополучного Балтийского моря (Тарасова и др., 1997). Концентрации же ртути в органах и тканях нерпы низкие, сравнимые с тюленями из незагрязненных водоемов (Watanabe et al., 1996). ИО при ежедневном потреблении только 1 г жира байкальской нерпы составит 1,85, причем вклад ртути в ИО незначителен ( $10^{-8}$  %), тогда как доли ПХБ и ПХДД достигают 42 и 46 % и ПХДФ – 10 %. ИКР при ежедневном потреблении 1 г жира байкальской нерпы составит  $2 \times 10^{-4}$  (неприемлемый для населения уровень). Наибольший вклад в ИКР вносят ПХДД (66 %), ПХБ (15 %) и ПХДФ (14 %).

Значение исследованных органических загрязнителей в рыбе из разных водоемов региона для здоровья населения неодинаково и изменяется как в зависимости от вида токсиканта, так и от места вылова рыбы. Риск от воздействия ПХДД и ПХДФ на Байкале наибольший в районе Малого моря,



он увеличивается вниз по течению Ангары и достигает максимальных величин ниже Усть-Илимской ГЭС, причем значительно увеличивается доля ПХДД, что, вероятно, является результатом деятельности предприятий глубокой переработки древесины, расположенных в Усть-Илимске и Братске. Наибольший вклад в риск при потреблении рыбы, выловленной ниже г. Усолья-Сибирского, вносят ПХБ, хотя ниже по течению их значение несколько уменьшается. Вклад пестицидов в риски для здоровья населения составляет единицы процентов.

Для оценки степени опасности загрязнения для обитателей водных экосистем был рассчитан риск для байкальской нерпы от воздействия ПХБ и ртути. Для оценки экспозиции нерпы были использованы: концентрации ПХБ и ртути в рыбах, входящих в рацион нерпы (Полихлорированные бифенилы..., 2005; Kucklick et al., 1996; Nakata et al., 1995; Watanabe et al., 1996); состав рациона питания нерпы (Пастухов, 1993); LOAEL и NOAEL ПХБ и ртути для млекопитающих (PCB, 2001; EPA, 1996)). Для получения референтной дозы ПХБ для нерпы были учтены факторы неопределенности, включая перевод данных LOAEL из подострого в хронический опыт, для перевода LOAEL в NOAEL и для межвидовых различий (Canadian EPA, 1999). Расчетная RfD ПХБ для нерпы = 0.02 мкг/кг в день. СД ПХБ для нерпы в начале 90х годов превышала как расчетную референтную дозу, так и наименьший действующий уровень у млекопитающих. В 1997 году проведенные исследования в разных видах рыб в разных котловинах позволили оценить СД для нерпы в северном, среднем и южном районах Байкала. Наибольшая доля ПХБ в организм нерпы поступает с малой и большой голомянкой. Референтная доза также превышена во всех случаях, LOAEL превышен в южном Байкале. В 2001 г. ИО воздействия ПХД для нерпы достигал 70 при рационе в 3 кг и 97 при рационе в 4 кг. По данным на начало 1990х гг. ИО воздействия ртути составлял 0.04 и 0.05, соответственно, или 0.5 % от суммарного ИО воздействия ПХБ и ртути. Найденное подтверждает вывод Watanabe et al. (1996) о том, что ртуть не являлась причиной массовой гибели нерпы в 1980х. Также следует отметить о важности загрязнения ПХБ экосистемы Байкала и вероятности обнаружения нарушения состояния здоровья нерп. Данные исследования требуют дальнейших уточнений и корректировки с учетом места вылова рыбы, сезона года и других факторов.

Таким образом, проведенные исследования риска здоровью населения от воздействия комплекса ХОС показали, что, несмотря на отсутствие превышения ПДК в большинстве проб, существует возможность возникновения как канцерогенных, так и неканцерогенных заболеваний у жителей области. Население, проживающее в поселках на берегах Байкала, подвергается преимущественной нагрузке на организм СОЗ. Дополнительную нагрузку дает использование в пищу мяса и жира байкальской нерпы. Население городов и поселков, расположенных в долине реки Ангары (особенно, Братского вдхр.), подвергаются значительному воздействию, как ртути, так и СОЗ. Синергетический эффект ПХБ и ртути говорит о необходимости проведения комплексных исследований воздействия высоких концентраций СОЗ и ртути в рыбах из Братского водохранилища на здоровье населения. Уровни загрязнения окружающей среды СОЗ и ртути, подлежат постоянному контролю и для некоторых районов региона (Малое Море – СОЗ, Братское и Усть-Илимское вдхр. – СОЗ и Нг) необходима разработка и проведение плановых оздоровительных мероприятий с целью снижения загрязнения этими токсикантами. Также следует рекомендовать ограничить потребление местным населением рыбы, выловленной из Братского и Усть-Илимского водохранилищ.

*Работа выполнена при поддержке РФФИ 07-05-00697 и РФФИ-ГФЕН 07-05-92116.*

#### Список литературы

- Государственный доклад “О состоянии окружающей природной среды Иркутской области в 1996 году”. – Иркутск: ОАО НПО «Облмашинформ», 1997. – 230 с.
- Гребенищикова В.И., Бутаков Е.В., Зеленая О.Г. Оценка состояния ртутного загрязнения на территории, окружающей ООО «Усольехимпром» (Иркутская область) // В сб.: Проблемы геохимии эндогенных процессов и окружающей среды. – Иркутск: Изд-во Института географии СО РАН, 2007. – С.151-155.
- Ефимова Н.В., Рукавишников В.С. Медико-экологическая оценка ртутной опасности для населения Иркутской области // Гигиена и санитария. – 2001. – № 1. – С.19-21.
- Коваль П.В., Калмычков Г.В., Лавров С.М., Удодов Ю.Н., Бутаков Е.В., Файфилд Ф.В., Алиева В.И. Антропогенная компонента и баланс ртути в экосистеме Братского водохранилища // ДАН. – 2003. – Т. 388. – № 2. – С. 225-227.
- Коммонер Б. Политическая история диоксинов. – М., 1996. – 19 с.
- Мамонтов А.А. Полихлорированные дибензо-пара-диоксины и родственные соединения в экосистеме озера Байкал. – М.: Академия наук о Земле, 2001. – 68 с.
- Майстренко В.Н., Хамитов Р.З., Будников Г.К. Эколого-аналитический мониторинг супертоксиантов. – М.: Химия, 1996. – 319 с.

- Пастухов В.Д. Нерпа Байкала: биологические основы рационального использования и охраны ресурсов. – Новосибирск: ВО «Наука». – 1993. – 272 с.
- Полихлорированные бифенилы (ПХБ) в Байкальском регионе: источники, дальний перенос и оценка риска. – Иркутск: Изд-во Ин-та географии СО РАН, 2005. – 52 с.
- Сухенко С.А. Ртуть в водохранилищах: новый аспект антропогенного загрязнения биосферы: Аналитический обзор. – Новосибирск, 1995. – 59 с.
- Тарасова Е.Н., Мамонтова Е.А., Мамонтов А.А., Гребенищикова В.И., Андрулайтис Л.Д., Рязанцева О.С. Ртуть в проливе Малое Море оз. Байкал // Вестник РВМА. – 2008. – № 3. – С. 73
- Федоров Л.А. Диоксины как экологическая опасность: ретроспективы и перспективы. – М.: Наука, 1993. – 272 с.
- ЮНЕП, 2002. Региональная оценка стойких токсичных веществ. Центральная и северо-восточная Азия. Региональный доклад. – Женева, 2002. – 134 с.
- Bemis J.C., Seegal R.F. Polychlorinated biphenyls and methylmercury act synergistically to reduce rate brain dopamine content in vitro // EHP. – 1999. – Vol. 107. – P. 879-885.
- CCME, 1999. Canadian environmental quality guidelines. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg, 1999. – 246 с.
- EPA, 1997. Mercury study. Report to Congress. Vol. VII: Characterization of human health and wildlife risks from mercury exposure in the United States. EPA, 1997. – 152 p.
- Kucklick J.R., Harvey H.R., Ostrom P.H., Ostrom N.E., Baker J.E. Organochlorine dynamics in the pelagic food web of Lake Baikal. // Environ. Toxicol. Chem. – 1996. – Vol. 15. – P. 1388-1400.
- Mamontova E.A., Mamontov A.A., Tarasova E.N., McLachlan M.S., Mamontov A.M. Organochlorines in fish from Lake Baikal, tributaries and the Angara River, the Irkutsk Region, Russia: levels and risk assessment. // Organochlorine compounds. – 2006. – Vol. 68
- Nakata H., Tanabe S., Tatsukawa R., Amano M., Miyazaki N., Petrov E.A. Persistent organochlorine residues and their accumulation kinetics in Baikal seal (*Phoca sibirica*) from Lake Baikal, Russia // Environ. Sci. Technol. – 1995. – Vol. 29. – P. 2877-2885.
- PCB: recent advances in environmental toxicology and health effects. Robertson LW, Hansen LG. (Eds.). – The University Press of Kentucky, 2001. – 461 с.
- PCB in the Russian Federation: Inventory and proposal for priority remedial action/ AMAP report. – Oslo, 2000. – 30 p.
- Tarasova E.N., Mamontov A.A., Mamontova E.A., Klasmeier J., McLachlan M.S. Polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDDs) and dibenzofurans (PCDFs) in Baikal seal // Chemosphere. – 1997. – Vol. 34. – P. 2419-2427.
- Watanabe I., Ichihashi H., Tanabe S., Amano M., Miyazaki N., Petrov E.A., Tatsukawa R. Trace element accumulation in Baikal Seal (*Phoca sibirica*) from the Lake Baikal // Env. Pollution. – 1996. – Vol. 94. – P. 169-179.

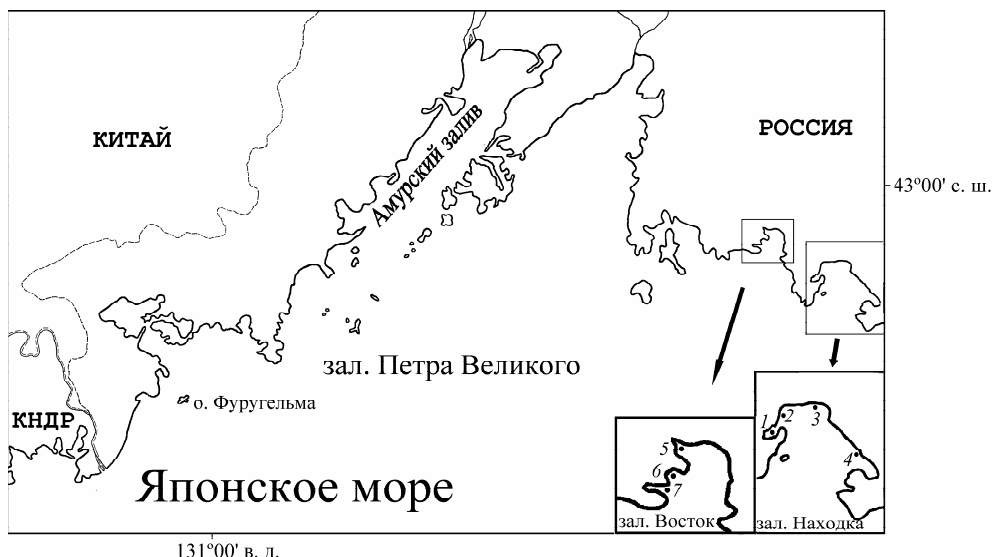
## ПРИМЕНЕНИЕ МОРСКОЙ МИКРОВОДОРОСЛИ *DUNALIELLA SALINA* (CHLOROPHYTA) ДЛЯ БИОТЕСТИРОВАНИЯ ВОДЫ (НА ПРИМЕРЕ ЗАЛИВОВ НАХОДКА И ВОСТОК ЯПОНСКОГО МОРЯ)

Ж.В. Маркина, Н.А. Айздайчер

*Институт биологии моря им. А.В. Жирмунского ДВО РАН*  
690041 г. Владивосток, ул. Пальчевского, 17, Россия, [inmarbio@mail.primorye.ru](mailto:inmarbio@mail.primorye.ru)

Антропогенное загрязнение, особенно усилившееся в последние десятилетия, приводит к негативным изменениям в экосистемах, вплоть до их полной деградации, в связи с чем исследование качества вод приобретает все большую актуальность. Для оценки состояния водной среды наряду с традиционно используемыми физико-химическими методами все чаще применяется метод биотестирования. Одними из наиболее часто применяемых тест-объектов являются микроводоросли благодаря удобству их содержания в лабораторных условиях и быстрого отклика на состояние среды (Крайнюкова, 1988; Lewis, 1995; Blasco et al., 2003). Акватории российского побережья Японского моря, особенно зал. Находка, подвергаются значительному антропогенному стрессу. Сведения о содержании токсичных веществ в данных акваториях неоднократно опубликованы (Наумов, Найдено, 1997; Ващенко, 2000; Христофорова и др., 2002), однако исследованиям с применением биотестирования все еще не уделяется должного внимания. Цель настоящей работы заключалась в применении микроводоросли *Dunaliella salina* в качестве тест-объекта для оценки качества воды из заливов Находка и Восток (Японское море) с различной степенью антропогенной нагрузки.

Воду для тестирования отбирали 27 августа в зал. Находка и 10 сентября 2006 г. в зал. Восток (рис. 1). Названия станций, характеристика солености воды и pH приведены в таблице.



**Рис. 1.** Расположение станций отбора проб воды. Условные обозначения соответствуют номерам станций в таблице.

**Таблица.** Описание станций отбора проб

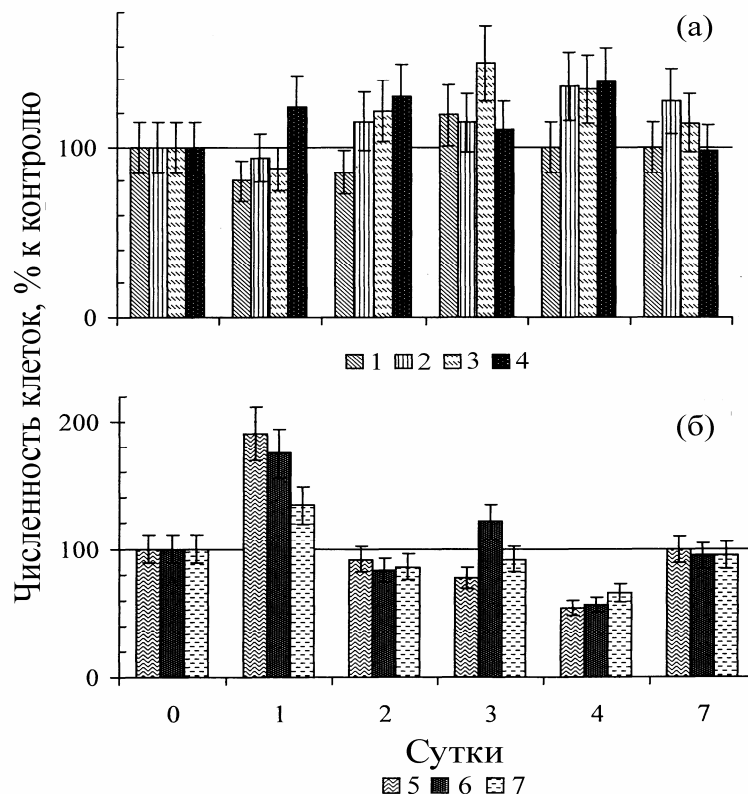
Станция	Соленость, ‰	pH
1. Зал. Находка, б. Находка	14.9	7.88
2. Зал. Находка, м. Шефнера	30.4	8.07
3. Зал. Находка, возле устья р. Партизанской	31.9	7.99
4. Зал. Находка, пляж Песчаный	32.6	8.02
5. Зал. Восток, у Волчанецкой протоки	27.3	7.88
6. Зал. Восток, б. Средняя	31.5	7.82
7. Зал. Восток, б. Гайдамак	30.1	8.00

В качестве тест-объекта использовали одноклеточную водоросль *Dunaliella salina* Teod. (Chlorophyta), так как она является эвригалинным, широко распространенным, легко культивируемым и чувствительным к загрязнению видом (Балаян, Стом, 1988; Масюк, 1973; Рудик и др., 1995). Микроводоросль выращивали в жидкой питательной среде Гольдберга, приготовленной на основе фильтрованной и стерелизованной морской воды. Биотестирование проводили в колбах Эрленмейера емкостью 250 мл с объемом культуральной среды 100 мл в стандартных условиях при освещении люминесцентными лампами интенсивностью  $70 \text{ мкмоль}/(\text{м}^2 \times \text{с})$  со светотемновым периодом 12 ч свет: 12 ч темнота, при температуре  $20 \pm 2^\circ \text{C}$ . Качество исследуемой природной морской воды оценивали по изменению численности клеток в суспензии, которую определяли прямым счетом в камере Горяева. Образцы для подсчета клеток в единице объема отбирали из опытных и контрольных колб после тщательного перемешивания в одно и то же время через 1–2 ч после окончания темного периода и фиксировали раствором Утермея. Опытные и контрольные колбы перемешивали 1–2 раза в сут. Время опытов составляло 7 сут (Руководство..., 2003). Опыты проводили в трех повторностях. Данные (среднее значение, стандартное отклонение) обрабатывали статистически с помощью пакета программы Excel.

В результате тестирования воды из зал. Находка показано, что через сутки число клеток в воде со станций 1 – 3 снижалось до 80 – 93% и только в воде со станции 4 возрастало до 123% от такового в контроле (рис. 2а). С увеличением экспозиции численность клеток во всех случаях до конца эксперимента достигала до 138% от контроля. Следовательно, вода из зал. Находка оказала значительное ростостимулирующее воздействие. Так как *D. salina* является эвригалинным видом, ее рост не отличается от в диапазоне от 8 до 32 ‰, а pH тестируемой воды соответствует морской воде (см. таблицу), то можно предположить, что изменение численности клеток микроводоросли обусловлено присутствием в воде загрязняющих агентов.

Известно, что зал. Находка – один из наиболее загрязненных участков российского побережья Японского моря, так как предприятия г. Находка являются вторым по значимости источником загрязнения вод (Доклад..., 2003). В зал. Находка зарегистрировано превышение ПДК по содержанию тяжелых металлов в 4 раза, детергентов до 52 и фенолов до 10 раз (Наумов, Найденко, 1997; Доклад..., 2003).

Исследования видового состава и структуры популяций мизид показали, что они встречаются лишь в очень небольших количествах (Черкашин, Щеглов, 2004; Черкашин, Вейдеман, 2005). Неоднократно биотестирование воды с помощью личинок морских ежей *S. intermedius* (Кашенко, 2000) и *Scaphechinus mirabilis* (Журавель и др., 2006; Маркина, Журавель, 2006), мидии *Mytilus edulis* (Наумов, Найденко, 1997) позволило обнаружить негативное воздействие воды из зал. Находка на тест-объекты.



**Рис. 2.** Динамика численности клеток микроводоросли *Dunaliella salina* в воде: (а) – из зал. Находка; (б) – из зал. Восток. Номера станций соответствуют приведенным в таблице.

Одним из показателей загрязненности вод является евтрофность водоема. В работе (Стоник, Селина, 1995) зал. Находка характеризуется как промежуточный между евтрофным и экстремально евтрофным типом. Вероятно, в результате евтрофикации численность и продуктивность фитопланктона, увеличились в период с 2000–2004 гг. по сравнению с 1982–1985 гг., произошли изменения в комплексе доминирующих видов фитопланктона и наметилась тенденция к обеднению количества видов (Стоник, Орлова, 1998; Стоник, 1999; Черкашин, Вейдеман, 2005). Полученные нами результаты и более ранние исследования с использованием водоросли *Gymnodinium kovalevskii* (Маркина, Журавель, 2006), подтверждают сведения о способности воды из зал. Находка вызывать выраженную стимуляцию роста *D. salina*.

В тестируемой воде со всех станций из зал. Восток отмечено выраженное увеличение количества клеток микроводоросли (134 – 191 %) в первые сутки опыта (рис. 2б). В последующие дни численность клеток снижалась, но к концу опыта она стабилизировалась и достоверно не отличалась от контрольной. Таким образом в воде из данной акватории отмечено увеличение численности клеток с последующим ее уменьшением, что подтверждает сведения о неблагоприятном состоянии данной акватории.

Ранее Куликовой с соавторами (2004) показано, что степень обогащения вод металлами у станции 7 в 2 – 4 раза больше по сравнению с центральной частью зал. Восток. В результате сообщества донных организмов характеризуются простой структурой, низким видовым разнообразием и ярким доминированием незначительного числа видов-индикаторов экстремальных условий обитания. В б. Средняя и б. Гайдамак (зал. Восток) отмечены наибольшие величины БПК<sub>5</sub> – до 5.86 мг/л, что подтверждает факт загрязнения залива (Бабиц, Бузолева, 2006). Кроме того в б. Гайдамак и у Волчанецкой протоки зафиксированы концентрации ПАВ, достигающие 104 – 107 мкг/л (Христофорова и др., 2002). Тестирование с помощью эмбрионов и личинок морского ежа *S. mirabilis* показало, что вода из этих районов ингибировала их развитие (Журавель и др., 2006).

Таким образом, проведенные нами исследования по биотестированию воды с помощью микроводоросли *D. salina* из зал. Находка и зал. Восток подтверждают сведения о значительном загрязнении воды и экологическом неблагополучии данных районов.

#### Список литературы

- Бабич Т.В., Бузолева Л.С. Химико-микробиологическая оценка качества прибрежных вод залива Петра Великого с различным характером загрязнения // Экологические проблемы использования прибрежных морских акваторий. Материалы международной научно-практической конференции. – Владивосток: Изд-во Дальневост. ун-та, 2006. – С. 11 – 13.
- Балаян А.Е., Стом Д.И. Метод биотестирования по обездвиживанию клеток водорослей дуналиеллы // Методы биотестирования вод. – Черноголовка. 1988. – С. 21 – 23.
- Ващенко М.А. Загрязнение залива Петра Великого Японского моря и его биологические последствия // Биол. моря. – 2000. – Т. 26. № 3. – С. 149 – 159.
- Доклад о состоянии окружающей природной среды Приморского края в 2002 году. – Владивосток: Министерство природных ресурсов РФ, Главное управление природных ресурсов и охраны окружающей среды МПР России по Приморскому краю (ГУПР по Приморскому краю), 2003. – 162 с.
- Журавель Е.В., Маркина Ж.В., Христофорова Н.К., Айздайчер Н.А. Использование микроводоросли *Dunaliella salina*, эмбрионов и личинок плоского морского ежа *Scaphechinus mirabilis* как тест-организмов для оценки качества воды в заливе Петра Великого Японского моря // Биология моря. – 2006. – Т. 32, № 3. – С. 188 – 196.
- Кашенко С.Д. Влияние воды из залива Находка (залив Петра Великого Японского моря) на раннее развитие морского ежа *Strongylocentrotus intermedius* // Биол. моря. – 2000. Т. 26, № 5. – С. 320–323.
- Крайнюкова А.Н. Биотестирование в охране вод от загрязнения // Методы биотестирования вод. – Черноголовка. 1988. – С. 4 – 21.
- Куликова В.А., Омеляненко В.А., Тарасов В.Г. Меропланктон бухты Гайдамак (зал. Восток, Японское море) в условиях загрязнения // Экология. – 2004. – № 2. – С. 113 – 120.
- Маркина Ж.В., Журавель Е.В. Биотестирование вод залива Находка (Японское море) // Экологические проблемы использования прибрежных морских акваторий. Материалы международной научно-практической конференции. – Владивосток: Изд-во Дальневост. ун-та, 2006. – С. 136 – 139.
- Масюк Н.П. Морфология, систематика, экология, географическое распространение рода *Dunaliella* Teod. – Киев: Наукова думка, 1973. – 241 с.
- Наумов Ю.А., Найдено Т.Х. Экологическое состояние залива Находка // Изв. ТИНРО. – 1997. – Т. 122. – С. 524 – 537.
- Рудик В.Ф., Грамма С.Б., Гуля А.П. Влияние координационных соединений металлов на продуктивность и биохимический состав *Dunaliella salina* Teod. // Альгология. – 1995. – Т. 5, № 1. – С. 95–101.
- Руководство по определению методом биотестирования токсичности вод, донных отложений, загрязняющих веществ и буровых растворов. – М: РЭФИА, НИА – Природа, 2002. – 118 с.
- Стоник И.В. Фитопланктон Амурского залива (Японское море) в условиях евтрофирования. Автореф. дис. ... канд. биол. наук. – Владивосток, 1999. – 26 с.
- Стоник И.В., Орлова Т.Ю. Летне-осенний фитопланктон в Амурском заливе Японского моря // Биол. моря. – 1998. – Т. 24, № 4. – С. 205 – 211.
- Стоник И.В., Селина М.С. Фитопланктон как показатель трофности вод залива Петра Великого Японского моря // Биол. моря – 1995. – Т. 21, № 6. – С. 403 – 406.
- Христофорова Н.К., Журавель Е.В., Миронова Ю.А. Рекреационное воздействие на залив Восток (Японское море) // Биол. моря. – 2002. – Т. 28, № 4. – С. 300 – 303.
- Черкашин С.А., Вейдеман Е.Л. Экоотоксикологический анализ состояния прибрежных экосистем залива Петра Великого (Японское море) // Вопр. рыболовства. – 2005. – Т. 6, № 4. – С. 637 – 652.
- Черкашин С.А., Щеглов В.В. Экоотоксикологические исследования состояния отдельных компонентов прибрежных экосистем залива Петра Великого (Японское море) // Научные труды Международного биотехнического центра МГУ: тез. док. второй междунар. научн. конф. “Биотехнология – охране окружающей среды” и третьей школы-конф. молод. уч. и студ. “Сохранение биоразнообразия и рациональное использование биологических ресурсов”, Москва, 25 – 27 мая 2004 г. – М.: Спорт и культура. 2004. – С. 156.
- Blasco J., Hampel M., Moreno-Garrido I. Toxicity of surfactants for aquatic life // Analysis and fate of surfactants in the aquatic environments. Amsterdam, The Netherlands: Elsevier, 2003. – P. 827 – 867.
- Lewis M.A. Use of freshwater plants for phytotoxicity testing: a review // Envir. Pollut. – 1995. – V. 87. – P. 319 – 336.

## ИССЛЕДОВАНИЕ ВЛИЯНИЯ НАНОТРУБОК НА ПАРАМЕТРЫ ФЛУОРЕСЦЕНЦИИ ХЛОРОФИЛЛА ЗЕЛеной ВОДОРОСЛИ *CHLAMYDOMONAS REINHARDTII*

Д.Н. Маторин, А.В. Каратеева, В.А. Осипов, Е.П. Лукашев, Н.Х. Сейфуллина, К.В. Шайтан

Биологический факультет МГУ им. М.В. Ломоносова  
г. Москва, Ленинские горы, Россия, matorin@biophys.msu.ru

Новые углеродсодержащие материалы – нанотрубки все шире используются в промышленности. Нанотрубка – это молекула из более миллиона атомов углерода, представляющая собой трубку с диаметром около нанометра и длиной несколько десятков микрон. В стенках трубки атомы углерода расположены в вершинах правильных шестиугольников. Чрезвычайно важным является оценка экологических последствий влияния новых материалов на живые системы в экологических условиях.

Биотестирование, как метод водной токсикологии обычно, используется для регламентирования токсического загрязнения или выработки норм допустимых нагрузок на водные экосистемы. Основными критериями токсичности при этом являются плодовитость, выживаемость различных организмов в хронических опытах (Филенко, 1988). В связи с необходимостью организации систем оперативного контроля за качеством природных вод и токсичностью стоков, биотестирование приобретает широкое значение (Филенко, 1988; Жмур, 1997, Perminova et al., 2001). При этом оперативные биотесты должны обладать высокой чувствительностью к токсикантам различной природы. Прежде всего, это мелкие растительные организмы: микроводоросли, являющиеся главными продуцентами в водоемах и своеобразными экологическими мишенями для различных антропогенных загрязнений, часто поступающих в водные экосистемы (Маторин, Венедиктов 1990; Vavilin et al., 1995).

Кроме того, необходим выбор наиболее чувствительных процессов в организмах по реагированию на токсическое воздействие. Для водорослей – это, прежде всего, фотосинтез. Преимущества использования фотосинтеза в качестве тест-функции обусловлено высокой его чувствительности к действию многих загрязнений и возможностью применения в биомониторинге методов измерения флуоресценции хлорофилла. Основой флуоресцентных методов является то, что хлорофилл, находящийся в фотосинтетических мембранах, служит своего рода природным датчиком состояния клеток водорослей. Энергия кванта света, поглощенного светособирающим комплексом, может быть превращена в энергию разделенных зарядов, которая используется в дальнейших реакциях фотосинтеза, либо потеряна путем излучения кванта флуоресценции или за счет рассеяния в тепло. Измерение соотношения интенсивности флуоресценции хлорофилла при насыщающем фотосинтез возбуждающем свете ( $F_m$ ) и условиях, не вызывающих изменений состояния фотосинтетического аппарата ( $F_o$ ), позволяет определить эффективность первичных процессов фотосинтеза, которая равна  $(F_m - F_o)/F_m = F_v/F_m$ . Эффективность первичных процессов фотосинтеза ( $F_v/F_m$ ) представляет собой безразмерную энергетическую характеристику фотосинтеза, аналогичную коэффициенту полезного действия и не зависящую от видовой специфики организма. Максимальное, теоретически возможное значение эффективности утилизации света при фотосинтезе ( $F_v/F_m$ ) соответствует 0,8, минимальное равно 0. Эффективность утилизацию, близкая к нулю, указывает на ингибирование процессов фотосинтеза.

Важным преимуществом флуоресцентных методов является их экспрессность и высокая чувствительность, что позволяет быстро диагностировать состояние клеток микроводорослей под действием токсикантов непосредственно в среде их обитания *in situ* в режиме реального времени (Маторин, 2000). Оперативность измерений показателей флуоресценции имеет особое значение для раннего обнаружения появления поллютантов в среде (Vavilin et al., 1995; Маторин и др., 2007; Brack, Frank, 1998; Schreiber et al., 2002).

В последнее время появилось несколько работ по влиянию наночастиц на водоросли. Однако действие наночастиц на флуоресцентные параметры пока не исследовались. В данной работе были изучены изменения параметров флуоресценции в клетках *Chlamydomonas reinhardtii* в присутствии разных концентрациях углеродных нанотрубок. Показано, что использование этих зависимостей позволяет регистрировать изменения в энергозапасующих фотосинтетических процессах клеток водорослей в присутствии этих современных материалов.

Культуру *Chlamydomonas reinhardtii* Dang выращивали фотогетеротрофно на трис-ацетат-фосфатной среде, pH 7.0 при 25°C и интенсивности освещения люминесцентными лампами 30 мкЕ/м<sup>2</sup>с. Продолжительность светового периода составляла 14 ч, темнового 10 ч. Культивирование проводили в колбах объемом 1 л (при максимальном объеме жидкой фазы 250 мл), на шейкере,

совершающем наряду с орбитальным вращением и продольно-поперечное перемещение. Культуру, достигшую стационарной фазы роста, разливали в условиях стерильности по 100 мл в колбы объемом 250 мл и вводили изучаемые препараты. Численность водорослей определяли методом прямого счета в камере Горяева под световым микроскопом. Для дополнительного диспергирования агрегатов клеток суспензию пропускали через узкий наконечник дозатора.

В токсикологических экспериментах использовали одностенные углеродные нанотрубки (средний диаметр 1,2-1,4 нм) со степенью очистки 80%, а также многостенные углеродные нанотрубки (средний диаметр 60-80 нм). Процедуру дополнительной очистки не проводили. Непосредственно перед опытом водный раствор нанотрубок в концентрации 2 мг/мл диспергировали на ультразвуковом дезинтеграторе УЗДН-2Т в течение одного часа. Водоросли экспонировались от нескольких часов до нескольких суток при разных концентрациях добавок нанотрубок в тех условиях что и при выращивании культуры.

Измерения флуоресцентных показателей фитопланктона проводили на импульсном флуорометре, созданном на кафедре биофизики Биологического факультета МГУ, предназначенном для измерения сильно разбавленных суспензий микроводорослей, а также на флуорометре WaterPAM (Walz, Германия) (Schreiber *et al.*, 2002). Проводили измерения быстрых световых зависимостей различных параметров флуоресценции на свету при последовательном увеличении интенсивности. На основании всех параметров рассчитывали - нефотохимическое тушение флуоресценции  $NPQ = (F_m - F_m')/F_m$ , 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.

Проведенный анализ показал, что действие нанотрубок может быть зарегистрировано при измерении формы световых параметров флуоресценции хлорофилла. На пресноводных водорослях было обнаружено, что при инкубации в течение 1 суток наблюдается снижение скорости нециклического фотосинтетического электронного транспорта, рассчитанного по параметрам флуоресценции. Увеличение интенсивности освещения приводит к снижению квантового выхода фотохимии фотосистемы 2 за счет увеличения тепловой диссипации и нефотохимического тушения флуоресценции. Световые зависимости обычно показывают, что при возрастании освещенности объекта происходит снижение фотохимического тушения на действующем свету и квантового выхода фотохимического превращения световой энергии в фотосистеме 2 из-за общего торможения электронного транспорта вследствие лимитирования последнего скоростью функционирования темновых процессов фотосинтеза и возрастание нефотохимического тушения, отражающего увеличение процессов тепловой диссипации энергии в условиях невозможности переработки избыточной световой энергии в фотосинтезе. Многостенные нанотрубки резко усиливали снижение этих параметров у *Chlamydomonas reinhardtii* с увеличением интенсивности света. Это показывает, что светочувствительность фотосинтетических процессов в присутствии многостенных нанотрубок увеличивается, по-видимому, за счет торможения электрон-транспортных реакций после ФС2 или за счет снижения репарационных процессов.

Полученные результаты демонстрируют, что методы регистрации флуоресценции хлорофилла могут быть использованы для обнаружения токсического действия наноматериалов на водорослевые сообщества. Следует отметить, что световой стресс может быть легко реализован во флуоресцентной аппаратуре для биоиндикации и включен в систему автоматизированного оперативного контроля за состоянием природных вод водоемов

#### Список литературы

- Жмур Н.С. Государственный и производственный контроль токсичности вод методами биотестирования в России. // М.: Межд. Дом Сотр. 1997. 116 с.
- Маторин Д.Н., Венедиктов П.С. Люминесценция хлорофилла в культурах микроводорослей и природных популяциях фитопланктона // Итоги науки и техн. ВИНТИ. Сер. Биофизика. 1990. Т. 40. С. 49-100.
- Маторин Д.Н. Использование флуоресцентных методов измерения активности фотосистемы II при биомониторинге фитопланктона // Биофизика. 2000. Т. 45/3. С. 491-494.
- Маторин Д.Н., Погосян С.И., Смуров А.В. Оценка качества среды инструментальными методами с использованием фототрофных организмов. В учебном пособии. Биологический контроль окружающей среды. Биоиндикация и биотестирование. Ред. Мелехова О.П., Егорова Е.И. М.: Изд. Академия. 2007. С. 243-246
- Руководство по определению методом биотестирования токсичности вод, донных отложений, загрязняющих веществ и буровых растворов // Министерство природных ресурсов РФ РЭФИА. НИА. М.: Природа. 2002. 117с.
- Филенко О.Ф. Водная токсикология. // М.: Изд. Черноголовка, 1988. 156с.
- Brack W., Frank H. Chlorophyll a fluorescence: a tool for the investigation of toxic effects in the photosynthetic apparatus // Ecotoxicology and Environmental Safety. 1998. V.40. №1-2. P.34-41.

Perminova I.V., Grechishcheva N.Yu., Kovalevskii D.V., Kudryavtsev A.V., Petrosyan V.S., Matorin D.N. Quantification and prediction of the detoxifying effects of humic substances related to their chemical binding to polycyclic aromatic hydrocarbons // Environ. Toxicol. Chem. 2001. V. 35. P. 3841-3848.

Schreiber U., Muller J., Haug A., Gademann R. New type dual-channel PAM chlorophyll fluorometer for highly sensitive water toxicity biotest // Photosynth. Res. 2002. V. 74. P. 317-330.

Vavilin D.V., Polynov V.A., Matorin D.N., Venediktov P.S. The sublethal concentrations of copper stimulate photosystem II photoinhibition in *Chlorella pyrenoidosa* // J. Plant Physiol. 1995. V. 146 (5-6). P. 609-613.

## МЕТОДЫ ФЛУОРЕСЦЕНТНОГО ЗОНДИРОВАНИЯ ПРИРОДНОГО ФИТОПЛАНКТОНА

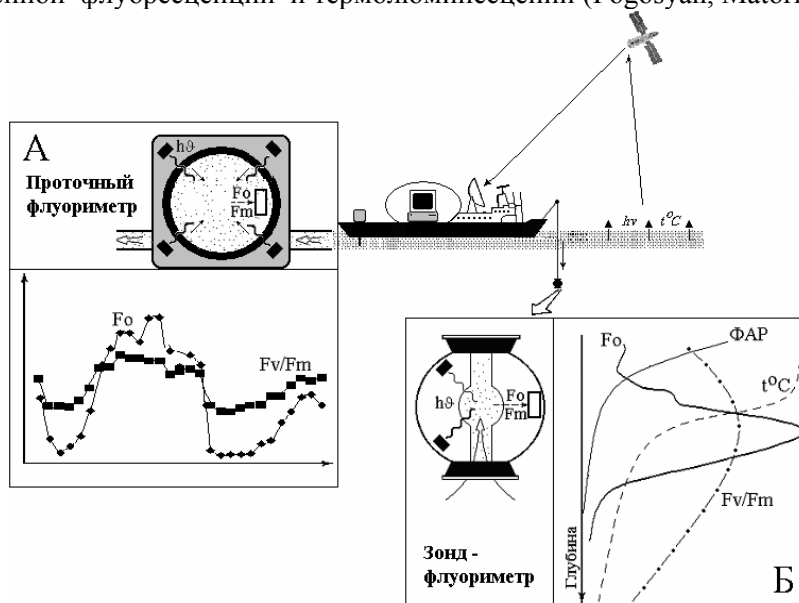
Д.Н. Маторин, С.И. Погосян, П.С. Венедиктов В.А. Осипов, А.Б. Рубин

Биологический факультет МГУ им. М.В. Ломоносова  
г. Москва, Ленинские горы, Россия, matorin@biophys.msu.ru

Фитопланктон определяет состояние и продуктивность водных экосистем. При действии различных экологических факторов и антропогенных загрязнений в первую очередь изменяются концентрация и фотосинтетическая активность клеток водорослей (Маторин, Венедиктов, 1990; Маторин и др., 1996; Vavilin et al., 2002). Изменения фитопланктона приводят к изменениям в остальных звеньях водной экосистемы. Поэтому регистрация характеристик фитопланктона может являться способом оценки состояния водной среды в целом.

Для быстрой диагностики фитопланктона в природных условиях на кафедре биофизики МГУ разработаны современные методы регистрации флуоресценции хлорофилла, которые позволяют получать информацию о количестве и активности фотосинтезирующих организмов, а также по характеристиками состояния фотосинтетического аппарата оценивать физиологическое состояние клеток при действии антропогенных факторов и судить о качестве водной среды. Важным преимуществом этих методов является их экспрессность и высокая чувствительность, что позволяет быстро диагностировать состояние фитопланктона непосредственно в среде его обитания *in situ* в режиме реального времени (Маторин и др., 1996).

Разработанные методы реализованы в виде комплекса портативных приборов, включающих бортовой флуорометр, погружной и проточный флуорометры, микрофлуорометр и приборы для измерения замедленной флуоресценции и термолюминесценции (Pogosyan, Matorin, 2005).



**Рисунок.** Схема регистрации зондирования природного фитопланктона с использованием проточной (А) и зондовой (Б) флуориметров. А – схема проточного флуориметра и его регистрируемые параметры  $F_o$  (обилие фитопланктона отн.ед.),  $F_v/F_m$  (фотосинтетическая активность), с параллельной записью координат (JPS) и времени суток; Б – схема зондирования погружным флуориметром с регистрацией параметров флуоресценции  $F_o$ ,  $F_v/F_m$ , температуры ( $T^\circ C$ ), фотосинтетически активной радиации (ФАР).



Малогобаритный импульсный погружной зонд-флуориметр позволяет измерять параметры флуоресценции фитопланктона ( $F_o$ ,  $F_v/F_m$ ), температуру и подводную освещенность (Маторин и др., 1996) (Рис.). Принцип действия зонда состоит в следующем. При освещении фитопланктона в зонде первой слабой вспышкой света измеряется величина фоновой флуоресценции  $F_o$ . Затем, при действии второй мощной вспышки света в клетках происходит кратковременное насыщение всех реакционных центров (РЦ), которые не успевают утилизировать поглощенную энергию света и переходят в результате этого в закрытое состояние. В этих условиях флуоресценция хлорофилла возрастает до максимальных значений  $F_m$ . Таким образом, можно определить значения переменной флуоресценции  $F_v = F_m - F_o$  и отношение  $F_v/F_m$ , которые отражают эффективность запасаения энергии света на начальных этапах фотосинтеза. Поскольку величина  $F_o$  зависит от светопоглощающего количества хлорофилла (Matorin et al., 2004; Ostrowska, 2000 a,b;) в клетках, то это может использоваться для определения его концентрации пигментов и биомассы фитопланктона. Определение величин  $F_o$  и  $F_v/F_m$  позволяет выявить ситуации, когда в водоемах имеется много фитопланктона ( $F_o$  велико), однако, его активность и продукция невелика в силу неблагоприятных условий. На основании этих данных можно получить сравнительную информацию о распределении как самого фитопланктона ( $F_o$ ), так и его фотосинтетической активности ( $F_v/F_m$ ) по глубине и горизонтальным разрезам в водоемах и рассчитать фотосинтетическую продукцию с использованием величин подводной освещенности (Маторин, 2000; Antal et al., 2001).

Разработанный двухлучевой погружной импульсный флуориметр, состоит из погружаемого зонда, бортового блока питания и компьютера, который управляет процессом измерений по программе, задаваемой пользователем. Измерение всех параметров производится автоматически и результаты выводятся на экран компьютера в реальном масштабе времени в виде графиков, отражающих вертикальный профиль температуры, подводной освещенности, концентрации и активности водорослей при погружении флуориметра. Наличие малогабаритного аккумулятора (12 В) позволяет использовать зонд при работе в полевых условиях с небольшой весельной лодки. С помощью этого флуориметра может быть получена информация об экологическом состоянии разных водоемов, построены глубинные разрезы и трехмерные карты распределения количества и активности фитопланктонных сообществ, температурных и оптических параметров водной среды и выявлены районы, подверженные антропогенному загрязнению. Чрезвычайно важной областью является использование подобной аппаратуры для биомониторинга влияния загрязнений на фитопланктонные популяции в природных водоемах, определения границ этого влияния и качества среды.

Проточный флуориметр также выполняет в автоматическом режиме измерение параметров флуоресценции  $F_o$  и  $F_v/F_m$  фитопланктона по ходу судна (Pogosyan, Matorin, 2005). Для протока воды использовали водоструйный насос, размещенный за измерительной камерой прибора, что обеспечивало нативность клеток водорослей. Скорость протока воды равнялась 0,5 л/мин, время прохождения воды по шлангу до измерительной камеры составляло менее 2 мин. Проточный флуориметр оснащен датчиком GPS для определения и регистрации координат и времени. Регистрация всех измеренных величин и управление прибором проводили по разработанной нами программе, позволяющей визуализировать и запоминать всю полученную информацию.

Применяя погружной и проточный флуориметры нами было проведено зондирование состояния водной среды в Черном, Каспийском, Норвежском и Южно-Китайском морях, озерах Байкал и Иссык-куль, Москва-реки и различных водоемов в районе Звенигородской станции МГУ (Маторин и др., 1996; Ильяш и др., 2007; Antal et al., 2001; Matorin et al., 2001, 2004; Vavilin et al., 2002).

Многолетние исследования показали, что комплекс флуориметрических методов, разработанный на кафедре биофизики биологического факультета МГУ, позволяет проводить детальное исследование состояния фотосинтетического аппарата фитопланктона и определять пространственно-временную изменчивость фитоценоза. При измерении параметров флуоресценции *in situ*, в отличие от традиционных гидробиологических методов исследования, возможно получать данные о содержании фитопланктона и эффективности его функционирования в режиме реального времени, что важно для совмещения спутниковых и наземных наблюдений. Однако в отличие от спутниковых наблюдений, ограниченных только содержанием фитопланктона в поверхностном слое, использование погружаемого импульсного зонда-флуориметра дает возможность связать изменения гидродинамических структур поверхностных вод с изменениями физиологического состояния фитоценоза в толще водной массы. Флуориметрия в протоке информирует об изменчивости обилия и фотосинтетической активности фитопланктона по ходу судна в реальном времени, что позволяет обнаруживать градиентные зоны и выявлять мезомасштабные структуры в море. Детальное исследование гетерогенности популяций и динамики изменения отдельных групп водорослей при проведении микрофлуоресцентного анализа дает возможность оценить состояние фитоценоза и дать

прогноз его развития (Pogosyan, Matorin, 2005). Анализ ответных реакций первичных процессов фотосинтеза фитопланктона на режим освещения позволяет, с одной стороны, выявлять к каким световым условиям адаптированы клетки фитопланктона, а с другой стороны, оценить адаптивные возможности этих организмов.

Разработанный комплекс может быть включен основанием для создания системы мониторинга экологического состояния различных прибрежных вод. Такая система позволит контролировать текущее состояние фитопланктонного сообщества, выработать рекомендации по рациональному природопользованию и природно-охранным мероприятиям. Это направление интенсивно развивается в настоящее время и несомненно ему принадлежит большое будущее, поскольку оно обеспечивает раннюю экспресс-диагностику экологического состояния водоемов в режиме реального времени и стыковку космического и наземного зондирования.

#### Список литературы

- Ильяш Л.В., Маторин Д.Н. Особенности пространственного распределения фитопланктона залива Нянган Южно-Китайского моря в период интенсивных осадков. // Океанология. 2007. Т. 47. №6. С. 847-856.
- Маторин Д.Н., Венедиктов П.С. Люминесценция хлорофилла в культурах микроводорослей и природных популяциях фитопланктона // Итоги науки и техн. ВИНТИ. Сер. Биофизика. 1990. Т. 40. С. 49-100.
- Маторин Д.Н., Венедиктов П.С., Конев Ю.Н., Казимирко Ю.В., Рубин А.Б. Использование двухвспышечного импульсного погружного флуориметра для определения фотосинтетической активности природного фитопланктона. // Докл. РАН, 1996. Т.350, N 2, С.256-258.
- Маторин Д.Н. Использование флуоресцентных методов измерения активности фотосистемы II при биомониторинге фитопланктона // Биофизика. 2000. Т. 45/3. С. 491-494
- 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.
- Matorin D.N., Antal T.K., Sharshenova A.A., Tynybekov A.K., Otte M.L., Van de Werf H., Rubin A.B. Kuldanbaev N.K. Monitoring of natural phytoplankton in the Issyk-Kul Lake with the use of a submersible pump-and-probe fluorometer. // Proc. Int. Conf. 'Human Health and Environment. Strategies and Programmes in New Millenium,' INTAS, Kyrgyz Republic, 2001.P. 57- 63.
- Matorin D.N., Antal T.K., Ostrowska M., Rubin A.B., Ficek D., Majchrowski R. Chlorophyll fluorometry as a method for studying light absorption by photosynthetic pigments in marine algae // Oceanologia. 2004. V. 46. №4. P. 519-531.
- Pogosyan S.I., Matorin D.N. Variability in the state of the photosynthetic system of the Black Sea phytoplankton. // Oceanology. 2005. V. 45. №1. P. 139-148.
- Ostrowska M., Majchrowski R., Matorin D.N. Variability of the specific fluorescence of chlorophyll in the ocean. Part1: Theory of classical in situ chlorophyll fluorometry. Oceanologia. 2000. 42(2) P. 203-219.
- Ostrowska M., Matorin D.N., Ficek D. Variability of the specific fluorescence of chlorophyll in the ocean. Part2: fluorometric method of chlorophyll a determination. // Oceanologia. 2000. 42(2) P. 221-229.
- Vavilin, D.V., Matorin D.N. Rubin. A. B. The high-temperature thermoluminescence of chlorophyll as a method to study lipid peroxidation in planktonic algae. // Archiv fur Hydrobiologie .2002.153 (4) . P. 685-701.

### ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ: КРИТЕРИИ И ПОКАЗАТЕЛИ ДЛЯ РАЗНЫХ ЦЕЛЕЙ ОЦЕНКИ СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

Н.М. Мингазова

Казанский государственный университет,  
г. Казань, Татарстан, Россия, Nafisa.Mingasova@ksu.ru

Широко распространенный во многих работах термин «оценка экологического состояния» нередко употребляется, по нашему мнению, без достаточных на это оснований. Кроме него используются также термины «оценка состояния объектов», «экологическая оценка», «оценка состояния водоемов», «оценка качества вод», «оценка состояния водных экосистем» и др. В связи с отсутствием четкого определения возникает необходимость обоснования, как самого термина, так и критериев выбора его показателей.

По нашему мнению, термины «оценка экологического состояния» и «оценка состояния водных экосистем» можно считать синонимами, т.к. они базируются на экосистемном подходе, связанном с использованием структурных и функциональных показателей экосистем (таких как численность, биомасса, соотношение групп по биомассе и др.). Кроме того, важно использование также гидрофизических и гидрохимических показателей, взаимосвязанных с деятельностью гидробионтов

(прозрачность, содержание кислорода, биогенных веществ и др.). В этом случае термины представляются вполне обоснованными.

**Таблица 1.** Критерии и показатели оценки экологического состояния водоемов (Мингазова, 1999)

Цели оценки	Критерии	Показатели
Оценка качества воды (оценка состояния водного объекта)	Классы и категории чистоты воды (от «очень чистых» до «предельно грязных»). Сравнение с ПДК	Содержание кислорода, биогенных веществ, сероводорода; БПК <sub>5</sub> , окисляемость, pH, прозрачность, жесткость, солевой состав, температура; характеристика грунтов; численность микроорганизмов, сапрофитов; видовой состав фитопланктона, зоопланктона, зообентоса; индексы сапробности и др
Определение рыбохозяйственной ценности водоема	Химические и биологические нормативы	Химические и санитарно-гигиенические показатели; показатели сапробности, эвтрофирования, осолонения, токсичности, канцерогенности, мутагенности и др.
Определение степени антропогенного эвтрофирования	Категории трофического статуса (олиготрофные, мезотрофные, эвтрофные, гипертрофные, дистрофные)	Баланс кислорода, режим газов (углекислого газа, сероводорода), прозрачность, концентрация биогенных веществ, общая минерализация, ионный состав, соотношение содержания азота и фосфора, критическая концентрация фосфора, состав фитопланктона, последовательность смены состава, биомасса водорослей, соотношение численности и биомассы фитопланктона, соотношение эвтрофных и олиготрофных видов для зоопланктона, коэффициент трофности по фитопланктону и др.
- « -	Степень антропогенного воздействия (слабая, средняя, сильная)	Прозрачность; содержание кислорода, углекислого газа, биогенных веществ; БПК <sub>5</sub> , перманганатная окисляемость, pH, класс качества воды.
Определение уровня биологической продуктивности	Категории трофического статуса (олиготрофные, мезотрофные, эвтрофные, гипертрофные, дистрофные)	Структурные показатели (индексы Н бит., Е, Е/О, В летн./ Б зимн., В зоо/ В фито, R/B, численность и др.). Функциональные показатели (первичная продукция, деструкция и др.). Нумерические шкалы и др.
Определение устойчивости водной экосистемы	Категории устойчивости (устойчивая, неустойчивая)	Отклонение В мин. от В макс. за год, индексы видового разнообразия, соотношение стено- и эврибионтных видов, продукционно-деструкционных процессов; изменение запасов кислорода и др.
Определение степени нарушенности, деградации	Критерии экологической ситуации по трем категориям (экологическое бедствие, чрезвычайная экологическая, относительно удовлетворительная ситуация)	Численность и биомасса фитопланктона, содержание хлорофилла «а», число видов и численность зоопланктона, биотические индексы по зообентосу, число сапрофитов и бактерий; данные по ихтиофауне, заболеваемости и биотестированию.
Определение степени антропогенной трансформации	Категории «слабая», «средняя», «сильная»	Содержание фосфора общего, БПК <sub>5</sub> , прозрачность, биомасса фитопланктона (макс.), отношение биомасс фито- и зоопланктона.
- « -	Степень антропогенного воздействия	Уровень биогенной нагрузки (Р общ.) с территории водосбора, прозрачность, ранговый показатель и класс качества воды по эколого-санитарной классификации, трофический статус (трофические индексы).
Определение эффективности самоочищения	Классы и категории чистоты воды (от «очень чистых» до «предельно грязных»). Сравнение с ПДК	Содержание взвешенных веществ, прозрачность, окисляемость, содержание растворенных органических веществ, индексы самоочищающей способности, содержание загрязняющих веществ, содержание кислорода, коэффициенты накопления, численность и биомасса гидробионтов - фильтраторов и др.
Определение необходимости и эффективности восстановления водных объектов	Степень трансформированности экосистем	Прозрачность, содержание кислорода, биогенных веществ, взвешенных веществ, нефтепродуктов, СПАВ, биомасса фитопланктона.

В тоже время, несомненно, важное значение имеет выделение целей, для которых необходима оценка экологического состояния. По нашему мнению, этими целями являются оценка качества воды, оценка рыбохозяйственной ценности, биопродуктивности, эвтрофированности, нарушенности (деградации, трансформированности), устойчивости и способности к восстановлению. Показатели экологического состояния могут несколько различаться в зависимости от целей оценки.

Цели оценки, критерии и обобщенные показатели приведены в таблице 1 на основе обобщения литературных сведений и данных многолетнего изучения водных объектов Среднего Поволжья.

Результаты многолетнего изучения водных объектов Среднего Поволжья подтверждают необходимость указания целей и критериев при осуществлении оценки экологического состояния.

Таким образом, полагаем, что в виду широты и неконкретности термина «оценка экологического состояния» при его использовании желательно указывать цели использования термина. Выделение критериев и показателей оценки экологического состояния для разных целей можно использовать как методический подход в нормировании антропогенного воздействия на водные экосистемы.

#### Список литературы

Мингазова Н.М. Антропогенные изменения и восстановление малых озер (на примере Среднего Поволжья). – Дисс. на соиск. учен. степ. докт. биол. наук. - Казань, 1999. – 470 с.

### **ХИМИЧЕСКАЯ И ТОКСИКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ ПОЧВ ВОКРУГ ШЛАМОВЫХ АМБАРОВ (ША)**

Л.В. Михайлова, Ф.В. Гордеева

ФГУП «Госрыбцентр», ВНИЦ «Экология»

625000, г. Тюмень, ул. Одесская, Россия, g-r-c@mail.ru

Среди нефтеносных провинций страны Западно-Сибирская занимает особое место с середины 70-х годов, когда по ресурсам, запасам и добыче нефти она стала лидирующей. К сожалению, она стала лидирующей и по трансформации природной среды в районах нефтедобычи.

Наиболее опасные техногенные нагрузки связаны с многочисленными техническими объектами: скважинами (разведочными, эксплуатационными, нагнетательными, наблюдательными); сборными и магистральными нефтепроводами, амбарами и отстойниками. Геохимическая трансформация природной среды начинается уже на стадии бурения скважин. На этом этапе техногенные потоки связаны с буровыми растворами и буровыми шламами (БШ). В их состав входит значительное число химических реагентов и материалов: структурообразователи (бентонит, природные и синтетические полимеры); регуляторы pH (щелочи, кислоты, карбонаты); понизители фильтрации (КМЦ, полиакриламиды, КССБ, УЩР и др.); разжижители (лигносульфонаты железа, хрома, аммония, триполифосфат, НТФ, ксантановые смолы, лигнины и др.); ингибиторы глинистых пород (ГКЖ, хлориды, полиакриламиды); смазочные добавки (нефть, ПАВ, фосфатидный концентрат, талловые масла, рыбий жир технический, графит и др.), а также эмульгаторы, пеногасители, бактерициды, ингибиторы коррозии, парафино- и солеотложений, флокулянты, пенообразователи и другие специфические добавки (Булатов и др., 1984).

Шламы хранятся в открытых «нерекультивированных» амбарах или засыпаны минеральным грунтом. Не ликвидированные шламовые амбары, как правило, используют для сбора отходов, образуемых при ремонте и эксплуатации скважин, и они становятся еще большими загрязнителями природной среды (Ахметшин и др., 1995). При нарушении технологии амбарного строительства скважин неизбежно происходит загрязнение окружающей среды в результате нарушения обваловки амбара, донной и боковой фильтрации его содержимого, переполнения амбара при таянии снега. Стенки шламового амбара проницаемы практически для всех загрязнителей, содержащихся в амбаре, но различные компоненты бурового раствора имеют разную способность к миграции в почвах с грунтовыми водами (Комов, 1998). Содержащиеся в отходах загрязнители, вследствие подвижности и высокой проникающей способности, мигрируют в почво-грунты, а затем в водоемы, вызывая в них негативные процессы (Волобуев, 1989; Левшин и др., 1997; Солнцева, 1998; Шеметов, 1998). Установлено, что вокруг шламовых амбаров образуется ореол загрязненных грунтовых вод, степень загрязнения которых убывает к периферии. Наблюдения за состоянием грунтовых вод в течение 140 сут показали, что на расстоянии 40 м от ША происходит непрерывное незначительное увеличение общей минерализации, содержания ПАВ и нефтепродуктов до 1.6 мг/л при фоновой концентрации - 0.02 мг/л (Комов, 1998). Наибольшую способность к миграции проявляют хлориды и

водорастворимые фракции нефти. Если нефтяному загрязнению сопутствует засоление, деградационные процессы усиливаются (Солнцева, 1998).

Почвы являются одним из главнейших объектов эколого-геохимических исследований. Практически ни одно комплексное исследование техногенного загрязнения не обходится без химического анализа, поскольку почвы аккумулируют загрязнители, поступающие в течение длительного времени. Почва – это центральное звено биогеохимического круговорота веществ, источник поступления их в растительные организмы и по трофическим цепям в организм животных и человека (Московченко, 1998). Вместе с тем не всегда существует возможность определить все загрязняющие вещества (ЗВ) и оценить их совместное влияние на биоту.

В связи с этим целью данной работы явилось сопоставление аналитического и токсикологического методов для оценки экологического состояния почв вокруг ША.

ША, выше и ниже которых (по линиям стекания грунтовых вод) отбирались пробы, расположены в Нижневартовском районе Ханты-Мансийского автономного округа на водоразделе рек Ваха и Ватинского Егана (притоков Оби). Пробы выше амбара считались фоновыми и обозначались буквой «ф».

Почвенные экстракты (1:4) готовили на отстоянной питьевой воде, она же служила контролем. Значительная часть экстрактов почв имела кислую реакцию (рН ниже 6,5), в них рН была доведена до оптимальных значений (6,5-7,5) для *Paramecium caudatum* (Временное метод. руководство..., 2002).

Биотестирование в соответствии с общепринятыми методиками (Временное метод. руководство..., 2002) проводили с помощью ГОСТИрованных тест-объектов, одним из которых являлась инфузория *Paramecium caudatum* в остром (1 сут) и хроническом (4 сут) опытах. Регистрировали выживаемость и численность простейших. На основе этих данных рассчитывались: коэффициент прироста численности; индекс численности и темп деления. Полученные в экспериментах данные были подвергнуты стандартной статистической обработке (Лакин, 1980).

Биотестирование показало, что за 1 сутки численность *Paramecium caudatum* снижали на 30-50% фоновые пробы 13, 17, 21 и 37, а за 4 суток – пробы 1, 17, 33, 37 и 41 (рис. 1-2; табл. 1). В районе некоторых ША отсутствие влияния почв на *Paramecium caudatum* в 1 сут сменялось к 4 сут угнетением (пробы 1, 17, 33, 37, 41) или стимуляцией (пробы 9, 13, 25, 45, 53, 57, 61). В одном случае (проба 13ф) значительное (31%) угнетение численности инфузорий в 1 сут сменялось высокой стимуляцией (на 184% выше К) к 4 суткам.

Фоновые пробы 5, 29, 49 и 65 не оказывали токсического действия на *Paramecium caudatum* ни в остром, ни в хроническом опыте.

% к К

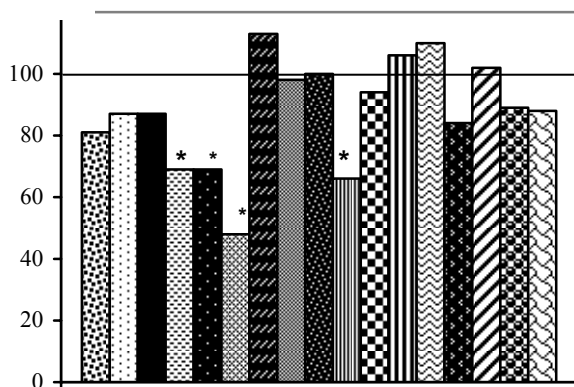


Рис. 1. Численность *P. caudatum* в водных вытяжках почв выше ША на 1 сутки опыта

1ф 5ф 9ф 13ф 17ф 21ф 25ф 29ф 33ф 37ф 41ф 45ф 49ф 53ф 57ф 61ф 65ф

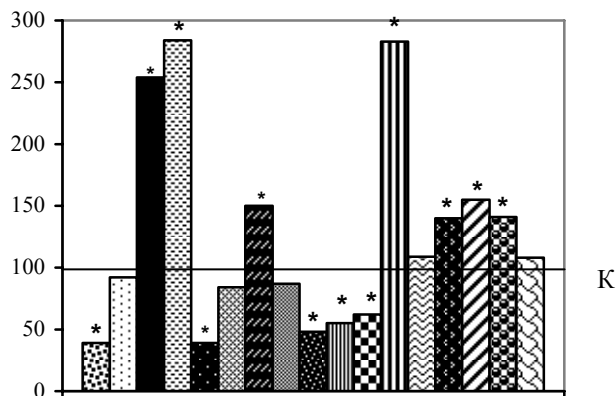


Рис. 2. Численность *P. caudatum* в водных вытяжках почв выше ША на 4 сутки опыта

1ф 5ф 9ф 13ф 17ф 21ф 25ф 29ф 33ф 37ф 41ф 45ф 49ф 53ф 57ф 61ф 65ф

Ниже ША высокую токсичность проявляли пробы 38 и 42, которые снижали численность *Paramecium caudatum* против К на 40 и 60% (1 и 4 сут соответственно). Снижение численности простейших более чем на 30% в 1 сут (пробы 18, 22, 30, 34, 54) или отсутствие острой токсичности (пробы 46, 58, 66) сменялось резкой (до 150% против К) стимуляцией. Пробы 2, 6, 10, 50 не оказывали на *Paramecium caudatum* токсического действия (рис. 3, 4; табл. 1).

**Таблица 1.** Содержание некоторых загрязняющих веществ и токсичность проб почв вокруг ША

№ ША п/п	№ пробы	Год строительства и рекультивации ША	Нефтепродукты (ОДУп - 100-180 мг/кг)	Хлориды (ПДКп – 266,8 мг/кг)	Сульфаты (ПДКп – 160 мг/кг)	<i>Paramecium caudatum</i> численность (% к К)	
						1 сут	4 сут
1	1ф	2000/2005	<b>1284</b>	155	108	81	<b>39</b>
	2		<b>1230</b>	<b>515</b>	<b>210</b>	88	88
2	5Ф	2000/2005	157	31	26	87	92
	6		46	71	8	90	93
3	9ф	2001/2004	<b>2463</b>	640	108	87	<b>254</b>
	10		<b>1909</b>	<b>1214</b>	<b>765</b>	115	92
4	13ф	2003/2005	<b>1386</b>	97	69	<b>69</b>	<b>284</b>
	14		<b>2110</b>	42	<b>72</b>	83	<b>175</b>
5	17Ф	2002/2005	<b>2789</b>	38	63	<b>69</b>	<b>39</b>
	18		<b>1162</b>	<b>169</b>	<b>305</b>	<b>60</b>	<b>132</b>
6	21ф	2003/2005	<b>747</b>	38	32	<b>48</b>	84
	22		<b>1028</b>	78	<b>90</b>	<b>35</b>	<b>246</b>
7	25ф	2004/2005	173	8	30	113	<b>150</b>
	26		<b>129</b>	58	15	111	<b>146</b>
8	29ф	2005/-	132	11	18	98	87
	30		<b>1880</b>	<b>3206</b>	61	<b>73</b>	102
9	33ф	2005/-	149	266	22	100	<b>48</b>
	34		<b>558</b>	<b>2634</b>	78	<b>46</b>	123
10	37ф	2006/-	101	71	8	<b>66</b>	<b>55</b>
	38		103	24	10	<b>64</b>	<b>45</b>
11	41ф	2006/-	<b>627</b>	<b>356</b>	102	94	<b>62</b>
	42		87	22	9	<b>64</b>	<b>44</b>
12	45ф	2000/2004	<b>2862</b>	<b>682</b>	86	106	<b>283</b>
	46		299	3	10	122	<b>132</b>
13	49ф	2001/2005	128	15	16	110	109
	50		34	8	8	106	123
14	53ф	2004/2005	<b>1737</b>	<b>376</b>	<b>267</b>	84	<b>140</b>
	54		126	5	9	<b>57</b>	97
15	57ф	2004/2005	172	20	13	102	<b>155</b>
	58		<b>2069</b>	<b>761</b>	61	99	<b>172</b>
16	61ф	2005/-	183	71	21	89	<b>141</b>
	62		<b>325</b>	2230	<b>98</b>	100	<b>64</b>
17	65ф	2006/-	115	19	17	88	108
	66		175	5	6	118	<b>131</b>

Примечание: выделены статистически достоверные отличия от К и превышения ПДКп, ОДУп; ф – фоновая проба, 20 м выше ША, следующая за ней проба – 1 м ниже ША.

Таким образом, из 34 проб острой токсичностью обладали 11, из них 4 – выше и 7 ниже ША. Во всех случаях наблюдалось снижение численности парамеций на 31-65% против К в связи с гибелью наиболее чувствительных особей и замедлением скорости деления. Хронической токсичностью обладали 22 пробы почв из 34, из них 13 выше и 9 ниже ША. При этом наблюдалось как снижение (5 – выше и 3 – ниже ША), так и увеличение (8 – выше, 6 ниже ША) численности *Paramecium caudatum*. Таким образом, фильтрация ЗВ через стенки амбаров осуществляется во все стороны, образуя ореол, несколько вытянутый по линиям стекания грунтовых вод (ША 3, 8, 9, 15, 16). Эти данные согласуются с результатами биотестирования на других тест-объектах - *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) и *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg (Михайлова и др., 2008).

Сопоставляя результаты биотестирования со степенью загрязнения почв нефтепродуктами и солевыми компонентами (табл. 1) видим, что эффект угнетения популяции простейших не зависит от концентрации **конкретных** ЗВ. Коэффициент корреляции между показателями токсичности (процент отклонения численности парамеций от контроля) и содержанием хлоридов равен – 0,106 - - 0,022, сульфатов - 0,085-0,013, нефтепродуктов – 0,079 и 0,421 (на 1 и 4 сут соответственно). То есть, относительно высокая связь ( $r = 0,42$ ) обнаруживалась только между содержанием нефтепродуктов и токсическим действием почв на 4 сут.

% к К

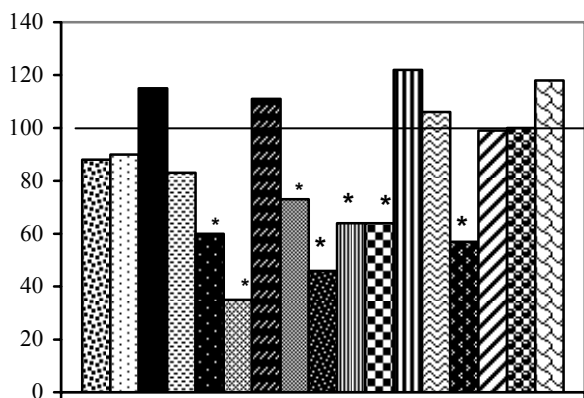


Рис. 3. Численность *P. caudatum* в водных вытяжках почв ниже ША к 1 суткам опыта

■ 2 ■ 6 ■ 10 ■ 14 ■ 18 ■ 22 ■ 26 ■ 30 ■ 34 ■ 38 ■ 42 ■ 46  
■ 50 ■ 54 ■ 58 ■ 62 ■ 66

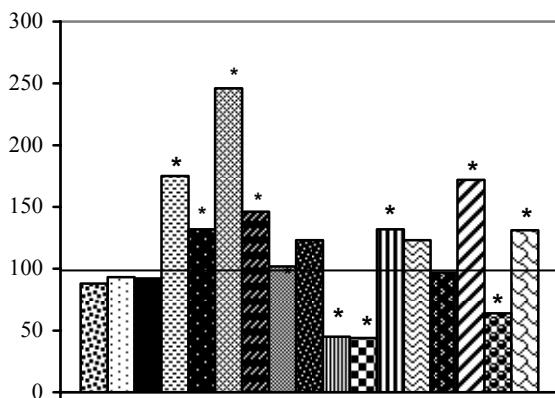


Рис. 4. Численность *P. caudatum* в водных вытяжках почв ниже ША к 4 суткам опыта

■ 2 ■ 6 ■ 10 ■ 14 ■ 18 ■ 22 ■ 26 ■ 30 ■ 34 ■ 38 ■ 42  
■ 46 ■ 50 ■ 54 ■ 58 ■ 62 ■ 66

В разных случаях токсичность может быть обусловлена различными химическими компонентами или их сочетанием. Например, проба 17ф: содержание нефтепродуктов – 2789 мг, хлоридов – 682 мг, сульфатов – 86 мг в 1 литре водного экстракта почв. Проба 42: нефтепродуктов 87 мг/л, хлоридов – 5 мг/л, сульфатов – 9 мг/л. При этом токсичность проб практически одинакова: в первом случае (17ф) за 1 сут численность *Paramecium caudatum* снижалась на 31%, за 4 сут – на 61%, во втором случае (проба 42) соответственно на 36 и 54%. Следовательно, токсичность второй пробы обусловлена совместным действием ЗВ, фильтрующихся через стенки амбара. Аналитически установлено, что вокруг 76% исследованных ША наблюдается фильтрация нефтепродуктов (1.8-28.0 ОДУп), сульфатов (1.3-4.8 ПДКп), хлоридов (1.3-12.0 ПДКп), тяжелых металлов (Mn, Pb, Hg, Zn), а также неидентифицированных органических веществ, особенно заметно ниже ША (пробы 2, 10, 30, 34, 62). Повышение содержания ЗВ и токсичности проб выше ША может быть связано с переносом загрязнения с выше находящихся участков или перекрытием ореолов загрязнения. Токсичность фильтратов вокруг ША по отношению к живым организмам может зависеть от ряда причин: концентрации и сочетания в них токсических компонентов, обусловленных составом БШ, длительностью хранения шламов в ША, характеристикой самих ША и почв вокруг них и т.д.

При удлинении срока хранения БШ в амбарах до 5-6 лет (ША 1, 2, 3, 12, 13) даже при высоком содержании нефтепродуктов, хлоридов, сульфатов (пробы №2, 10) и тем более при относительно низком их содержании (пробы 5ф, 6, 46, 49ф, 50) токсичность по отношению к *Paramecium caudatum* значительно снижена. Лишь в отдельных случаях в хроническом опыте наблюдается угнетение (1ф) или стимуляция (9ф, 45ф) роста культуры *Paramecium caudatum*.

Таким образом, биотестирование как интегральный метод оценки комплексного загрязнения среды, эффективности рекультивации, целостности ША и др. с целью сокращения затрат при последующем аналитическом исследовании в случае высокой токсичности проб. Из всех обследованных ША только 4 (2, 7, 13 и 17), вероятно, были построены качественно, поскольку в почвах вокруг них содержание определяемых ЗВ было низким и биотестирование не выявило угнетающего действия на живой организм (*Paramecium caudatum*).

#### Список литературы

- Ахметшин М.А., Андреева Н.Н., Пинягин Ю.П. Состояние и перспективы развития работ на Самотлорском месторождении по уменьшению отрицательного влияния отходов бурения на природную среду // Пути и средства достижения сбалансированного эколого-экономического развития в нефтяных регионах Западной Сибири. – Нижневартовск: Уральский рабочий, 1995. – С. 62-63.
- Булатов А.И., Пеноков А.И., Проселков Ю.М. Справочник по промывке скважин. – М.: Недра, 1984. – 316 с.
- Волобуев Г.П. Оценка загрязнения грунтовых вод отходами бурения при строительстве глубоких скважин // Проблемы охраны окружающей среды в нефтяной промышленности: Тез. докл. Всесоюз. Совещ. – Уфа: НПО НГ, 1989. – С. 41-42.

Временное методическое руководство по нормированию уровней содержания химических веществ в донных отложениях поверхностных водных объектов (на примере нефти). – М.:РЭФИА, НИА-Природа, 2002. – С. 55-61.

Комов С.В. Контроль экологического состояния кустовой площадки и прилегающей территории при разбуривании куста скважин // Нефтяное хозяйство. – 1998. - № 4. – С. 83-84.

Лакин Г.Ф. Биометрия. – М.: Высшая школа, 1980. – 343 с.

Левшин В.А. Охрана окружающей среды при строительстве скважин // Газовая промышленность. - № 2. – С. 48-51.

Михайлова Л.В., Кузьмина Т.А., Рыбина Г.Е., Масленко Е.А., Гордеева Ф.В. Токсикологические проблемы в районах нефтедобычи Западной Сибири. // Состояние, тенденции и проблемы развития нефтегазового потенциала Западной Сибири. Материалы международной академической конференции (г.Тюмень, 20-22 ноября 2007 года). – Тюмень: ФГУП «ЗапСибНИИГТ», 2008. – С. 416-423.

Московченко Д.В. Нефтегазодобыча и окружающая среда: эколого-геохимический анализ Тюменской области. – Новосибирск: Наука. Сиб. Предприятие РАН, 1998. – 112 с.

Солнцева Н.П. Добыча нефти и геохимические природные ландшафты. – М.: МГУ, 1998. – 369 с.

Шеметов В.Ю. Требования к экологической чистоте технологии бурения скважин // Экология в газовой промышленности. – 1998. – С. 34-37.

## **ОЦЕНКА УРОВНЯ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ЯПОНСКОГО МОРЯ МЕТОДОМ БИОТЕСТИРОВАНИЯ**

Г.В. Мойсейченко<sup>1</sup>, А.Л. Дроздов<sup>2</sup>

<sup>1</sup>*Тихоокеанский институт рыбного хозяйства и океанографии (ТИНРО-ЦЕНТР)*

*Тупик Шевченко, 4, Владивосток, 690600, Россия*

<sup>2</sup>*Институт биологии моря ДВО РАН*

*ул. Пальчевского, 17, Владивосток, 690041, Россия, moiseichenko@tinro.ru*

Основными источниками поступления поллютантов в море являются загрязненные речные и сточные воды, попадающие в прибрежную зону. Поэтому эстуарии и морские заливы с впадающими в них реками являются местами, наиболее подверженными антропогенной нагрузке. Одновременно эти районы характеризуются значительным варьированием основных абиотических факторов, в первую очередь температуры и солёности. Такое положение требует изучения откликов биоты на загрязнение, проходящие на фоне колебания естественных физико-химических параметров среды с целью получения достоверных сведений о возможных физиологических изменениях в организмах в результате совместного влияния естественных и антропогенных факторов.

В настоящее время состав донных отложений водоемов в значительной степени формируется под влиянием антропогенной нагрузки. На дне аккумулируется большое количество загрязняющих веществ разной природы: тяжелых металлов (45-49), органических веществ (50), в том числе супертоксиантов - ПАУ, ПХБ, диоксинов и др. Некоторые химические соединения в результате химических и метаболических преобразований (например, метилирование ртути), способны изменять свои свойства и при этом становиться более опасными для гидробионтов, другие, наоборот, теряют свою биологическую активность, подвергаясь микробиологической утилизации (например, некоторые нефтяные углеводороды). Уровни содержания химических элементов в донных отложениях в современных условиях на несколько порядков превышают их концентрацию в толще воды.

Вместе с тем донные отложения как один из основных компонентов водной экосистемы, играют важную роль в ее функционировании. Это и среда обитания для бентосных организмов, и источник пищи для многих гидробионтов. Загрязненные грунты водоемов, с одной стороны, могут быть прямо токсичны для гидробионтов, с другой – содержащиеся в них токсианты могут накапливаться в бентосных организмах и передаваться по трофическим сетям, аккумулируясь в конечном звене (в рыбах, рыбоядных птицах, морских млекопитающих) и создавать непосредственную угрозу здоровью человека.

В 70-90-е годы исследователями разных стран разработана методология биотестирования с использованием гамет, зародышей и личинок морских ежей - "Sea Urchin Test System" (Kobayashi, 1981, 1990; Dinnel, 1995; Dinnel et al., 1987; Manzo, 2004; Кобаяси и др., 1994). Наиболее широкое применение получил метод, основанный на анализе эмбрионального и раннего личиночного развития морских ежей - "Sea Urchin Embryo Test".

По обилию и разнообразию видов гидробионтов Японское море является самым богатым из дальневосточных морей. В то же время оно подвергается все увеличивающейся антропогенной





была определена и в донных отложениях б. Муравьиной. Среднее летальное время  $LT_{50}$  составило 50 часов. Согласно схеме водообмена, в этой бухте находится сток распресненных эстуарных вод в поверхностном слое.

Также токсичный эффект проявился на станциях в бухте Суходол, и на станции в бухте Андреева. Эти станции находятся в эстуарных зонах, в районе впадения в море рек Шкотовка и Суходол. В районе этих станций естественно, происходит распреснение вод, что повышает их токсичность для морских гидробионтов. Доказательством этому служит соленость воды в этих районах (29,98‰ и 29,26‰ соответственно). В ряде работ (напр. Бекова и др., 2004) экспериментально показано, что опреснение значительно повышает чувствительность эмбрионов к воздействию поллютантов.

По результатам проделанной работы можно сделать следующие заключения:

1) Наиболее токсичными в исследованиях показали себя пробы, отобранные вблизи устьев рек Раздольная, Шкотовка и Суходол. Это говорит о значительном потоке загрязнений хоз-бытового и промышленного происхождения, попадающего в Амурский и Уссурийский заливы с терригенными стоками;

2) На всех станциях, где проводился отбор проб воды и донного грунта – пробы грунта дали более сильный токсический эффект, что свидетельствует о том, что идет процесс накопления загрязнений в донных осадках. Проведение биотестирования донных отложений интегрально отражает поступающее загрязнение в водную среду.

3) Выявленная в ходе биотестирования картина распространения загрязнений соответствует существующим в Амурском и Уссурийском заливах системам водообмена между отдельными бухтами и зоной открытого моря залива Петра Великого;

4) Используемые при биотестировании биологические объекты по степени чувствительности расположились следующим образом:

- личинки морского ежа;
- мизиды;
- биссусный тест на мидиях.

Наименьшей устойчивостью обладают гаметы, эмбрионы и личинки морских ежей. Изменение морфологических показателей размера скелета плутеусов были наиболее чувствительным показателем на загрязнените в среде.

5) Биотестирование на личинках морского ежа дало отчетливую токсическую реакцию по всем станциям, позволяя выявить районы с различной степенью загрязнения.

Биотестирование на мизидах в целом подтвердило картину загрязнения, хотя и не так выражено.

6) Биссусный тест на мидиях показал эффект стимуляции на всех станциях, кроме одной. По литературным данным известно, что биссусный тест чувствителен к загрязнению тяжелыми металлами. Стимулирующий эффект, выявленный в экспериментах на пробах воды и донного грунта говорит о том, что загрязнение происходит веществами органического происхождения, с низким содержанием тяжелых металлов, что говорит о сравнительном благополучии этих районов.

#### Список литературы

- Бекова Н.В., Журавель Е.В., Христофорова Н.К. Влияние опреснения и детергента додецилсульфата натрия на раннее развитие плоского морского ежа *Scaphechinus mirabilis* // Биология моря. 2004. Т.30, № 3. С. 208-214.
- Ващенко М.А., Жадан П.М., Альмашова Т.Н., Слинько Е.Н. Многолетняя и сезонная динамика состояния репродуктивной функции морского ежа *Strongylocentrotus intermedius* и уровень загрязнения донных осадков в Амурском заливе (залив Петра Великого Японского моря) // Реакция морской биоты на изменения природной среды и климата: материалы Комплексного регионального проекта ДВО РАН по программе Президиума РАН. Владивосток: Дальнаука. 2007. С. 297-328.
- Власова Г.А., Христофорова Н.К. Действие кадмия на ранний онтогенез морского ежа *Strongylocentrotus intermedius* // Биол. моря. 1982. № 4. С.31-36.
- Диннел П.А. Эволюция и современный статус биотеста, основанного на оценке оплодотворяющей способности сперматозоидов морского ежа (sea urchin sperm test) // Биол. моря. 1995. Т. 21, № 6. С. 390-397.
- Жадан П.М., Ващенко М.А., Альмашова Т.Н., Слинько Е.Н. Оценка экологической ситуации в прибрежной зоне залива Петра Великого в 199-2001 гг. по биологическим и биогеохимическим показателям // Вестн. ДВО РАН. 2003. №2. С. 56-65.
- Кобаяси Н., Найдено Т.Х., Ващенко М.А. Стандартизация биотеста с использованием зародышей морского ежа // Биол. моря. 1994. Т. 20, № 6. С. 457-464.
- Dinnel P.A., Link J.M., Stober Q.J. Improved methodology for a sea urchin sperm cell bioassay for marine waters // Arch. Env. Contam. Toxicol. 1987. Vol. 6, no. 1. P. 23-32.

- Dinnel P.A.* Evolution and present status of the sea urchin sperm test // *Russian Journal of Marine Biology*. 1995. Vol. 21. P. 344-350.
- Kobayashi N.* Comparative toxicity of various chemicals, oil extracts and oil dispersant extracts to Canadian and Japanese sea urchin eggs // *Publ. Seto Mar. Biol. Lab.* 1981. Vol. 26, no. 1-3. P. 123-133.
- Kobayashi N.* Marine pollution bioassay by sea urchin eggs, an attempt to enhance sensitivity // *Publ. Seto Mar. Biol. Lab.* 1990. Vol. 34, №. 4-6. P. 225-237.
- Manzo S.* Sea urchin embryotoxicity test: proposal for a simplified bioassay // *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2004. Vol. 57, № 2. P. 123-128.
- Tkalin A.V.* Present status of the Japan Sea chemical pollution: An overview // *La Mer*. 1992. No. 30. P. 1-4.

## ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ВОДОРОСЛЕЙ ПРИ ОЦЕНКЕ КАЧЕСТВА ВОДЫ ИСТОЧНИКА ВОДОСНАБЖЕНИЯ

М.Р. Насырова, И.А. Мельницкий, Н.В. Труханова, Л. И. Кантор

МУП «Уфаводоканал»

450098, г. Уфа, ул. Российская, 157/2, Республика Башкортостан, Россия, [nasyrova@ufanet.ru](mailto:nasyrova@ufanet.ru)

Значительную роль в формировании качества воды играют водоросли, являющиеся основными продуцентами органического вещества в водоемах. Водоросли в основном положительно влияют на качество воды водоемов, выделяя кислород и поглощая химические вещества, обогащают воду биологически активными соединениями, подавляют рост патогенной микрофлоры. Негативное влияние водорослей, в основном из отдела Cyanophyta (Cyanobacteria), начинается при их интенсивном развитии вследствие поступления в воду большого количества биогенных элементов. Оптимальной концентрацией водорослей, не приводящей к биологическому самозагрязнению, является диапазон 1-40 мг/л, концентрация 50-250 мг/л может ухудшить качество воды, но приемлема для поддержания продуктивности водохранилищ. Массовое развитие водорослей, приводящее к их содержанию свыше 250 мг/л, является экологически опасным и может привести к значительному биологическому загрязнению водоемов (Кульский и др., 1986). Поэтому важным элементом санитарно-гигиенического обследования водоисточников является гидробиологический анализ, с помощью которого можно оценить экологическое состояние водных объектов, качество поверхностных вод как среды обитания гидробионтов, определить трофность водоема (Семина, 2001). Такая оценка необходима как при выборе источника питьевого водоснабжения, так и при решении задачи поддержания его качества на должном уровне.

Нормативные документы в области контроля качества воды, в которых гидробионты используются как один из показателей: ГОСТ 17.1.3.07-82 «Охрана природы. Гидросфера. Правила контроля качества воды водоемов и водотоков»; ГОСТ 2761-84 «Источники централизованного хозяйственно-питьевого водоснабжения». В первом документе на основе данных о фитопланктоне, зоопланктоне, зообентосе и перифитоне рассчитывается индекс сапробности по которому наряду с другими показателями определяется класс качества воды. Во втором документе гидробиологическими показателями являются численное содержание единичных клеток фитопланктона и биомасса пленчатых и нитчатых водорослей (Государственный..., 2001).

Проект эколого-гигиенической классификации качества поверхностных вод предложен украинскими учеными (Гончарук и др., 2003). Документ разработан по аналогии с принятой в странах ЕС классификацией качества поверхностных вод, предназначенных для питьевого водоснабжения. Авторами выделено шесть категорий в составе четырех классов качества поверхностных вод. Определение качества вод осуществляется на основе солевого состава, гидрохимических, гидробиологических и бактериологических показателей, а также показателей содержания специфических веществ токсического и радиационного действия. Из гидробиологических показателей предлагается использовать биомассу фитопланктона и индекс сапробности. Так, например, при биомассе фитопланктона от 0.5 до 2.0 мг/л и индексе сапробности от 1.0 до 2.0, вода относится ко II классу (чистые воды). Классу качества III (загрязненные воды) соответствуют воды, где биомасса находится на уровне 2.1–10.0 мг/л, а индекс сапробности меняется от 2.1 до 3.0. Для вычисления индекса сапробности рекомендуется использовать наиболее полный список видов-индикаторов качества воды (от грибов, водорослей и простейших до рыб). Воды I класса (очень чистые) немногочисленны и практически не требуют очистки, если используются в водоснабжении. Допустимы для использования в качестве источника питьевого водоснабжения воды, относящиеся ко II и III классам.

С учетом нормативов и рекомендаций, указанных стандартов и проекта в Центре аналитического контроля качества воды (ЦАККВ) Уфимского водоканала проводится оценка качества воды р. Уфа по фитопланктону, изучение которого систематически ведется с 2000 г. в районе Изьякского (ИВ), Северного (СВ) и Южного (ЮВ) водозаборов города Уфы (Насырова и др., 2004). В настоящую работу, кроме того, включены результаты периодических исследований фитопланктона Павловского водохранилища, находящегося в 170 км выше от устья р. Уфа – основного водоисточника города, а также данные исследований устьевых участков притоков реки Уфа в июле 2004 г.

Обработка проб осуществлялась по стандартной методике (Вассер и др., 1989; Методы..., 2003). Пробы отбирались объемом 0.5–1.0 л и концентрировались методом мембранной фильтрации до 5 мл, затем добавлялся консервант. Микроскопирование проводилось с использованием камеры Нажотта.

Воду р. Уфа, как источника централизованного хозяйственно-питьевого водоснабжения по наибольшим численным значениям содержания фитопланктона, которые не превышают 10000 кл. (клеток)/мл, можно отнести ко II классу качества, согласно ГОСТ 2761-84. В то же время за 8 лет исследований фитопланктона р. Уфа в 85 % случаев (в 306 пробах из 362) численность фитопланктона составляла менее 1000 кл./мл, что относит исследуемую воду к I классу качества. Невысокое количественное развитие водорослей фиксируется в основном в период ледостава, в мае, иногда в осеннее время, за некоторыми исключениями. В остальных случаях, главным образом в апреле и в летние месяцы, численность водорослей менялась от 1000 до 10000 кл./мл – это II класс качества, единственный раз (в июне 2003 г. в створе ЮВ) превысила 10000 кл./мл – III класс качества.

Павловская ГЭС оказывает решающее влияние на уровень реки ниже плотины и на качество воды, обеспечивая питание р. Уфа на 80%. Например, из-за определенного режима пусков вод ГЭС в зимнее время отмечается повышенное содержание ряда химических элементов и ухудшение микробиологических показателей качества воды, так как, даже незначительное увеличение расходов в зимнее время приводит к существенным изменениям качества воды вследствие взмучивания донных отложений (Романовская, 2005). Работа Павловской ГЭС оказывает влияние и на количество фитопланктона р. Уфа. В период ледостава численность водорослей в реке обычно не превышает 300 кл./мл, но неоднократно наблюдалось резкое увеличение численности в 2...3 раза. Оказалось, что в этот период были увеличены объемы пуска вод водохранилища, приводящие к поступлению в толщу воды большого количества взвешенных веществ.

Исследование фитопланктона водохранилища показало преобладающее развитие представителей трех отделов водорослей: Bacillariophyta, Chlorophyta, Cyanophyta. В зимний период количественное содержание водорослей, в основном из отдела Bacillariophyta, было минимально, составило не более 100 кл./мл и не более 0.1 мг/л. В летнее время в планктоне водохранилища наблюдалось массовое развитие представителей всех трех отделов, в частности преобладали *Fragilaria crotonensis* Kitt., *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs, *Microcystis aeruginosa* Kütz., виды из родов *Coelastrum* Näg., *Pediastrum* Meyen, *Scenedesmus* Meyen. Наибольшая численность водорослей отмечается в верхнем бьефе водохранилища, около 5000 кл./мл, биомасса – на уровне 2 мг/л. Ниже плотины численность снижается примерно в 10 раз. В сентябре высокие значения численности сохранились и составили около 7000 кл./мл, биомасса соответственно достигла отметки 5.6 мг/л. В доминирующий комплекс кроме выше названных видов вошли *Melosira varians* Ag., *Stephanodiscus hantzschii* Grun., *Eudorina elegans* Ehr., виды из родов *Aulacoseira* Thw. emend. Sim., *Pandorina* Bory, *Anabaena* Bory ex. Born. et Flah.. В следующие осенние месяцы развитие водорослей постепенно идет на убыль, численность и биомасса находятся на уровне 200–400 кл./мл и 0.050–0.2 мг/л, соответственно. Доминирование определенных видов водорослей в планктоне водохранилища заметно сказывается на видовом составе планктона ниже по течению р. Уфа, особенно в летне-осеннее время, периодически наблюдалось появление в пробах воды в районе водозаборов большого количества колоний *Fragilaria crotonensis*, *Aphanizomenon flos-aquae*, *Microcystis aeruginosa*, представителей отдела Chlorophyta. В целом можно сделать вывод, что ниже плотины отмечается снижение количественных показателей развития сине-зеленых водорослей и повышение значения диатомовых и зеленых, так как доказано, что на речных участках колонии сине-зеленых водорослей распадаются вследствие большей турбулентности по сравнению с таковой в водохранилище, в результате чего происходит разрушение слизистых оболочек. По максимальным значениям содержания водорослей в планктоне водохранилища, согласно ГОСТ 2761-84, воду этого водного объекта можно отнести ко II классу качества.

В 2004 г. в середине июля также было проведено изучение качества воды устьевых участков около 10 притоков р. Уфа, впадающих в реку ниже Павловской ГЭС (таблица).

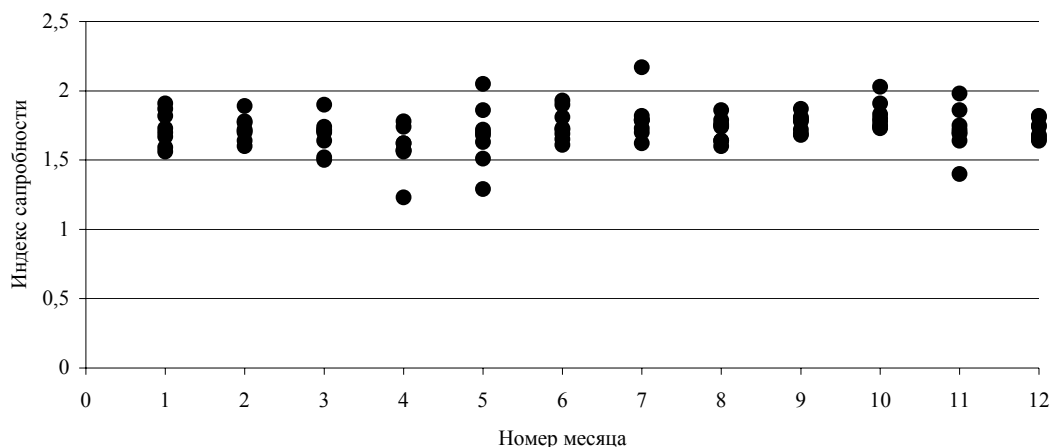
**Таблица.** Результаты изучения фитопланктона притоков р. Уфа.

Название водотока	Численность, кл./мл	Биомасса, мг/л	Индекс сапробности
р. Яманыелга	310	1.671	1.68
р. Симка	162	0.103	1.97
р. Бурна	274	0.430	1.84
р. Салдыбаш	1105	0.366	1.94
р. Гордамыш	719	0.566	1.76
р. Уса	335	0.683	1.69
р. Лобовка	129	0.075	1.76
р. Изяк	1714	0.358	1.91
р. Белекес	346	0.481	1.92
р. Таушка	784	0.530	1.93

Известно, что с продвижением от истока к устью реки видовое разнообразие планктона значительно возрастает, немалую роль в этом играют притоки. Кроме видового разнообразия наблюдается и увеличение численного содержания водорослей. Так, например, если фитопланктон р. Уфа на участке от плотины и до города имел низкие значения численности и биомассы – на уровне 100-500 кл./мл и 0.060-0.600 мг/л, то в районе водозаборов г. Уфы (ближе к устью реки Уфа) численность водорослей в реке значительно возросла до 2300 кл./мл, биомасса – до 5.300 мг/л. В планктоне притоков доминировали представители родов *Cocconeis* Ehr., *Coelastrum*, *Scenedesmus*, *Cladophora* Kütz., *Coelosphaerium* Näg., *Fragilaria* Lyngb., *Aphanizomenon* Morr. ex Born. et Flah., *Pediastrum*, *Merismopedia* Meyen, *Monoraphidium* Kom.-Legn., многие из которых встречались в планктоне р. Уфы, но ближе к городу состав доминантов несколько изменился и количественное преимущество имели представители родов *Diatoma* Bory emend. Heib., *Scenedesmus*, *Melosira varians*, по биомассе, кроме вышеназванных диатомовых водорослей, большой вклад внесла *Cymbella helvetica* Kütz. В устье р. Яманыелга зафиксирована наибольшая биомасса при не очень высокой численности, в связи с тем, что здесь преобладали в основном особи *Synedra ulna* (Nitzsch) Ehr., имеющие большие размеры.

Для оценки степени загрязнения водного объекта органическими соединениями применяется система сапробности (Унифицированные..., 1977), которая требует оценки видового состава. В планктоне р. Уфа выявлено 222 вида и разновидности водорослей – индикаторов сапробности воды, из них основную часть составили бетамезосапробы (обитатели умеренно-загрязненных вод) – 45.0%. Индикаторов зон высокого органического загрязнения (от альфамезосапробов до полиальфамезосапробов) выявлено 6.0%. Показателей вод, бедных органическими веществами (от ксеносапробов до олигосапробов) – 12.0%. Индикаторов переходных зон – около 37.0 %.

С 2000 по 2007 гг. значения индекса сапробности, рассчитанные по фитопланктону р. Уфа в районе города, варьировали от 0.81 до 2.30, среднее значение составило 1.73. В качестве примера, на рисунке, приведен график изменений значений индекса сапробности, рассчитанных по фитопланктону р. Уфа в районе СВ. Большинство значений индекса входят в интервал от 1.5 до 2, что относит исследуемый участок к  $\beta$ -мезосапробной зоне, класс качества – III (умеренно-загрязненные воды) (Государственный..., 2001). Индекс сапробности в различных участках Павловского водохранилища – водоема питающего реку Уфа – менялся от 1.46 до 2.24, что также относит воду к  $\beta$ -мезосапробной зоне, класс качества – III (умеренно-загрязненные воды). К III классу качества по степени органического загрязнения относятся также воды устьевых участков притоков, так как значения индекса варьировали от 1.68 до 1.97 (см. табл.). Воды  $\beta$ -мезосапробной зоны характеризуются умеренными нагрузками и оптимальными условиями для существования большинства организмов. Следует отметить, что воду большинства водотоков России в районе населенных пунктов относят именно к этой зоне.



**Рис.** Значения индекса сапробности для р. Уфа в районе СКВ за 2000-2007 гг.

Система оценки качества воды по сапробности нашла широкое распространение в мире. В частности, в ФРГ участок водотока, относящийся к  $\beta$ -мезосапробной зоне характеризуется умеренной органической нагрузкой, но класс качества оценивается как II. В Дании качество воды этой зоны определяется как легкое загрязнение и соответствует II степени загрязненности водотока органическими веществами (Семин, 2001).

Недостатком оценки качества водоема по сапробности является то что, возросшее в последние годы техногенное загрязнение водоемов токсикантами, чаще нефтепродуктами, тяжелыми металлами, детергентами, которые оказывают угнетающее действие на живые организмы, не учитывается. В. Сладечек подчеркнул (Сладечек, 1967), что «система сапробности не является универсальной и что она отражает часть вариантов, встречающихся в природных и сточных водах». В частности это касается вод, где органические вещества влияют на режим кислородного питания. Отечественные исследователи также часто критикуют существующую систему сапробности ввиду того, что учитываемые индикаторы включают в себя западно-европейские виды, составляющие обычно менее 30 % состава сообществ Европейской части России (Чертопруд, 2002).

По проекту, разработанному украинскими исследователями (Гончарук и др., 2003), совпадение значений биомассы и сапробного индекса и соответствие их какому-либо одному классу зафиксировано в немногих случаях. В большинстве вариантов по значениям биомассы воду р. Уфа в районе города можно было отнести к I классу качества, а по индексу сапробности – ко II классу. Соответствие значений биомассы и индекса сапробности одному классу, в основном II, наблюдалось в пробах, отобранных в весенне-летний период. В июне 2003 года вода реки в районе ЮВ соответствовала III классу качества. Вода водохранилища по биомассе и индексу сапробности в летне-осеннее время относится, главным образом, ко II классу, в зимнее время – по биомассе фитопланктона класс качества воды определяется как I, по индексу сапробности – как II класс. Воды рр. Яманыелга, Таушка, Уса, Гордамыш относятся ко II классу (чистые). Остальные притоки по значениям биомассы относятся к I классу качества (очень чистые), а по индексу сапробности – ко II классу.

Резюмируя вышесказанное, можно сделать вывод, что в качестве источника водоснабжения вода реки Уфа по результатам исследования фитопланктона относится ко II классу качества. По данным химического анализа воды, выполненного в ЦАККВ МУП «Уфаводоканал», класс качества р. Уфа в районе водозаборов также оценивался как II. На основании индекса сапробности, рассчитанного по фитопланктону, воду реки Уфа на всех обследованных участках, начиная с зарегулирования и до устья, можно отнести к  $\beta$ -мезосапробной зоне, т. е. вода характеризуется умеренной загрязненностью, класс качества III.

#### Список литературы.

- Вассер С.П., Кондратьева Н.В., Масюк Н.П. и др. Водоросли. Справочник. – Киев: «Наукова Думка». 1989. – 608 с.
- Гончарук В.В., Жукинский В.Н., Чернявская А.П., Скубченко В.Ф. Разработка эколого-гигиенической классификации качества поверхностных вод Украины – источников централизованного питьевого водоснабжения // Химия и технология воды. 2003. Т. 25. № 2. – С. 106-157.
- Государственный контроль качества воды. – М. ИПК Изд-во стандартов, 2001. – 776 с.
- Кульский Л. А., Сиренко Л. А., Шкавро З. Н. Фитопланктон и вода. – Киев: Наукова Думка, 1986. – 135 с.

Методы изучения пресноводного фитопланктона: методическое руководство: автор-составитель Садчиков А. П. – М.: Изд-во «Университет и школа», 2003. – 157 с.

Насырова М.Р., Труханова Н.В., Кантор Л.И., Мельницкий И.А., Шкундина Ф.Б. Альгологические исследования системы водоснабжения г. Уфы // Водоснабжение и санитарная техника. 2004. № 4, ч. 2. – С. 33-37.

Романовская С.Л. Изучение влияния ряда природных и антропогенных факторов на химический состав водоисточника и питьевой воды. Автореф. дисс. ... канд. техн. наук. – Уфа, 2005. – 24 с.

Семин В.А. Основы рационального водопользования и охраны водной среды: Уч. пособие для студ. вузов. – М.: Высш. шк., 2001. – 320 с.

Сладечек В. Общая биологическая схема качества воды // Санитарная и технологическая гидробиология. Материалы I съезда всесоюзного гидробиологического общества. – М.: Изд-во: Наука, 1967. – С. 26-31.

Унифицированные методы исследования качества вод. Ч. III. Методы биологического анализа вод. М. 1977. – 185 с.

Чертопруд М.В. Модификация метода Пантле-Букка для оценки загрязнения водотоков по качественным показателям макрозообентоса // Водные ресурсы. 2002. № 3. – С. 337-342.

## **УДОБНАЯ ФОРМА РЕГИСТРАЦИИ ДАННЫХ О ВОДОЕМАХ БАССЕЙНА РЕКИ МОСКВЫ И ВАЗУЗСКОЙ ГИДРОТЕХНИЧЕСКОЙ СИСТЕМЫ**

А.Г. Недосекин, Д.В. Малащенко, А.А. Недосекин, Я.Ю. Смирнова

*МГУ им. М.В.Ломоносова, Биологический факультет*

*г. Москва, Россия, mgu-gidro@yandex.ru*

Рост водопотребления приводит к формированию крупных водных систем, охватывающих большие территории от нескольких административных районов до нескольких областей. Основой таких систем являются реки, сток которых часто зарегулирован водохранилищами и подается потребителям через системы каналов и трубопроводов. Как правило, это комплексные сооружения, обслуживающие промышленность, транспорт, энергетику, сельское, рыбное и коммунальное хозяйство, а также позволяющие решать природоохранные и экологические задачи (Семин, 2001).

Следует иметь в виду, что при хозяйственно-бытовом водоснабжении постоянно необходим мониторинг и оценки конкретных ситуаций. Для гидробиологического анализа качества вод могут быть использованы практически все группы организмов, населяющих водоемы и водотоки. Применение каждой группы имеет свои преимущества и недостатки, которые определяют границы их использования. Многие виды фитопланктона и зоопланктона являются индикаторами для определения степени сапробности водоема или водотока. Наблюдения за качественным и количественным составом этих гидробионтов давно входят в комплекс основных гидробиологических показателей для определения качества вод (Абакумов, 1984). При эвтрофировании водоема и соответствующем ухудшении качества воды изменение видового состава особенно отчетливо проявляется в сообществе фитопланктона. В сравнении с фитопланктоном зоопланктон менее показателен при индикации изменения качества вод в результате эвтрофирования. Тем не менее, значение зоопланктона как биологического индикатора качества вод достаточно велико и в значительной степени обуславливается тем, что среди зоопланктонных организмов встречаются представители патогенной фауны, ограничивающие использование водного объекта для водоснабжения и рекреации. Зоопланктон, в качестве биоиндикатора, особенно широко применяют при контроле качества вод водохранилищ, где ему в некоторых случаях придается большее значение. Например, так происходит при биоиндикации качества воды средних слоев пелагиали, откуда снабжаются водой крупные населенные пункты, или в устьевых заливах притоков верхних частей водохранилищ, где происходят большие суточные и недельные колебания уровня воды, обусловленные ритмом работы регулирующих и насосных систем (Семин, 2001).

Чтобы объективно оценивать, контролировать и прогнозировать состояние сложной системы водоснабжения г. Москвы связанной с одновременным использованием источников различных природных зон, включающей ряд крупных водоемов и большое количество разнообразных водотоков, необходимо иметь возможность анализа данных по единому плану, с помощью общих методов. В тоже время, данные гидробиологических съемок, полученные разными авторами на протяжении длительных периодов времени требуют процедуры систематизации, которая облегчает последующий анализ и обобщение информации. Вместе с тем, обстоятельное описание экосистем крупных водоемов и водотоков невозможно без характеристики их составных частей, поэтому на первый план ставится изучение, как отдельных элементов экосистемы, так и отдельных наиболее

типичных участков водоемов и водотоков. В изучаемом нами московско-вазузском гидротехническом комплексе водоемы соединены каналами, подача воды в которые осуществляется путем перекачивания ее насосными станциями. Все это создает большое разнообразие исходной информации.

Материалы такого рода удобно записывать в форме информационного комплекса, состоящего из двух частей. Одна из них представляет собой обычную этикетку гидробиологической пробы, но расширенную дополнительными сведениями, это так называемая «расширенная этикетка», другая часть содержит список видов, данные об их обилии и ряд дополнительных сведений о видах, например об их сапробности, это так называемая «карточка видов».

Все основные сведения о характере пробы и обстоятельствах ее отбора размещаются в базу данных в виде «расширенной этикетки» выполненной с помощью приложения Microsoft Access специально предназначенного для формирования, управления и контроля баз данных. «Расширенная этикетка» представляет собой две соподчиненные таблицы. Непосредственная запись материалов гидробиологической съемки осуществляется через так называемую «форму», разделенную на две области. Первая область соответствует главной таблице, вторая – подчиненной. Главная таблица содержит название и тип водного объекта, а также запись о том, сведения о какой части биоты будут включены в данную базу (например, фитопланктон, зоопланктон и др.). Подчиненная таблица содержит уникальные данные по каждой пробе: 1) дата, место и условия отбора пробы, 2) сопутствующая гидролого-гидрохимическая информация, 3) дополнительные сведения и комментарии в свободной текстовой форме. Связь между таблицами организована по принципу «один ко многим». При анализе данных можно легко делать выборки групп проб из общей базы данных путем создания запросов отдельных сведений, например о месте отбора проб, или запросов групп сведений, например о дате, месте и горизонте отбора проб. Выборки, получаемые с помощью Access, значительно облегчают изучение материалов и дальнейший анализ данных.

«Карточка видов», которую заполняют с помощью приложения Microsoft Excel специально предназначенного для работы с разного рода списками, таблицами и т.д., включает: 1) соответствующий «этикетке» список таксонов, 2) данные об обилии таксонов обнаруженных в пробе, 3) дополнительные сведения о таксонах.

Работа в среде Windows с помощью приложений Access и Excel позволяет создать единую, по сути, структуру с исходными материалами, любая часть которых может быть выделена и импортирована в какую-либо компьютерную программу анализа данных (например, STATISTICA) для дальнейшей обработки, визуализации и статистического анализа.

Дальнейший анализ данных можно проводить по многим направлениям.

Биологические системы обладают множеством характеристик по отношению к составу образующих ее элементов; к структуре связей элементов; к функционированию как изменению свойств во времени и в пространстве; в результате взаимодействия элементов абиотической и биотической природы. Признание причинно-следственной связи как внутрисистемных, так и внесистемных факторов с обликом сообщества (набором видов, представленных определенными количественными соотношениями численностей) способствовало применению разнообразных модификаций метода индикаторных организмов, который, впрочем, «всегда остается уделом специалистов высокой квалификации в области систематики и таксономии ...» (Винберг и др., 1977).

Помимо видов-индикаторов сапробности, для оценки качества воды, а также для установления районов с относительно одинаковыми условиями широко применяют данные, характеризующие соотношение численности и видового состава организмов, в виде различных индексов – индексы сравнения, индексы видового разнообразия, индексы загрязнения и др. (Константинов, 1988).

Видовой состав водных организмов и их количественные соотношения могут служить хорошим показателем качества вод (Витвицкая, Хромов, 1991), при обязательном учете обмена водных масс и их свойств как основного фактора, определяющего существование организмов в водоеме (Муравейский, 1960).

Водные сообщества достаточно быстро реагируют на изменения состояния водной среды путем изменения своих структурных характеристик, что позволяет оперативно констатировать факты поступления загрязняющих веществ на том или ином участке водной системы.

Многообразие гидробионтов и сложность их взаимодействий, как между собой, так и с окружающей средой, также подвергающейся различным воздействиям, позволило создать множество разнообразных методов биологической оценки качества природных вод. Для классификации качества воды используют не только специально созданные для этих целей системы биологической индикации, а также способы, основанные на анализе показателей принятых в биоценологических



исследованиях, значительное количество которых приведено в литературе (Песенко, 1982; Мэггаран, 1992).

О состоянии водных объектов зачастую судят на основании изучения изменения структуры и разнообразия водных сообществ (Хромов, 2004). Временные и пространственные изменения качества воды можно оценить сравнением нескольких популяций или структур сообществ. Эти методы можно использовать для определения пространственной прерывности между сообществами, которую можно отнести за счет изменения окружающей среды или для выявления временных изменений между двумя следующими друг за другом пробами.

Обобщенное суждение о сравнительном состоянии водных объектов можно формировать, применяя метод функции желательности (Максимов, 1977; Носов и др., 1997; Хромов и др., 2005).

#### Список литературы

- Абакумов В.А. Система гидробиологического контроля качества природных вод в СССР //Актуальные проблемы охраны окружающей среды в Советском Союзе и Федеративной Республике Германии. Мюнхен. 1984. С. 491-507.
- Винберг Г.Г., Алимов А.Ф., Балущкина Е.В. и др. Опыт применения разных систем биологической индикации загрязненных вод //Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям. Л.: Гидрометеиздат. 1977. С. 124-131.
- Витвицкая Т.В., Хромов В.М. Изменение сезонной и пространственной структуры фитопланктонного сообщества р. Москвы //Водные ресурсы. 1991. № 6. С. 82-89.
- Константинов А.С. О критериях оценки состояния пресноводных экосистем в условиях комплексного использования водоемов //Гидробиологический журнал. 1988. Т. 19. Вып. 1. С. 3-13.
- Максимов В.Н. Специфические проблемы изучения комбинированного действия загрязнителей на биологические системы //Гидробиологический журнал. 1977. Т. 13. № 4. С. 34-45.
- Муравейский С.Д. Реки и озера. //М.: Географгиз. 1960. 388 с.
- Мэггаран Э. Экологическое разнообразие и его измерение //М.: Мир. 181 с.
- Носов В.Н., Булгаков Н.Г., Максимов В.Н. Построение функции желательности при анализе данных экологического мониторинга //Известия РАН. Серия биологическая. 1997. №1. С. 69-74.
- Песенко Ю.А. Принципы и методы количественного анализа в фаунистических исследованиях. М.: Наука. 1982. 287 с.
- Семин В.А. Основы рационального водопользования и охраны водной среды //М.: Высшая школа. 2001. 320 с.
- Хромов В.М. Растительные сообщества в мониторинге пресных вод – источников водоснабжения. Дисс. докт. биол. наук //М.: МГУ. 2004. 344 с.
- Хромов В.М., Карташева Н.В., Добрынина Н.В., Ходжаев Д.Н., Житина Л.С., Недосекин А.Г. О состоянии некоторых малых рек – притоков верховья реки Москвы //Труды Звенигородской биологической станции им. С.Н. Скадовского. М.: Изд-во МГУ. 2005. Т.4. С. 16-28.

### ОПЫТ ВЫДЕЛЕНИЯ РЕДКИХ И УНИКАЛЬНЫХ СООБЩЕСТВ НА РЕКАХ ГОРНОГО КРЫМА

Г.А. Прокопов

*Таврический национальный университет им. В.И. Вернадского  
просп. Вернадского, 4, г. Симферополь, Крым, Украина, prokopov@crimea.com*

На сегодняшний день всем уже ясно, что чистая вода – ресурс ограниченный, но не все хотят согласиться, что вносят посильный вклад в ухудшение состояния водных ресурсов. Надо сказать, что отношение к воде и по сей день остается потребительским. Даже в заповедниках Крыма, где по закону запрещена любая хозяйственная деятельность, водные источники остались вне закона. Практически все они в большей или меньшей степени зарегулированы. К сожалению, это связано во многом с тем, что до недавнего времени, да и сейчас пресноводная гидрофауна Крыма остается слабо изученной. Поэтому до сих пор мало кто задумывался о том, что следует охранять не только водные ресурсы, но и сообщества, сформировавшиеся в тех или иных условиях. А для выделения таких сообществ должны использоваться определенные индикаторы.

Исторически, под биоиндикацией в гидробиологии понимают использование особей отдельных популяций или сообществ как показателей (биоиндикаторов) для выявления современного состояния среды обитания и изменений, которые в ней происходят. Место биоиндикации в современном контроле качества окружающей среды показано О.Ф. Филенко (2007). При этом нужно отметить, что выявление определенных видов загрязнения и их количественная оценка посредством метода

биоиндикации не имеет смысла, поскольку достаточно трудоемка и неточна. С этой задачей неплохо справляются современные методы химического анализа.

Каковы же дальнейшие перспективы развития метода биоиндикации, что мы должны увидеть, используя этот метод? Прежде всего, применение метода дает представление о здоровье экосистемы, даже на основе анализа лишь одного ее блока, скажем, макрозообентоса, поскольку блок этот учитывает всю совокупность связей между другими блоками системы. Можно в качестве показателя использовать показатели разнообразия, хотя они не всегда дают однозначный результат (Протасов, 2007, Прокопов, Киселева, 2006) и здесь важна правильная интерпретация полученных результатов. Хорошие результаты дает использование анализа структуры сообщества. В качестве структуры можно принимать функциональную структуру, под которой обычно понимают трофическую структуру – соотношение представителей различных трофических группировок через которые проходит поток вещества и энергии (Павлюк, 2007); может быть хронологическая структура, которая показывает соотношение различных зоогеографических компонентов сообщества; может быть биоморфическая структура, показывающая соотношение различных жизненных форм в пределах сообщества, на основе которой можно оценить и биотопическое разнообразие и т.д. Однако, для определения здоровья экосистемы наиболее предпочтителен комплексный подход, который, в частности, предложен Водной Рамочной Директивой ЕС и основанный на использовании эталонных или референсных участков (Афанасьев, 2007). Важно, что в данном случае мы оцениваем именно состояние сообщества, на основании чего можно судить о состоянии среды.

В результате анализа мы сможем получить информацию о сообществах водотока, скажем, выделить редкие и типичные сообщества, сообщества пересыхающих водотоков (в Крыму в таких сообществах преобладают *Stenophylax tauricus* (Mart.) и *Nemoura taurica* Zhiltz.), в конечном счете, получить представление об эталонных и нарушенных сообществах. Таким образом, метод индикации во многом определяют цели исследования.

Для того чтобы всесторонне проанализировать состояние сообщества водотока необходимо определить видовой состав сообщества. Тут есть свои сложности. Скажем, для водотоков Крыма только недавно была проведена ревизия ряда групп пресноводной фауны, такие же важные группы как остракоды, водяные клещи, хирономиды и некоторые другие до сих пор не изучены. Поэтому анализ на данном этапе допустимо проводить на основании сведений о представителях модельных групп.

Целью настоящей работы является определение уникальных или наиболее ценных сообществ водотоков Горного Крыма.

Сразу оговоримся, что ценными являются все сообщества в большей или меньшей степени выполняющие свою функцию, однако в данном случае под ценными сообществами мы будем понимать те, в которых относительно высок процент редких и (или) эндемичных видов. Следует учитывать, что эндемичный вид совсем не обязательно является редким. Во многих случаях эндемики являются фоновыми видами сообщества (Прокопов, 2000). Однако бывают случаи, когда эндемики являются редкими. Каковы же критерии для выделения редких видов? Прежде всего, это национальный «красный» список, помимо этого – экспертная оценка, это могут быть виды особенно чувствительные к внешним воздействиям и исчезающие прежде всего. В качестве таких видов мы предлагаем два вида поденок - *Heptagenia samochai* (Dem.) и *Ecdyonurus solus* Kion.-Olejn., Prok. & God. В качестве модельных групп берем представителей пиявок, десятиногих раков, симулиид, поденок, веснянок, ручейников, стрекоз, всего 86 видов беспозвоночных. Не смотря на то, что группы достаточно разнородны в систематическом плане, их представители широко распространены в водотоках Горного Крыма и занимают различные экологические ниши, поэтому данная подборка нам представляется достаточно репрезентативной.

И.Г. Емельяновым (1999) был предложен комплекс индексов уникальности сообщества по богатству, разнообразию, видовому разнообразию, сложности. Для нас наиболее интересен индекс уникальности по богатству

$$U_s = \frac{n_i}{S},$$

где  $n_i$  — число видов эндемичных, реликтовых и редких для исследуемого участка,  $S$  — общее число видов для заповедника (региона, биома, страны, континента, биосферы).

Для определения уникальности сообщества мы используем модифицированный индекс уникальности:

$$U = \frac{\sum E + 2\sum R + 3\sum E_R}{S} \times 100,$$

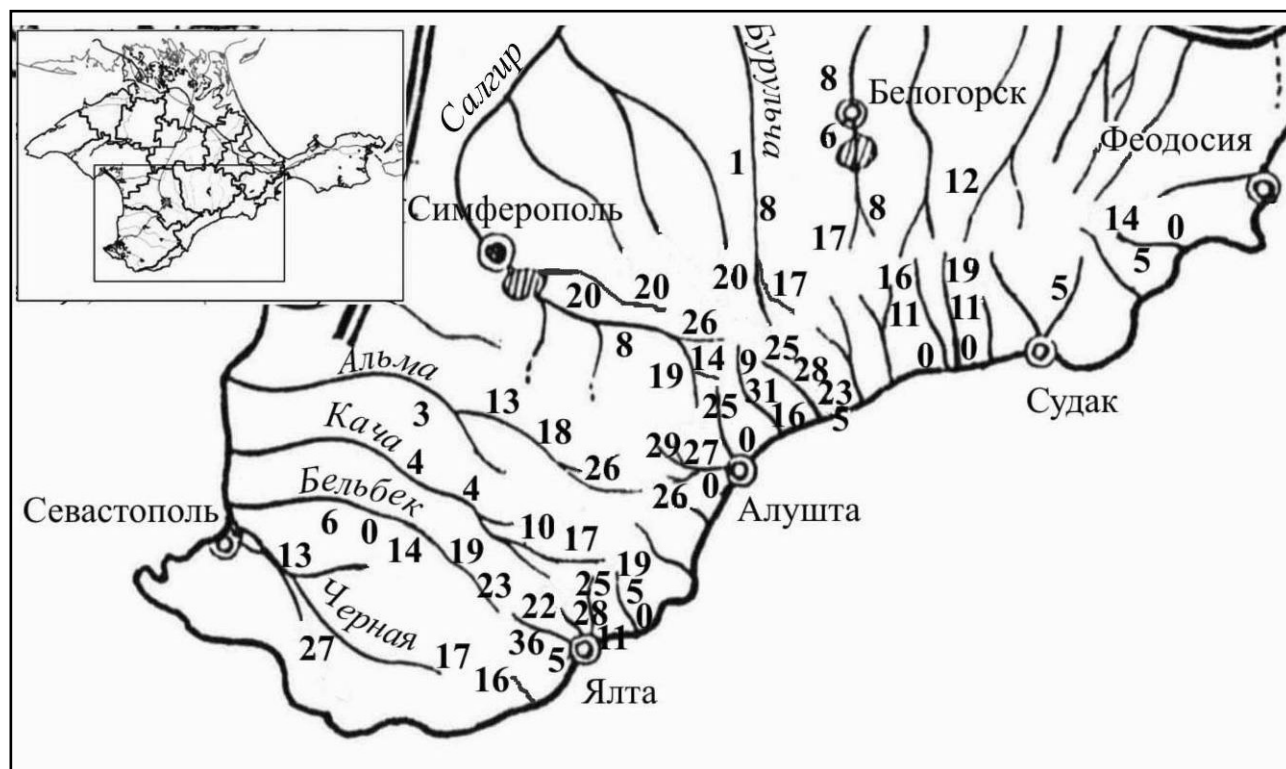
где E – число эндемичных видов в группе, R – число редких видов в группе, E<sub>R</sub> – число редких эндемиков, S – общее число видов модельных групп, характерных для данного участка реки. Индексы (веса) 2 и 3 усиливают значения редких видов и редких эндемиков.

Как видно, модификация индекса заключается в использовании для оценки модельных таксонов, кроме того, благодаря индексам усилено значение редких видов. Так же следует различать эндемиков различного ранга. Для этого эндемикам подвидового уровня присваивается индекс 0.5, видового 1, родового 2 и т.д. Соответственно, чем больше значение индекса, тем ценнее сообщество.

На основе этой формулы нами был произведен расчет уникальности водотоков горной части Крыма по результатам анализа данных 65 точек (рис. 1). По сути, данный показатель иллюстрирует насыщенность сообщества представителями редких и эндемичных видов, что может быть важно при сравнении различных регионов, но при этом следует учитывать состав модельных групп, иначе сравнение не будет корректным. Поскольку видовой состав представителей модельных групп на разных участках реки различен, возьмем традиционное деление потока на зоны ритрали и потамали с соответствующими подзонами. На реках горного Крыма можно выделить подзоны кренали, эпи-, мета- и гипоритрали (Прокопов, 2001, 2003, 2004). Следует так же учесть, что гидрофауна рек южного макросклона Крымских гор обеднена вследствие маловодности и незначительной протяженности водотоков. Распределение представителей модельных групп в водотоках Горного Крыма представлено в табл. 1.

**Таблица 1.** Распределение представителей модельных групп в водотоках Горного Крыма

Показатель	Эпиритраль		Метаритраль		Гипоритраль
	Северный макросклон	ЮБК	Северный макросклон	ЮБК	Северный макросклон
Всего видов	35	32	59	44	43
Редких и эндемичных	9	9	14	10	5

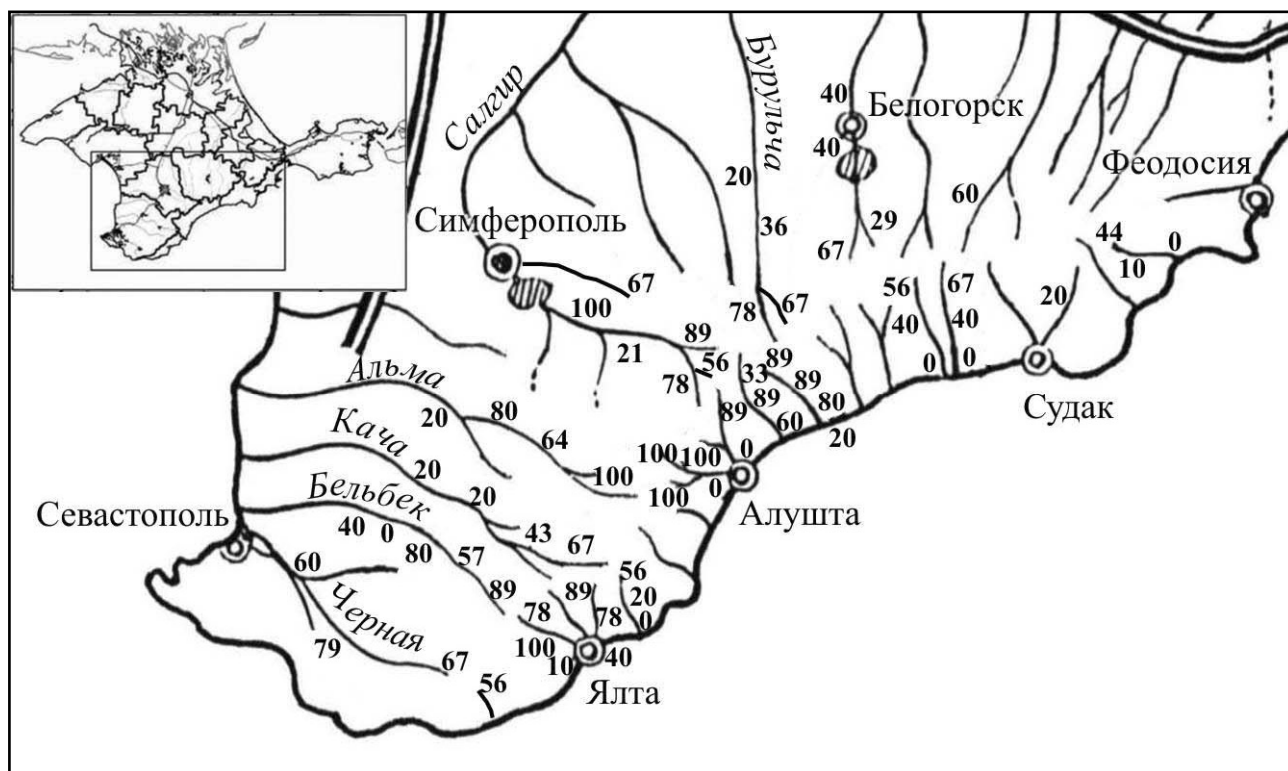


**Рис. 1.** Карта-схема водотоков Горного Крыма с индексами уникальности сообществ

Можно использовать другой подход, который не столько заменит предыдущий, сколько дополнит его. В этом случае в формулу И.Г. Емельянова (1999) мы подставляем в числитель число видов эндемичных и редких для исследуемого участка, а в знаменатель общее число эндемичных и редких видов, характерных для данной зоны водотока (табл. 1), после чего, полученный результат умножаем на 100% и получаем процентное содержание эндемичных и редких видов от идеального. Назовем этот индекс индексом редких и эндемичных видов. Результаты применения этого показателя приведены на рис. 2.

Коэффициент корреляции ( $k$ ) между индексами достаточно высок (0,95), что и понятно, учитывая, что идет оперирование сходными категориями. Однако индексы эти не равнозначны. Как уже упоминалось, индекс редких и эндемичных видов дополняет индекс уникальности, поскольку последний показывает насыщение сообщества редкими и эндемичными видами, а первый, насколько полно представлены редкие и эндемичные виды в сообществе.

Безусловно, для полной характеристики сообщества этого не достаточно, но для выявления определенных закономерностей, предварительного анализа, рекомендаций к дальнейшим исследованиям, этот подход представляется довольно перспективным. При помощи его возможно предварительное выделение, с одной стороны, наиболее приоритетных для сохранения участков, а с другой, участков наиболее нарушенных. К сожалению, мы не успели к настоящему моменту закончить в полном объеме работу по индикации состояния водотоков Горного Крыма с использованием стандартных методов и нет возможности сказать насколько согласуются полученные результаты с результатами, скажем, сапробиологического анализа.



**Рис. 2.** Карта-схема водотоков Горного Крыма с индексом редких и эндемичных видов

Надо сказать, что результат данной работы не является окончательным. Ввиду недостаточной изученности фауны бентоса здесь возможны изменения и дополнения, однако приведенные данные достаточно полно отражают существующие закономерности.

*Работа подготовлена при поддержке гранта АРК по проекту «Оценка экологического состояния рек Горного Крыма по организмам макрозообентоса» (Решение Президиума ВР АРК от 14.01.2008 г. № 723-5/08)*

#### Список литературы

- Афанасьев С.А. Методология гидробиологических исследований в аспекте внедрения положений рамочной директивы ЕС в Украине // Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем. Сб. матер. междунар. конф. – СПб.: ЛЕМА, 2007. – С. 13-16.
- Емельянов И.Г. Оцінка біорізноманіття екосистем у контексті оптимізації мережі природно-заповідних

територій // Заповідна справа в Україні на межі тисячоліть. - Канів, 1999. - С. 119-127.

Павлюк Т.Е. Селективность реакции трофической структуры макрозообентоса к различным факторам среды // Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем. Сб. матер. междунар. конф. – СПб.: ЛЕМА, 2007. – С. 283-288.

Прокопов Г.А. К познанию распределения гидрофауны реки Альма в пределах Крымского природного заповедника // Ученые записки ТНУ. Серия: Биология. – 2003. – Т. 16(55). – № 3 – С. 177-186.

Прокопов Г.А. Киселева Г.А. Структура сообщества донных пресноводных беспозвоночных как показатель нарушенности биотопа // Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем: Сб. тез. докл. Международной конференции (Санкт-Петербург, 23-27 октября 2006 г.). – СПб., 2006. – С. 121-122.

Прокопов Г.А. Пресноводная фауна бассейна р. Черной // Вопросы развития Крыма. Научно-практический дискуссионно-аналитический сборник. Выпуск 15. проблемы инвентаризации крымской биоты. – Симферополь: Таврия-плюс, 2004 – С. 151-174.

Прокопов Г.А. Эколого-географический анализ реки Гува (Южный берег Крыма) на основе продольного распределения организмов макрозообентоса // Ученые записки ТНУ. Серия: География. – 2001. – Т. 14. – №1 С. 102-107.

Прокопов Г.А. Эндемичные насекомые в экосистемах рек южного макросклона Крымских гор // Записки Общества геоэкологов. – Симферополь, 2000. – Вып. 4. – С. 28-34.

Протасов А.А. Методологические и методические проблемы, связанные с использованием показателей разнообразия для биоиндикации // Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем. Сб. матер. междунар. конф. – СПб.: ЛЕМА, 2007. – С. 19-23.

Филенко О.Ф. Место биологических методов в контроле качества окружающей среды при загрязнении // Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем. Сб. матер. междунар. конф. – СПб.: ЛЕМА, 2007. – С. 8-12.

## НОВЫЕ ВОЗМОЖНОСТИ КОМПЛЕКСНОЙ ОЦЕНКИ ИЗМЕНЕНИЯ КАЧЕСТВА ПРЕСНЫХ ВОД ПО РЕЗУЛЬТАТАМ ДИАТОМОВОГО АНАЛИЗА

Л.В. Разумовский

*Институт водных проблем РАН*

*199333 Москва, ул. Губкина 3, Россия, razum@aquas.laser.ru*

Диатомовые водоросли относятся к приоритетной группе биоиндикационных организмов, по которым проводится комплексная оценка качества пресных вод. Вместе с тем, диатомовый анализ обладает значительным неиспользованным информационным резервом, который может быть задействован при биомониторинге и палеореконструкциях.

С целью апробации новой методологической стратегии (унификация биоиндикационных методик) был проведен анализ диатомовых комплексов из верхнеголоценовых осадков оз. Борое (Валдайская Возвышенность), оз. Глубокое (Московская обл.), оз. Галичское (Костромская обл.) и оз. Хмелевское (Краснодарский край). Были реконструированы изменения численных значений параметров гидросреды: температуры ( $t^{\circ}\text{C}$ ), индекса сапробности ( $S$ ), кислотно-щелочного баланса ( $\text{pH}$ ). Расчет и реконструкция перечисленных параметров проводилась по единой методике с целью оптимизации их сопоставления.

Расчет индекса сапробности  $S$  поводился методом Пантле и Букка в модификации Сладечека (Sládeček, 1973). Данный метод учитывает относительную частоту встречаемости гидробионтов  $k$  и их индикаторную значимость  $s_i$ . Значения  $s_i$  определялись для каждого вида по спискам сапробных организмов (Барина и др., 2006).

$$S = \frac{\sum s_i \times k}{\sum k},$$

где  $s_i$  – индивидуальное численное значение для каждого таксона-индикатора, а  $k$  – коэффициент относительного обилия, рассчитанный по шестиступенчатой шкале (Руководство..., 1992).

При расчете  $\text{pH}$  и  $t^{\circ}\text{C}$  озерных вод был применен аналогичный метод, что и при расчете численных значений  $S$ :

$$\text{pH} = \frac{\sum ph_i \times k}{\sum k}; t^{\circ}\text{C} = \frac{\sum t_i \times k}{\sum k},$$

где  $ph_i$  и  $t_i$  – индивидуальные численные значения для каждого таксона-индикатора  $\text{pH}$  и температуры в  $^{\circ}\text{C}$ .

Исходной информационной базой данных для расчета численных значений параметров гидросреды ( $t^{\circ}\text{C}$  и pH) послужила работа С.С.Бариновой, Л.А. Медведевой и О.В.Анисимовой (2006). Для привлечения более широкого спектра таксонов при реконструкции значений pH и  $t^{\circ}\text{C}$  были проведены следующие расчетные операции:

1. При наличии данных, представленных для данного таксона в виде численного интервала, рассчитывалось его среднее значение.

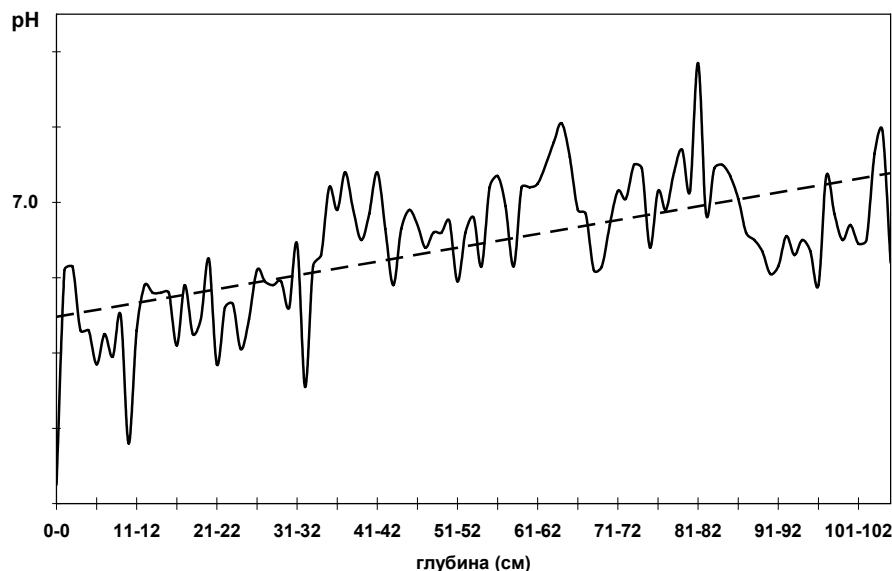
2. При отсутствии численных значений, и указанием только принадлежности к одной из индикационных групп, расчет  $t^{\circ}\text{C}$  проводился путем присвоения всем холодноводным формам значения равного  $+10^{\circ}\text{C}$ , а тепловодным  $+20^{\circ}\text{C}$ .

3. При отсутствии численных значений, и указанием только принадлежности к одной из индикационных групп, расчет pH для данного таксона проводился путем расчета среднего значения для всех таксонов из той же индикационной группы.

Следует отметить, что при подобных реконструкция наиболее значимым результатом является детальное выявление темпов и направленности изменения параметров гидросреды (т.е. динамики), а не расчет численных значений, как таковых.

В температурном режиме озер Борого и Глубокого были выделены циклы потепления-похолодания, которые определяются периодами изменениями солнечной активности. Длительность температурных циклов составляет около 90-100 лет (Ковалевский, 1976). Сделанные выводы были подтверждено имеющимися радиоуглеродными датировками (Smirnov, 1986; История озер..., 1992). На их основе был сделан расчет темпов седиментации. Средняя длительность температурных циклов в озерах Бором и Глубоком одинакова. Для оз. Борого выделено пять полных циклов. Для оз. Глубокого выделено четыре цикла. Для отложений в оз. Галичское и оз. Хмелевское были выделены циклы, каждый из которых, вероятно, совпадает с 11-летним циклом солнечной активности. Такая детализация температурного режима стала возможной, из-за высоких темпов седиментации в этих озерах.

Колебания температурного режима в озерах вызывают регулярные изменения других параметров гидросреды, в первую очередь концентрации растворенных органических веществ. Для внутренней структуры диатомовых комплексов характерны циклы направленной изменчивости, которые определяются совокупностью гидробиологических показателей. Наиболее значимая и показательная сопряженность всех трех гидрологических параметров ( $t^{\circ}\text{C}$ , S и pH) была получена для оз.Борое. Показательно, что оценке изменения уровня pH во времени, результаты реконструкции совпали с выводами, сделанными на основе других методов: мониторинга химических параметров (Шапоренко, Шилькрот, 2005). Из них следует, что акватория оз. Глубокого подвержена процессам постепенного закисления (рис. 1).



**Рис. 1.** Изменение численных значений pH по разрезу колонки ДО из оз. Глубокого.

Чтобы дополнительно проверить достоверность проведенных реконструкций температурного режима по разработанной методике была проанализирована первичная база данных, опубликованная в виде гистограммы для Валдайского озера (История озер..., 1992). Совместный анализ, с учетом процессов дегидратации и уплотнения осадков позволил провести достоверные корреляционные

построения. Если аналогичные температурные циклы будут выявлены для других озер, то существует реальная возможность более детальной корреляции позднечетвертичных отложений.

Метод графического сопоставления структуры диатомовых комплексов является авторской разработкой. Были выделены два типа графиков "естественной" (ненарушенной) структуры биотопического спектра диатомовых водорослей (Разумовский, 2004). Первый из них по своим очертаниям близок к экспоненциальной зависимости и характерен для малых озер. Для озер среднего размера форма полученных графиков имеет определенное подобие с логистической зависимостью (Шитиков и др, 2005). При изменении абиотических параметров среды оба типа графиков трансформируются.

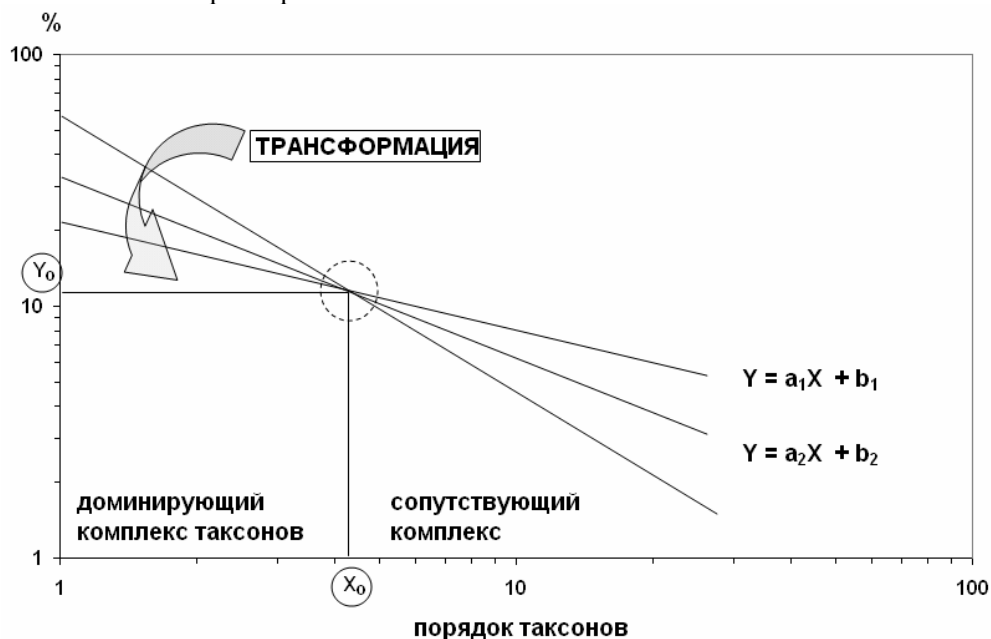
В дальнейшем, было неоднократно установлено, что и во времени и в пространстве существует ряд общих закономерностей для любого комплекса диатомовых водорослей, как биотопической совокупности. Это в равной степени касается диатомовых комплексов из проточных (рек, рукавов) так и непроточных (озер) водоемов. Эти закономерности характерны для трех основных групп диатомовых водорослей: бентоса, планктона и перифитона. Иначе говоря, для любых гидрологических структур их можно выявить в трех основных экопространствах (берег, вода, дно).

При анализе в логарифмической системе координат для пресноводных биотопов малого и среднего размера был получен ряд основополагающих закономерностей объяснимых с позиций иерархического уровня самоорганизации пресноводных экосистем в каждой ландшафтно-климатической зоне.

1. Все графики из малых биотопов не затронутые негативной нагрузкой имеют очень близкие углы наклона того линейного графика, который характеризует процентные пропорции внутри диатомового комплекса.

2. При увеличении негативной нагрузки происходит процесс разворота линейных графиков вокруг некой точки или локальной области. Соответственно меняется угол наклона линейного графика (рис.2).

3. Процесс разворота происходит до определенного предела, после чего линейные графики перемещаются из области гипотетического вращения, что соответствует стадии деградации биоценоза в биотопе малой размерности.



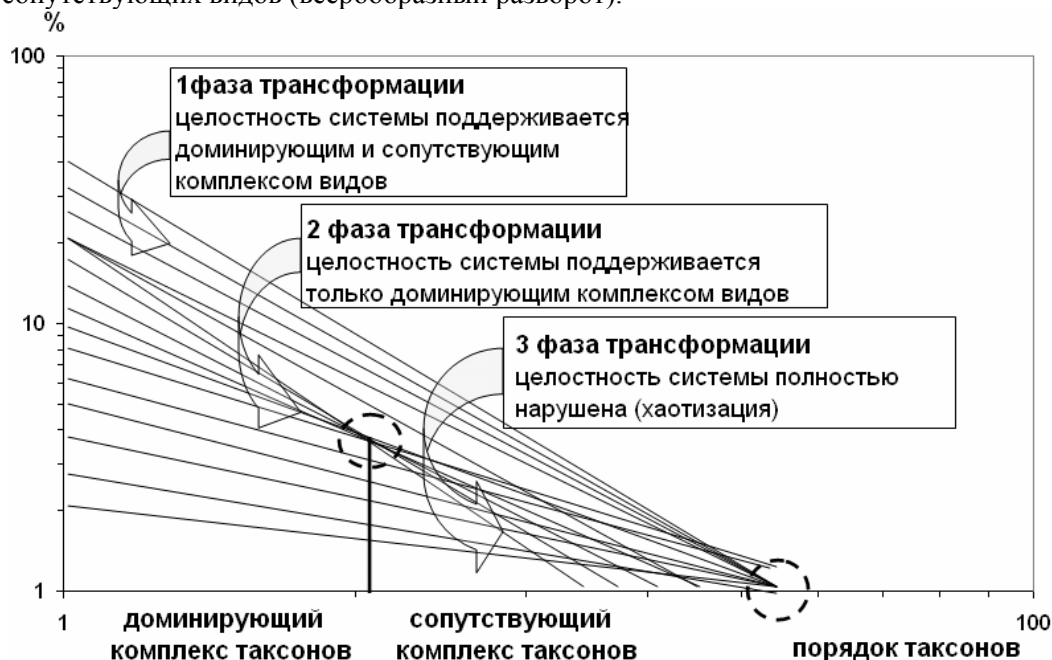
**Рис. 2.** Обобщенная модель трансформации диатомовых комплексов из биотопов малого размера.

В логарифмической системе координат была получена зависимость между значениями X и Y через два коэффициента:  $Y = k_i X^{a_i}$ .

Первый из них,  $a_i$  определяется линейным параметром расстоянием до источника генерации абиотического воздействия (природного или антропогенного). Коэффициент  $a_i$  выражает уровень совокупного негативного воздействия на сообщества биотопа (озера). Поэтому зависимость имеет степенной характер, т.к. при продвижении к источнику воздействия его сила будет расти нелинейно. В математическом понимании его можно так же выразить через тангенс угла наклона анализируемых графиков по отношению к оси абсцисс. При увеличении негативной нагрузки угол наклона меняется, что и выражается в процессе «вращения» графиков.

Второй коэффициент  $k_i$  имеет композиционную структуру. Его линейный компонент имеет двойственный и одновременно взаимообусловленный смысл. Это численное значение на оси ординат соответствующее точке «вращения» или минимальная процентная численность для любого доминирующего таксона, позволяющая сохранить трофо-метаболическую целостность биотопа. Кроме того, в обобщенном понимании, это число таксонов и их пропорций, которое характеризует минимальный размер биотопа, как элементарной, дискретной, целостной, единицы в иерархической структуре для анализируемой ландшафтно-климатической области или региона. Все остальные биотопы: средней и большой размерности, простой или сложной структуры, можно всегда «разложить» на эти элементарные экологические единицы – малые биотопы (озера или реки).

Для биотопов среднего размера область трансформации ограничена теми графиками (прямыми линиями), которые иллюстрируют начальный и конечный этап трансформации диатомовых комплексов (рис.3). Таким образом, трофо-метаболическая целостность биотопов среднего размера поддерживается не только доминирующим комплексом (вращение вокруг локальной области), но и группой сопутствующих видов (веерообразный разворот).



**Рис. 3.** Обобщенная модель трансформации диатомовых комплексов из биотопов среднего размера.

Существует третья модель трансформации, которую нельзя свести к двум первым. Это параллельное расположение результирующих прямых. Собственно говоря, это не единый сценарий трансформации, а отдельные, сходные этапы, через которые проходят экосистемные блоки в разных биотопах. Это так же возможно в рамках одного биотопа, если он достаточно велик, и его можно разделить на отдельные участки, или просто точки наблюдения.

Такое расположение графиков было отмечено неоднократно: Бабинская Имандра (при растеплении акватории подогретыми водами вдоль пространственного градиента), оз. Галичское и оз. Хмелевское (при быстром обмелении – градиентом является время). Аналогичные процессы неоднократно отмечалось для гидрологических структур (Алимов, 2000). Во всех рассмотренных случаях, речь идет не о каком то отдельном, негативном факторе, воздействующем извне – меняются свойства самой среды обитания. Это интегральный показатель, ее базовое свойство (температура, pH и др.)

Подведем итог изложенным фактам. Существует очень ограниченное количество сценариев трансформации диатомовых комплексов в частности, и экосистемных блоков в целом. Один из них можно описать с помощью разворота вокруг некой области (простые системы) или веерообразного разворота (сложные системы). Второй тип сценария – параллельное расположение (перемещение) графиков, которые характеризуют определенные однотипные структуры.

В первом случае существует один, или некая совокупность, факторов, которая избирательно воздействует на отдельные компоненты (таксоны) экологического блока (диатомового комплекса). Во втором случае воздействие равномерное (на все таксоны) и сопоставимое по силе.

#### Список литературы

Алимов А. Ф. Элементы теории функционирования водных экосистем. Спб.: Наука, 2000. 147 с.



- Барина С.С., Медведева Л.А., Анисимова О.В. Биоразнообразие водорослей - индикаторов окружающей среды. Тель-Авив. 2006. 498 с.
- История озер Восточно-Европейской равнины (История озер). СПб.: Наука, 1992. 262 с.
- Ковалевский В.С. Многолетние колебания уровней подземных вод и подземного стока. М.: Наука, 1976. 270 с.
- Разумовский Л.В. Оценка качества вод на основе анализа структуры диатомовых комплексов // Вод. ресурсы. 2004. Т. 31. №6. С.742–750.
- Разумовский Л.В. Новейшая история озера Боровое по результатам диатомового анализа // Вод. ресурсы. 2008. Т. 35. № 1. С.98–109.
- Разумовский Л.В., Гололобова М.А. Реконструкция температурного режима и сопряженных гидрологических параметров по диатомовым комплексам из озера Глубокого // Вод. ресурсы. 2008. Т. 35. № 4. С.490–504.
- Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем / Под ред. Абакумова В.А. СПб.: Гидрометеиздат, 1992. 320 с.
- Шапоренко С.И., Шилькрот Г.С. Многолетняя изменчивость гидрохимических параметров озера Глубокого // Тр. Гидробиол. ст. на Глубоком озере. М.: КМК, 2005. Т.9. С. 30–63.
- Шитиков В.К., Розенберг Г.С., Зинченко Т.Д. Количественная гидроэкология: методы, критерии, решения. М.: Наука, 2005. Кн.1. 281 с.
- Slàdeček V. System of water quality from the biological point of view. // Arch. Hydrobiol., Beiheft., Erdeb. Limnol. 1973. №7, 218 p.
- Smirnov N. N. (ed.). Lake Glubokoe. // Hydrobiol.. 1986. Vol. 141, 164 p.

## КОМПЛЕКСНАЯ ОЦЕНКА ВЛИЯНИЯ САДКОВЫХ ХОЗЯЙСТВ НА ВОДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ

Л.П. Рыжков

*ГОУ ВПО Петрозаводский государственный университет  
185910 Петрозаводск, проспект Ленина 33, Республика Коми, Россия, rlp@petrsu.ru*

Включение аквакультуры в национальный проект «Развитие АПК» является не только признанием государством перспективности этого направления в рыбном хозяйстве, но и накладывает особую ответственность на ее разработчиков.

В северных, геологически молодых водных системах, приоритетным направлением развития рыбного хозяйства становится садковая аквакультура. Примером этого является Республика Карелия. В 2007 году в Карелии было выращено 9,3 тысяч тонн садковой рыбной продукции, что в 9.6 раза превысило ее объемы в 1998 году. В перспективе только в Карелии предполагается выращивать до 25 тысяч тонн рыбной продукции, а в Северо-Западном федеральном округе до 55-60 тысяч тонн.

Наращивание объемов производства рыбной продукции в садках повлечет за собой увеличение антропогенной нагрузки на водную среду и водные экосистемы в целом. Эта нагрузка будет возрастать за счет увеличения объемов используемых кормов, выделяемых рыбами экскрементов и конечных продуктов метаболизма, то-есть за счет роста органических компонентов. Поэтому возникает необходимость не только иметь систему оценки экологической емкости водоемов для садковой аквакультуры, но и разработать количественные методы контроля за состоянием окружающей среды при функционировании садковых хозяйств. В настоящее время официально существуют требования к гидрохимическому составу водной среды и рыбохозяйственные предельно-допустимые концентрации (ПДК) некоторых опасных веществ для водоемов, в которых выращивается рыбная продукция (ОСТ 15.372.-87). Для размещения садковых хозяйств используются различные методы оценки экологической емкости водоемов по лимитирующим веществам (соединения азота и фосфора), составляющим основу органических компонентов, поступающих в водоемы при работе садковых хозяйств (Китаев с соавторами, 2006).

Методы оценки состояния водной экосистемы при функционировании садковой аквакультуры четко не определены. Различные контролирующие организации осуществляют контроль состояния гидрохимического режима лишь в зоне размещения садковых хозяйств. При чем в большинстве случаев этот метод применяется весьма формально и результативность его приближается к нулю. Для повышения эффективности контроля используется биологический метод – биотестирование, позволяющий судить о наличии загрязнения и качестве водной среды по тест реакциям организмов (Лесников, 1983; Строганов и др., 1983; Флеров, 1983). Исследователи при организации экологического мониторинга также не имеют единой программы и каждый выполняет только те работы, которые входят в круг его интересов. В результате накапливается большой объем

фактических материалов об отдельных компонентах водных экосистем при функционировании садковых хозяйств, но использование их весьма затруднительно из-за разрозненности сведений.

Ранее предложенная нами комплексная оценка природных вод позволяет получить более полные сведения о состоянии водной экосистемы в районе садковых хозяйств (Рыжков и др., 2005). Такие материалы необходимы, но и они без дальнейшей количественной обработки не позволяют оценить степень (уровень) возможного влияния аквакультуры на водную экосистему. Например, в 2007 году при комплексной оценке состояния водной экосистемы в районе садков нами установлено, что в летний период средняя величина перманганатной окисляемости (ПО) была 13.3 мгО/л, а на расстоянии 500 м от садков (контроль) – 12.6 мгО/л. Соответственно величины биологически лабильной органики (БПК<sub>5</sub>) были 1.35 и 1.24 мгО<sub>2</sub>/л, нитратов – 0.36 и 0.41 мгN/л и минерального фосфора – 9 и 5 мкгP/л. Различия в большинстве случаев не выходят за пределы многолетних колебаний и на основании этих данных можно сделать только один вывод, что состояние водной среды в районе садкового хозяйства удовлетворительное. Аналогичная ситуация наблюдается в состоянии биологических компонентов экосистемы. Средняя численность фитопланктона в районе садков была 3843 тыс.кл./л и в контроле - 3784 тыс.кл./л при биомассе 5,4 и 5,7 г/м<sup>3</sup> соответственно. Аналогичные показатели в составе зоопланктона были следующими - численность – 65,2 и 49,7 тыс.экз./м<sup>3</sup>, биомасса – 0,53 и 0,42 г/м<sup>3</sup>. Количественный состав донной фауны также был сходен - численность – 350 и 520 экз./м<sup>2</sup>, биомасса – 1,9 и 1,2 г/м<sup>2</sup>. Наблюдается та же ситуация, что и с водной средой, все результаты измерения биологических показателей не выходят за пределы многолетних показателей. Даже, если различия в исследуемых показателях между районом садков и контролем достоверны, то по фактическим материалам оценить степень влияния садковой аквакультуры на водную среду и ее биоту практически невозможно. О степени воздействия садковой аквакультуры судить по результатам биотестирования также весьма затруднительно. Исследованные пробы воды из района садкового хозяйства отличались высокой витальностью и в большинстве случаев (70%) были нормативными по своей биокондиции. Некоторые изменения в жизнедеятельности рачков (снижение пищевой активности и воспроизводства) оказались незначимы.

Несмотря на наличие многочисленных материалов о состоянии водной экосистемы в районе размещения садковых хозяйств оценить степень (уровень) воздействия загрязнителя на окружающую среду практически невозможно. По этим материалам можно лишь определить фактическое состояние водной среды и ее биоты в конкретное время. Проблема оценки еще более усложняется, если в водоеме с садковым хозяйством существуют другие источники загрязнения водной среды.

Для того, чтобы достоверно оценивать степень влияния садковых хозяйств на водную экосистему предлагается использовать имитационную модель, основанную на бальной системе. Сущность бальной системы заключается в следующем:

- устанавливается контрольная зона (контроль) максимально приближенная к источнику загрязнения, но в которой его влияние отсутствует (для форелевых хозяйств средней мощности 500 м);
- определяется зона для отбора проб в районе функционирования садкового хозяйства (источник загрязнения);
- отбираются пробы для исследования компонента (компонентов) водной экосистемы в районе источника загрязнения и в контроле;
- определяются конкретные показатели исследуемых компонентов;
- вычисляется соотношение (индекс) между показателями компонента (компонентов) в источнике загрязнения и в контроле.

Полученные результаты вносятся в предлагаемую таблицу, представляющую имитационную модель многокомпонентного антропогенного воздействия на водную среду и водные экосистемы в целом. На основании анализа этих материалов определяется степень воздействия источника загрязнения на функционирование водной экосистемы и ее отдельных компонентов

Диапазоны оценки степени антропогенного влияния в предлагаемой модели установлены на результатах многочисленных экспериментов, выполненных с рыбами и с дафниями, а также на материалах изучения состояния водной среды и ее биоты в малых озерах.

В диапазоне «норма» (0.8-1.3) качество водной среды не оказывает отрицательного влияния на процессы жизнедеятельности организмов. Водная экосистема функционирует в обычном режиме.

При отклонении величины индекса от нормы до 30 % (0.5-0.8 и 1.3-1.8) происходят нестойкие количественные изменения в осуществлении физиологических функций организмов (ритма и интенсивности дыхания, сердечного ритма, поведенческих реакций и т.д.). Водная же экосистема продолжает функционировать в пределах нормы.

При дальнейшем усилении антропогенного воздействия (1.8-2.3) происходят более значительные изменения в состоянии водной среды, которые проявляются в более сильных воздействиях на осуществление процессов жизнедеятельности организмов (нарушения в воспроизводительной системе, размерно-весовых показателях и т.д.) и экосистемы в целом (количественные и качественные изменения видовой структуры). Однако эти изменения еще обратимы и при снижении антропогенной нагрузки восстанавливается нормальное состояние всей системы.

При сильном воздействии источника загрязнения (<0.5 и >2.3), как в отдельных организмах, так и в экосистеме в целом происходят существенные и чаще всего необратимые изменения. Экосистема переходит на другой уровень функционирования.

**Таблица.** Индексы соотношения показателей садки–контроль (летний период, поверхность/дно, 2004-2007)

Показатели	< 0.5 опасно	0.5 – 0.8 наличие воздействия	0.8 – 1.3 норма	1.3 – 1.8 слабое воздействие	1.8 – 2.3 среднее воздействие	2.3 > опасно
ПО	-	-	1.08/1.08		-	-
БПК <sub>5</sub>	-	-	1.07/	/1.41	-	--
NH <sub>4</sub>	-	-	1.10/0.99		-	-
NO <sub>3</sub>	-	-	1.09/1.06		-	-
Р мин.	-	-	1.17/	/1.70	-	-
Р общ.	-	-	-	1.31/1.60	-	-
Фитопланктон: численность	-	-	1.14	-	-	-
биомасса	-	-	0.81	-	-	-
Зоопланктон: численность	-	-	-	1.40	-	-
биомасса	-	-	0.96	-	-	-
Бентос: численность	-	0.56	-	-	-	-
биомасса	-	0.68	-	-	-	-

Конечно, при использовании предложенной имитационной модели существует определенная условность, особенно это касается биологических компонентов экосистемы (фитопланктона, зоопланктона, бентоса и других). Однако, хорошо понимая эту условность, все-таки имеется возможность получить достаточно достоверную информацию о степени воздействия источника загрязнения на водную среду и ее биоту. Если такая информация показывает отсутствие воздействия, то имеется возможность увеличения объемов производства рыбной продукции. Если же выявляется наличие воздействия, то в зависимости от его уровня своевременно должны приниматься соответствующие меры для его устранения (изменение технологии производства, замена используемых кормов, снижение объемов выращивания рыбы и так далее).

В качестве примера в таблицу внесены материалы многолетнего изучения степени воздействия садкового хозяйства на водную среду и ее биоту в Кондопожской губе Онежского озера. Большинство исследованных показателей (до 80 %) свидетельствует о нормальном состоянии водной экосистемы в районе садкового хозяйства. Некоторые отклонения от «нормы» наблюдаются в придонных слоях воды. Установлено увеличение содержания лабильной органики (БПК<sub>5</sub>), общего и минерального фосфора, численности зоопланктона и уменьшение численности и биомассы донных организмов. Эти изменения еще незначительны (до 20 % от общей суммы индексов), но они уже должны учитываться при дальнейшем функционировании хозяйств. В частности необходимо уточнить качество кормов и технологию кормления рыб.

Предложенная модель оценки степени влияния форелевых хозяйств на водные экосистемы может быть использована для аналогичной оценки роли других источников загрязнения. Например, в лесопользовании, геолого-разведочных работах, горно-промышленном комплексе, агропромышленном комплексе и так далее. Результативность этой модели будет зависеть от правильного определения места размещения контроля. При его выборе необходимо учитывать, что природные воды это сложная, многокомпонентная и динамичная среда, в которой размещение и воздействие компонентов загрязнения определяются транзитными потоками водных масс, трансформацией загрязняющих веществ при синергическом и антагонистическом их взаимодействии и многими другими процессами.

В структуру данной модели может быть дополнительно включен целый ряд других компонентов оценки степени воздействия на окружающую среду источников загрязнения. Например, тяжелые металлы, донные отложения, видовое разнообразие и так далее. Наряду с этим данная модель позволяет оценивать степень воздействия загрязнения не только в многолетнем аспекте, но и ежегодно и даже посезонно. При этом достаточно точно выявляются наиболее чувствительные к загрязнению компоненты водной экосистемы. Определив такие компоненты появляется возможность изыскивать способ исключения из состава загрязнений наиболее токсичные вещества и их элементы.

В заключение необходимо отметить, что предлагаемая модель для определения степени (уровня) влияния источника загрязнения на водную среду испытана на ряде форелевых хозяйств. В частности интересные результаты получены при изучении воздействия форелевого хозяйства в Лахтинской губе Онежского озера. В период максимальных объемов производства рыбной продукции было установлено наличие воздействия загрязнения водной среды по показателям ПО, БПК<sub>5</sub>, NH<sub>4</sub>, NO<sub>3</sub>, численности и биомассы фитопланктона и зоопланктона. Уровень воздействия равнялся 36 % от суммы индексов исследованных компонентов. При сокращении объемов производства рыбной продукции примерно на одну треть уровень воздействия уменьшился до 21 %. При полном прекращении деятельности данного форелевого хозяйства в течение двух лет, за счет накопленных в донных отложениях загрязняющих веществ, уровень воздействия продолжает сохраняться в пределах 20 %.

Приведенный пример показывает, что только регулярный экологический мониторинг и определение уровня воздействия источника загрязнения на окружающую среду могут дать точную информацию для принятия необходимых решений по сохранению природных качеств водных экосистем.

#### Список литературы

- Китаев С.П., Ильмаст Н.В., Стерлигова О.П.* Методы оценки биогенной нагрузки от форелевых ферм на водные экосистемы. Петрозаводск, институт биологии КНЦ РАН, 2006. 38 с.
- Лесников Л.А.* Основные задачи, возможности и ограничения биотестирования // Теоретические вопросы биотестирования. - Волгоград, 1983.- С. 3-12.
- Рыжков Л.П., Артемьева Н.В., Горохов А.В.* Водная токсикология и комплексная оценка природных вод // Материалы конф., посвященной 100-летию со дня рождения проф. Н.С. Строганова. Антропогенное влияние на водные экосистемы М. МГУ, 2005 С. 21-32
- Строганов Н.С., Филенко О.Ф., Лебедева Г.Д., Путинцев А.И., Бузинова Н.С., Дмитриева А.Г., Исакова Е.Ф., Колосова Л.В., Король В.М., Кривенко М.С., Парина О.В.* Основные принципы биотестирования сточных вод и оценка качества вод природных водоемов // Теоретические вопросы биотестирования. - Волгоград, 1983.- С. 21-29.
- Флеров Б.А.* Биотестирование: терминология, задачи, перспективы // Теоретические вопросы биотестирования. - Волгоград, 1983.- С. 13-20.

### ИСПОЛЬЗОВАНИЕ АКТИВНОСТИ БУТИРИЛХОЛИНЭСТЕРАЗЫ СЫВОРОТКИ КРОВИ ЛЕЩА (*ABRAMIS BRAMA L.*) ДЛЯ ОПРЕДЕЛЕНИЯ СОДЕРЖАНИЯ ФОСФОРОРГАНИЧЕСКИХ СОЕДИНЕНИЙ В ВОДЕ

С.В. Сазонова, Г.М. Чуйко

*Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанова РАН  
152742, п. Борок, Ярославская область, Россия, sazonova.sv@mail.ru*

Одна из наиболее важных проблем современной экологии – загрязнение пресноводных водоемов. Современная тенденция экологического мониторинга характеризуется приоритетным развитием обобщенных методов оценки состояния окружающей среды. В условиях постоянного увеличения числа контролируемых параметров, ужесточения санитарно-гигиенических норм присутствия загрязнителей в различных объектах экспресс-методы вызывают все больший интерес, так как позволяют быстро оценить потенциальную опасность загрязнения для биоты и человека. Такая оценка должна предшествовать любым физико-химическим анализам проб, требующим дорогостоящего лабораторного оборудования (хроматографические методы, спектрометрия и др.) и высокой квалификации обслуживающего персонала. Предварительный контроль с использованием экспресс-методов позволяет выиграть время и тем самым предотвратить поступление токсикантов по трофическим цепям, позволяет быстро получать достоверную информацию о качестве среды обитания.

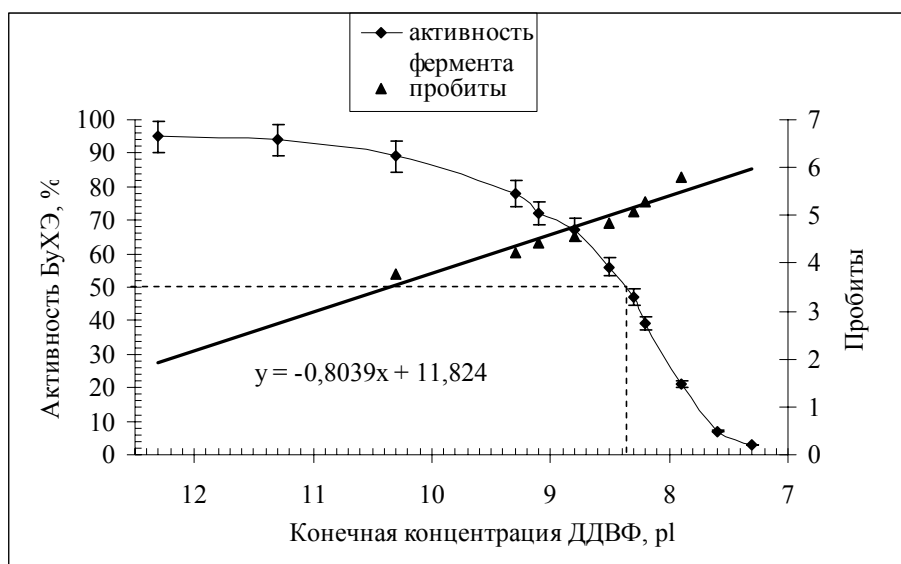
В последнее время большое распространение получает методы биотестирования с использованием ферментов-биомаркеров. Взаимодействие ферментов с токсическими соединениями на молекулярном уровне позволяет дать количественную оценку содержания токсиканта в тестируемой среде. Ферментативные методы анализа являются одним из наиболее перспективных направлений диагностики загрязнения окружающей среды. Применение ферментов имеет прямое экотоксикологическое обоснование и позволяет моделировать процессы интоксикации организма на молекулярном уровне. Ферментные методы экономически выгодны для проведения экспресс-анализов в полевых условиях для получения первичных результатов.

Одним из примеров таких ферментов-биомаркеров служат холинэстеразы (ХЭ). Активность ХЭ специфически ингибируется фосфорорганическими (ФОС) и карбаматными (КС) соединениями. Степень ингибирования прямо пропорциональна концентрации ингибитора. Ингибирование в условиях *in vivo* одной из ХЭ - ацетилхолинэстеразы (АХЭ) нервной системы животных, блокирует проведение нервного импульса и вызывает нарушение нормального функционирования организма (нарушение проницаемости клеточных мембран и внутриклеточного обмена калия, натрия, цинка и проч.), приводя в конечном итоге к его гибели (Чуйко, 2004). Этот феномен нашел широкое применение в использовании ХЭ как биомаркеров действия ФОС на разные виды животных. Способ позволяет определять один из типичных ФОС ДДВФ в концентрациях до  $10^{-11}$  мг/л (Козловская, Чуйко и др., 1996). Используемый в качестве пестицида ДДВФ очень токсичен и, согласно Перечню рыбохозяйственных нормативов (Перечень..., 1999), его присутствие в воде недопустимо даже в минимальных количествах.

Цель работы – показать возможность использования активности ХЭ для определения содержания ФОС в воде в лабораторных экспериментах и одновременно исследовать динамику активности АХЭ мозга у рыб при интоксикации ДДВФ.

Работа выполнена на 120 карасях (*Carassius carassius* L.), массой 1.65 – 2 г. Рыб содержали в двух аквариумах объемом по 150 л, каждый с песчаным субстратом.

В качестве токсиканта использовали коммерческий препарат ДДВФ (О,О-диметил-О-(2,2-дихлорвинил)фосфат, 98.5% д.в.). В аквариумы ДДВФ вносили трижды: перед началом эксперимента, на 4 и 9 сутки, в спиртовом растворе в количестве, необходимом для получения расчетной конечной концентрации 22.1, 47.4 и 1000 мкг/л, соответственно. Конечная концентрация спирта в воде составила 0.01%, эквивалентный объем спирта был внесен в контрольный аквариум. В течение эксперимента ежедневно отбирались пробы воды для определения содержания ДДВФ в воде холинэстеразным методом и активности АХЭ в мозге карася.



**Рис. 1.** Калибровочный график для определения концентрации ДДВФ в воде в зависимости от степени ингибирования активности БуХЭ.

Активность ХЭ определяли колориметрическим методом Элмана (Ellman et al., 1961) в модификации Масловой и Резника (1976). В качестве субстрата использовали иодиды ацетилтиохолина (АТХ) - для определения АХЭ мозга карася, и бутирилтиохолина (БуТХ) - для бутирилхолинэстеразы (БуХЭ) сыворотки крови (субстраты от Sigma Chem. Company, St. Louis, MO, USA или Chemapol, Praha,

Czechoslovakia). Активность АХЭ в мозге карася выражали в процентах от контроля. Контролем служила активность фермента интактных рыб.

Содержание ДДВФ в воде определяли с использованием бутирилхолинэстеразы (БуХЭ; К.Ф. 3.1.1.8) из сыворотки крови леща (*Abramis brama* L.) Для этого сыворотку крови, содержащую фермент, инкубировали *in vitro* с пробами воды и измеряли остаточную активность БуХЭ как описано ранее (Козловская, Чуйко и др., 1996). Количество ДДВФ рассчитывали по предварительно построенному калибровочному графику, выражающему зависимость активности фермента от концентрации пестицида (Рис. 1). Для построения графика использовали концентрационный ряд ДДВФ от  $5 \cdot 10^{-7}$  (рl 6.3) до  $5 \cdot 10^{-13}$  М (рl 12.3).

Из двух повторностей вычисляли средние значения остаточной активности фермента и по формуле определяли степень угнетения активности фермента:

$$A = 100 - \frac{E_{on} * 100}{E_k}, \text{ где}$$

$A$  - степень угнетения фермента, %

$E_{on}$  – экстинкция исследуемой пробы,

$E_k$  - экстинкция контрольной пробы.

Процент угнетения активности фермента переводили в пробит по таблице (Коросов, 2003). По уравнению графика линии тренда ( $Y=dX+b$ ) пробитов определяли логарифм концентрации пестицида:

$$X = \frac{Y - b}{d}, \text{ где}$$

$X$  – логарифм концентрации ДДВФ, рl;

$Y$  – остаточная активность фермента, %;

$d, b$  – числовые коэффициенты.

Полученное значение  $X$  использовали для расчета молярной массы токсиканта путем нахождения антилогарифма –  $A_{log}$ .

На заключительном этапе переводили молярную массу токсиканта в мкг/л по формуле:

$$C = A_{log} * 2 * 221 * 1000000, \text{ где}$$

$C$  – конечная концентрация ДДВФ в воде, мкг/л;

$A$  – антилогарифм;

221 – молярная масса ДДВФ, М;

При разведении проб добавляется множитель кратный разведению (2, 5, 10 раз).

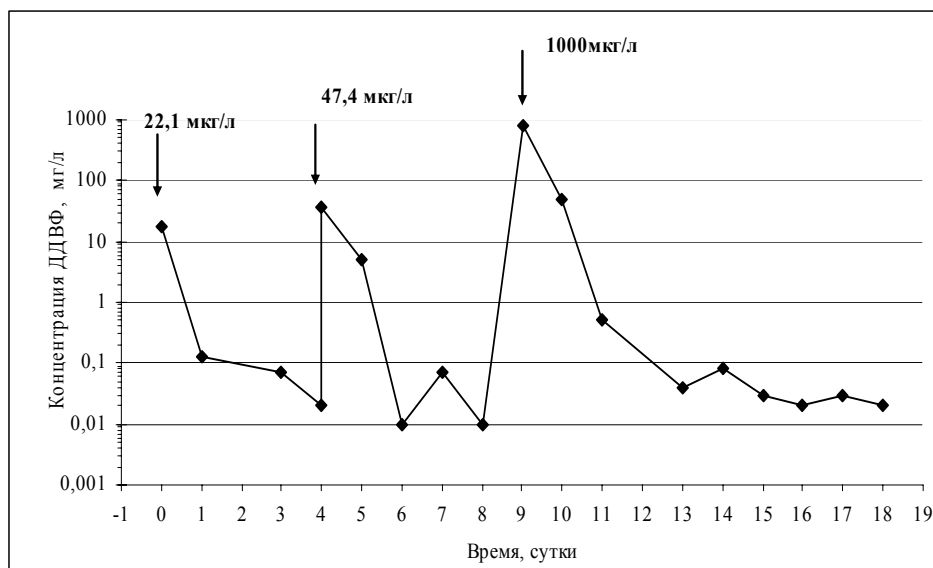
Статистическую обработку проводили с помощью программы Excel. Результаты представлены в виде средних и стандартных ошибок ( $\bar{x} \pm SE$ ). Достоверность различий оценивали по t-критерию Стьюдента при  $p=0.05$ .

Результаты измерения содержания ДДВФ в воде в ходе хронического опыта представлено в таблице 1 и рис. 2. Как показало исследование, продолжительность обнаружения ДДВФ напрямую зависит от вносимой концентрации: чем она выше, тем дольше ДДВФ сохраняется в воде. Исчезновение ДДВФ из воды, по всей видимости, обусловлено двумя факторами: 1) поглощением его рыбой через кожные покровы и жабры; 2) разложением ДДВФ до нетоксичных метаболитов или осаждением на грунт.

**Таблица 1.** Содержание ДДВФ в воде в ходе эксперимента

Сутки	0	1	2	3	4	4*	5	6	7	8	9*	10	11	13	14	15	16	17	18
Расчетная концентрация ДДВФ, мкг/л	22.1					47.4					1000								
Реальная концентрация ДДВФ, мкг/л	17.8	0.13	0.10	0.07	0.02	36.9	5	0.01	0.07	0.01	790	50.1	0.5	0.04	0.08	0.03	0.02	0.03	0.02

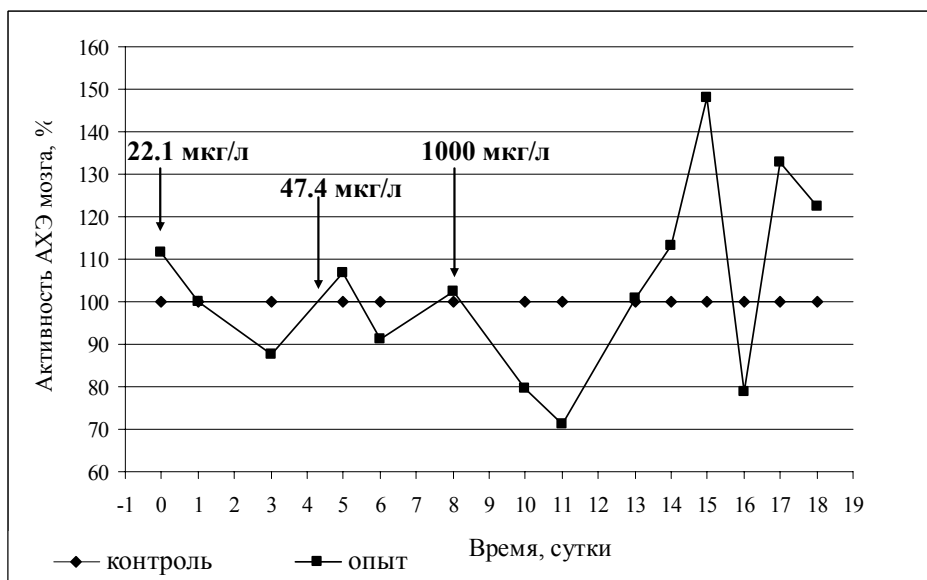
\* момент внесения ДДВФ



**Рис. 2.** Динамика содержания ДДВФ в воде в экспериментах с карасем. Стрелками обозначено моменты повторного внесения ДДВФ.

В ходе эксперимента проводилось изучение влияния ДДВФ на активность мозга карася. По литературным данным карась является наиболее устойчивым к воздействию различных концентраций ДДВФ. В процессе проведения эксперимента ДДВФ вносился в аквариумы добавление токсиканта в воду микрокосма (22.1 мкг/л, 47.4 мкг/л, 1 000 мкг/л действующего вещества). Это позволило оценить влияние ДДВФ на активность ХЭ карася в хронических условиях (рис. 3).

По полученным данным можно сделать вывод, что вносимые концентрации ДДВФ значительного влияния на активность АХЭ мозга карася не оказали. Заметны небольшие колебания в моменты внесения очередной концентрации, но это никак не отражалось на поведении и внешнем виде рыб. Они были так же активны, как и контрольные особи, и адекватно реагировали на шум и свет.



**Рис. 3.** Динамика изменения активности АХЭ мозга карася в зависимости от концентрации ДДВФ. Стрелками обозначено повторное внесение ДДВФ.

Таким образом, используя холинэстеразный метод, была изучена динамика содержания ДДВФ в воде экспериментальных аквариумов. Установлено, что время снижения концентрации ДДВФ в воде напрямую зависит от количества вносимого токсиканта: чем концентрация выше, тем дольше ДДВФ сохраняется в воде и поддается возможности определения. Показано, что карась слабо подвержен воздействию ДДВФ и концентрация токсиканта, используемая в данном эксперименте не вызвала сильно выраженного изменения в величине активности АХЭ мозга карася.

#### Список литературы

- Козловская В.И., Чуйко Г.М., Мензикова О.В., Подгорная В.А. Энзиматический метод определения в воде фосфорорганических пестицидов и их метаболитов. Биология внутренних вод: информационный бюллетень №100. С. Пб., «Наука», 1996.
- Коросов А.В., Калинин Н.М. Количественные методы экологической токсикологии: Учебно-методическое пособие. ПетрГУ, КНЦ. – Петрозаводск, 2003.
- Маслова М.Н., Резник Н.В. Угнетение холинэстеразной активности в мозге крыс фосфорорганическими ингибиторами с различной степенью гидрофобности// Укр. биохим. ж., 1976. Т. 48, №4. С.450-454.
- 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.
- Розенгарт В.И. Некоторые биологические особенности ацетилхолинэстеразы мозга.// В кн.: Успехи нейробиологии. Л., 1974. С. 196 – 209.
- Чуйко Г.М. Биохимические и физиологические механизмы различной устойчивости пресноводных костистых рыб к действию хлорофоса и дихлофоса// Автореф. дисс. к.б.н. Л., 1987, 22с.
- Чуйко Г.М. Сравнительно-биохимическое исследование холинэстераз пресноводных костистых рыб бассейна Рыбинского водохранилища. Диссертация на соискание ученой степени доктора биологических наук. – Борок, 2004, 305с.
- Chuiko, G.M. Mechanisms of different sensitivity of carp and perch to organophosphorous pesticide, DDVP. In: Fate and Effects of Pollutants on Aquatic Organisms and Ecosystems. Proc. USA-USSR Symp., Athens, Georgia, Oct. 19-21, 1987 (R.R.Ryans, ed.), 1987. US EPA, Athens, GA. P. 78-89.
- Ellman, G.L., Courtney, K.D., Andres, V. et al. A new and rapid colorimetric determination of acetylcholine-esterase activity // Biochem. Pharmacol. 1961. V.7. P. 88-95.

### НАКОПЛЕНИЕ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ И НОРМИРОВАНИЕ ИХ СОДЕРЖАНИЯ В ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ

Е.С. Светашова

*ФГНУ Государственный научно-исследовательский институт  
озерного и речного рыбного хозяйства (ГосНИОРХ)  
199053, Санкт-Петербург, наб. Макарова, 26, Россия, sveteka007@mail.ru*

Тяжелые металлы (ТМ) относятся к группе наиболее опасных токсикантов, поступающих в водные экосистемы главным образом в результате техногенного воздействия. По токсикологическим оценкам они занимают второе место после пестицидов. В отличие от органических загрязнений ТМ, являясь элементами, не подвергаются разложению в водной экосистеме, а лишь перераспределяются между ее компонентами. Строение электронных оболочек атомов ТМ обуславливает их переменную валентность, высокую реакционную способность, склонность к комплексообразованию и, как следствие, высокую биохимическую и физиологическую активность.

Большинство ТМ относятся к элементам слабого биологического захвата. Но даже в малых концентрациях они могут оказывать сильное токсическое действие на живые организмы вследствие того, что способны замещать необходимые микроэлементы и нарушать или полностью подавлять некоторые жизненно важные функции (Немова, 2005).

В природных водах ТМ находятся в различных формах и степенях окисления. Выделяют истинно растворенную ионную (гидратированную), коллоидную и взвешенную формы ТМ в водной фазе. Различные формы одного и того же ТМ отличаются доступностью для живых организмов и, следовательно, токсичностью. Наиболее токсичны для гидробионтов ТМ в свободной ионной форме. При образовании устойчивых комплексных соединений с находящимися в воде органическими веществами (гуминовыми или фульвокислотами) токсичность ТМ резко падает. Известно, что токсическое действие ТМ на водные организмы зависит от многих факторов: температуры, содержания кислорода, величины рН, жесткости воды (Никаноров, Жулидов, 1991).

При оценке качества природных вод сравнивают определяемые концентрации ТМ с законодательно регламентированными величинами предельно допустимых концентраций (ПДК). Однако такая оценка загрязненности вод носит условный характер. Это объясняется тем, что существующие методики определения концентраций ТМ в воде предполагают перевод их в ионную форму в процессе подготовки пробы к анализу и не учитывают степень связывания ТМ в комплексы в конкретном водном объекте; принятые в России нормативы ПДК также не учитывают региональных особенностей состава природных вод и действуют на всей территории страны. Об



условности такой оценки качества природных вод говорит и то, что нормативы ПДК, принятые в различных странах, существенно различаются.

В связи с этим хочется обратить внимание на принятые в России нормативы ПДК в воде рыбохозяйственных водоемов для кадмия и меди, равные, соответственно, 0.005 и 0.001 мг/л (Перечень, 1999). Медь относится к необходимым для живых организмов микроэлементам; кадмий – очень токсичный металл, необходимость которого для живых организмов еще не доказана. Поэтому возникает вопрос, почему ПДК кадмия в воде в 5 раз выше, чем ПДК меди. Согласно литературным источникам, ПДК кадмия в природных водах в некоторых странах значительно ниже, чем в России: в Канаде – от 0.0002 до 0.0018 мг/л, в Германии – 0.0012 мг/л, в Нидерландах – 0.00034 мг/л (Фрумин, 1998).

В морской воде, так же как и в пресной, металлы присутствуют в виде гидратированных ионов, в составе органических и неорганических комплексов и во взвешенном состоянии. Токсичность ТМ в морской воде ниже, чем в пресной воде вследствие того, что они в большей степени связаны в комплексы. Поэтому ПДК некоторых ТМ в морской воде оказываются выше, чем в пресной воде. Так, в России ПДК кадмия и меди в морской воде равны, соответственно, 0.01 и 0.005 мг/л (Перечень, 1999).

Один из путей выхода ТМ из водной фазы – накопление их в донных отложениях. Донные отложения отражают многолетние процессы накопления ТМ в водных экосистемах. При оценке загрязненности донных отложений существует несколько подходов. Наиболее распространенные из них: сравнение концентраций ТМ со значениями величин кларка литосферы; с фоновыми концентрациями; с официально установленными допустимыми концентрациями в почвах. Однако оценить загрязненность донных отложений можно лишь условно, так как не существует нормативов и литературные данные по фоновым концентрациям различны (Папина, 2001).

При поглощении ТМ донными отложениями происходит очищение водной фазы, но не очищение водной экосистемы, так как при изменении условий ТМ могут из донных отложений вновь перейти в воду, причем, иногда в более токсичной форме. Очевидно, что наиболее прочно будут удерживаться в донных отложениях металлы, внедренные в кристаллическую решетку минералов, наименее прочно – металлы, адсорбированные на поверхности частиц и соосажденные с гидроксидами. Наименее прочно связанные в донных отложениях ТМ образуют так называемые подвижные формы, которые могут вновь переходить в водную фазу при уменьшении величины pH до 4.8-5.0.

Нами проводились сравнительные исследования содержания подвижных форм цинка, меди, кадмия и свинца (ацетатная вытяжка) и валового их содержания в донных отложениях ряда водоемов Северо-Запада России. Согласно полученным результатам в большинстве случаев наиболее прочно удерживаются в составе донных отложений медь и цинк – в подвижных формах находится до 20% от валового содержания этих металлов. Что касается наиболее токсичных ТМ – кадмия и свинца, то до 45% от валового содержания этих металлов находится в подвижных формах и, следовательно, эти металлы легко могут переходить из донных отложений в водную фазу.

Другой путь выхода ТМ из водной фазы – накопление их в гидробионтах. Нормативные требования к качеству пищевого сырья регламентируют содержание ряда ТМ в рыбе и морских нерыбных пищевых продуктах (СанПиН, 2002). Для бентосных организмов имеет значение поступление ТМ из донных отложений. Моллюски и ракообразные обладают большей способностью к биоаккумуляции металлов, поэтому нормативы содержания ТМ в них более высокие, чем в рыбных продуктах.

Нормативы допустимых концентраций ТМ в пищевых продуктах позволяют судить о возможности их употребления человеком, но ничего не говорят о воздействии этих концентраций на организм гидробионтов. Согласно проведенным нами исследованиям, концентрации таких токсичных ТМ как кадмий и свинец в мышцах и органах рыб обычно значительно ниже допустимых для пищевой рыбы, однако это не может свидетельствовать о благополучной ситуации с этими металлами в водоеме.

Поглощение ТМ гидробионтами может происходить с водой и с пищей. Проведенные нами исследования показали, что в рыбных кормах содержание цинка, меди, свинца и кадмия может быть значительно выше допустимого в пищевых продуктах, однако, насколько нам известно, нормативов содержания ТМ в рыбных кормах не существует.

Обобщая сказанное, можно сделать вывод о том, что существует еще множество нерешенных вопросов, касающихся накопления и нормирования содержания ТМ в различных звеньях экологической системы водоема. В данной работе обращено внимание лишь на некоторые из них.

#### Список литературы

Немова Н.Н. Биохимические эффекты накопления ртути у рыб. М.: Наука, 2005. 162с.

- Никаноров А.М., Жулидов А.В. Биомониторинг металлов в пресноводных экосистемах. Л.: Гидрометеиздат, 1991. 312с.
- Папина Т.С. Транспорт и особенности распределения тяжелых металлов в ряду: вода - взвешенные вещества – донные отложения. Аналитический обзор. Новосибирск: ГПНТБ СО РАН, 2001. 58с.
- 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. 304с.
- СанПиН 2.3.2.1078-01.М.: Минздрав России, 2002. 160с.
- Фрумин Г.Т. Оценка состояния водных объектов и экологическое нормирование. СПб.: Синтез, 1998. 96с.

## **ФЛУОРЕСЦЕНТНЫЙ МЕТОД ОПЕРАТИВНОГО ОПРЕДЕЛЕНИЯ ДЕЙСТВИЯ ТОКСИКАНТОВ НА РЯСКУ МАЛОЮ**

М.А. Субботин, Ю.С. Григорьев

*Сибирский федеральный университет*

*г. Красноярск, пр. Свободный 79, 660041, Россия, submih@rambler.ru*

В настоящее время все большее внимание при организации экологического мониторинга уделяется методам биологического тестирования. Для этого используются различные виды тест-организмов с разным уровнем организации. Представители семейства рясковых являются самими мелкими цветковыми растениями. Это свободно плавающие травянистые растения стоячих и медленно текущих водоемов. Культивирование ряски малой (*Lemna minor* L.) не вызывает особых затруднений в лаборатории в связи с малой требовательностью к условиям содержания и высокой скоростью вегетативного размножения. Потому использование этого вида в качестве тест-объекта для биотестирования токсичности вод достаточно просто и удобно.

Чаще всего в качестве показателя токсичности среды используют изменение морфологических показателей ряски малой (окраски листочков, появление хлорозов или некрозов, опадение корней, рассоединение розеток на отдельные листочки, появление новых листочков). Однако для проявления этих изменений требуется длительное время экспозиции растений с токсикантом, от 3 до 14 суток (Цаценко и др., 2007).

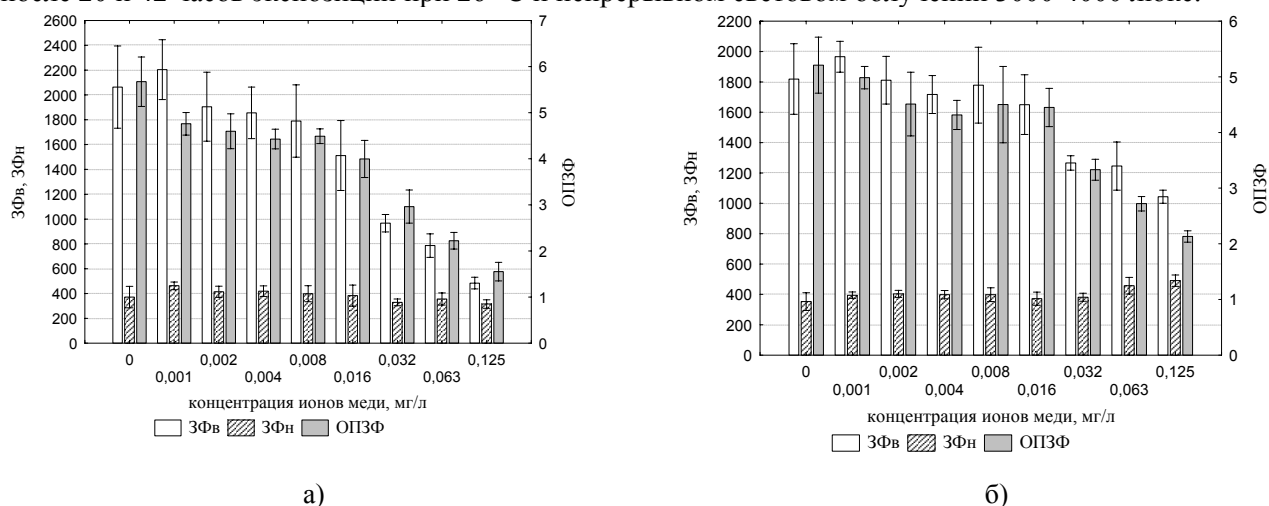
При оценке ингибирующего действия тяжелых металлов на ряску используется также регистрация фототаксиса хлоропластов. По данной методике все хлоропласты в эпистрофном положении после интенсивного освещения в течение нескольких минут в здоровом растении должны переходить в парастрофное положение. При воздействии токсиканта хлоропласты либо не меняют своего положения, либо его меняет только часть хлоропластов (Ломагин и др., 1993). Применение данного метода связано с достаточно трудоемкой работой с микроскопом для подсчета хлоропластов.

Существует также метод витального окрашивания листочков (Цаценко и др., 1998), который основан на разной проницаемости красителя сафранина в клеточные стенки живых и мертвых клеток. После воздействия токсиканта можно визуально оценить количество мертвых клеток в растении по их окрашенности.

Вместе с тем, оперативно контролировать физиологическое состояние растительного организма можно при помощи регистрации интенсивности быстрой флуоресценции хлорофилла. Она отражает эффективность работы первичных стадий фотосинтеза. В нормальном состоянии большая часть поглощенной хлорофиллом световой энергии идет на фотосинтез, но небольшая часть высвечивается обратно. Ее доля составляет около 3-5%. При воздействии токсикантов, когда нарушаются структура фотосинтетических мембран и, следовательно, передача возбужденного электрона по электрон-транспортной цепи, доля высвечиваемой энергии резко возрастает (Рубин, 2000).

Другим источником оперативной информации о характере функционирования фотосинтетического аппарата является процесс замедленной флуоресценции (ЗФ) хлорофилла (Маторин и др., 1985). На основе этого явления на кафедре экотоксикологии и микробиологии СФУ разработан метод быстрой и количественной оценки воздействия токсических веществ на растительные тест-организмы. Он заключается в регистрации степени снижения величины отношения интенсивности ЗФ при возбуждении свечения светом высокой и низкой интенсивности (относительный показатель замедленной флуоресценции, ОПЗФ) (Григорьев и др., 1996). Для реализации этого метода создан прибор – флуориметр «Фотон-10», позволяющий регистрировать миллисекундную замедленную флуоресценцию хлорофилла при возбуждении светом различной интенсивности.

Данный методический прием был использован нами для оценки токсического действия тяжелых металлов на ряску малую. Действие растворов сульфата меди, кадмия, цинка на показатели замедленной флуоресценции ряски малой изучали на 2% среде Штейнберга, без добавления EDTA после 20 и 42 часов экспозиции при 26° С и непрерывном световом облучении 3000-4000 люкс.

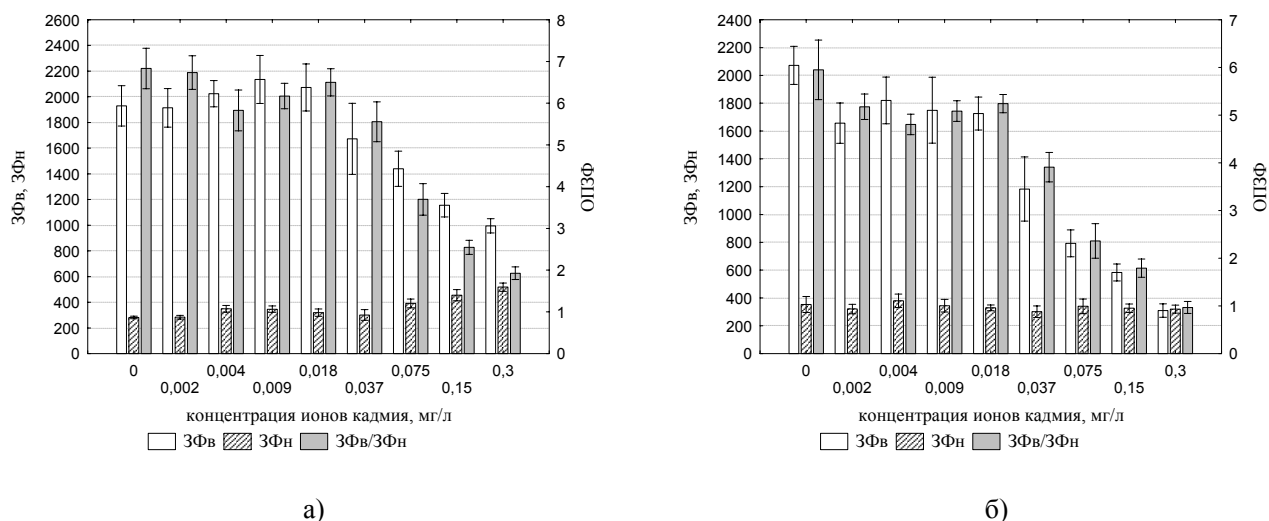


**Рис. 1.** Влияние ионов меди на показатели замедленной флуоресценции ряски малой после 20-ти (а) и 42-х (б) часовой экспозиции.

Эксперименты с ионами меди показали, что с ростом концентрации ионов в растворе наблюдается снижение 3Ф возбуждаемой светом высокой интенсивности (3Фв) (рис. 1). Причем с увеличением времени экспозиции увеличивалась разница по сравнению с контролем. Замедленная флуоресценция, возбуждаемая светом низкой интенсивности (3Фн), вела себя иначе. При высоком содержании ионов меди в растворе (0.063-0.125 мг/л) величина 3Фн через 20 часов экспозиции возрастала по сравнению с контролем, а после 42 часов снижалась. При этих воздействиях значение ОПЗФ достоверно уменьшалась по отношению к контрольному варианту, начиная с концентраций 0,032 мг/л и 0,016 мг/л после 20-ти и 42-х часовой экспозиции, соответственно.

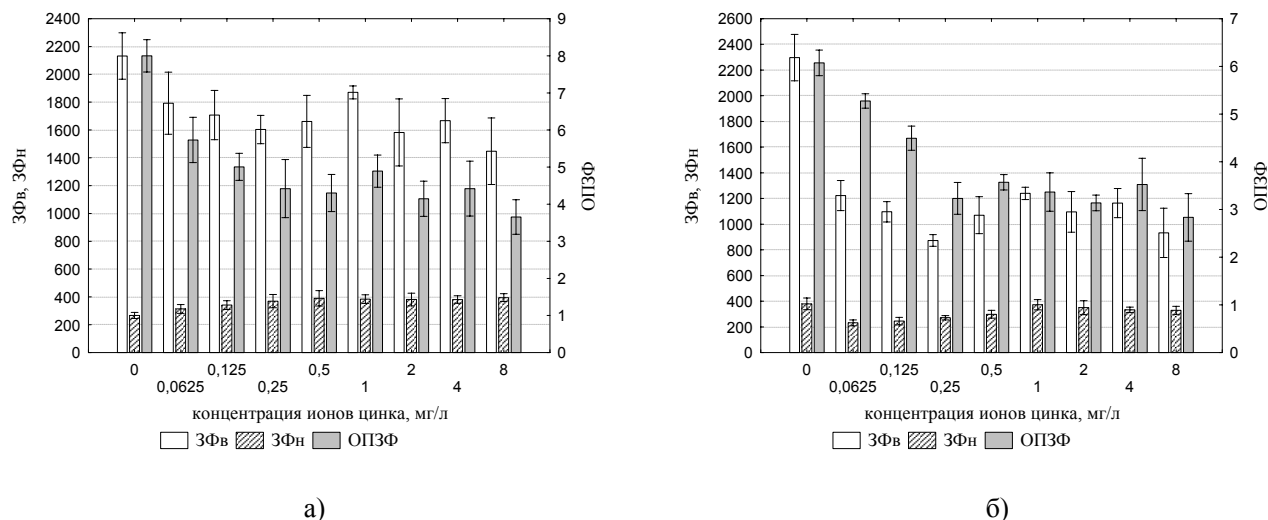
Морфологический анализ этих же вариантов показал, что изменения имели место через 20 часов при содержании ионов меди только при 0.125 мг/л, а после 42 часов экспозиции – начиная с концентрации 0.016 мг/л.

Схожую картину изменений по замедленной флуоресценции наблюдали при воздействии ионов кадмия как через 20 часов, так и через 42 часа (рис. 2). При этом достоверные изменения ОПЗФ по сравнению с контролем регистрировались через 20 часов при концентрации ионов кадмия 0.075 мг/л, а через 42 часа – при 0.037 мг/л. Морфологические изменения в целом отмечались при более высоких концентрациях, чем по показателям 3Ф: 20 часов – 0.3 мг/л, 42 часа – 0.075 мг/л. Полученные данные свидетельствуют, что ионы меди более токсичны для растений ряски малой по сравнению с ионами кадмия.



**Рис. 2.** Влияние ионов кадмия на показатели замедленной флуоресценции ряски малой после 20-ти (а) и 42-х (б) часовой экспозиции.

Ионы цинка в исследованном диапазоне концентраций также оказывают влияния на показатели ЗФ, но в существенно больших по сравнению с ионами меди и кадмия, концентрациях (рис. 3). Эффект действия усиливался при увеличении экспозиции ряски с данным токсикантом. При этом в первые 20 часов угнетение роста листцов наблюдалось лишь при максимальных концентрациях ионов цинка. Через 42 часа экспозиции изменение морфологии ряски было менее выраженным во всех вариантах опыта.



**Рис. 3.** Влияние ионов цинка на показатели замедленной флуоресценции ряски малой после 20-ти (а) и 42-х (б) часовой экспозиции

Таким образом, показатели замедленной флуоресценции достаточно адекватно отражают степень неблагоприятного воздействия тяжелых металлов на тест-организм ряски малая. При этом токсический эффект исследованных поллютантов проявляется в меньших концентрациях и раньше по времени по сравнению с традиционными методами морфологического анализа состояния данного организма. Флуоресцентный метод оценки токсического воздействия на ряску может оказаться оперативным инструментом для биотестирования мутных и окрашенных вод, поскольку эти параметры будут слабо влиять на условия возбуждения и регистрации замедленной флуоресценции растения, плавающего на поверхности тестируемой воды.

#### Список литературы

- Григорьев Ю.С., Фуряев Е.А., Андреев А.А. Способ определения содержания фитотоксических веществ. Патент № 2069851. Бюлл. изобр., №33 от 27.11.96.
- Ломагин А.Г., Ульянова Л.В. Новый тест на загрязненность воды с использованием ряски – *Lemna minor* L. // Физиология растений. -1993. №2. -С. 327-328.
- Маторин Д.Н., Венедиктов П.С., Рубин А.Б. Замедленная флуоресценция и ее использование для оценки состояния растительного организма // Изв. АН СССР. Сер. биол. -1985, № 4. -С.508-520.
- Рубин А.Б., Биофизические методы в экологическом мониторинге. Соросовский образовательный журнал, -2000. -Т.6., № 4, -С. 7-13.
- Цаценко Л.В., Мелехова О.П., Егорова Е.И., Евсеева Т.И. и др Биотестирование загрязнений воды с помощью ряски малой (*Lemna minor* L.) / Биологический контроль окружающей среды: биоиндикация и биотестирование: учеб. пособие для студ. высш. учеб. заведений.-М.: Издательский центр «Академия», - 2007. -С. 188-199.
- Цаценко Л.В., Малюга Н.Г. Чувствительность различных тестов на загрязнение воды тяжелыми металлами и пестицидами с использованием ряски малой. *Lemna minor* L. // Экология. -1998. №5. -С. 407-409.

# ИНФОРМАТИВНОСТЬ СПЕКТРОВ ЯРКОСТИ В ВИДИМОМ СПЕКТРЕ В НАТУРНОМ ЭКСПЕРИМЕНТЕ С ЭКОСИСТЕМАМИ ЭВТРОФНЫХ ВОДОЕМОВ.

Б.Л. Сухоруков, И.В. Новиков

*Институт водных проблем РАН, Южный отдел  
344091, г. Ростов-на-Дону, пр. Стачки, 198, Россия, bls-phys@yandex.ru*

Спектры яркости восходящего от воды излучения в видимой области электромагнитного спектра достаточно хорошо изучены для практического их использования при картировании оптических неоднородностей крупных водных объектов с использованием спутниковых данных. В результате получают либо карты распределения оптических неоднородностей, либо, после обработки с опорными данными, карты распределения оптически активных (видимых) компонентов (ОАК) или (ВК), в основном фитопланктона (по хлорофиллу «а»). В наиболее теоретически развитых работах (Platt, Sathyendranath, 1993) получают карты распределения продукции, опять же связанной с фитопланктоном, и т.д. Эти спектры имеют относительно простую структуру, так как представляют собой суперпозицию полос, образованных взаимодействием видимого Солнечного света с водой, растворенными органическими и взвешенными неорганическими веществами и пигментами фитопланктона. Фитопланктон и является той органической субстанцией, которая поражает тонкую структуру спектров восходящего от воды излучения. Современная спектральная аппаратура позволяет регистрировать эти спектры с хорошим разрешением.

С другой стороны, фитопланктон чрезвычайно многообразен и способен образовывать комплексы, отличающиеся по своему видовому составу. Комплексы имеют существенное региональное отличие, постоянно изменяются, поэтому проблема изучения отклика, создаваемого биогеоценозами или экосистемами, остается, постоянно актуальной.

**Таблица 1.** Условия нагрузки мезокосмов.

Номер мезокосма	Концентрации Cd <sup>2+</sup> , мкг/дм <sup>3</sup>	Количество ПДКр/хоз	Режим и сроки внесения, сут.
1	не вносились	0	не вносились
2	250	50+20+20+20+20=130	Многokратно, в 1, 3, 6, 8, 10 сут.
3	500	100	однократно в 1-е сутки
4	750	150	однократно в 1-е сутки
5	500	100	однократно в 1-е сутки

В настоящей работе приводятся результаты натурального эксперимента с искусственными водными экосистемами, мезокосмами, организованными на прудах нижнего течения р. Дон в 2006-2007 гг. Работа является продолжением серии натуральных экспериментов, начатых в Гидрохимическом институте в 80-е годы XX века (Никаноров и др. 1988). Целью эксперимента являлось изучение влияния токсического загрязнения водных экосистем соединениями тяжелых металлов, в частности, кадмия. Одной из основных была задача изучения динамики водных экосистем по спектрам яркости восходящего излучения в процессе кратковременного существенного нарушения сложившихся экосистемных связей.

Было организовано 5 искусственных экосистем (мезокосмов) унифицированной конструкции. Полиэтиленовая труба, с толщиной стенки 100 мкм, диаметром 2 м одним концом крепилась к основанию, заглубленному в донные отложения материнской экосистемы (пруда), другим концом – к обручу, подвешенному на леера, закрепленные вдоль мостков, построенных специально для проведения эксперимента. С мостков выполняли и оптические измерения и отбирали пробы воды на химический и биологический анализа, а также проводили ряд измерений показателей воды непосредственно *in situ*.

Условия загрязнения мезокосмов сведены в табл. 1. Ежедневно (по техническим причинам измерения в отдельные дни не выполняли) проводили спектрометрические измерения, измерение температуры воды, прозрачности, концентрации растворенного кислорода, определяли продукцию и деструкцию органического вещества. Один раз в пять дней отбирали пробы фитопланктона и зоопланктона. В ходе эксперимента определяли концентрации металла в фильтрованных и не фильтрованных пробах воды

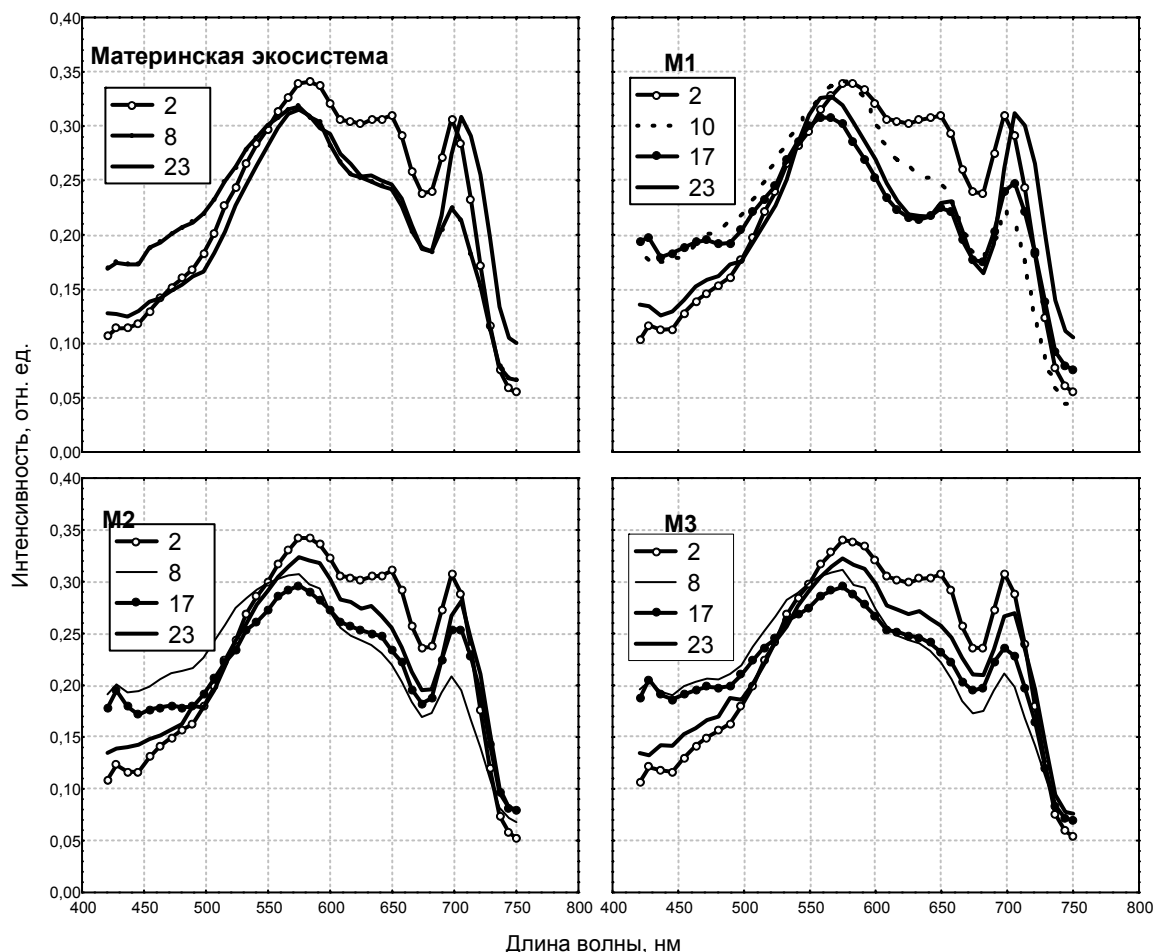


Рисунок 1.

Спектры коэффициентов яркости (КЯ) восходящего от воды излучения получали спектрометром S41, производства фирмы «Solar» в спектральном диапазоне – 420–750 нм со спектральным разрешением менее 1 нм. Управление спектрометром осуществляется по USB кабелю от компьютера с любой операционной системой Windows. При работе в полевых условиях использовали ноутбук. Время получения одного спектра составляло от 1 до 6 с, в зависимости от погодных условий (условий освещенности водного объекта). Прилагаемое к спектрометру S41 программное обеспечение позволяет в реальном времени (в течение нескольких минут) получить из спектров яркости восходящего от воды излучения спектры КЯ и, соответственно, непосредственно в процессе съемки получать информацию о всех особенностях «тонкой» спектральной структуры изучаемой экосистемы. Для получения достоверных спектров, не подверженных влиянию бликов от поверхности, каждый объект снимали 3-5 раз, проводили три-четыре серии измерений для каждого мезокозма. Каждый спектр в подготовленном для обработки виде состоял из 398 отсчетов.

На рис.1 приведены спектры КЯ, полученные в процессе изменения состояния водной экосистемы в мезокозмах №1-3 и материнской экосистемы, в которой были выделены указанные мезокозмы. Для детального анализа формы полученных спектров, результаты оптических измерений каждого мезокозма представлены на отдельном рисунке. На врезках указаны сутки от начала эксперимента, в которые получены соответствующие спектры КЯ.

Структура всех спектров КЯ подобна, однако имеются значимые отличия в положении их максимумов, и минимумов. Наиболее широкий, «основной» максимум смещается по шкале длин волн, от 580 до 555 нм. (Ранее было показано, что в очень чистых водах оз. Байкал, где содержание минеральных взвешенных веществ менее 1 мг/дм<sup>3</sup>, положение этого максимума может смещаться и до 520 нм).

Положение «красного» максимума спектра также смещается от 707 до 695 нм. Причем, были зарегистрированы отдельные спектры, в которых величина этого максимума в нормированных спектрах КЯ, превышает величину «основного» максимума. (Использованное выражение «величина максимума» более правильно, чем интенсивность максимума, так как рассматриваемые спектры

являются не эмиссионными, а «синтетическими», полученными в процессе регистрации нескольких одновременно протекающих в экосистеме процессов. Впервые такой механизм образования спектров рассмотрен в работе (Васильков и др, 1985), хотя примесь эмиссионной составляющей в этом сложном спектре также возможна). Положение неразрывно связанного с красным максимумом минимума, на волне ок. 680 нм, изменяется незначительно: в диапазоне от 675 до 685 нм.

Кроме этих особенностей в отдельных спектрах КЯ отчетливо проявляется максимум на волне 655 нм и связанный с ним минимум на волне 635 нм. Эта особенность характерна только для эвтрофных или даже гиперэвтрофных водных объектов, в которых присутствуют синезеленые водоросли, зачастую образующие пленку на поверхности воды. Наличие максимума связано с максимумом поглощения фикобилинов (фикоцианина) на волне 620 нм и отмечалось ранее в работе (Сиренко, Сидько и др., 1986) при съемке каскада Днепровских водохранилищ. В случае же отсутствия в воде сине-зеленых водорослей этот максимум превращается в слабо выраженное

«плечо» и вообще пропадает в чистых водах типа Байкальских или океанских.

Чрезвычайно слабо выраженное плечо в диапазоне волн 450-500 нм вероятнее всего связано с появлением в фитопланктоне каротиноидов, хотя в отдельных спектрах в этом плече наблюдается достаточно отчетливая структура.

Таким образом, в проведенном эксперименте зарегистрировано значительное смещение положения максимумов и минимумов в спектрах КЯ. Ранее предполагали, что такое изменение в спектрах можно отнести за счет изменения концентрации

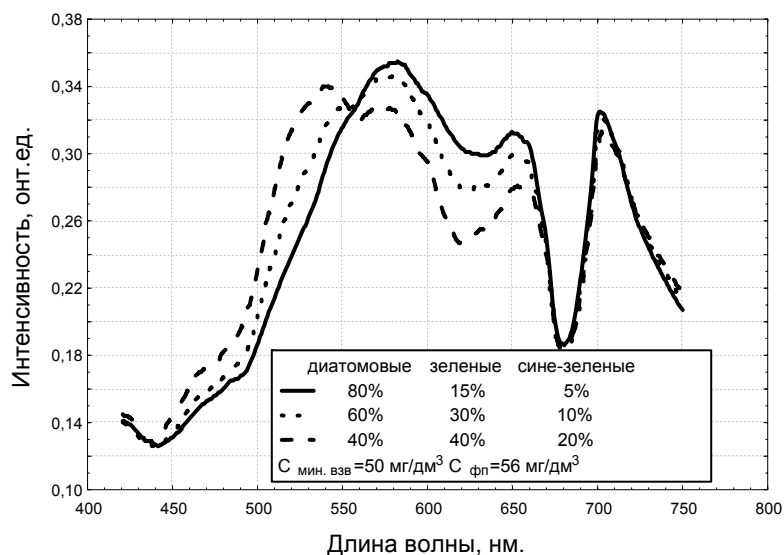


Рис. 2

фитопланктона. Однако теоретический расчет спектров показывает, что концентрационной зависимостью объяснить такое смещение не удастся. Это смещение объясняется при изменении видового состава фитопланктона, в котором изменяется пигментный состав клеток. На рис. 2 проиллюстрировано изменение спектра КЯ при изменении соотношения зеленых, сине-зеленых и диатомовых водорослей при постоянной концентрации видимых компонентов, находящихся в экосистеме. Из проведенного рассмотрения можно сделать вывод, что реализация методик определения концентрации хлорофилла «а» фитопланктона, с последующей оценкой биомассы планктона по содержанию хлорофилла, может давать хорошие результаты только в случае относительно постоянного соотношения видового состава фитопланктона и наоборот, приводит к значительным неточностям при оценке концентрации фитопланктона без учета «тонкой структуры» спектров КЯ. Именно такая ситуация и реализуется в современных работах при интерпретации спутниковых данных, и на нее обращают внимание при проведении конкретных региональных исследований (напр. Буренков и др., 2004).

Таким образом, существует не менее **семи** спектральных областей в спектрах КЯ водных экосистем эвтрофных водоемов, по соотношениям интенсивностей которых и по положениям их максимумов и минимумов можно делать экспертное заключение о состоянии водных экосистем. Алгоритмизация этой оценки затруднена. Радиационные (или биооптические) модели, которые ранее воспринимали за реальный практический результат, оказываются существенно региональными, то есть зависимыми от структурного состава фитопланктона и гранулометрического состава минеральной взвеси.

В этой связи, для изучения внутриводоемных процессов был предложен метод, позволяющий следить за направленностью этих процессов во времени (Garbuzov, Sukhorukov, 1994, Сухоруков и др., 1998). Обобщенные координаты (ОК) оптических образов, в которых строится траектории наблюдаемого процесса, связаны с концентрациями ВК (Сухоруков, Новиков, 2001). Наблюдаемые в этом представлении внутриводоемные процессы в материнской экосистеме и трех мезокосмах М1, М2, М3 представлены на рис.3.

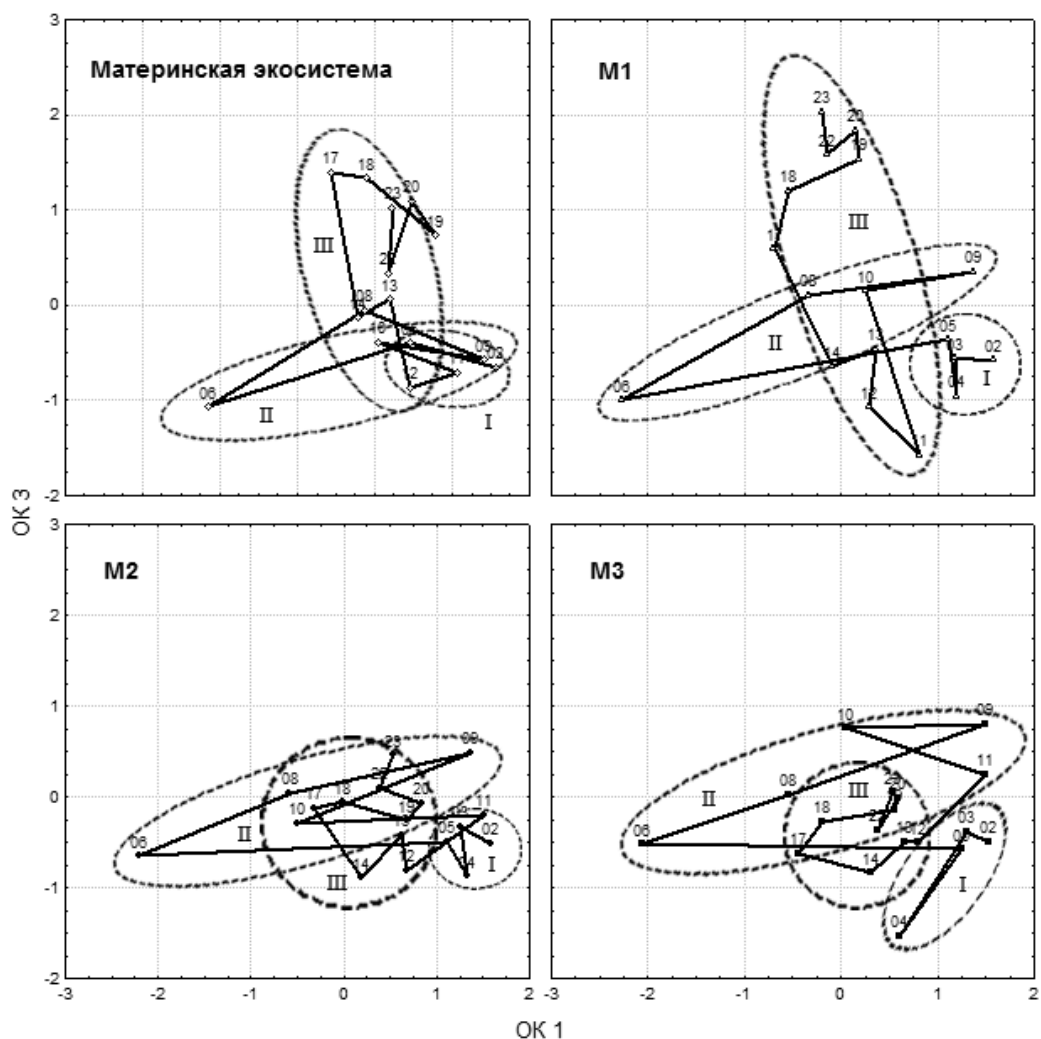


Рис. 3.

Видно, что по оптическим данным в пространстве оптических образов можно выделить три области, отмеченные на рис.3 римскими цифрами. Траектории отражают изменения, происходящие в экосистемах, и проходят синхронно во всех экосистемах, включая материнскую. Однако в мезокосмах 2 и 3, подвергнутых влиянию токсичных соединений, изменение ОКЗ, связанное с изменением концентрации фитопланктона (Сухоруков и др. 1998), проходит со значительно меньшей амплитудой, что говорит об угнетении экосистемы, в рассматриваемом случае – соединением кадмия. Траектория материнской экосистемы в значительной степени подобна траектории экосистемы M1, но процесс развития фитопланктона в M1 значительно более интенсивный, чем в материнской экосистеме. Причем, если обратиться к рис.1, то по появлению максимума на волне 650 нм, видно, что процесс развития фитопланктона в M1 связан со вспышкой цветения синезеленых водорослей, что подтверждается результатами гидробиологических исследований. Объяснение такого поведения экосистем в том, что в мезокосмах, изолированных от материнской экосистемы, создаются условия, в которых гидрологические процессы практически сведены к минимуму, поэтому из-за отсутствия водообмена процессы эвтрофикации протекают более интенсивно. Однако внесение токсических загрязняющих веществ значительно уменьшает интенсивность внутриводоемных экосистемных процессов, что отражается в спектрах КЯ в виде уменьшения величины «красного» максимума, связанного с присутствием фитопланктона, а отсутствие максимума на волне 650 нм показывает практическое отсутствие сине-зеленых водорослей.

Таким образом, можно сделать следующие выводы.

Структура спектров КЯ в видимом диапазоне волн достаточно сложна и изменчива: на нее оказывают влияние не только концентрации ВК, но также видовой состав фитопланктона и его состояние, а также гранулометрический состав взвешенных веществ. В этой связи результаты, связанные с определением концентраций ВК (или ОАК) могут обладать хорошей точностью только в случаях качественно однородного состава ВК.



Структура спектров КЯ водного объекта позволяет делать заключения не только о концентрациях ВК, но также и о качественном составе этих компонентов, что существенно расширяет представления об информационных возможностях дистанционных методов наблюдения. Настоящий вывод справедлив только в случае получения спектров со спектральным разрешением не хуже 1-2 нм.

#### Список литературы

- Буренков В.И., Вазюля С.В., Копелевич О.В., Шеберстов С.В. Пространственно-временная изменчивость распределения взвеси в поверхностном слое Белого моря по данным спутникового сканера цвета SeaWiFS. Океанология, 2004.–Т.44, № 4, с.507-515.
- Васильков А.П., Копелевич О.В. О причинах появления максимума вблизи 700 нм в спектрах излучения, выходящего из толщи моря // Океанология. - 1982. - Т. 22, № 6. - С. 945-950.
- Никаноров А.М., Трунов Н.М., Шакунова Н.Н., Тепляков Ю.В., Чмутенко Л.О., Быстров А.В., Аскаленов В.Н. Натурное моделирование основных процессов взаимодействия загрязняющих веществ и водных экосистем // Экологическое нормирование и моделирование антропогенного воздействия на водные экосистемы. - Л.: Гидрометеиздат, 1988. - Вып. 1. - С. 9-17
- Сиренко Л.А., Сидько Ф.Я., Франк Н.К. и др. Информационное значение особенностей распределения хлорофилла фитопланктона/ Гидробиологический журнал, 1986.-Т.22, №2.-С.14-22.
- Сухоруков Б.Л., Новиков И.В. Сравнительный анализ двух способов интерпретации дистанционных спектрометрических данных о состоянии водных экосистем // Оптика атмосферы и океана. - 2001. - Т. 4, № 10. - С. 944-949.
- Сухоруков Б.Л., Гарбузов Г.П., Акавец А.А., Никаноров А.М. Интегральные показатели экологического состояния водных объектов при интерпретации дистанционных спектрометрических данных // Докл. РАН. - 1998. - Т. 363, № 2. - С. 278-281.
- Garbuzov G.P., Sukhorukov B.L. Investigation of ecological state of water bodies according to the remotely sensing optical spectra / Proc. 1st Int. Airborne Remote Sensing Conf. and Exhib. - Strasbourg, France. - 1994. - Vol. 3. - P. 37-45.
- Platt T., Sathyendranath S. Estimators of primary production for interpretation of remotely sensed data on ocean color / Journal of geophysical research, 1993.-Vol. 98, No. C8.- P. 14,561–14,576.

### СРАВНЕНИЕ ЧУВСТВИТЕЛЬНОСТИ МИКРОМИЦЕТНОГО И СТАНДАРТНЫХ БИОТЕСТОВ

М.А. Тимофеев, В.А. Терехова, М.А. Канинский, Е.В. Федосеева

*МГУ имени М.В. Ломоносова*

*Институт проблем экологии и эволюции имени А.Н. Северцова РАН,  
Москва 119992, Ленинские горы, МГУ, 1-16, Россия, letap-msu@mail.ru*

Методы биотестирования находят широкое практическое применение. Наибольшее число биологических нормативов разработаны и действуют в области охраны водных ресурсов и водной токсикологии. В последние годы пополняется биологическими стандартами природоохранная нормативная база в целях охраны земельных ресурсов и регламентации обращения с твердыми промышленными отходами. В дополнение к санитарно-гигиеническим законодательным актам, существующим в этой сфере, методы биотестирования рекомендованы для оценки экологической токсичности почв и опасных отходов (Критерии отнесения опасных отходов..., 2001). При этом перечень методик, рекомендованных для государственного экологического контроля природных сред и техногенных объектов, невелик и включает, главным образом, биотесты на гидробионтах.

Использование гидробиологических методик и анализ водных экстрактов твердых веществ, однако, не обеспечивает объективность анализа при определении экологической токсичности почв, твердых отходов производства и потребления. Это периодически упоминается как в зарубежных, так и отечественных публикациях (Гельцер, 1986; Пожаров и др., 1988; Кривоуцкий, 1994). Задача разработки и внедрения эффективных тест-систем на основе почвообитающих организмов остается актуальной и в настоящее время.

Почвенный микробный комплекс реагирует практически на все виды воздействий. В некоторых широко распространенных стандартных тестах микроорганизмы уже используются. В частности, метод бактериальной биOLUMИнесценции рекомендуется некоторыми исследователями как один из перспективных методов оценки экологической токсичности в разных средах (Danilov et al., 1989).

Есть и относительно новые методы, к числу которых относятся методы МСТ и МРТ, основанные на регистрации функциональных изменений в микробном комплексе почв (Кожевин, 1989; Gorlenko et al., 1989; Марченко и др., 2008).

Важным структурным и функциональным компонентом всех экосистем являются микроскопические грибы. Они преобладают по биомассе над бактериями в большинстве типов почв. Незаменима их роль как деструкторов труднодоступных органических материалов растительного и животного происхождения, а также многих искусственных материалов. Показано их важное биодиагностическое значение в экологической оценке природных экосистем. (Терехова, 1994). Изменения разных характеристик микромицетов фиксируются различными методами. Так, с помощью метода газовой хроматографии выявлено нарушение деструкционной активности микроорганизмов под влиянием нефтепродуктов. При световом микроскопировании показаны изменения под воздействием солей тяжелых металлов и нефтепродуктов в характере прорастания спор у ряда микромицетов (*Phoma spp.*, *Fusarium oxysporum*, *Stemphylium sp.*, *Trichoderma harzianum*, *Penicillium frequentans*, *Mucor racemosus*). Методом люминесцентной микроскопии с применением специфического красителя установлена трансформация морфо-биологической структуры биомассы микроскопических грибов под влиянием отходов производства минеральных удобрений. Методом посева на агаризованные питательные среды присутствие поллютантов можно контролировать по изменению радиальной скорости роста колоний микромицетов (виды родов *Phoma*, *Fusarium*, *Thielaviopsis*). При культивировании в жидких средах влияние токсичных веществ контролируется по накоплению биомассы. Присутствие тяжелых металлов в среде культивирования отражается на электрофоретических спектрах мицелиальных изоферментов. Все это свидетельствует об изменениях в метаболизме микромицетов, которые ярко проявляются на уровне исследования чистых культур грибов.

Процедура биотестирования предъявляет определенные требования к тест-организмам. Во-первых, для целей экотоксикологического анализа следует подбирать культуры, которые без особых усилий могут поддерживаться в лабораторных условиях. Во-вторых, следует отдавать предпочтение относительно легко регистрируемым показателям (Филенко, 1989). С этих позиций представляет интерес *Fusarium oxysporum*, чувствительность которого наряду с другими видами микромицетов исследовалась в экспериментах с некоторыми поллютантами.

Грибы рода *Fusarium* относятся к широко распространенным микромицетам и относительно легко культивируемым на стандартных искусственных питательных средах. Замечено, что они достаточно чувствительны к условиям питания, но благодаря наличию хламидоспор способны переживать неблагоприятные воздействия. Помимо устойчивых к стрессовым факторам хламидоспор (спор с утолщенной оболочкой), фузариум в массе продуцирует микроконидии - споры, посредством которых в основном и происходит его расселение. Эти споры без утолщенных стенок, как правило, одно- и двуклетные, легко смываются с мицелия, выращенного в пробирках с агаризованной средой.

Споровую суспензию получают смывом с мицелия, растущего на плотной питательной среде, фильтруют для отделения от фрагментов мицелия или агаризованной среды, подсчитывают концентрацию спор в камере Горяева с тем, чтобы в конечном растворе содержание не превышало  $10^6$  ед./мл во избежание эффекта самоингибирования культуры (Методы экспериментальной микологии, 1982 и др.). Наилучшие сроки регистрации воздействия токсиканта – через 12- 20 час. В более поздние сроки в контроле большая длина проростков затрудняет подсчет спор.

Для подсчета проросших спор оптимальным вариантом является использование планшетов с лунками, в которых споровая суспензия смешивается с тестируемым раствором (или водной вытяжкой). Поместив суспензию спор в 3-5-ти повторностях в лунки планшета для культивирования, и, добавив компоненты, испытываемые на токсичность, уже к концу первых суток инкубации можно наблюдать эффект по изменению процента прорастания спор и развитию проростков.

**Таблица 1.** Результаты определения диапазона влияния модельного токсиканта (бихромата калия) на процент прорастания спор (микроконидий) гриба фузариум *Fusarium oxysporum* (через 20 час.)

Концентрация $K_2Cr_2O_7$ , C, ppm	Среднее	Стандартное отклонение	% к контролю
0 (контроль)	97.17	2.25	100
0,5	28.33	2.89	29.10
5	4.33	1.15	4.40
50	0.17	0.12	0.17

В результате проведенного эксперимента по оценке чувствительности спор (микроконидий) культуры *Fusarium oxysporum* по отношению к модельному токсиканту бихромату калия ( $K_2Cr_2O_7$ ) установлено, что 50 %-ное подавление спор уже наблюдалось при концентрации 0.5 ppm. Таким образом, гриб обнаруживает хорошую чувствительность к этому химикату (табл. 1).

Известно, что темнопигментированные виды являются более стрессоустойчивыми (Жданова и др., 1988; Zhdanova et al., 2003 и др.). Некоторые наши новые данные обосновывают выбор апигментного фузариума для оценки вредных воздействий. Так, на наш взгляд, принадлежность фузариума к группе непигментированных грибов является дополнительной характеристикой в пользу рекомендации ее в качестве тест-культуры. В наших экспериментах у пигментированных штаммов в присутствии гуминового препарата наблюдалось изменение ростовых и спектральных характеристик, тогда как у апигментной культуры *Fusarium* они не менялись (Федосеева и др., 2008). Возможно, это объясняется взаимодействием гуминовых веществ с метаболитами пигментированных микромицетов, что, по всей видимости, влияет на функциональные, и в первую очередь, повышает адаптационные возможности грибов. В данном случае стабильность кинетических и спектральных характеристик культуры *Fusarium* в присутствии гуминовых вещества положительно выделяет этот гриб среди других с разными пигментами, поскольку это важно для оценки экотоксичности почв разных типов с разным содержанием гумуса.

Кадмий, мг/л						
2500						
250						
25						
2,5						
0,25						
0,025						
0,0025						
0						
Тест-культура						
	Ракообразные	Бактерии	Споры гриба	Водоросли	Простейшие	Млекопитающие
	( <i>Ceriodaphnia affinis</i> )	(Биосенсор "Эколюм")	( <i>Fusarium oxysporum</i> )	( <i>Scenedesmus quadricauda</i> )	( <i>Paramecium caudatum</i> )	( культура клеток)

Рис. 1. Пороговые концентрации раствора кадмия для тест-культур

Проведена оценка чувствительности разрабатываемой микотест-системы в параллельных испытаниях токсичности соли кадмия со стандартными методами, рекомендованным для целей контроля токсичности и внесенным в Реестры методик федерального уровня (ФР, ПНД Ф и др.). Одновременно с тестированием растворов кадмия по проращению спор и развитию проростков

**Таблица 2.** Отклики различных тест-систем на действие раствора кадмия

Кадмий мг/л	Ракообразные выживаемость периодафний, %	Водоросли прирост численности клеток сценедесмус %	Млекопитающие индекс токсичности, %		Простейшие выживаемость парамеций, % к контролю	Бактерии ("Эколюм") индекс токсичности Т	Микромицеты	
			It	Is			процент прорастания спор фузариума	длина проростков спор, мкм
0	100	100±0,0	100	100	100	0,0±0,0	100	-
0,00025	100	-	-	-	-	0,1±0,43	76,9	146
0,0025	100	-	-	-	-	12,0±23,0	83,1	200,3
0,005	100	-	-	-	-	-	-	-
0,025	<b>0</b>	95,4±21,2	-	-	-	<b>39,9±28,4</b>	88,6	130
0,25	<b>0</b>	<b>53,8±0,0</b>	-	-	-	<b>60,7±12,5</b>	<b>4</b>	<b>65,6</b>
0,5	<b>0</b>	-	87,5	92,5	-	-	-	-
2,5	<b>0</b>	<b>51,0±34,4</b>	73,8	77,2	100*	<b>95,0±1,3</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
25	<b>0</b>	<b>43,3±0,0</b>	<b>69,3</b>	<b>69,9</b>	<b>0</b>	<b>99,6±99,8</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
250	<b>0</b>	<b>38,1±45,0</b>	<b>47,9</b>	<b>52,1</b>	<b>0</b>	<b>100±0,0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
2500	<b>0</b>	<b>27,9±21,2</b>	<b>26,4</b>	<b>10</b>	<b>0</b>	<b>100±0,0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>

микромицета описанным выше способом оценивали выживаемость ракообразных - цериодафний *Ceriodaphnia affinis* (ФР.1.39.2007.03221) и простейших – инфузорий *Paramecium caudatum* (ФР.1.39.2006.02506; ПНД Ф Т 14.1:2.3.13-06 (ПНД Ф Т 16.1:2.3:3.10-06), подавление прироста численности популяции зеленых протококковых водорослей *Scenedesmus quadricauda*, цитотоксичность по подвижности клеток млекопитающих *in vitro* - в кратковременной суспензионной культуре половых клеток быка (МР 2.1.7.2279-07; Еськов и др., 1985), изменение интенсивности биолюминесценции бактериального препарата "Эколюм" на приборе "Биотокс-10". ( ПНД Ф Т 14.1:2.3:4.11-04 (ПНД Ф Т 16.1:2.3:3.8-04). Полученные данные (табл. 2, рис.1). свидетельствуют, что чувствительность тест-культуры гриба к кадмию достаточно высока. Значения пороговой концентрации токсиканта лишь для ракообразных и светящихся бактерий ниже, чем у для фузариума. И исследуемые отклики тест-системы, основанной на реакциях грибных структур (процент прорастания спор и длина проростков) чувствительнее, для простейших и клеток млекопитающих

Сравнивая разные стадии развития гриба *F. oxysporum* с целью возможного использования в биотестировании, на наш взгляд, следует отдать предпочтение методу регистрации процента прорастания спор. Эта процедура проще, не требует дополнительных усилий по измерению длины грибных гиф, применения окуляр-микрометра. Чувствительность тест-реакции, в которой фиксируется процент прорастания спор микромицета даже несколько выше, чем изменение длины проростков (табл. 2).

Таким образом, проведенное сравнение новой и стандартных тест-систем свидетельствует о хорошей чувствительности микромицета *Fusarium oxysporum* к загрязнению среды кадмием. Этот факт, в сочетании с другими упомянутыми характеристиками исследуемого гриба, позволяет рекомендовать предлагаемую микотест-систему для оценки загрязнения природных сред.

#### Список литературы

- Гельцер Ю.Г. Биологическая диагностика почв. М.: Изд-во МГУ, 1986. 80 с.
- Горленко М.В., Рабинович Л.Л., Градова Н.Б., Кожевин П.А. Индикация загрязнения почв синтетическими моющими средствами по функциональной реакции почвенного микробного комплекса // Вестн. МГУ. Сер. 17, Почвоведение, 1996. № 1. С. 64-69.
- Еськов А.П., Каюмов Р.И., Лужецкий А.С. Метод токсикологической оценки полимерных материалов // Гигиена и санитария. 1985. № 1. С. 62–64.
- Жданова Н.Н., Василевская А.И. Меланинсодержащие грибы в экстремальных условиях. Киев: Наук. думка, 1988. 196 с
- Кожевин П.А. Микробные популяции в природе. М.: Изд-во МГУ, 1989. 174 с.
- Кривоуцкий Д.А. Почвенная фауна в экотоксикологическом контроле. М.: Наука, 1994. 272 с
- Критерии отнесения опасных отходов к классу опасности для окружающей природной среды, утверждены Приказом Министерства природных ресурсов России 15 июня 2001 г. № 511
- Марченко С.А., Кожевин П.А. Соколов М.С. Функциональная реакция микробного сообщества почвы как индикатор загрязнения стойкими органическими загрязнителями // Агро XXI, 2008, № 7-9
- Методы экспериментальной микологии. Справочник // И.А. Дудка и др. Киев: Наук. Думка, 1982. 550 с.
- Пожаров А.В., Н.И. Папутская, Ю.Н. Титаренко, В.Ф. Лебедев, И.С. Захаров. Метод биотестирования по хемотаксической реакции парамеций //Методы биотестирования вод. Черноголовка, 1988. С. 99-102.
- Методы экспериментальной микологии. Справочник // И.А. Дудка и др. Киев: Наук. Думка, 1982. 550 с.
- Терехова В.А. Биоиндикационное значение микроскопических грибов // В кн.: Биоиндикация: теория, методы, приложения / Под ред. Г.С. Розенберга, Тольятти, 1994. С. 25-38.
- Терехова В.А. Микромицеты в экологической оценке водных и наземных экосистем. 2007. М.: Наука. 215 с.
- Федосеева Е.В., Пацаева С.В., Терехова В.А. Изменение кинетических и спектральных характеристик микромицетов разной пигментации при воздействии гуминовых веществ //Доклады по экологическому почвоведению / Электронный научный журнал (Interactive Journal of Ecological Soil Science) 2008, № 1 вып. 7 С. 39-52.
- Филенко О.Ф. Область применения методов биотестирования. В сб. Методы биотестирования качества водной среды. М., МГУ, 1989. С. 119-122
- Danilov V.S. et al. Bacterial luciferase as a biologically active compound // Appl. Biosensor Butterwort. Boston, 1989
- Gorlenko M.V., Majorova T.N., Kozhevina P.A. Disturbances and their influence on carbon source utilization patterns in soil microbiology // In: Insam H., Rangger A. (Eds), Microbial communities. Functional versus structural approaches. Springer, Berlin, 1997.
- Zhdanova N.N., Redchits T.I., Tugay T.I., Zheltonozhsky V.A., Sadovnikov L.V., Dighton J. Biological activity of fungi isolated from localities of high radioactive pollution // The XIV Congress of European Mycologists, Katsiveli, Yalta, Crimea, Ukraine, 22-27 Sept., 2003. Abstracts. P. 27

## ПЕРСПЕКТИВА ИСПОЛЬЗОВАНИЯ МЕТОДОВ ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНОГО МОДЕЛИРОВАНИЯ ПРИ ПРОГНОЗИРОВАНИИ ЭФФЕКТОВ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ

Г.А. Филатова, О.В. Филатов, Ю.С. Барковский, Ю.Н. Розе

*Федеральное государственное унитарное предприятие  
«Азовский НИИ рыбного хозяйства», ЮФУ  
344002, г. Ростов-на-Дону, ул. Береговая 21/2, Россия, riasfp@aanet.ru*

Социальный статус современного, прогрессивного общества определяется позицией приоритетного решения задач, связанных с улучшением качества окружающей среды. В этой связи понятно, что токсикологическая наука должна располагать возможностью независимого и масштабного надзора за экологической ситуацией водоёмов, использовать самые современные экспресс-методы, новые технологии, нормативы, регламенты.

Современный этап регламентации связан с прогнозированием эффектов загрязнения при условии производственного использования пестицидов, конечным этапом которого является предотвращение развития интоксикации водоемов.

Реализация задачи максимального снижения токсического воздействия поллютантов достигается в процессе оптимальной интеграции следующих показателей: корректировки параметров технологического применения, достижения уровня необходимой эффективности использования и обеспечения условий их экологической безопасности для воды и водных объектов.

Практические выводы, относительно безопасности производственного применения пестицидов для водных экосистем, следует основывать на результатах натурных наблюдений, которые можно трансформировать в модели эффектов загрязнения.

На основе опыта многолетних натурных и лабораторных исследований (1976-2007 г.г.), разработаны конкретные схемы анализа эффектов интоксикации и методические аспекты производственной регламентации.

В условиях наших натурных наблюдений, полигонами испытаний, при производственном использовании пестицидов, служили пойменные леса, подвергнутые воздействию вредной энтомофауны и очаги неблагоприятной эпидемиологической обстановки в Ростовской и Харьковской областях, по акваториям рек Северский Донец и Дон.

Выбор полигонов обусловлен экологической взаимосвязью водных и лесных биоценозов, целесообразностью сохранения здоровых пойменных лесонасаждений, выполняющих функцию естественной охраны водных источников от загрязнения, а так же профилактика природно-очаговых инфекций, являющихся прямой угрозой здоровью населения.

Используемые методы авиахимического опрыскивания координировались представителями института КФВНИИПАНХГА (применение авиации в народном хозяйстве г. Краснодар), обработка территорий осуществлялись авиаотрядами спецприменения.

Эффективность лесотехнических параметров оценивалась представителями института ВНИИЛМ (Всероссийский НИИ лесоводства и механизации). Эффективность санитарно-эпидемиологических мероприятий оценивалась представителями института ВНИИДИС (Всероссийский НИИ дезинфекции и стерилизации).

Площади лесных массивов, обрабатываемых инсектицидами, составляли 500-860 гектаров, преимущественно дубравы, естественного происхождения, возраст которых достигал 40-60 лет.

Протяжённость водных полигонов составляла 15-20 километров.

Важным фактором при осуществлении натурных испытаний являлся правильный выбор рабочих станций на исследуемых акваториях.

Станции отбора проб подбирали с учётом наиболее близкого расположения к объекту загрязнения, при этом предусматривали варианты стока (сноса) препаратов и вероятность создания аварийных ситуаций.

В целях моделирования аварийных ситуаций на территориях лесных зон находили замкнутые водоёмы и проводили авиахимобработку с такой же пестицидной нагрузкой, что и лесного массива.

Не менее важным был правильный выбор контрольного региона - условно «чистого» водоёма, сохраняющего структурные особенности всей исследуемой акватории.

При предварительном согласовании авиазащитных мероприятий проводились фоновые съёмки региона, включающие объекты всех намечаемых станций обследования контрольной и опытной зоны.

Развитие ответных реакций гидробионтов на действие ксенобиотиков различной токсической природы, как правило, сопровождается нарушением функций гомеостаза. Проявление воздействия фиксируется изменением поведенческих, морфологических, физиологических, биохимических реакций организмов. На наш взгляд, наиболее обоснованным при осуществлении натурных наблюдений, представлялось синхронное сочетание методов биохимической и биологической индикации с химико-аналитическими определениями.

При выявлении ранних метаболических изменений в организме рыб использовали энзимодиагностические тесты, как специфические (например: определение активности ацетилхолинэстеразы при интоксикации фосфорорганическими соединениями), так и интегральные (активность щелочной фосфатазы, гр.эстераз, пероксидазы, каталазы, суммарной пероксидазной активности -СПА).

Уместность выбранных диагностических критериев обуславливалась реальностью получения оперативной информации о функциональном состоянии биологических объектов.

Сравнительный анализ адекватности энзимодиагностических маркеров проведен путём сопоставления реакций сопряженных параметров гомеостаза (гематологических, физиологических, морфологических). При этом учитывались границы физиологической нормы и пределы её колебаний в контроле. Установлено, что статистически - достоверное отклонение уровня активности изучаемых ферментативных показателей на 25-30% от контроля в начальных фазах интоксикации, может служить признаком токсического воздействия, имеющим своё подтверждение в ходе дальнейших физиологических и морфологических анализов. Результат последних определяется при более интенсивном или длительном воздействии ксенобиотиков на более поздних стадиях развития интоксикации.

Однако энзимодиагностическое тестирование, даже в сочетании с химико-аналитическими методами не отражает полной картины проявления последствий пестицидной интоксикации. В ходе наших натурных исследований оценивалось состояние кормовой базы гидробиоценозов (биомассы, численности, изменение видового состава и доминирующего комплекса) зоо - фито - планктона контрольных и опытных зон акватории.

В целях определения токсического действия пестицидов на процессы самоочищения водных объектов изучалось их влияние на группу санитарно-показательных и условно-патогенных организмов (мезофильные, мезотрофные аэробы и факультативные анаэробы).

Степень интенсивности и достоверности проявления ответных реакций гидробионтов по изменениям структурно-функциональных популяционных характеристик, а также сопряженных физиологических, морфологических, биохимических параметров регистрировалось методами вариационной статистики. Установлены корреляционные дозо-эффективные зависимости (dose-response assessment) уровней подпорогового - NOAEL (no-observed-adverse-effect level) и порогового - LOAEL (lowest-observed-adverse-effect level) воздействия поллютантов.

Вышеперечисленные тесты с учётом пространственной и временной динамики являлись основой прогнозирования масштабов интоксикации и степени риска при использовании пестицидов на пойменных территориях.

Принципы сформировавшегося методологического подхода легли в основу разработки регламентов производственного применения инсектицидов, относящихся к одной из четырёх функциональных групп: синтетических пиретроидов, гормоноподобных соединений, фосфорорганических и бактериальных препаратов.

В ходе натурных исследований установлено, что при использовании в лесозащитных целях высокотоксичных пиретроидных препаратов (дециса, карате, суми-альфа, цимбуша, шерпы, рипкорда и других пиретроидов) с нормой расхода 1.0 грамм/гектар методом ультромалообъёмного опрыскивания, токсический эффект не проявляется.

При использовании в лесозащитных целях фосфорорганических инсектицидов (метатиона, дурсбана, карбофоса, хлорофоса, валексона и других ФОС) с нормой расхода 50.0 грамм/гектар, токсический эффект не проявляется.

Использование в лесозащитных целях бактериальных препаратов (битоксибациллина, дендробациллина, гомелина) с нормой расхода 1000.0 грамм/гектар, не приводит к токсическому эффекту.

Применение гормоноподобных соединений на пойменных территориях (сонет, аплауд, номолт, инсегар) с нормой расхода 15.0 грамм/гектар, не приводит к токсическому эффекту.

Принимая во внимание дефицит накопленного объема информации, рассматривается вопрос относительно моделирования регламента для препаратов нового поколения, принадлежащих к одному из анализируемых типов загрязнителей.

Основная роль в процессе моделирования регламентов и прогнозе их перспективности отводится математическим методам исследования. Используется информационно-поисковая система и способы аналитической обработки лабораторных и экспедиционных материалов.

Высокая достоверность прогнозов обеспечивается: 1). Возможностями накопленной базы данных о метаболизме перечисленных групп ксенобиотиков в природных водоёмах различного трофического статуса. 2). Материалами, характеризующими степень интенсивности и достоверности проявления ответных реакций гидробионтов на действие исследуемых препаратов в условиях модельной интоксикации. 3). Нашими результатами разработки величин ПДК более чем для пятидесяти наименований, широко используемых инсектицидных препаратов, анализируемых групп.

Вышеперечисленный комплекс базовой информации являлся основой прогнозирования масштабов интоксикации и степени риска при использовании пестицидов на пойменных территориях.

В этой связи, хотелось бы отметить, что наиболее объективная информация при оценке риска (его приемлемости), является максимальная приближенность к возможной природной (естественной) ситуации.

При экстраполяции наших данных, полученных путём математического моделирования на водоёмы естественного происхождения, получен результат ненаблюдаемого токсического эффекта, что, по всей видимости, представляется наилучшей отправной точкой для методологических подходов к предотвращению загрязнения водных экосистем.

## **ИНТЕГРАЛЬНЫЙ ПОКАЗАТЕЛЬ ТОКСИЧЕСКОГО ЭФФЕКТА НА ВОДНЫЕ ОРГАНИЗМЫ**

О.Ф. Филенко, А.Г. Дмитриева, М.В. Медянкина, Т.В. Бойчук

*МГУ им. М. В. Ломоносова, Биологический факультет  
119899, г. Москва, Ленинские горы, МГУ, д.1, Россия, ofilenko@mail/ru*

Традиционные характеристики токсичности вещества ( $ЭК_0$ ,  $ЭК_{50}$ ,  $ЭК_{100}$ , или срок наступления определенного эффекта) обычно более или менее стабильны при острых воздействиях. Для испытаний в хроническом режиме, более адекватном условиям реального загрязнения окружающей среды, эти показатели, особенно – пороговые, могут быть установлены весьма приближенно из-за изменений условий среды и меняющегося состояния тест-объекта даже в ходе испытания.

Мы полагаем, что в качестве показателя состояния выборки, подвергавшейся воздействию, интегральным и стабильным показателем может быть величина суммарной продолжительности жизни особей, входящих в состав этой выборки, которая может быть выражена через площадь, ограничиваемую осями координат (времени и численности особей) и кривой динамики численности особей в выборке. Размерностью такого показателя служит произведение числа живых особей на срок наблюдения. Этот интегральный показатель выживаемости мы называем «повременной выживаемостью» для многоклеточных организмов («ПВ») или «повременной суммарной численностью» клеток – для одноклеточных («ПСЧ»). Вычислять такой показатель ( $N$ ) можно в соответствии следующим уравнением:

$$N = \sum \frac{T(n_{(t)i} + n_{(t)j})}{2} \cdot (t_i - t_j)$$

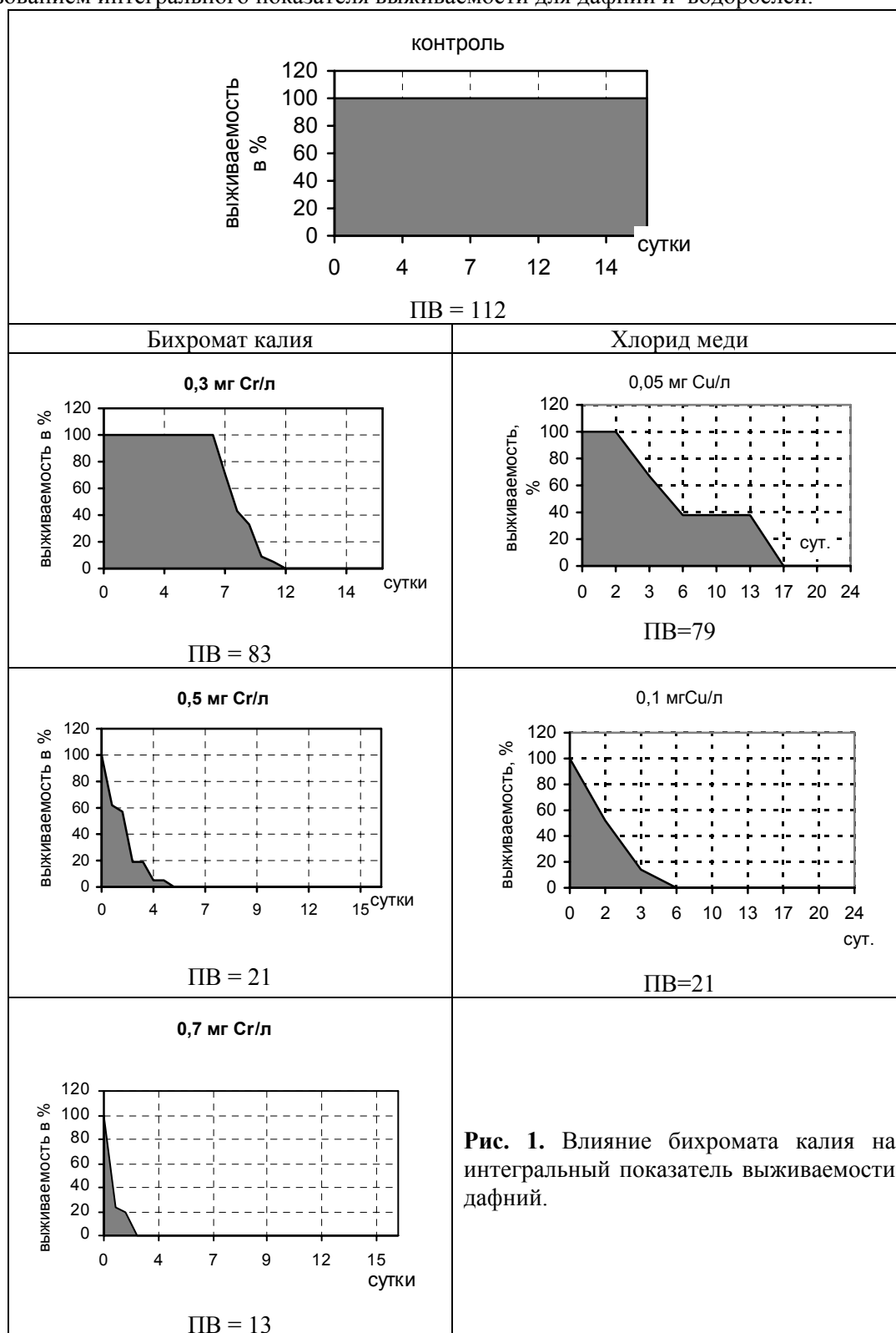
Где -  $n_{(t)i}$  и  $n_{(t)j}$  – численности особей или клеток в выборке в последовательные сроки наблюдения  $t_i$  и  $t_j$ ;  $T$  – общий срок наблюдения.

Этот показатель характеризует жизнестойкость выборки и отражает вероятность выживания членов популяции при конкретном экстремальном воздействии. Чем большее число членов популяции проживет более продолжительный срок, тем выше вероятность сохранения популяции вида в целом, тем выше вероятность особей адаптироваться к воздействию и дать потомство.

Для сравнений интегральных повременных показателей выборок в разных условиях исследования целесообразно соотносить величины площадей в опыте и контроле в каждой из серий, а эффект воздействия может быть выражен как в долях единицы, так и в процентах. Важно при этом, чтобы сроки наблюдения в опыте и в контроле были одинаковыми. Интегральный показатель выживаемости может быть использован для токсикометрических оценок даже в том случае, если не удастся по каким-либо причинам установить такие традиционные показатели, как  $ЭК_{50}$ .



Ниже приводятся примеры оценки эффекта потенциально токсичных веществ с использованием интегрального показателя выживаемости для дафний и водорослей.



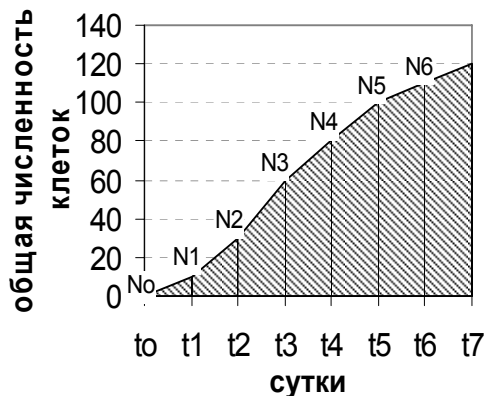
Содержание тест - объектов и испытания проводили в соответствии с методическими рекомендациями (Методические указания..., 1998). В качестве тест-объектов использовали планктонных рачков *D. magna* из лабораторной культуры, кормом для которых служила хлорелла. Исследовали и оценивали токсическое действие растворов бихромата калия и хлорида меди. Испытания с рачками проводили в стеклянных стаканах объемом 300 мл, куда помещали по 7 рачков в возрасте до 24 часов.

Водоросли *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) выращивались на средах Успенского № 1 и Прата в колбах Эрленмейера объемом 100 мл, изготовленных из стекла одинакового цвета, которые

помещали в люминостат при интенсивности света до 5 тыс. люкс со сменой дня и ночи: 12:12 ч. Температура выращивания - 20-24 °С. Для предотвращения оседания клеток водорослей на дно и обогащения культуры CO<sub>2</sub> содержимое колб перемешивали 1-2 раза в сутки (Успенская, 1966; Методическое руководство..., 1991).

**Рис. 2.** Схема, поясняющая способ вычисления интегрального показателя численности клеток.

$ПСЧ = \sum S(N_1 + N_2)\Delta t$ , где  
 $N_1$  и  $N_2$  – численности клеток на каждую из дат;  
 $\Delta t$  – время, прошедшее между последующими и предыдущими датами подсчета.

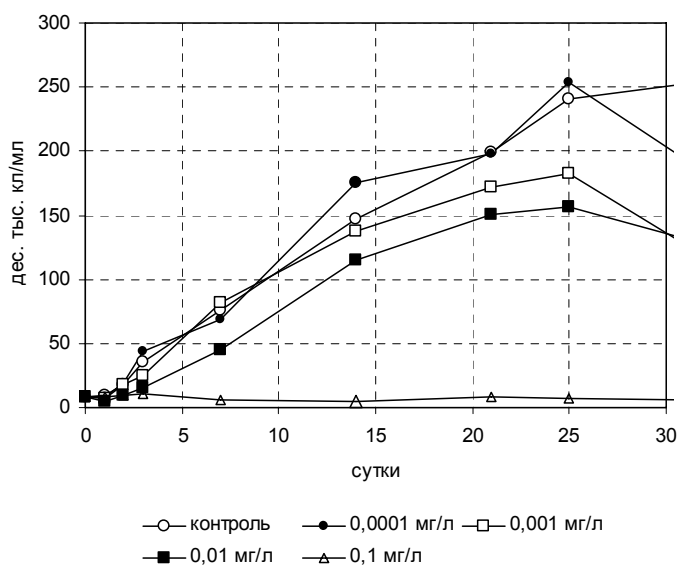


Величины интегральных показателей выживаемости дафний при действии бихромата калия и хлорида меди в разных концентрациях показаны на рис. 1.

В то время, как традиционные способы оценок результатов позволяют установить сроки гибели половины или целых выборок для каждой из концентраций, или же рассчитать величину концентрации, вызывающую гибель половины или другой части выборки за заданный срок, интегральный показатель выживаемости позволяет получить комплект градированных данных, к которому могут быть применены обычные приемы статистической обработки.

Аналогично этот прием применяется по отношению к вычислению интегрального показателя для культур водорослей. В свое время такой способ был описан в печати, но на практике применялся неоправданно редко (Niholm, 1985). Наглядная схема вычисления такого показателя для растущей культуры представлена на рис. 2.

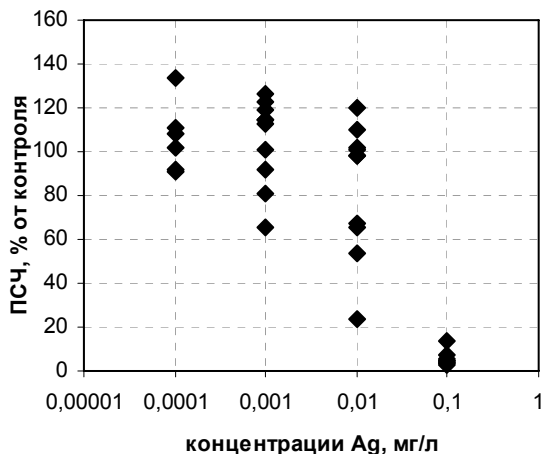
Вычисление интегрального показателя иллюстрируется на примере оценок токсического действия на водоросли солей серебра. Пример действия нитрата серебра в разных концентрациях показан на рис. 3. Было испытано влияние разных солей серебра в диапазоне концентраций 0,0001 – 0,1 мг Ag/л на лабораторную популяцию водоросли *Scenedesmus quadricauda* в различных условиях культивирования.



**Рис. 3.** Рост культур водорослей *Scenedesmus quadricauda* при действии нитрата серебра в разных концентрациях.

На основании таких частных испытаний были вычислены величины повременной суммарной численности клеток и представлены на обобщающем графике (рис. 4)..

В результате было установлено, что наименьшей ПСЧ была при концентрации 0,1 мг Ag/л, что согласуется с данными по динамике численности клеток и не зависит от формы введения серебра в эксперимент, среды выращивания, сезона года и физиологического состояния культуры микроводорослей, а проявление токсического эффекта определяется влиянием катиона серебра. При меньших концентрациях серебра диапазон распределения данных был шире. Этот факт указывает на то, что токсичность иона серебра зависела от исходного физиологического состояния культуры *S. quadricauda* и степени ее гетерогенности, а также материальной кумуляции серебра компонентами клеток.



**Рис. 4.** Повременная суммарная численность клеток популяций (ПСЧ) *Scenedesmus quadricauda* разных опытов при различных режимах интоксикации серебром

Таким образом, построение концентрационных зависимостей распределения ПСЧ позволяет получить интегральную оценку действия токсиканта и выявить направленность токсического действия, определяемого влиянием самого токсиканта, а также исходной физиологической активностью водорослей, главным образом фазы развития.

Предлагаемый подход интегральной оценки токсичности перспективен и может быть рекомендован к использованию оценки токсичности практически любого загрязняющего вещества.

#### Список литературы

Методические указания по установлению эколого-рыбохозяйственных нормативов (ПДК и ОБУВ) загрязняющих веществ для воды водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение. – М.: Изд-во ВНИРО, 1998. – 145 с.

Успенская В.И. 1966. Экология и физиология питания пресноводных водорослей. М.: МГУ. 124 с.

Niholm N, Response variable in a algal growth inhibition toxicity test – biomass or growth rate// Water Res. – 1985. – 19.- N 3. – P. 273 – 279.

### БИОЛОГИЧЕСКИЕ ПОКАЗАТЕЛИ КАЧЕСТВА ВОДЫ В ОЦЕНКЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО НЕБЛАГОПОЛУЧИЯ ПРЕСНОВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ

Т.А. Хоружая, Е.В. Сергиенко

Институт водных проблем РАН, Южный отдел

ГУ Гидрохимический институт

г. Ростов-на-Дону, Россия, ghi@aanet.ru

Проведен анализ действующих законодательных, научно-методических документов (Водный кодекс РФ, 2006, Критерии..., 1994; Методика экологической оценки...2007; РД 52.24.635-2002; РД 52.24.566-94; Comission...4/12/96), данных научных исследований в части выявления зон экологического бедствия на поверхностных водных объектах (Израэль Ю.А., Абакумов В.А., 1991; Никаноров А.М., Хоружая Т.А., и др. 2000; Хоружая Т.А., 2002).

Анализ показывает, что чаще всего для характеристики состояния пресноводных экосистем используются три группы биологических показателей:

- гидробиологические показатели состояния сообществ фитопланктона, перифитона, зоопланктона, макрозообентоса, ихтиофауны;
- микробиологические показатели состояния сообществ бактериопланктона;

- биотестовые (токсикологические) показатели (на основе биотестирования проб воды или донных отложений).

**Гидробиологические и микробиологические показатели** отражают отклик сообществ водных организмов (биотической компоненты экосистемы) на воздействие условий среды обитания, в т.ч. на антропогенное воздействие. Они позволяют оценить:

- количественные и качественные характеристики развития сообществ водных организмов и их негативные, в том числе опасные, изменения вследствие антропогенного воздействия;
- степень загрязненности воды или донных отложений и ее изменения в условиях антропогенного воздействия, в т.ч. при токсическом загрязнении;
- сапробность водного объекта и его участков;
- трофический статус водного объекта;
- направленность метаболизма биоценоза.

**Биотестовые показатели** отражают свойства воды или донных отложений в части их токсического влияния на биотическую компоненту водной экосистемы, т.е. являются характеристикой воздействия на водную экосистему токсического фактора. В этой связи биотестовые показатели сходны, по своему назначению, с химическим анализом проб воды или донных отложений. Очевидно, что оценку состояния экологического благополучия/неблагополучия по всем перечисленным показателям следует делать путем сравнения текущих данных:

- с естественным для каждого биотопа экосистемы развитием сообществ, с учетом сезонных циклов их развития, регистрируемых в «фоновых» участках водного объекта;
- с имеющейся ретроспективной гидробиологической информацией;
- с результатами биотестирования контрольных проб, предпочтительно отобранных на «фоновых» участках..

**Таблица 1.** Признаки и параметры экологического бедствия по гидробиологическим показателям (регистрируются в течение 2-х и более лет наблюдений)

Объект исследования	Экологическое бедствие	Относительно удовлетворительное состояние	Объект исследования
	Признаки изменений состояния сообществ	Загрязненность (класс качества воды по Р 52.24.309-2004); сапробность (превалирующий тип); ИС; ИГ-У; ИВ	Загрязненность; класс качества воды (желательный); сапробность (превалирующий тип); ИС; ИГ-У; ИВ
Фитопланктон	Отсутствие водорослей или единичные экземпляры	Грязная-очень грязная, полисапробная зона; ИС > 3,5	Чистые-умеренно-загрязненные; олигосапробная зона; ИС до 1,5
Перифитон	Отсутствие обрастаний; подводные субстраты покрыты безжизненными налетами неестественной окраски	Грязная-очень грязная, полисапробная зона; ИС > 3,5	Чистые-умеренно-загрязненные; олигосапробная зона; ИС до 1,5
Зоопланктон	Отсутствие организмов или единичные экземпляры	Грязная-очень грязная полисапробная зона; ИС > 3,5	Чистые-умеренно-загрязненные; олигосапробная зона; ИС до 1,5
Бактериопланктон	Преобладание сапрофитных бактерий	Очень грязная; количество сапрофитов более $100 \cdot 10^3$ кл/мл	Чистые-умеренно-загрязненные
Численность бактериопланктона, млн.кл/мл		Очень грязная	Чистые-умеренно-загрязненные
Макрозообентос	Отсутствие живых организмов, остатки хитиновых покровов насекомых, остатки раковин моллюсков	Грязная-очень грязная ИГ-У более 90%; ИВ < 2	Чистые-умеренно-загрязненные; олигосапробная зона; ИВ > 5; ИГ-У до 35%
Ихтиофауна	Исчезновение рыб; снижение уловов рыбы; признаки заболеваемости хроническим токсикозом более чем у 50% в уловах		

**Таблица 2.** Признаки и параметры экологического бедствия по биологическим показателям трофности (с учетом Директив ЕС\*; использованы V класс, 7-я категория экологической классификации – воды очень плохие, очень грязные, гипертрофные, полисапробные)

Показатель	Экологическое бедствие		Относительно удовлетворительное состояние (олиго-трофный статус)
	Значение	Статус водного объекта (участка, преобладающий тип)	Значение
Биомасса фитопланктона (среднегодовая или медиана), мг/л	Более 50	Гипертрофный	Менее 10,0
Биомасса фитопланктона за год, г/м³*	3,0-10,0	Эвтрофный	30-100
Биомасса сине-зеленых водорослей (среднегодовая или медиана), % от общей биомассы	Более 60	Гипертрофный	Менее 20
Продукция фитопланктона за год, г С/м²*	100-300	Эвтрофный	Менее 10
Площадь зоны «цветения», % от общей площади водоема	Более 60%	Гипертрофный	Менее 10%
Концентрация хлорофилла «а» (среднегодовая или медиана), мкг/л	Более 50,0	Гипертрофный	Менее 10,0
Концентрация хлорофилла за вегетационный период, мг/м³**	10-50	Эвтрофный	1,5
Численность зоопланктона за вегетационный период, экз/м³*	3*105	Эвтрофный	1*105
Биомасса зоопланктона (лето), г/м³*	4,0-16	Эвтрофный	<0,5 -1,0
* - Commission ..., (4/12/96); Методика экологической оценки, 2007.			
** - по И.Н. Андрониловой, 1980			

**Таблица 3.** Признаки и параметры зон экологического бедствия по интегральным показателям

Показатель	Экологическое бедствие	Относительно удовлетворительное состояние
Интегральная токсичность при биотестировании воды	ОТД природной воды*. Смертность тест-объектов: - дафний и цериодафний (течение 48 и 24 час); - инфузорий, рыб. Снижение коэффициента прироста численности водорослей.	Отсутствие ОТД или ХТД **. Отличий от контрольной серии нет.
Интегральная токсичность при биотестировании донных отложений	ОТД проб донных отложений**. Смертность хирономид в течение 24 час биотестирования.	Отсутствие ОТД или ХТД**. Отличий от контрольной серии нет.
Индекс самоочищения – самозагрязнения (A/R)	< 0.5 >2.5	1,0
Направленность метаболизма биоценоза	Экологический или метаболический регресс***	Экологический прогресс или экологические модификации
*ОТД, ХТД (острое, хроническое токсическое действие) определяют согласно Р 52.24.566-94.		
**Определяют согласно РД 52.24.635-2002.		
***Израэль Ю.А., Абакумов В.А., 1991.		

Для получения более или менее надежных оценок состояния пресноводных экосистем и выявления зон экологического бедствия следует использовать биологические показатели, зарегистрированные за 2 и более года наблюдений.

Изменения биологических показателей, указывающие на признаки угрозы существования водной экосистемы или на ее деградацию, характеризуются определенными количественными параметрами (таблицы 1- 3)

#### Список литературы

- Андроникова И.Н. Сопоставление биологических классификаций при определении трофического статуса озерных экосистем. // Биоиндикация и биотестирование природных вод. Тез. докл. Всесоюз. Конф. Ростов-на Дону, 1980 г. – С. 8.
- Водный кодекс Российской Федерации №74-ФЗ от 03.06.2006 г.
- Израэль Ю.А., Абакумов В.А. Об экологическом состоянии поверхностных вод СССР и критериях экологического нормирования // Экологические модификации и критерии экологического нормирования: Труды международного симпозиума. СССР. Нальчик, 1-12 июня 1990 г. Л.: Гидрометеиздат, 1991.
- Критерии оценки экологической обстановки территорий для выявления зон чрезвычайной экологической ситуации и зон экологического бедствия // Зеленый Мир. Российская экологическая газета. 1994. №12. С.8.
- Методика экологической оценки качества поверхностных вод по соответствующим категориям //Сборник нормативно-методических документов по организации и осуществлению мониторинга поверхностных вод. Харьков: ИД «ИНЖЕК», 2007.- 38 с.
- Никаноров А.М., Хоружая Т.А., Бражникова Л.В., Жулидов А.В. Мониторинг качества вод: оценка токсичности. С.П., Гидрометеиздат, 2000. – 159 с.
- РД 52.24.635-2002. Методические указания. Проведение наблюдений по оценке токсического загрязнения донных отложений на основе биотестирования. Росгидромет. М, 2002.
- Р 52.24.566-94. Рекомендации. Методы токсикологической оценки загрязнения пресноводных экосистем. Росгидромет. М, 1994.
- Хоружая Т.А. Оценка экологической опасности. М.: Книга-Сервис, 2002.-208 с.
- Commission proposal for Council Directive establishing a Framework for a European Community Water Policy (Consultation draft and Explanatory memorandum (4/12/96).

### БИОТЕСТИРОВАНИЕ И БИОИНДИКАЦИЯ СОСТОЯНИЯ КОМПОНЕНТОВ ЭКОСИСТЕМ СЕВЕРО-ЗАПАДНОЙ ЧАСТИ ТИХОГО ОКЕАНА

С.А. Черкашин, В.В. Щеглов

Тихоокеанский научно-исследовательский рыбохозяйственный центр  
690950, Владивосток, пер. Шевченко, 4, Россия, cherkashin@tinro.ru

Возрастающие антропогенные нагрузки на водоемы настоятельно требуют изучения и прогнозирования последствий химического загрязнения для экосистем, особенно поверхностных вод морской прибрежной зоны, где концентрации поллютантов повышены в десятки и сотни раз. Существенная роль в решении этой проблемы принадлежит биотестированию и биоиндикации. Анализ многочисленных публикаций показывает, что рыбы и ракообразные оказываются обычно более чувствительными к загрязнению по сравнению с другими группами водных организмов (Волков и др., 1998; Черкашин, 2001). В то же время именно изучение реакции биоты способно охарактеризовать интегральное состояние, трансформацию структуры экосистемы, а также позволяет судить о скорости и направлении изменений отдельных ее компонентов.

Проведенное нами биотестирование показало, что в прикурильских водах токсикорезистентность массовых планктонных веслоногих ракообразных (*Neocalanus plumchrus*) из различных водных масс существенно варьировала, но в целом была в 2 раза выше, чем в заливе Петра Великого Японского моря. Наибольшее влияние на жизнестойкость оказывало физиологическое состояние (в частности, процесс линьки), температура и лишь затем загрязненность акватории. Очевидно, экологические условия для этого вида копепод в большинстве исследованных рыбопромысловых районах северо-западной части Тихого океана были благоприятны. Однако другой близкородственный вид *Neocalanus cristatus* из тихоокеанских вод южных Курил оказался менее жизнестойким по сравнению с его представителями, отловленными у северных Курил и в Беринговом море. Остротоксичной для рачков была вода Авачинской бухты у города Петропавловска-Камчатского, в то время как вода бухты Русской, расположенной неподалеку, но менее загрязненной, лишь незначительно снижала выживаемость этих ракообразных.

Сопоставление жизнестойкости предличинки японского анчоуса *Engraulis japonicus* из района течения Курошио, благоприятного для нереста этого вида, и некоторых акваторий залива Петра Великого, таких как зал. Посыет и воды у о. Рейнеке, показали отсутствие значимых различий,

следовательно, толерантность икры и личинок в заливе достаточно высока и обеспечивает их успешное развитие.

Биотестирование на личинках японского анчоуса и других четырех видов рыб, икра которых была выловлена у восточных берегов Японии, и на трех видах веслоногих ракообразных выявило существенные межвидовые различия их устойчивости к экстремальным воздействиям. Наиболее уязвимой к повышенному содержанию цинка оказалась сайра *Cololabis saira*. Концентрация ионов металла 0.2 мг/л вызывала через сутки гибель всех ее предличинок.

На восточном шельфе Сахалина районы разведки и добычи углеводородного сырья совпадают или соседствуют с местами нереста и нагула массовых видов рыб. Минимальное количество нормально развивающейся икры минтая *Theragra chalcogramma* и желтоперой камбалы *Pleuronectes asper* (2,8 и 3,7%), в основном, обнаружено в прибрежных водах над нефтегазоносными месторождениями, тогда как в среднем для всей обследованной акватории эти значения были выше в 10 раз (Давыдова, Черкашин, 2007). Совпадение станций (83%), на которых отмечена высокая смертность эмбрионов (более 90%) обоих видов, может свидетельствовать о сходном воздействии на развитие икры рыб условий среды, сложившихся в районах месторождений. Следовательно, воздействие на морскую среду и биоту сравнительно низких уровней загрязнения (в основном нефтяного) при освоении нефтегазовых месторождений на Сахалинском шельфе вполне реально.

Среди акваторий дальневосточных морей самому мощному антропогенному воздействию, подвержены заливы Южного Приморья, особенно их прибрежные экосистемы. Комплексные исследования показали, что под влиянием загрязнения в таких интенсивно загрязняемых районах, как Амурский залив, изменилась структура планктонных и бентосных сообществ (Вейдеман и др., 2001; Олейник и др., 2004; Лукьянова и др., 2005; Черкашин, Вейдеман, 2005; Ващенко, 2006; Наумов 2006; Мощенко, Белан, 2006; Черняев и др., 2006). Анализ видового состава и размерно-функциональной структуры популяций ракообразных – мизид, играющих существенную роль в прибрежных экосистемах, позволил оценить изменение состояния вод и самих гидробионтов в межгодовом, межсезонном и внутрисезонном аспектах. Биоиндикация выявила сокращение числа видов рачков под влиянием загрязнения и изменение их популяционной структуры. Так, если в 1982-1985 гг. в условно фоновых внешних районах Амурского залива обнаружены мизиды 9 видов, то в 1991-1992 гг. отмечены 4 вида. В 2004-2007 гг. число видов рачков варьировало от 4 до 6. В наиболее загрязненной кутовой части этого залива отмечены представители лишь двух эврибионтных видов рода *Neomysis* (Черкашин, Вейдеман, 2005).

Наиболее значимым негативным эффектом загрязнения является сокращение видового разнообразия и численности вплоть до полного исчезновения мизид на некоторых экологически неблагополучных участках. В то же время состояние группировок мизид в большинстве районов Амурского залива в 2004-2007 гг. была сходной с периодом исследований 1982-1985 гг., но лучше, чем в 1991-1992 гг., когда относительное обилие многочисленного в загрязненных акваториях вида - мизиды авачинской *Neomysis awatschensis* (ранее *N. intermedia*) в вершинной части составило 100 и 75% соответственно (Вейдеман и др., 2001). Негативный характер влияния загрязнения отражается в уменьшении видового состава группировок мизид, изменении численности и пространственной структуры индикаторных видов, а так же в нарушении размерно-половой структуры популяций.

К наиболее загрязненным водоемам, входящим в состав залива Петра Великого, относится и залив Находка. Биоиндикация состояния группировок мизид выявила нестабильность экологической обстановки в б. Новицкого, где расположен нефтеналивной порт, и в, соседствующей с заливом Находка, б. Тунгус, в которую сбрасываются бытовые стоки г. Находка. Здесь мизиды соответственно встречались лишь единично или их было мало. Напряженная ситуация отмечена в б. Врангеля, где расположен порт Восточный. В этом районе обилие стенобионтного вида мизид *Paracanthomysis sp.*, требовательного к чистоте вод составляло менее 50% от общей численности рачков в пробах. Относительно благополучное состояние прибрежных биоценозов отмечено лишь на северо-востоке залива Находка.

Повышенное загрязнение отрицательно сказывается и на состоянии рыб. Например, в экологически неблагополучных районах Амурского залива нами обнаружены камбалы с опухольями кожи. В кутовой части зарегистрированы опухоли кожи у темной камбалы *Pseudopleuronectes obscurus* (Сякина, Соколовский, 1997). Нарушение гаметогенеза у полосатой камбалы *Pleuronectes pinnifasciatus* в пригородной и вершинной зонах этого залива может быть вызвано загрязнением, которое еще в большей степени повреждает интерреналовую железу камбал (Дуркина, 2003, 2006). Активность антиоксидантной системы и процессов биотрансформации поллютантов у полосатой камбалы из Амурского залива в июне достоверно выше, чем у представителей этого же вида рыб из Уссурийского залива, что свидетельствует о различном уровне загрязнения (Алешко, 2007).

Неоднократно в Амурском заливе регистрировали погибших красноперок и кефалей – лобана *Mugil cephalus* и пиленгаса *Liza haematocheila*.

В опытах на 7 видах рыб зал. Петра Великого нами показано, что их молодь довольно устойчива к воздействию дизельного топлива, фенола и тяжелых металлов. Однако резистентность сеголеток зависит от видовых особенностей, размера и условий проведения экспериментов. В целом, исследованные поллютанты располагаются в порядке убывания токсичности для молоди рыб в следующий ряд: растворенное дизельное топливо > Cu > фенол = Zn. Все же концентрации всех этих токсикантов, увеличивающие гибель рыб в 96-часовых опытах, оказались намного выше тех, которые присутствуют в водах залива. Мизиды оказались менее устойчивы к воздействию почти всех изученных поллютантов. Ряд веществ по снижению токсичности для ракообразных в общем виде выглядел следующим образом: Cu > дизельное топливо > фенол > Zn. Устойчивость гидробионтов к металлам и дизельному топливу с возрастом повышается. Кроме того, обнаружено, что молодь рыб и креветок, а так же мизиды избегают сублетальных концентраций многих токсикантов (Лукияненко, Черкашин, 1987; Лукияненко и др., 1987).

Наиболее уязвимы для загрязнения водные организмы на ранних этапах онтогенеза. Влияние токсикантов на выживаемость эмбрионов и предличинок рыб изучали на двух промысловых видах – в основном на японском анчоусе *Engraulis japonicus* и длиннорылой камбале *Limanda punctatissima*, широко распространенных в Японском море и ряде других акваторий северо-западной части Тихого океана. Эксперименты с кадмием на японском анчоусе, начинавшиеся с эмбрионами, находящимися на II-III стадии развития, или со стадии предличинки не выявили достоверных отличий величин концентраций, вызывающих гибель 50 % животных (96 ч ЛК<sub>50</sub>). Смертность предличинок рыб возрастала по мере увеличения концентрации металлов и длительности экспозиции во всех вариантах опытов (табл. 1).

**Таблица 1.** Медианные летальные концентрации (ЛК<sub>50</sub>) солей металлов (мг/л, в пересчете на катионы) для предличинок рыб

Виды Время, ч	Длиннорылая камбала			Японский анчоус			
	Cd	Pb	Zn	Cu	Cd	Pb	Zn
48	0.081	0.660	0.176	0.030	0.111	0.043	0.736
72	0.045 ±0.019	0.341 ±0.081	0.108 ±0.016	0.009 ±0.002	0.030 ±0.024	0.034 ±0.032	0.126 ±0.049
96	0.006 ±0.002	0.010 ±0.005	0.027 ±0.004	—	0.002 ±0.009	0.005 ±0.002	0.149 ±0.067

Анализ результатов биотестов на предличинках длиннорылой камбалы и японского анчоуса выявил некоторые межвидовые различия токсикорезистентности этих тест-объектов. Длиннорылая камбала, учитывая медианные летальные концентрации, менее устойчива к воздействию кадмия и цинка, японский анчоус – к воздействию свинца. Однако величины максимальных нелетальных концентраций для двух объектов наших исследований сближаются и разница в значениях ЛК<sub>0</sub> практически нивелируется (табл. 2). Полученные нами расчетные величины максимальных недействующих концентраций металлов оказались значительно ниже утвержденных в Российской Федерации ПДК для морских вод объектов имеющих рыбохозяйственное значение: меди и цинка - в 10 раз; кадмия и свинца - в 25 раз.

**Таблица 2.** Максимальные нелетальные концентрации (ЛК<sub>0</sub>) солей металлов (мг/л, в пересчете на катионы) для предличинок рыб

Виды	Cu	Cd	Pb	Zn
Длиннорылая камбала	—	0.0004	0.0004	0.006
Японский анчоус	0.0005	0.002	0.0004	0.005

Сопоставление данных по содержанию тяжелых металлов в прибрежных водах Приморья с расчетными значениями ЛК<sub>0</sub> позволяют заключить, что большинство акваторий, несмотря на имеющиеся в них локальные загрязненные участки, пригодны для развития предличинок исследованных видов рыб. Лишь воды некоторых существенно загрязненных районов для них токсичны. Например, цинк в обнаруженных концентрациях способен вызывать дополнительную



смертность предличинок (10-40 %) в поверхностном слое вод большей прибрежной части Амурского залива. Для анчоуса токсичны только воды районов с интенсивным антропогенным загрязнением, имеющих в заливах: Амурский, Уссурийский, Находка, Посыта и др. Однако обнаруживаемые там концентрации меди способны снизить выживаемость его предличинок менее чем на 50%. Лишь в некоторых случаях наиболее загрязненные этим металлом воды б. Находка могут вызвать гибель всех предличинок этого вида рыб.

В рамках комплексных экотоксикологических исследований зал. Петра Великого регулярное биотестирование состояния компонентов его прибрежных экосистем выявило негативное влияние загрязненных вод на выживаемость мизид и предличинок японского анчоуса. В ряде случаев вода даже слабо загрязненных районов вызвала 100%-ную смертность предличинок, которые оказались менее токсикорезистентными, по сравнению с мизидами. Однако дополнительные физиологические нагрузки, такие как преждевременный нерест под влиянием загрязнения и резкое изменение температуры воды, значительно увеличивают смертность даже эврибионтных видов, например мизиды удивительной *Neomysis mirabilis*. Создание дискомфортных для тест-объектов условий (метод функциональных нагрузок) позволил не только существенно сократить продолжительность опытов, но и оценить влияние загрязнения с учетом колебаний физико-химических факторов водной среды в естественных водоемах.

Таким образом, степень воздействия поллютантов зависит как от их свойств и физико-химических параметров вод, так и от таксономических, видовых и других особенностей животных. Наиболее уязвимыми для загрязнения оказались эмбрионы на ранних стадиях развития и предличинки рыб. В заключение необходимо отметить, что состояние массовых видов ракообразных, личинок и молоди исследованных видов рыб в большинстве обследованных районов северо-западной части Тихого океана вполне благополучно. В то же время очевидно отрицательное влияние загрязнения на обитателей Авачинской бухты некоторых прибрежных акваторий о. Сахалин и зал. Петра Великого. Сочетание биотестирования и биоиндикации служит более объективной оценке состояния экосистем и ее отдельных компонентов, эффективности регламентации поступления в водоем загрязняющих веществ.

#### Список литературы

- Алешко С.А. Активность антиоксидантной системы и процессов биотрансформации поллютантов у полосатой камбалы из Амурского и Уссурийского заливов Японского моря // Мат-лы Междунар. науч. чтений "Приморские зори – 2007". - Владивосток: Изд-во ТАНЭБ, 2007. - Выпуск первый. - С. 182-185.
- Ващенко М.А. Состояние прибрежных экосистем в Амурском заливе (зал. Петра Великого, Японское море): обзор данных 1980-х, 1990-х и 2000 гг. // Экологические проблемы использования прибрежных морских акваторий: Мат-лы междунар. науч.-практич. конф. - Владивосток: Изд-во Дальневост. ун-та, 2006. - С. 30-36.
- Вейдеман Е.Л., Черкашин С.А., Щеглов В.В. Диагностика состояния прибрежных акваторий: некоторые проблемы и результаты // Изв. ТИНРО. – 2001. – Т. 128. – С. 1036–1049.
- Волков И.В., Заличева И.Н., Моисеева В.П., Самылин А.Ф., Харин В.Н. Региональные аспекты водной токсикологии // Экологические аспекты регламентирования антропогенного загрязнения водоемов России (региональные ПДК). – Ярославль: Верхневолжское отделение Российской экологической академии (ВВО РЭА), 1998. – С. 3-20.
- Давыдова С.В., Черкашин С.А. Ихтиопланктон восточного шельфа о. Сахалин и его использование как индикатора состояния среды // Вопр. ихтиол. - 2007. Т. 47, №4. - С. 494-505.
- Дуркина В.Б. Массовое разрушение овариальных фолликулов и его особенностей у полосатой камбалы *Pleuronectes pinnifasciatus* из Амурского залива Японского моря // Вопр. ихтиол. – 2003. – Т. 43, №2. – С. 286-288.
- Дуркина В.Б. Состояние интерренальной железы рыб как показатель качества морской среды // Экологические проблемы использования прибрежных морских акваторий: Мат-лы междунар. науч. - практич. конф. - Владивосток: Изд-во Дальневост. ун-та, 2006. - С. 56-58.
- Лукияненко В.И., Черкашин С.А. Экспериментальное обоснование возможности использования реакции избегания гидробионтами токсикантов для биотестирования качества водной среды // Физиология и биохимия гидробионтов. - Ярославль: Яросл. гос. ун-т, 1987. - С. 48-57.
- Лукияненко В.И., Черкашин С.А., Кандинский П.А. Поведение молоди рыб и мизид в растворах токсикантов органического происхождения // Гидробиол. журн. – 1987. - Т. XXIII, №4. - С. 64-69.
- Лукиянова О.Н., Черкашин С.А., Надточий В.А. Биоиндикация состояния морских экосистем на различных уровнях биологической организации // Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка. Серія: Біологія. Спеціальний випуск «Гідроекологія». - 2005. - №4 (27). - С. 139-141.

Мощенко А.В., Белан Т.А. Метод определения уровня загрязнения прибрежных морских акваторий по обилию некоторых видов макрозообентоса // Экологические проблемы использования прибрежных морских акваторий: Мат-лы междунар. науч.-практич. конф. - Владивосток: Изд-во Дальневост. ун-та, 2006. - С. 145-149.

Наумов Ю.А. Антропогенез и экологическое состояние геосистемы прибрежно-шельфовой зоны залива Петра Великого Японского моря. - Владивосток: Дальнаука, 2006. – 300 с.

Олейник Е.В., Мощенко А.В., Лишавская Т.С. Влияние загрязнения донных отложений на видовой состав и обилие двустворчатых моллюсков в заливе Петра Великого Японского моря // Биол. моря. – 2004. – Т. 30, №1. – С. 39-45.

Сякина И.Г., Соколовский А.С. Опухоли кожи у темной камбалы *Pleuronectes obscurus* из Амурского залива Японского моря // Биол. моря. - 1997. - Т. 23, № 3. - С. 182-185.

Черкашин С.А. Биотестирование: терминология, задачи, основные требования и применение в рыбохозяйственной токсикологии // Изв. ТИНРО. – 2001. – Т. 128, ч. III. -С. 1020-1035.

Черкашин С.А., Вейдеман Е.Л. Экотоксикологический анализ состояния прибрежных экосистем залива Петра Великого (Японское море) // Вопр. рыб-ва. - 2005. - Т. 6, №4(24). – С. 637-652.

Черняев А.П., Лукьянова О.Н., Черкашин С.А. Распределение нефтяных углеводородов и оценка состояния биоты в Амурском заливе (Японское море) // Экологическая химия. – 2006. - Т. 15, № 1. - С. 28-38.

# ЭКОТОКСИКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ И ПРОБЛЕМА РЕГИОНАЛЬНОГО НОРМИРОВАНИЯ

## ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ОЗЕР БЕРДЮЖСКОГО РАЙОНА ТЮМЕНСКОЙ ОБЛАСТИ

Т.Г. Акатьева

*Тюменская государственная сельскохозяйственная академия  
625037 г. Тюмень, ул. Белинского, Россия, 10 -77, Россия*

Загрязнение воды связано с использованием наземных экосистем и загрязнением атмосферы. Это экологическая проблема не только локального, регионального, но и глобального уровня. Речные и океанические течения переносят загрязнения далеко от мест их сброса, часто пересекая государственные границы (Линник и др., 1993).

В озерах и водохранилищах процессы самоочищения протекают менее эффективно, чем в реках, так как в них часто наблюдается вертикальная термическая стратификация, мешающая перемешиванию верхних и нижних слоев воды. Кроме того, озера и водохранилища накапливают большие объемы донных отложений, содержащих биогенные и токсичные вещества. Таким образом, озера представляют собой природные западни, подверженные большой опасности загрязнения.

Целью нашей работы явилось изучение экологического состояния некоторых озер Бердюжского района Тюменской области.

Обследованные водоемы лежат в пределах Ишимской равнины (Атлас Тюменской области, 1971). Бердюжский район занимает восточную часть Тобол-Ишимского междуречья, на территории которого насчитывается 262 озера, имеющих рыбохозяйственное значение. Их общая площадь свыше 309 км<sup>2</sup>. В основном это мелкие, зарастающие водоемы, площадь которых не превышает 1.0 км<sup>2</sup>, более крупных водоемов всего 44, из них 9 (20.5 %) охвачено настоящими исследованиями.

Площадь водного зеркала подавляющей части обследованных водоемов (95.5 %) - менее 10 км<sup>2</sup>. Более крупные водоемы малочисленны (к примеру, средних озер в районе насчитывается всего 7). По площади зеркала водоемы делятся следующим образом: до 0.5 км<sup>2</sup> - 4 озера, от 0.51 до 1.0 км<sup>2</sup> - 9 озер, от 1.01 до 5.0 км<sup>2</sup> - 6 озер, от 5.01 до 10.0 км<sup>2</sup> - 2 озера, свыше 10.0 км<sup>2</sup> - 1 озеро. Максимальная площадь одного водоема (оз. Большое Карьково) составила 14.98 км<sup>2</sup>, минимальная (оз. Заячье) - 0.35 км<sup>2</sup>.

Средняя глубина озер составляет от 1.2 до 3.6 м и в большинстве случаев (68.1%) находится в пределах от 2.0 до 3.5 м. Максимальные глубины по разным водоемам колеблются от 1.4 до 4.3 м. Наиболее глубокими водоемами являются озера Матюшкино и Большое Мишино - 4.1 м, Большое Карьково - 4.3 м.

Обследованные озера относятся к двум бассейнам: Тобол-Ишимское междуречье - 16 водоемов и бассейн реки Емец - 6 водоемов. Все озера бессточные, четко выраженного стока нет.

В процессе исследований были использованы общепринятые методики и определены: химический состав воды (Алекин, 1973; Привезенцев, 1973; Руководство..., 1977), численность, биомасса и видовой состав растительного (Жданов, 1981; Флора водоемов России, 2000; Флора Сибири, 1997) и животного мира озер (Лукин, 1976; Определитель..., 1977).

Как показали результаты исследований, по степени минерализации воды озера очень разнообразны. Большинство обследованных водоемов (59%) относится к гидрокарбонатному, остальные - к хлоридному классу.

В озерах с пресной водой, относящихся к первому типу, из анионов преобладали гидрокарбонаты, из катионов - ионы натрия. В озерах с солоноватой водой, относящихся к хлоридному классу, из анионов преобладали хлориды, из катионов - ионы натрия. Среди обследованных водоемов встречались озера, как с пресными, так и с солоноватыми водами.

Жесткость воды, обусловленная присутствием ионов кальция и магния, в пресноводных озерах изменялась от 1.6 до 5.6 ммоль/дм<sup>3</sup>, в солоноватых - от 7.2 до 41.5 ммоль/дм<sup>3</sup>. Озеро Большое Мишино и Окунево относились к водоемам с «мягкой» водой (1.5-3.0 ммоль/дм<sup>3</sup>); в озерах Матюшкино, Тарасово, Чистое, Безгусово, Шашмурино, Заячье, Половинное, Малое Карьково - «умеренно жесткая» вода (3.0-6.0 ммоль/дм<sup>3</sup>); в озерах Травное, Большое Карьково, Глубокое и Кривое - «жесткая» вода (6.0-9.0 ммоль/дм<sup>3</sup>). Остальные озера имели «очень жесткую» воду (свыше 9.0 ммоль/дм<sup>3</sup>).

Вода разных по минерализации озер отличалась по содержанию органических и биогенных веществ. С увеличением общей минерализации и хлоридов в воде возрастает количество органических веществ. Так, в пресноводных озерах величина перманганатной окисляемости, косвенного показателя количества органических веществ, колебалась в пределах 7.7 - 20.7 мг/дм<sup>3</sup>.

Высокая окисляемость была в озерах Шашмурино, Заячье и Малое Карьково. В солоноватых озерах величина перманганатной окисляемости находилась в пределах 13.7 – 41.8 мг/дм<sup>3</sup>. Максимум отмечался в воде озера Большое Красное.

Из биогенных элементов в озерах преобладали ионы аммония, накопление которых происходит в период летней стагнации. Количество и состав органических биогенных веществ, растворенных в озерной воде, зависит от ряда особенностей, определяющих интенсивность развития жизни в водоеме. Количество аммонийного азота в период исследований в пресноводных озерах находилось в пределах 0.05-0.4 мг/лм<sup>3</sup>, максимальное количество отмечалось в озере Шашмурино. В солоноватых озерах количество аммонийного азота выше (0.29 – 0.67 мг/дм<sup>3</sup>), максимум наблюдался в озерах Забошное и Большое. Нитриты и нитраты в летний период при хорошей аэрации воды обнаруживаются в незначительном количестве. Повышенное содержание нитритов наблюдалось в озере Травное, нитратов - в озере Сорочье.

Одним из важнейших биогенных элементов является фосфор. Фосфаты легко усваиваются высшими водными растениями и фитопланктоном, поэтому в летний период в верхних слоях воды содержание минерального фосфора меньше, чем у дна. Увеличение содержания фосфатов до нескольких мг на дм<sup>3</sup> указывает, как правило, на загрязнение водоема. Содержание фосфатов в пресноводных озерах было невысоким (0.05 – 0.15 мг/дм<sup>3</sup>). Исключение составило озеро Шашмурино, где содержание фосфатов отмечалось от 1.75 до 1.81 мг/дм<sup>3</sup>. В солоноватых озерах (Травное, Большое, Кривое, Малое Укузское, Крутое, Большое Красное и Жилое) также наблюдалось высокое содержание фосфатов (0.81-3.42 мг/дм<sup>3</sup>). Высокие концентрации минерального фосфора, вероятно, связаны с поступлением в водоемы хозяйственно-бытовых стоков.

Концентрация общего железа в период исследований изменялась от 0.1 до 0.82 мг/дм<sup>3</sup>. Повышенное содержание железа было в озерах Шашмурино, Малое Укузское, Жилое, Крутое.

Таким образом, значительные различия по химическому составу воды исследуемых озер, помимо закономерных сезонных изменений и антропогенных факторов, были обусловлены индивидуальными особенностями водоемов.

Наблюдения за кислородным режимом проводились в конце марта - начале апреля, т.е. в наиболее критический период. Содержание растворенного кислорода в озерной воде в целом было довольно низким (табл.1).

По результатам наблюдений установлено, что кислородный режим в целом по водоемам был довольно напряженный. На заключительном этапе зимовки содержание растворенного кислорода в воде зачастую снижалось ниже критической отметки для вселяемых ценных видов рыб (1.0 мг/дм<sup>3</sup>), особенно в нижних слоях водной массы. Максимальное содержание растворенного кислорода не превышало 2.6 мг/дм<sup>3</sup>. В связи с этим при многолетнем нагуле рыб следует учитывать возможность создания заморной ситуации даже на наиболее глубоких водоемах.

**Таблица 1 - Содержание растворенного кислорода в воде**

Озеро	Содержание кислорода, мг/дм <sup>3</sup>	
	подо льдом	у дна
Половинное	0,32 - 0,48	0,16
Шашмурино	0,32	0,16
Бол. Мишино	2,1 - 2,56	0,64
Чистое	1,86 - 2,38	1,92
Окунево	1,62-2,2	1,2
Сорочье	0,86-1,96	0,46-0,6
Безгусково	1,3-1,8	1,34

Согласно классификации (Алекин, 1970), с учетом сведений за прошлые периоды и современных данных 54,5 % обследованных озер классифицируются как заморные, 6 водоемов (27,3%) периодически заморные и 4 (18,2 %) – незаморные (Безгусково, Большое Мишино, Окунево, Чистое).

В составе водной флоры обследованных озер зарегистрировано 52 вида растений, относящихся

к 37 родам и 26 семействам. Наибольшее видовое разнообразие отмечено в семействах рдестовых *Potamogetonaceae* - 9 видов и циприации *Cyperaceae* 8 видов. Остальные семейства представлены 1-3 видами. В список прибрежноводных растений включено более 50 видов. Водная флора озер представлена, в основном, гелофитами - 27 видов и гидатофитами - 18 видов. Плейстофиты отмечены в меньшем количестве - 7 видов.

Наибольшее видовое разнообразие отмечается в пресноводных озерах. С увеличением минерализации воды число видов гидрофитов резко сокращается. Остаются только галофильные растения и виды с широкой экологической амплитудой: рдест *Potamogeton pectinalis*, тростник *Phragmites australis*, клубнекамыш морской *Bolboschoenus maritimus*, камыш *Scirpus tabernaemontani*. В пресноводных озерах погруженную растительность обычно слагают рдест гребенчатый *Potamogeton lucens*, рдест стеблеобъемный *Potamogeton pectinalis*, телорез алоэвидный *Statiotes aloides*, уруть *Myriophyllum sibiricum* и элодея *Elodea canadensis*. Видом среди доминантов является рдест гребенчатый *Potamogeton lucens*. Это растение произрастает в 8 из 9 обследованных пресных водоемов. Плавающая растительность представлена отдельными пятнами: кубышка желтая *Nuphar lutea*, кубышка белая *Nymphaea candida*, горец земноводный *Pezsicia mephobia*, рдест плавающий *Potamogeton natans*. В целом фитоценозы плейстофитов не играют заметной роли в зарастании водоемов.

Воздушно-водная растительность в пресноводных озерах представлена группировками тростника *Phragmites australis* и рогоза *Typha angustifolia*, образующих почти сплошной пояс зарослей вокруг водоема. По затопляемым низинам обычны фитоценозы осоки *Carex* и рогоза *Typha latifolia*.

Солоноватоводные озера характеризуются однотипностью и простотой строения растительного покрова. Среди погруженной растительности повсеместно доминирует рдест гребенчатый *Potamogeton lucens*, образуя обширные заросли в прибрежной зоне или по всей акватории в мелких озерах. В озерах с минерализацией воды менее 3000.0 мг/дм<sup>3</sup> встречаются сообщества рдеста стеблеобъемного *Potamogeton pectinalis*.

Основным доминантом среди гелофитов является тростник *Phragmites australis*, произрастающий до глубины 1.7 (2.0 м). На заливаемом побережье и по краю тростниковых зарослей встречаются сообщества тростника *Bolboschoenus maritimus* и камыша *Scirpus tabernaemontani*.

Зоопланктон в июне в большинстве обследованных водоемов имел кладоцерно-копеподный характер. Основу биомассы составляли калорийные и высокопродуктивные ракообразные - дафнии, основными представителями которых были *Daphnia longispina* и *Daphnia pulex*. Из веслоногих ракообразных встречались, главным образом, крупные фильтраторы-диаптомиды (как взрослые формы, так и науплии разных стадий развития). Коловраточный планктон, несмотря на довольно разнообразный видовой состав, составлял незначительную биомассу из-за мелких размеров особей.

В июне биомасса зоопланктона величиной до 5 г/м<sup>3</sup> была отмечена в 15 озерах, от 5 до 10 г/м<sup>3</sup> - в 4 озерах и свыше 10 г/м<sup>3</sup> в 6 озерах. В августе, несмотря на благоприятный температурный режим воды, интенсивность развития зоопланктона почти во всех озерах снизилась. Доминирующими оставались те же теплолюбивые формы ветвистоусых - фильтраторы и диаптомиды, но в популяциях преобладали взрослые формы. Биомасса зоопланктона в августе величиной до 5 г/м<sup>3</sup> была в 15 озерах; от 5 до 10 г/м<sup>3</sup> - в 5 озерах, свыше 10 г/м<sup>3</sup> - в 2 озерах.

Таким образом, в обследованных озерах Бердюжского района формирование планктонных зооценозов в летний период происходило за счет продуцирования теплолюбивых форм ветвистоусых рачков-фильтраторов и диаптомид.

По величине биомассы большее количество водоемов относится к малокормным с биомассой до 5 г/м<sup>3</sup>. Часть озер относится к высоко продуктивным, с биомассой зоопланктона свыше 10 г/м<sup>3</sup>.

Следует отметить, что в число малокормных водоемов (по величине биомассы) вошли озера, которые были зарыблены личинками сиговых рыб, питающихся зоопланктоном.

В июньских пробах зообентоса исследованных озер встречались личинки хирономид *Chironomidae*, поденок *Trichoptera*, олигохет *Oligochaeta*, мокрецы *Ceratopogonidae*, водяной клещ *Hydrocarina*, пиявки *Hirudinea*, веснянки *Plecoptera*, гребляки *Corixidae*, гаммарусы - *Gammaridae*, моллюски.

Биомасса зообентоса менее 5 г/м<sup>3</sup> отмечена в 15 озерах, от 5.0 до 9.0 г/м<sup>3</sup> - в 5 озерах, свыше 9.0 г/м<sup>3</sup> - в двух озерах. Самая высокая биомасса (33.22 - 34.52 г/м<sup>3</sup>) наблюдалась в озерах Безгусково и Половинное, наименьшая (0.32 г/м<sup>3</sup> и менее) в озерах Большое Мишино и Тарасово.

Ихтиофауна исследованных озер была представлена 5 местными, 4 выращиваемыми и 1 случайно вселенными видами и формами рыб. В одном водоеме встречались от 1 до 7 видов (озеро Большое Мишино).

Основу рыбного населения озер составляли широко распространенные на юге Тюменской области виды: карась серебряный, карась золотой и голянь озерный, которые встречались соответственно в 22, 20 и 13 озерах. В пяти незаморных и периодически заморных водоемах обитал

окунь (озеро Безгусово, Большое Мишино, Малое Уктузское, Окунево, Половинное), причем наибольшую численность этот вид имел в оз. Безгусово. В одном озере (Большое Мишино) обитала щука. В этом же водоеме присутствовал пестрый толстолобик от зарыбления предшествующих лет (промыслового значения не имеет). Верховка отмечалась в 5 озерах (Большое, Большое Мишино, Кривое, Окунево, Половинное). Этот вид является наиболее нежелательным для ведения товарного рыбоводства. Верховка переносит дефицит растворенного в воде кислорода более стойко, чем остальные вселенцы и поэтому за короткий период времени занимает ведущее место по численности среди рыб.

Промысловые выращиваемые сиговые рыбы были представлены пелядью (озеро Большое, Жилое, Малое Карьково, Сорочье, Чистое) и тугуном (озеро Чистое). Карп от зарыбления предшествующих лет присутствовал в озерах Безгусово, Большое Мишино, Матюшкино и Чистое, промысловое значение невелико.

Таким образом, результаты исследований свидетельствуют о том, что среди обследованных озер Бердюжского района встречаются водоемы как с пресными водами (озеро Мишино, Окунево, Матюшкино, Тарасово, Безгусово), так и с солоноватыми (озеро Большое Красное, Сорочье, Жилое). Для пресноводных водоемов характерны воды гидрокарбонатного класса натриевой группы, для солоноватоводных озер – хлоридного класса натриевой группы.

Кислородный режим в целом по водоемам напряженный: в зимнее время содержание растворенного кислорода снижалось ниже критической для вселяемых ценных видов рыб отметки – 1,0 мг/дм<sup>3</sup>. Максимальное содержание растворенного кислорода не превышало 2,6 мг/дм<sup>3</sup>, что в 2,3 раза ниже ПДК.

Водная флора озер представлена в основном гелофитами – 27 видов и гидатофитами – 18 видов. Плейстофиты представлены 7 видами.

В обследованных озерах формирование планктонных зооценозов в летний период происходило за счет продуцирования ветвистоусых рачков – фильтраторов (*Daphnia longispina* и *Daphnia pulex*) и фильтратов – диаптомид. Биомасса зоопланктона до 5 г/м<sup>2</sup> была отмечена в 15 озерах; 5-10 г/м<sup>2</sup> - в 5 озерах; больше 10 г/м<sup>2</sup> - в 2 озерах. По величине биомассы большинство водоемов относятся к малокормным.

Зообентос озер был представлен хирономидами, гаммарусами и моллюсками. Высокие значения биомассы (48,2 г/м<sup>2</sup>) отмечены в озере Безгусово, самые низкие (0,01 г/м<sup>2</sup>) – в озере Малое Карьково.

Ихтиофауна озер представлена 5 местными, 4 – выращиваемыми и 1 – случайно вселенными видами.

В зависимости от кислородного режима в зимнее время озера могут быть использованы в следующих целях:

- озёра Безгусово, Б.Мишино, Глубокое, Окунево, Половинное, Чистое – для многолетнего нагула ценных видов рыб;
- озёра Большое, Большое Карьково, Большое Воробьево, Жилое, Забошино, Заячье, Кривое, Малое Карьково, Травное – для однолетнего нагула;
- заморные озера (Большое Красное, Крутое, Малое Уктузское, Матюшкино, Сорочье, Шашмурино) – для выращивания сеголетков пеляди и карпа;
- озеро Соленое – Окунево - для использования в качестве грязелечения.

#### Список литературы

- Алексин О.А. Основы гидрохимии. – Л.: Гидрометеиздат, 1970. – 335 с.
- Алекин О.А., Семенов А.Д., Скопинцев Б.Д. Руководство по химическому анализу вод суши. – Л.: Гидрометеиздат, 1973. – 263 с.
- Атлас Тюменской области. - Тюмень: ГУГК, 1971. – Вып.1.-180 с.
- Жданов В.С. Аквариумные растения – М.: Лесная промышленность, 1981.- 308с.
- Линник П.Н., Кузьменко М.И., Кленус В.Г. Комплексная экологическая классификация качества поверхностных вод суши // Гидробиол. журнал. – 1993.- Т.29.- № 4. – С. 62-76.
- Определитель пресноводных беспозвоночных Европейской части СССР. Планктон и бентос. – Л.: Гидрометеиздат, 1977.- 511 с.
- Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши. – Л.: Гидрометеиздат, 1977. – 532 с.
- Привезенцев Ю.А. Гидрохимия пресных водоемов. – М.: Пищевая промышленность, 1973.- 118 с.
- Лукин Е.И. Пиявки пресных и солоноватых водоемов. – В серии: Фауна СССР. Пиявки.-Т. 1.- Л.: Наука, 1976.- 484 с.
- Флора водоемов России: определитель сосудистых растений.- М.: Наука, 2000. – 237 с.
- Флора Сибири: – Новосибирск: Наука, 1988 – 1997, - Т.1. – 120 с.

## ЭКОЛОГО-ТОКСИКОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА НАРВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА В СВЯЗИ С ЕГО ГИДРОЛОГИЧЕСКИМИ ОСОБЕННОСТЯМИ

Н.М. Аршаница, О.А. Ляшенко, О.А. Кузнецова

*ФГНУ «Государственный научно-исследовательский институт озёрного и речного рыбного хозяйства»  
199053, Санкт-Петербург, наб. Макарова, 26, Россия, ksenia892@mail.ru/*

Водохранилища - особая категория внутренних водоемов со специфическими особенностями водообмена, проточности, сезонных колебаний уровня и другими гидрологическими особенностями.

Качество воды в водохранилищах формируется под влиянием трех факторов: природных и хозяйственных условий формирования стока на водозаборе, количества и качества сточных вод и других источников загрязнения, поступающих в водоем, а также процессов, происходящих в самом водохранилище, которые в значительной степени определяются его гидрологическими особенностями, в частности, интенсивностью водообмена (Авакян, 1982)

Нарвское водохранилище является частью большой трансграничной водной системы: Псковско-Чудское озеро – река Нарва – Нарвское водохранилище - Нарвская губа Финского залива, которая имеет важное рыбохозяйственное значение. Это водохранилище озерного типа, образовано в нижнем течении реки Нарва в 1955-56 гг. и занимает площадь 191 км<sup>2</sup> при средней глубине 1,8 м и объеме воды 365 млн. м<sup>3</sup>. Длина водохранилища – 52 км, ширина – 15 км. В водохранилище впадают реки Нарва, Плюсса и Пята, вытекает только р. Нарва. Водообмен в водохранилище происходит более 30 раз в году. Несмотря на это, в водохранилище имеются акватории с замедлением водообменном и застойные участки - преимущественно в восточной части. Вследствие большой проточности существенное значение в водохранилище приобретают стоковые течения, вызванные притоком вод через р. Нарву и сбросом ее через Нарвскую ГЭС. Кроме того, в водоеме развиваются ветровые течения. В первом случае течения преимущественно формируются по затопленным руслам рек, а во втором – на мелководьях, которые характерны для большей части водохранилища. Сложная структура течений в водохранилище объясняется, в первую очередь, неравномерной работой двух электростанций, обуславливающей развитие в водоеме прямых и обратных длинных волн. Они в основном не изменяют движения транзитного потока, однако оказывают влияние на скорость перемещения воды в водоеме. Особенное значение для экологического состояния водохранилища они приобретают в период повышенной ветровой активности, когда способствуют выносу из его мелководных участков перешедших во взвешенное состояние донных отложений (Филатова, Аршаница, 2000)..

Основную часть (80%) притока воды в водохранилище составляет р. Нарва (средний годовой расход воды в устье - 12.5 км км<sup>3</sup>), которая вытекает из Чудского озера. По материалам наших исследований (Аршаница, Ляшенко, 2007) оно является одним из наиболее экологически чистых водоемов северо-запада России. В то же время акватория водохранилища испытывает мощное антропогенное воздействие, включающее химическое и тепловое загрязнение.

В водохранилище поступают сбросные теплые воды двух электростанций – Нарвской и Балтийской, в осенний период площадь подогрева достигает 100 км<sup>2</sup>, что составляет половину акватории водохранилища. Следует особо отметить, что сбросные воды электростанций и в обычном режиме содержат загрязняющие вещества различного класса опасности, а в аварийных ситуациях происходит массовое поступление токсикантов, вызывающее массовую гибель рыб. Кроме того, электростанции выбрасывают в атмосферу загрязняющие вещества, а также образуют шлакозолоотвалы которые загрязняют поверхностные и грунтовые воды токсикантами всех трех классов опасности (Носков и др., 1990; Алексеева, Гольдина, 1992). Большие выбросы загрязняющих веществ в атмосферу осуществляют предприятия Кингисеппского района «Фосфорит», «Полимер» и другие. Источниками загрязнения являются также предприятия сланцевой промышленности и промышленные и бытовые сточные воды городов Нарва, Сланцы, Ивангород и др.

Ежегодные выбросы загрязняющих веществ в атмосферу бассейна водохранилища по Ленинградской области составляют не менее 300 тысяч тонн, в виде «сухих» и «мокрых» осадков они поступают в водохранилище и на поверхность земли, формируя загрязненный поверхностный сток. Только в перечне определяемых токсикантов, поступающих в атмосферу с предприятий г. Кингисеппа, числится 97 наименований (Аршаница и др., 2000). В результате загрязнения в водохранилище неоднократно отмечались случаи массовой гибели свободноживущих и разводимых рыб (Eesti Entsuklopeedia, 1992).

Химико-аналитические исследования воды и донных отложений проводились в Центре лабораторного анализа и токсикологических измерений по Северо-Западному федеральному округу

Федеральной службы по экологическому и атомному надзору и в лаборатории продуктов питания и объектов окружающей среду “АНАЛЭКТ” института токсикологи Минздрава Российской Федерации (Санкт-Петербург), имеющих аттестаты аккредитации по утвержденным методикам.

Биологические исследования проб воды, донных отложений, атмосферных осадков и рыб осуществлялись по соответствующим методикам (Аршаница, 1969; Аршаница, Лесников, 1987; Методическое руководство...1991; Методические указания...2002; Кокуричева и др., 2005) Результаты анализов проб воды и донных отложений показали, что содержание наиболее опасных токсикантов – металлов, ПХБ, ХОП и др. нередко превышало существующие нормативы (Перечень...,1999). Так, содержание металлов в пробах воды из восточной, центральной и западной части водохранилища по материалам многолетних наблюдений нередко превышало нормативы (до 16-17 ПДК по содержанию меди) (табл.1). Концентрации ртути были выше норматива во всех пробах и на всех станциях. Отмечено более высокое содержание металлов на восточной, застойной части водохранилища.

**Таблица 1.** Содержание металлов (мг/л) в воде Нарвского водохранилища по данным 1996-2003 гг.

Металлы	Акватория водохранилища			ПДК мг/л
	Восточная	Центральная	Западная	
Алюминий	0,01-0,21	0,01-0,14	0,02-0,16	0,04
Мель	0,001-0,016	0,001-0,011	0,001-0,017	0,001
Железо	0,08-0,85	0,06-0,63	0,09-0,59	0,1
Марганец	0,01-0,07	0,009-0,03	0,008-0,05	0,01
Ртуть	0,000021-0,000083	0,00012-0,00019	0,00011-0,00009	0,00001
Цинк	0,012-0,026	0,009-0,02	0,008-0,003	0,01
Свинец	0,0031-0,017	0,0024-0,015	0,0039-0,016	0,006
Кадмий	0,0021-0,014	0,0016-0,008	0,0012-0,009	0,005

Содержание металлов в донных отложениях, взятых в разные периоды, также варьировало в значительных пределах и в ряде случаев существенно превышало ориентировочные нормативы (Bowen, 1966; Никаноров, Жулидов, 1991) (табл.2).

**Таблица 2.** Содержание металлов (мг/кг) в донных отложениях Нарвского водохранилища по данным 1996-2003 г.

Металлы	Акватория водохранилища			Ориентир. нормативы мг/кг
	Восточная	Центральная	Западная	
Кадмий	0,64-1,10	0,31-0,57	0,16-0,92	0,5
Хром	120-216,0	79-123,0	42-111,0	50,0
Медь	10-61,0	15-39,0	16-21,0	57,0
Железо	8000-13000	10000-15000	2100-12500,0	5000,0
Марганец	380-970,0	210-650,0	088-169,0	760,0
Никель	14-16,0	11-19,0	7,5-14,0	40,0
Свинец	90-180,0	60-130,0	11-29,0	20,0
Цинк	60-95,0	30-88,0	37-59,0	80,0
Ртуть	0,064-0,093	0,029-0,076	0,051-0,70	0,04

Не отмечено превышения нормативов только для содержания никеля, меди и марганца. Наиболее значительные превышения нормативов отмечены для свинца, хрома и железа. В большинстве случаев выше норматива было и содержание ртути.

Биотестирование проб воды, элютриатов донных отложений и атмосферных осадков показало, что пробы донных отложений в центре и на западе водохранилища были слаботоксичны, а на востоке – высокотоксичны. Пробы воды из западной части водохранилища были нетоксичны, а из восточной – слаботоксичны. Высокотоксичны были пробы атмосферных осадков, особенно дождя и слаботоксичны - пробы льда.

Ихтиопатологические исследования, проведенные на различных акваториях водохранилища, реке Нарве и Нарвской губе Финского залива, а также на Нарвском рыбноводном заводе (табл. 3), показали, что на всех исследованных акваториях, кроме р. Нарвы выше водохранилища, отмечено тотальное поражение рыб токсикозом, протекающим хронически с повреждениями в жаберной ткани, паренхиматозных органах, кишечнике и головном мозгу. Развитие токсикозов у рыб в основном



характеризовалось повреждениями средней тяжести патологического процесса. Наиболее тяжёлые повреждения были характерны для рыб старших возрастных групп, отловленных в восточной и центральной частях водохранилища.

Наиболее выраженные проявления патологического процесса были отмечены в восточной части акватории водохранилища, там же отмечалась и наименьшая численность рыб. Показательно, что были выявлены особи с новообразованиями в кишечнике и печени. Среди молоди рыб обнаружены особи с деформациями позвоночника и головы, что указывает на воздействие загрязняющих веществ на самых ранних стадиях развития. Разнообразие выявленных повреждений указывает на воздействие токсикантов различного типа действия.

Поражение рыб токсикозом в нижнем бьефе водохранилища (р. Нарва), Нарвской губе и Нарвском рыбоводном заводе однозначно указывает на вынос загрязняющих веществ из водохранилища.

**Таблица 3.** Результаты патологоанатомического исследования рыб р. Нарвы, Нарвского водохранилища и Нарвской губы Финского залива в 1996-2003 гг.

Место отбора проб	Вид рыбы	Количество исследованных рыб, экз.	Для поражённых рыб, %	Характеристика рыб по степени поражения токсикозом	
				Степень выраженности токсикоза в баллах	Количество экз.
Ст.1. Нарвское водохранилище. Восточная часть. Застойная акватория	Лещ	10	100	3,0	3
				3,5-4,0	7
	Язь	10	100	3,0	2
				3,0	1
	Линь	10	100	3,5	7
				3,0	2
Ст.2. Центральная часть водохранилища	Лещ	20	100	3,5-4,0	8
				3,0	10
	Плотва	20	100	2,0	5
				3,0	15
	Щука	10	100	2,0	2
				3,0	8
Ст.3. Нарва, выше водохранилища	Лещ	20	70	2,0	12
				3,0	2
	Плотва	30	60	2,0	14
				3,0	4
	Щука	10	80	2,0	6
				3,0	2
Ст.4. Нарва ниже водохранилища (нижний бьеф)	Лещ	30	100	2,0	10
				3,0	20
	Плотва	20	100	2,0	6
				3,0	14
	Судак	10	100	2,0	1
				3,0	9
Ст.5. Нарвская губа Финского залива	Судак	20	100	2,0	4
				3,0	14
	Плотва	15	100	3,5	2
				2,0	4
				3,0	11
				3,0	11
Ст.6. Нарвский рыбоводный завод по воспроизводству атлантического лосося.	Лосось, сеголетки	20	100	2,0	14
				3,0	6

Таким образом, проведенные исследования показали, что экосистема Нарвского водохранилища подвержена интенсивной токсификации, при этом предположительно доминирует аэрогенный путь поступления загрязняющих веществ, о чём свидетельствует высокая токсичность

проб атмосферных осадков. Наиболее высокий уровень загрязнения отмечен для восточной, наименее проточной акватории водохранилища.

Сравнение результатов химико-аналитических и биологических исследований Нарвского водохранилища с аналогичными исследованиями на других водоёмах с различным гидрологическим режимом (Аршаница, Ляшенко, 2007а, 2007б) позволяют предположить, что сохранению рыбохозяйственного значения Нарвского водохранилища на фоне массового поступления загрязняющих веществ способствуют именно его гидрологические особенности – мелководность, мощный приток чистой воды, наличие течений и интенсивный водообмен.

#### Список литературы

- Авакян А. Б. Водохранилища и окружающая среда. М. Знание, 1982. 48 с.
- Алексеева Т.Е., Гольдина Т.М. К вопросу оценки токсичности золошлаков ТЭС. // Основные направления совершенствования исследований и проектирования энергетических объектов (ТЭС и АЭС). Материалы конференций и совещаний по гидротехнике. г. Нарва, 17-20 сентября 1991. С-Петербург. 1992. С. 215-218.
- Аршаница Н.М., Петрова И.В., Филатова Т.Н. Характеристика антропогенной нагрузки на Нарвское водохранилище // Река Нарва и Нарвское водохранилище. Сб. статей о гидрологии, экологическом состоянии и водном хозяйстве. Тарту. 2000. С.70-74.
- Аршаница Н.М., Ляшенко О.А. Эколого-ихтиотоксикологическая оценка состояния Чудского озера // Проблема изучения, сохранения и восстановления водных биологических ресурсов в XX веке. Астрахань, Россия. 16-18 октября 2007. Материалы научно-практической конференции, посвящённой 110-летию института КаспНИРХ. 2007. С. 135-138.
- Аршаница Н.М., Ляшенко О.А. Эколого-ихтиотоксикологическая оценка сбросных тёплых вод электростанций // Эколого-биологические проблемы вод и биоресурсов: пути решения (50-летию образования Куйбышевского водохранилища). Сборник научных трудов. Ульяновск. 2007 а. С.203-209.
- Аршаница Н.М., Ляшенко О.А. Токсикозы рыб в естественных водоёмах и аквакультуре // Рациональное использование пресноводных экосистем – перспективное направление реализации национального проекта « Развитие АПК» Международная практическая конференция. Москва. 2007 б. С.376-379.
- Аршаница Н.М., Ляшенко О.А., Кузнецова О.А., Вознесенский А.М. Гидрологический фактор в формировании токсикологического режима водохранилищ // Проблема изучения, сохранения и восстановления водных биологических ресурсов в XX веке. Астрахань, Россия. 16-18 октября 2007. Материалы научно-практической конференции, посвящённой 110-летию института КаспНИРХ. 2007. С.138-140.
- Кокуричева М.П., Чинарёва И.Д., Екимова С.Б. Использование методов биотестирования для экологического мониторинга на примере токсикологической оценки снега и льда с Калининской АЭС // Повышение племенных и продуктивных качеств сельскохозяйственных животных. СПБАУ. СПб. 2005. С. 105-108.
- Методическое руководство по биотестированию воды РД 118-02-90. М. 1991. 48 с.
- Методические указания. Проведение наблюдений за токсическим загрязнением донных отложений в пресноводных экосистемах на основе биотестирования РД 52.24.635-2002. СПб. Гидрометеоиздат, 2002. 23 с.
- Никаноров А.М., Жулидов А.В. Биомониторинг металлов в пресноводных экосистемах. Л. Гидрометеоиздат, 1991. 312 с.
- Носков А.С., Савинкина М.А., Анищенко Л.Я. Воздействие ТЭС на окружающую среду и способы снижения наносимого ущерба. Аналитический обзор. Новосибирск. 1990. 184 с.
- Перечень рыбохозяйственных нормативов: предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение. М. Изд. ВНИРО. 1999. 304 с.
- Филатова Т.Н., Аршаница Н.М. Поля течений и температуры воды в озерной части Нарвского водохранилища // Река Нарва и Нарвское водохранилище. Сб. статей о гидрологии, экологическом состоянии и водном хозяйстве. Тарту. 2000. С.60-66.
- Bowen H.J.M. Trace elements in Biochemistry. London Academic Press. 1966. 274 p.
- Eesti Entsüklopeedia. Tln. Valgus, 1992. Lk. 559.

## СОДЕРЖАНИЕ ДЕЙСТВУЮЩИХ ВЕЩЕСТВ ПЕСТИЦИДОВ В ВОДЕ АЗОВСКОГО МОРЯ И ОЦЕНКА ВОЗМОЖНОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ ЗАГРЯЗНЕНИЯ НА ГИДРОБИОНТОВ

Л.А. Бугаев, С.И. Катаскова, А.В. Войкина, Н.А. Жердев,  
И.Н. Игнатенко, М.В. Матвейчук, Л.С. Радишевская, В.А. Баева  
*Азовский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства (ФГУП «АзНИИРХ»)  
344007, Ростов-на-Дону, Россия, bugayov@list.ru*

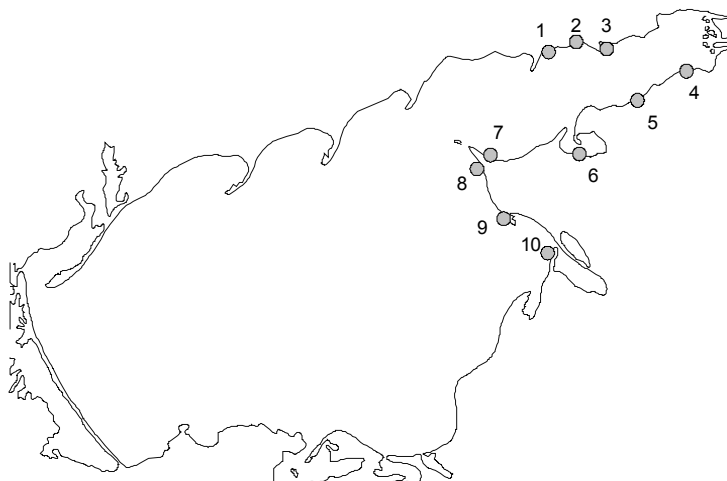
Пестицидные препараты, мигрирующие с поверхностными подземными водами в Азовское море, оказывают большое влияние на экосистему этого водоема. Это находит отражение в увеличении их содержания в воде донных отложениях и биоте. Следствием этого является снижение биопродуктивности экосистемы и возрастание потенциальной опасности для человека.

Ассортимент пестицидов за последние 30 лет претерпел существенные изменения. Важнейшее требование к современным пестицидам — их низкая активность для теплокровных животных. Однако, большинство препаратов, являясь малоопасными для теплокровных, представляют значительную опасность для гидробионтов (Щербакова, 2002; Левина и др., 2002).

Ростовская область и Краснодарский край относятся к регионам с интенсивным сельским хозяйством, где широко используются различные методы химической борьбы с вредителями (гербициды, фунгициды, протравители семян и т.д.). Пестицидная нагрузка на поля в среднем составляет около 2 кг/га по действующим веществам (Ракитский, 2004). При этом химические вещества в растворенном и твердом виде выносятся в акваторию Азовского моря, где возможно их оседание и фильтрация в донных отложениях или разбавление в водной массе.

Целью исследования являлась оценка теоретически возможного воздействия растворенных в воде водоема действующих веществ пестицидов на гидробионтов различных трофических уровней.

Отбор проб воды производился в прибрежной зоне акватории Азовского моря и Таганрогского залива. Выбор точек отбора проб определялся особенностями географии: как правило, вблизи впадения рек или мест возможных активных турбулентных процессов, приводящих к усиленному оседанию и фильтрации веществ в донных отложениях (районы наносных кос). География отбора проб воды и донных отложений представлена на рисунке 1.



**Рис. 1.** Станции отбора проб воды и донных отложений в прибрежной зоне Азовского моря и Таганрогского залива

Химический анализ предусматривал количественное определение содержания действующих веществ пестицидов в воде методом высокоэффективной жидкостной хроматографии. Колонка 4.6x150 мм Reprosil-PUR ODS-3, 5 мкм (Элсико, Россия); термостатирование — 40°C; подвижная фаза: Ацетонитрил/вода (70/30) в изократическом режиме; скорость потока 0.3 мл/мин; объем вводимого в хроматограф экстракта пробы -10 мкл. Экстрагирование веществ из образцов воды и донных отложений проводилось согласно принятым методикам (Другов, Родин, 2002а, б). Всего отслеживалось более сорока действующих веществ, принадлежащих к различным химическим классам.

Полученные результаты были соотнесены с паспортными данными для каждого из обнаруженных действующих веществ пестицидов — для всех обнаруженных веществ имеются

утвержденные ПДК для рыбохозяйственных водоемов, что позволяет провести оценку опасности, которую могут представлять эти вещества.

Система контроля и регламентации качества водной среды рыбохозяйственных водоемов основана на установлении предельно допустимых концентраций загрязняющих веществ в воде путем выполнения экспериментальных исследований на гидробионтах — представителях разных трофических уровней водной экосистемы. В модельном водоеме токсическое действие каждого пестицида оценивается минимум на 8 тест-объектах по 32–58 тест-функциям, определяется 80–120 тест-параметров, на основании которых в конечном результате выводится предельно допустимая концентрация — величина, не оказывающая отрицательного влияния на режим среды и состояние ее обитателей. В качестве примера в работе приведена токсикологическая характеристика Этофумесата (таблица 1). Для каждого пестицида лимитирующее звено — своё. Разброс величин токсикометрических параметров между звеньями может составлять 2–3 порядка.

**Таблица 1.** Параметры токсичности Этофумесата для водных организмов разных трофических уровней, полученные экспериментальным путем при разработке ПДК для рыбохозяйственных водоемов

Наименование пестицида	Трофические звенья (тест-объекты)	Пороговые концентрации (min физиолого-биохимические нарушения), мг/л	Летальная концентрация (ЛК <sub>100</sub> ), мг/л
Этофумесат (ПДК=0.007 мг/л)	Гидрохимия	0.5	—
	Сапроф. микроф.	0.5	—
	Микровод.	0.2	19.1
	Высшая водн. раст.	10.0	154.0
	Зоопланктон	0.1	1.58
	Ихтиофауна:		
	икра	3.68	8.70
	предличинки	1.0	4.28
	рыба	0.1	3.71
	Зообентос	15.0	37.5

Тест-параметры, полученные при разработке норматива (ПДК), могут иметь диагностическое и прогностическое значение в экспрессном мониторинге загрязнения теми или иными ксенобиотиками открытого рыбохозяйственного водоема. Принцип анализа основан на сопоставлении величины «загрязнения» и экспериментально установленных концентраций, при которых происходят физиолого-биохимические нарушения у гидробионтов и концентраций, при которых наступает гибель организмов.

**Таблица 2.** Краткая токсикологическая характеристика действующих веществ пестицидов, обнаруженных в воде

Вещество	ПДК, мг/л	Пороговая концентрация, мг/л	ЛК <sub>100</sub> , мг/л
Дикамба	50.0	100.0	3551.0
Имазалил	0.001	0.005	9.55
Имидаклоприд	1.0	3.0	298.5
Ленацил	1.0	5.0	1600.0
Метрибузин	0.5	1.0	370.7
Пенцикурон	0.01	0.05	1000.0
Римсульфурон	5.0	10.0	1663.3
Тебуконазол	0.1	0.2	80.2
Тиабендазол	0.0005	0.014	20.0
Фамоксадон	0.005	0.025	50.0
Ципроконазол	0.007	0.1	78.6
Этофумесат	0.007	0.1	154.0

**Таблица 3.** Содержание действующих веществ пестицидов в воде Азовского моря и возможные токсические эффекты у гидробионтов при проявлении аддитивного эффекта действующих веществ пестицидов

Номер станции отбора пробы	Вещество	Концентрация в водоеме, мг/л	Возможные токсические эффекты у гидробионтов
1	Римсульфурон Имидаклоприд Тиабендазол	0.0011 0.0099 0.0151*	Возможны отклонения биохимических показателей у рыб. Для гидробионтов остальных звеньев трофической цепи загрязнение безвредно.
2	Имидаклоприд Тиабендазол Тебуконазол Имазалил Фамоксадон	0.0117 0.0185* 0.0002 0.0016 0.00001	Возможна угроза для зоопланктона, фитопланктона и ихтиофауны, т.к. загрязнение находится в зоне пороговых и летальных концентраций.
3	Римсульфурон Имидаклоприд Тиабендазол Этофумесат Тебуконазол Фамоксадон	0.0014 0.0126 0.0162* 0.0003 0.0002 0.0004	Возможны физиолого-биохимические нарушения у рыб и негативное воздействие на общую численность и коэффициент скорости роста микроводорослей. Для гидробионтов остальных звеньев трофической цепи загрязнение безвредно.
4	Дикамба Римсульфурон Имидаклоприд Тиабендазол Ципроконазол	0.0008 0.0003 0.0094 0.0011* 0.0001	Токсический эффект у гидробионтов всех трофических уровней отсутствует.
5	Дикамба Римсульфурон Имидаклоприд Тиабендазол Ленацил Метрибузин Ципроконазол Этофумесат Тебуконазол Фамоксадон	0.0007 0.0004 0.0102 0.0027* 0.0009 0.0002 0.0004 0.0010 0.00003 0.0010	Возможны физиолого-биохимические нарушения у рыб и негативное воздействие на общую численность и коэффициент скорости роста микроводорослей. Для гидробионтов остальных звеньев трофической цепи загрязнение безвредно.
6	Римсульфурон Имидаклоприд Тиабендазол Ципроконазол Имазалил	0.0001 0.0081 0.0020* 0.00003 0.0001	Возможны негативное воздействие на репродуктивную способность и структуру популяции зоопланктонных организмов, нарушения физиолого-биохимические процессы у рыб.
7	Римсульфурон Имидаклоприд Тебуконазол	0.0009 0.0099 0.0159	Токсический эффект у гидробионтов всех трофических уровней отсутствует.
8	Римсульфурон Имидаклоприд Тиабендазол Ципроконазол Этофумесат Тебуконазол Фамоксадон	0.0017 0.0128 0.0169* 0.0145 0.0003 0.0003 0.00003	Возможны физиолого-биохимические нарушения у рыб и негативное воздействие на общую численность и коэффициент скорости роста микроводорослей. Для гидробионтов остальных звеньев трофической цепи загрязнение безвредно.
9	Римсульфурон Имидаклоприд Тиабендазол Ципроконазол Пенцикурон	0.0002 0.0019 0.0012* 0.0001 0.00004	Токсический эффект у гидробионтов всех трофических уровней отсутствует.
10	Дикамба Римсульфурон Имидаклоприд Тиабендазол Тебуконазол Имазалил	0.0039 0.0002 0.0132 0.0206* 0.0004 0.0034	Возможно негативное воздействие на репродуктивную способность и структуру популяции зоопланктонных организмов; возможны случаи летального исхода у зоопланктонных организмов и рыб.

Примечание: \* — превышение концентрации действующего вещества в водоеме над значением ПДК.

В таблице 2 представлена краткая токсикологическая информация по обнаруженным в воде действующим веществам пестицидов. Для удобства и простоты даны только крайние значения по пороговой концентрации для наименее устойчивых гидробионтов (для каждого вещества свое звено) и летальные концентрации ( $LK_{100}$ ) для наиболее устойчивых гидробионтов (для каждого вещества свое звено). Следует иметь в виду, что величина ПДК всегда меньше пороговых концентраций.

В результате химического анализа было выявлено, что во всех отобранных пробах воды присутствовали действующие вещества пестицидов. Количественный и качественный состав обнаруженных веществ варьировал в зависимости от места отбора (таблица 3). Всего было обнаружено 12 действующих веществ, токсичность которых значительно различалась.

Сравнительный анализ обнаруженных концентраций с данными ПДК показал, что вещества в водоеме присутствуют в незначительных количествах, как правило, значительно ниже предельно допустимых значений. Исключение составляет Тиабендазол (ПДК — 0.0005 мг/л). Причина очень низкого значения ПДК заключается не в его феноменальной токсичности, а в высокой стабильности. Если посмотреть таблицу 2, пороговая концентрация его намного выше и составляет 280 ПДК. Обнаруженные концентрации Тиабендазола в некоторых случаях находятся на уровне пороговых. Это северное побережье Таганрогского залива.

Таким образом, если подходить к проблеме загрязнения с позиции традиционного взгляда, когда анализируется каждое вещество в отдельности в соотношении эмпирических данных со значениями ПДК, можно заключить, что уровень загрязнения не оказывает негативного влияния на биоту водоема.

Однако загрязнение водного объекта в данных случаях состоит из нескольких пестицидов одновременно. Токсикологические эффекты пестицидов накладываются друг на друга, усиливая токсическое действие — так называемый эффект аддитивности. Механизм действия пестицидов на водные организмы неоднозначен и зависит от химической структуры вещества. Не всегда имеет место дозозависимый эффект, и расчет токсичности смеси по формуле Finney дает только среднюю острую летальность  $LK_{50}$ . Исходя из этого, для оценки опасности смеси «загрязнителей» для гидробионтов использовали всю зону экспериментально установленных токсичных параметров концентраций.

Следует сразу оговориться, что этот подход направлен на выявление максимально возможного негативного эффекта. В реальности аддитивный токсический эффект значительно ниже за счет возможного отсутствия синергизма между веществами, высокой буферной способности естественных экосистем. Таким образом, опираясь на представления об аддитивном действии пестицидов на гидробионтов, можно предполагать определенные эффекты в экосистеме Азовского моря (таблица 3).

Таким образом, анализ показал, что если рассматривать отдельно каждое количество пестицида обнаруженное в воде Таганрогского залива и Азовского моря, то в этих дозах загрязнение не представляет опасности для гидробионтов. Если предположить максимальный аддитивный характер действия пестицидов, то при обнаруженных дозах ядохимикатов негативное воздействие затрагивает не всю гидросферу, а только ее фрагменты: микроводоросли, зоопланктон и ихтиофауну. Наиболее загрязнены: участок у гирла Миусского лимана, Ейский лиман, район косы Долгой со стороны Азовского моря и Ясенский залив у гирла Бейсугского лимана.

#### Список литературы

- Другов Ю.С., Родин А.А. Пробоподготовка в экологическом анализе. С-Пб: «Анатолия», 2002. — 755 с.
- Другов Ю.С., Родин А.А. Экологическая аналитическая химия. С-Пб: «Анатолия», 2002. — 464 с.
- Левина И.Л., Москвичев Д.В., Гвозденко С.Б. Сравнительная оценка острого токсического воздействия пестицидов группы диазолов на гидробионты // Сб.н.тр. «Основные проблемы рыб.хоз-ва и охраны рыбохоз.водоемов Азово-Черномор. Бассейна», -2002. — С. 601–609.
- Ракитский В.Н., Синицкая Т.А. Ассортиментный индекс пестицидной нагрузки территорий в системе социально-гигиенического мониторинга // Гигиена и санитария, 2004, №5. — С. 38–40.
- Щербакова Н.И. Прогнозирование токсического действия пестицидов разных химических классов для осетровых рыб в период их раннего онтогенеза. Автореф. дис. канд. биол. наук. Ростов-на-Дону, 2002. — 25 с.

## СТРУКТУРНАЯ И ФУНКЦИОНАЛЬНАЯ ХАРАКТЕРИСТИКИ ЗООБЕНТОСА Р. ДНЕПР В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ

Г.П. Воронова, Т.В. Копылова

РУП «Институт рыбного хозяйства»

РУП «Научно-практический центр НАН Беларуси по животноводству»

г. Минск, ул. Стебенёва – 22, Беларусь, belniirh@infonet.by

В условиях антропогенного загрязнения водотоков особое значение приобретает изучение изменений, происходящих в гидробиоценозах на уровне структурных, количественных и функциональных характеристик. Такой подход в исследованиях позволяет оценить как текущее состояние водной экосистемы, так и тенденции в изменении качества водной среды водоёма в целом.

Влияние антропогенного воздействия на видовой состав, количественное развитие и продукцию макрозообентоса изучали в 2001 – 2004 г.г. на 9 створах р. Днепр в районе промышленных городов Орши, Могилёва, Речицы (выше городов 5-12 км, ниже сброса сточных вод с очистных сооружений городов на расстоянии 0,5 и 4-5 км).

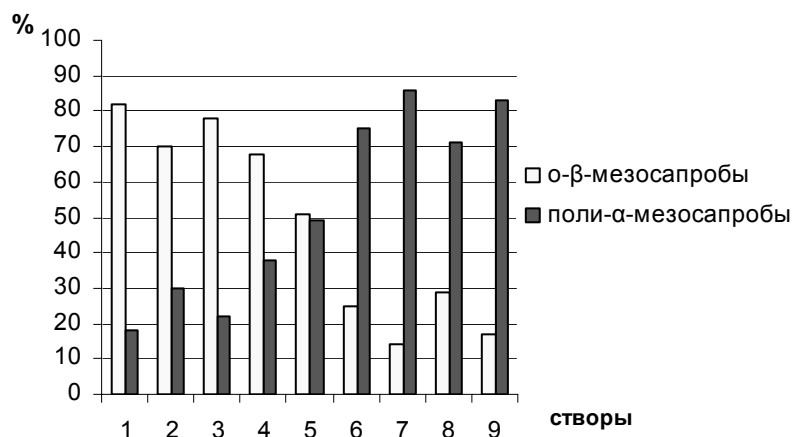
Проведенные исследования показали, что река Днепр подвергается значительному антропогенному и техногенному воздействию, приводящему к загрязнению органическим веществом, биогенными элементами, тяжёлыми металлами, фенольными соединениями, нефтепродуктами. Установлено, что 33% исследуемого участка реки на территории Беларуси загрязнено нитритами, 66% - аммонийным азотом, 33% - минеральным фосфором, 55% - органическим веществом, 66% - нефтепродуктами, 88% - фенолами и цинком, 100% - марганцем. Суммарная токсичность комплекса токсикантов в воде реки Днепр, основанная на лимитирующем показателе вредности (ЛПВ), превышала допустимую величину для рыбохозяйственных водоёмов в 6.5 – 11.5 раза (Куцко и др., 2003, Воронова и др., 2004).

Анализ пространственного распространения химических компонентов в р. Днепр показал, что по мере продвижения тока воды от верхнего участка реки к нижнему загрязнение реки токсикантами снижалось, а загрязнение органическим веществом и минеральными формами азота и фосфора увеличивалось. По содержанию минеральных форм азота, фосфора и легкоокисляемого органического вещества воду в р. Днепр до г. Могилёва можно отнести к разряду 3а-4а (достаточно чистой – умеренно загрязненной) (Оксиук и др., 1994). Ниже г. Могилёва уровень трофности вод повышается. Вода по этим створам относится к разряду 3б-4б (слабо загрязненной – сильно загрязненной). Наиболее загрязнена вода в районе г. Могилёва и г. Речицы (Куцко и др., 2003).

Под влиянием антропогенного эвтрофирования и загрязнения водотока проходило изменение структурных, количественных и функциональных характеристик сообщества макрозообентоса. За период исследований в зообентосе р. Днепр выявлено 37 видов личинок хирономид, 19 видов моллюсков, 9 видов личинок стрекоз, по 6 видов ручейников и поденок, 6 видов пиявок, 4 вида двояконогих раков, 12 видов представителей других таксономических групп (жуки, мокрицы, мошки и ракообразные) и группа олигохет, видовой состав которых не определяли.

Изучая зообентос в водоёмах различной трофности, многие авторы указывают на негативное влияние антропогенного воздействия на водоток, в результате чего снижаются видовой состав и численность, как отдельных групп, так и всего сообщества. Отдельные виды или группы организмов зообентоса могут служить индикаторами загрязнения вод (Балушкина, 1976; Коростылёв, 1976; Смирнова, 1976 и др.). По данным Е.В. Балушкиной (1976) в наиболее загрязненных водах относительная численность личинок комаров, принадлежащих к п/сем. *Chironomidae*, преобладает над представителями личинок комаров других подсемейств. В загрязненных водах численно преобладают личинки комаров п/сем., *Tanytarsidae*. В умеренно загрязненных водах наряду с личинками комаров п/сем. *Chironomidae* и *Tanytarsidae* присутствуют личинки комаров п/сем. *Orthocladinae* (за исключением фитофильных форм, которые в большинстве стенобионтны, оксифильны и встречаются в наиболее чистых водах).

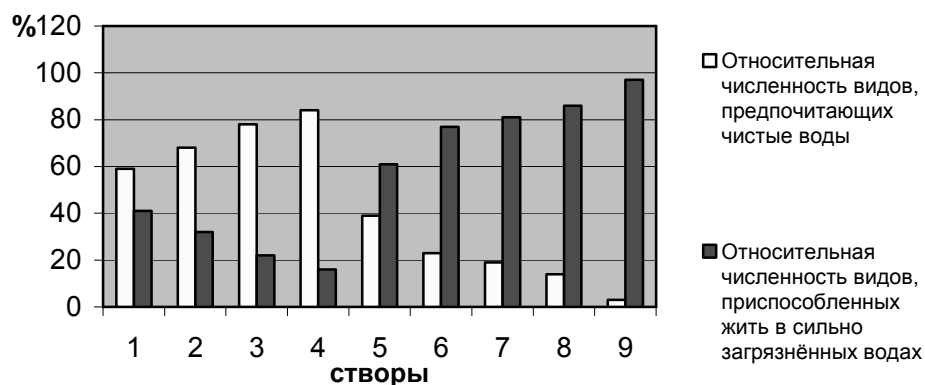
Как показали наши исследования численность комаров *Cricotopus gr. silvestris* (F.), *Microtendipes gr. chloris* (Mg.), *Tanytarsus gr. manicus* (Wulp.) и личинки комаров р. *Polypedilum* была выше на более чистых участках реки. На фоне снижения общего количества, численность личинок комаров *Chironomus gr. thummi* (Kieff), *Chironomus gr. salinarius* (Kieff), *Glyptotendipes gr. gripekoveni* (Kieff), *Limnochironomus gr. nervosus* (Staeg), *Pentapedilum sp.* была выше на более загрязненных участках. Доля личинок комаров 0-β-мезосапробных видов в общей численности личинок по мере увеличения загрязнения реки снижалась с 82% до 14%, а доля личинок поли-α-мезосапробов увеличилась от 18 до 86% (рис. 1).



**Рис. 1.** Соотношение о-β-мезосапробных и поли-α-мезосапробных видов в общей численности личинок хирономид р. Днепр

Показателем органического загрязнения водотока являются олигохеты, которые занимают второе место в общей численности зообентоса р. Днепр. Доля их составляет от 11 до 48% общей численности зообентоса. Содержание их в грунтах возрастало по мере увеличения загрязнения реки. Исключение составляет наиболее загрязненный участок реки (створ 8, район сброса сточных вод г. Речица). Из литературных данных известно, что на сильно заиленных грунтах вместо тубифицид развиваются зарослевые формы хирономид, которые держатся на поверхности иловых отложений (Смирнова, 1976), что наблюдалось в р. Днепр, где на 8-м створе наряду с *Chironomus gr. salinarius* (Kieff) отмечено увеличение численности личинок хирономид *Cricotopus gr. silvestris* и *Tahytarsus gr. tancus*. Мы не определяли видовой состав олигохет, но изменение средней индивидуальной массы свидетельствует о смене видового состава ведущих форм червей на протяжении всего водотока (таблица 1).

На территории Беларуси в Днепре зарегистрировано 19 видов моллюсков. Моллюски *Sphaerium corneum* (L.), *Sphaerium solidum* (Normand) выявлены на всех створах. Отсутствовали: *Sphaerium revicola* (Lamarch) на 9-ом створе, *Viviparus viviparus* (L.) – на 5-ом. Крупные двустворчатые моллюски *Unio* и *Anodonta*, моллюски *Bythinia tentaculata* (L.), *Lythoglyphus caspius* (Kry.), *Physa loutinalis* (L.) и др. предпочитали более чистые участки реки. Моллюск *V. viviparus* является показателем загрязнения вод, доля его в общей численности моллюсков на более чистых створах составляла в среднем 27%, на более загрязнённых в районе г.Речицы – 88%. Отсутствие моллюска вида *V. viviparus* на 5 створе в районе сброса сточных вод г. Могилёва и уменьшение его количества на створах 4 и 6, прилегающих к г. Могилёву, свидетельствует о наличии в седиментах на данных участках реки неучтенных факторов, негативно влияющих на жизнедеятельность данного вида моллюсков. По мере роста загрязнения водотока численность и биомасса моллюсков увеличивалась (табл. 1). При этом в общей численности моллюсков увеличивалась доля видов, приспособленных жить в загрязненной среде (рис. 2)



**Рис. 2.** Отношение о-β-мезосапробных и поли-α-мезосапробных видов в таксономической структуре сообщества моллюсков р. Днепр



**Таблица 1.** Средняя численность и биомасса зообентоса р. Днепр, 2001-2004 гг.

Створ, №	Группы организмов																
	I. Chironomidae					Oligochaeta			Mollusca				Varia				Σ
	N/B	%	S	w	d	N/B	%	w	N/B	%	S	d	N/B	%	S	d	N/B
1	<u>1060</u> 2,408	<u>57,2</u> 0,3	14	2,3	0,43	<u>358</u> 1,57	<u>19,3</u> 0,2	4,4	<u>332</u> 858,6	<u>18,0</u> 98,8	9	0,49	<u>102</u> 6,797	<u>5,5</u> 0,7	13	1,29	<u>1852</u> 869,4
2	<u>1756</u> 2,915	<u>55</u> 0,8	16	1,7	0,38	<u>977</u> 2,781	<u>30,0</u> 0,8	2,8	<u>344</u> 367,9	<u>11,0</u> 95,1	10	0,54	<u>128</u> 12,979	<u>4,0</u> 3,3	15	1,33	<u>3197</u> 386,6
3	<u>2248</u> 3,042	61,0 0,8	15	1,3	0,32	<u>405</u> 1,335	<u>11,0</u> 0,4	3,3	<u>728</u> 351,3	<u>20,0</u> 96,3	10	0,37	<u>310</u> 9,124	<u>8,0</u> 2,5	23	1,31	<u>3691</u> 364,9
4	<u>948</u> 1,347	<u>40,2</u> 0,2	15	1,4	0,49	<u>715</u> 9,979	<u>30,3</u> 1,6	13,9	<u>412</u> 594,4	<u>17,5</u> 97,5	12	0,59	<u>284</u> 4,006	<u>12,0</u> 0,7	11	0,65	<u>2359</u> 609,7
5	<u>2119</u> 3,836	<u>70,3</u> 5,7	22	1,8	0,48	<u>723</u> 9,37	<u>24,0</u> 14,0	12,9	<u>41</u> 49,9	<u>1,3</u> 74,0	5	0,78	<u>132</u> 4,243	<u>4,4</u> 6,3	10	0,85	<u>3015</u> 67,3
6	<u>727</u> 3,86	<u>39,2</u> 1,1	16	5,3	0,59	<u>860</u> 5,338	<u>46,4</u> 1,6	6,4	<u>141</u> 325,6	<u>7,6</u> 96,9	7	0,59	<u>126</u> 1,365	<u>6,8</u> 0,4	10	0,89	<u>1854</u> 336,2
7	<u>281</u> 0,937	<u>9,3</u> <0,1	12	3,3	0,71	<u>1452</u> 3,559	<u>48,0</u> 0,1	2,4	<u>1089</u> 2290,6	<u>36,0</u> 99,6	6	0,18	<u>200</u> 4,56	<u>6,7</u> 0,2	12	0,85	<u>3022</u> 2299,6
8	<u>849</u> 5,576	<u>22,0</u> 0,1	13	6,6	0,45	<u>587</u> 2,41	<u>15,2</u> <0,1	2,4	<u>1438</u> 4208,5	<u>37,4</u> 99,7	10	0,26	<u>976</u> 4,067	<u>25,4</u> 0,1	7	0,22	<u>3850</u> 4220,6
9	<u>431</u> 0,709	<u>15,4</u> <0,1	8	1,6	0,38	<u>1108</u> 4,87	<u>39,5</u> 0,2	4,1	<u>1041</u> 2597,8	<u>37,1</u> 99,6	4	0,12	<u>224</u> 3,769	<u>8,0</u> 0,1	7	0,47	<u>2804</u> 2607,1
средние	<u>1158</u> 2,737	<u>40,6</u> 0,2	14	2,4	0,41	<u>789</u> 4,579	<u>28,0</u> 0,4	4,4	<u>618</u> 1293,8	<u>21,7</u> 99,0	8	0,32	<u>276</u> 5,657	<u>9,7</u> 0,4	12	0,72	<u>2850</u> 1306,8

Примечание:

N - численность, экз/м<sup>2</sup>;

B - биомасса, г/м<sup>2</sup>;

S-количество видов;

W-средняя масса индивидуума, мг;

d - индекс видового разнообразия, рассчитанный по Менхинику (цит. по Кренивой, 1976)

Аналогичная картина наблюдалась и в сообществах гидробионтов, включённых в группу «Varia». Все личинки насекомых (стрекоз, подёнок, ручейников), пиявок и виды ракообразных, приспособленные жить в более чистых водах, определяли численность, биомассу и количество видов на верхних створах реки; на нижних створах эти показатели определяли личинки мошек из семейств Sciomyzidae, Melusina и Dikerogammarus. Индекс видового разнообразия гидробионтов, включённых в группу «Varia», по мере загрязнения водотока Днепра снижался.

Исследования сообщества макрозообентоса р. Днепр показали, что в целом по реке с усилением антропогенного воздействия общее количество макрозообентоса увеличивается за счет поли- $\alpha$ -мезасапробных видов, приспособленных жить в загрязненной среде. При этом основу численности зообентоса составляли личинки хирономид в среднем до 40.6%, биомассы – моллюски (99%).

За год в среднем зообентосом продуцируется до 1853.7 ккал/м<sup>2</sup> органического вещества, в основном за счет моллюсков. По мере эвтрофикации водотока количество продуцируемого вещества возрастает относительно более чистых участков на порядок (табл. 2).

Анализ энергетического баланса зообентоса р. Днепр показал, что основную нагрузку в утилизации и деструкции органического вещества грунтов играют моллюски. Их энергозатраты на дыхание превышают аналогичные затраты у других популяций (личинки хирономид, олигохет и других личинок насекомых) в среднем на 2-3 порядка.

**Таблица 2.** Энергетический баланс зообентоса р. Днепр, 2001-2004 г.г

	№ створа									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	среднее
P	1228.3	546.7	519.2	895.5	105.7	483.0	3249.2	5968.3	3685.1	1853.4
R	1842.4	828.0	778.8	1343.2	163.0	724.5	4873.8	8952.4	9527.6	3226.0
A	3070.7	1366.0	1298.0	2238.7	271.7	1207.5	8123.0	14920.6	9212.7	4634.3
C	5113.3	2269.0	2157.2	3748.1	450.1	2011.8	13551.8	24864.9	15351.8	7724.2

Примечание: -P –продукция, ккал/м<sup>2</sup>; R- траты на обмен, ккал/м<sup>2</sup>; A- ассимиляция (P+R), ккал/м<sup>2</sup>; C- рацион, ккал/м<sup>2</sup>.

Таким образом, проведенными исследованиями установлено, что антропогенное эвтрофирование и загрязнение экосистемы р. Днепр оказывает влияние на структуру, количественное развитие и функциональные показатели макрозообентоса.

С увеличением антропогенного воздействия на водоток возрастает количество и продукция зообентоса за счет видов, приспособленных жить в загрязненной среде (поли-  $\alpha$ -мезасапробов). При переходе уровня загрязнения вод от умеренно загрязненных к сильно загрязненным доля поли- $\alpha$ -мезасапробов превышает 50% общей численности зообентоса.

Численность зообентоса в среднем для р. Днепр составила 2850 экз./м<sup>2</sup> при колебании на разных створах от 1852 до 3850 экз./м<sup>2</sup>, биомасса - 1306.8 г/м<sup>2</sup> (67,4 – 4220.6 г/м<sup>2</sup>), продукция за год - 1853.7 ккал/м<sup>2</sup> (105.7 – 5968.3 ккал/м<sup>2</sup>). В численности зообентоса преобладают хирономиды (в среднем до 40.6%), в биомассе и продукции - моллюски.

Основную нагрузку в утилизации и деструкции органического вещества грунтов р. Днепр несут моллюски. Их энергозатраты на дыхание превышали аналогичные затраты у других популяций (личинки хирономид, олигохет и других личинок насекомых) в среднем на 2-3 порядка.

#### Список литературы

- Балушкина Е.В. Хирономиды как индикаторы степени загрязнения воды // Мат. симпозиума. Гидробиологические методы контроля качества вод. Л., 1976, с.106-118.
- Воронова Г.П., Копылова Г.В., Куцко Л.А., Адамчик Г.Г., Прищепов Г.П., Сенникова В.Д., Пантелей С.Н., Адамович Б.В. Продуктивность гидробиоценозов реки Днепр при антропогенном эвтрофировании и загрязнении водотока. // Мат. Межд. научно-практ. конф. 23-27 августа 2004г., Минск. Стратегия развития аквакультуры в условиях XXI века. Минск: ОДО «Тонпик», 2004, с. 162-165.
- Коростылёв М.В. Изменение фауны хирономид в зависимости от степени загрязнения грунтов. // Матер. симпозиума. Гидробиологические методы контроля качества вод. Л., 1976, с.132-133.
- Кренёва С.В. Особенности биологического анализа загрязнённых вод в больших олиготрофных водоёмах. // Матер. симпозиума. Гидробиологические методы контроля качества вод. Л., 1976, с.133-134.
- Куцко Л.А., Воронова Г.П., Адамчик Г.Г. Качество воды реки Днепр в условиях антропогенного и техногенного воздействия. Вопросы рыбного хозяйства Беларуси. Минск, 2003, вып. 19, с. 223-229.
- Оксиюк О.П., Жукинский В.Н. и др. Комплексная экологическая классификация качества поверхностных вод суши. Гидробиол. журн., 1993, т.29, № 4, с. 62-76.

## ТОКСИКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ВОД РЕКИ ТОМИ И ЕЕ ПРИТОКОВ МЕТОДАМИ БИОТЕСТИРОВАНИЯ (МАРТ, 2008 Г.)

В.В. Горгуленко

Институт водных и экологических проблем СО РАН  
656038, г. Барнаул, ул. Молодежная, 1, Россия, lada@iwep.asu.ru

Река Томь, крупный правый приток реки Оби, который берет начало на западном склоне Абаканского хребта (Атавин, 1999). Водосборный бассейн реки находится в административных границах республик Хакасия (исток) и Алтай, Кемеровской, Новосибирской и Томской областей (устье), а также Алтайского края (Андраханова, 1996). Длина водотока – 827 км. Основные притоки – реки Уса, Мрас-Су, Кондома, Аба, Ускат, Тайдон, Верхняя, Средняя и Нижняя Терсь.

В пределах Кемеровской области протяженность участка реки – 596 км. Основные водопользователи воды реки и ее притоков – крупные предприятия угольной, горнодобывающей, металлургической, химической, топливно-энергетической, коксохимической, деревообрабатывающей и машиностроительной промышленности, коммунальные и сельскохозяйственные предприятия крупных населенных пунктов и городов Междуреченск, Новокузнецк.

К наиболее характерным загрязняющим веществам поверхностных вод р. Томи относят взвешенные вещества, аммонийный азот, тяжелые металлы (медь, свинец, цинк, никель, железо, марганец, хром, молибден, кадмий), нефтепродукты и легколетучие фенолы, поверхностно-активные вещества. Загрязняющие вещества поступают в воду со сточными водами, с талыми водами в период половодья, а также в результате выпадения атмосферных осадков и смыва загрязненного почвенного покрова поверхностным склоновым стоком дождевых паводков (Андраханова, 1996). Увеличение концентраций целого ряда микроэлементов в речных водах связывают не со сбросами производственных стоков, а с поступлением в речную сеть талых вод с пониженными значениями pH и с поверхностным стоком водосборной территории, содержащим значительное количество органических кислот (Савичев, 2002). Выявлено, что в период зимней межени наиболее ярко выражено загрязнение нефтепродуктами, а для некоторых участков реки в этот период характерно высокое содержание летучих фенолов и аммонийного азота. В весенний период преобладает загрязнение пестицидами и на некоторых участках реки – формальдегидом, фенолами, нитратным и аммонийным азотом. Локальное загрязнение реки тяжелыми металлами связывают с промышленной деятельностью городов (Папина, 1996).

Большое влияние на качество р. Томи оказывают ее притоки. К самым грязным притокам относят р. Абу, которая протекает по гг. Прокопьевску, Киселевску и Новокузнецку. Согласно данным за 1997 г. (Дьяченко, 1997) годовые концентрации нефтепродуктов в р. Абе превышали показатели ПДК в 8 – 10 раз, азота нитритного – в 8 – 10 раз, фенолов – в 9 – 18 раз, качество воды в верховье реки оценивали как «грязные». Другими наиболее загрязненными притоками р. Томи являются р. Уса и р. Кондома. Для р. Усы характерно загрязнение нефтепродуктами, аммонийным и нитритным азотом, фенолами и ионами железа в районе г. Междуреченска. Загрязнение нефтепродуктами и фенолами других притоков р. Томи – рр. Мрас-су, Мундыбаш, Ускат – связывают с большим количеством транспорта, золотодобычей и лесоразработками.

Отметим, что система мониторинга качества поверхностных вод р. Томи и ее притоков, основанная на оценке экологической обстановки по ПДК загрязняющих веществ, не дает полного ответа об их влиянии и антропогенной нагрузки на водные организмы. В связи с этим, актуальна оценка качества воды р. Томи и ее притоков гидробиологическими методами, одними из которых являются токсикологические методы биотестирования поверхностных вод на гидробионтах. Так по данным Г.И. Тушковой (Зарубина, 2002) в 1999 г. вода р. Томи, на участке от п. Ерунаково до п. Крапивинский, не оказывала острого и хронического токсического действия на выживаемость тест-особей *Daphnia magna* Straus. О возможном наличии в воде токсических веществ свидетельствовало снижение плодовитости, а также сроки вымета молоди и задержка в развитие дафний. Биотестирование воды р. Томи весной 2001 г., с помощью бактерий *Photobacterium phosphoreum* (микробиосенсор В 677F-89), показало, что вода у с. Камешок, расположенного выше г. Междуреченска, оказывает ингибирующее действие на свечение бактерий (отклонение от контроля составило -25%) и вода была оценена как «среднетоксичная». Вода ниже г. Новокузнецка, у с. Славино, ингибировала свечение тест-организмов до -58% и вода была оценена как «высокотоксичная».

Исследования качества воды р. Томи и ее притоков первого, второго и третьего порядков методами биотестирования были продолжены в марте 2008 г., в период пониженного потенциала самоочищения реки.

В пределах Кемеровской области в подледный период (с 3 по 6 марта 2008 г.) было отобрано пять проб поверхностных вод из р. Томи, семнадцать проб воды из ее притоков первого порядка, семь проб воды из притоков второго и три пробы воды из притоков третьего порядка.

**Таблица 1.** Показатели токсичности воды р. Томи (март, 2008)

Пункт	Тест-объект					
	цериодафния			сценедесмус		хлорелла
	ЛКР <sub>20</sub> <sup>192</sup>	КРП <sub>20</sub> <sup>192</sup>	КРП <sub>50</sub> <sup>192</sup>	ИКР <sub>50</sub> <sup>96</sup>	БКР <sub>20</sub> <sup>96</sup>	ТКР <sub>20</sub> <sup>22</sup>
выше г. Междуреченска, Карайский водозабор, середина	0.0	0.0	0.0	1.01	1.5	6.2
ниже г. Междуреченска, перед очистными сооружениями, лев. берег	0.0	5.9	0.0	1.5	7.2	6.8
Драгунский водозабор (2-ая очередь), лев. берег	1.01	5.1	1.4	1.2	1.9	3.7
г. Новокузнецк, выше речного порта, лев. берег	0.0	8.0	1.3	4.5	44.7	7.0
ниже д. Терехино, правая протока	0.0	5.4	1.8	2.6	8.5	7.5

Для токсикологического анализа вод р. Томи и ее притоков использовали тест-культуры низших ракообразных – дафнии (*Daphnia magna* Straus) и цериодафнии (*Ceriodaphnia affinis* Lillijeborg), протококковых водорослей – хлореллы (*Chlorella vulgaris* Beijer) и сценедесмуса (*Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Breb.). В экспериментах устанавливали: для дафний, сценедесмуса и хлореллы – острую токсичность (ФР.1.39.2001.00283, ФР.1.39.2001.00284, ПНД Ф Т 14.1:3:4.10-04), для цериодафний – острую и хроническую токсичность (ФР.1.39.2001.00282). Также были использованы дополнительные показатели токсического действия вод на плодовитость цериодафний: КРП<sub>20</sub><sup>192</sup> – безвредный порог токсичности исследуемой среды, при котором угнетение плодовитости цериодафний в опыте к контролю не превышает 20%; КРП<sub>50</sub><sup>192</sup> – медианный порог токсичности исследуемой среды, при котором угнетение плодовитости цериодафний в опыте к контролю не превышает 50%. Вода р. Томи и ее притоков не оказывала острого токсического действия на дафний и цериодафний.

Установлено (табл. 1), что вода р. Томи, отобранная выше г. Междуреченска (Карайский водозабор), не оказывает хронического токсического действия на выживаемость и плодовитость цериодафний, что согласуется с данными полученными в 2000 – 2001 гг. (Зарубина, 2002). По сравнению с другими участками исследования р. Томи, на этом участке выявлено наименьшее ингибирующее действие воды на рост клеток водорослей сценедесмуса. По показателям ИКР<sub>50</sub><sup>96</sup> для сценедесмуса вода реки ниже г. Междуреченска (перед очистными сооружениями), в черте г. Новокузнецка (выше речного порта) и ниже д. Терехина токсичнее воды выше г. Междуреченска в 1,5, 4,5 и в 2,6 раз, соответственно, а по показателям БКР<sub>20</sub><sup>96</sup> – в 4,8, 29,8 и в 5,7 раз.

Вода р. Томи, отобранная около Драгунского водозабора (2-ая очередь), оказывала хроническое токсическое действие не только на плодовитость цериодафний, но и на их выживаемость. По реакции водорослей вода на этом участке реки менее токсична, чем вода ниже г. Междуреченска (перед очистными сооружениями). Показатели КРП<sub>20</sub><sup>92</sup>, ИКР<sub>50</sub><sup>96</sup> и БКР<sub>20</sub><sup>96</sup> для воды отобранной в черте г. Новокузнецка (выше речного порта) превышают эти же показатели токсичности воды отобранной ниже г. Междуреченска в 1,3; 3 и 6,2 раза, соответственно. Вода около с. Терехино по реакции хлореллы более токсична, чем вода выше речного порта г. Новокузнецка, а по реакции сценедесмуса – менее токсична (см. табл. 1).

Для притоков первого порядка р. Томи (табл. 2) установлено, что на рост клеток водорослей сценедесмуса наибольшее токсическое действие оказывала вода рек Есаулка, Уса, Каландас, Игаза, Большой Кийзак и Подобас, а наименьшее – рек Мрас-су и Тальжина. Наибольшее токсическое действие на рост клеток хлореллы оказывала вода рек Есаулка, Байдаевка, Большой Кийзак, Аба и Абашева, а наименьшее – реки Уса. В хроническом эксперименте с цериодафниями вода рек Есаулка,

Большой Кийзак, Уса, Аба и Байдаевка вызывала гибель тест-особей. На плодовитость цериодафний наибольшее угнетающее действие оказывала вода реки Есаулка, а наименьшее – вода рек Игаза, Мрас-су, Кондома и Черная речка.

**Таблица 2.** Показатели токсичности воды притоков первого порядка р. Томи (март, 2008 г.)

Река	Пункт	Тест-объект					
		сценедесмус		хлорелла	цериодафния		
		ИКР <sub>50</sub> <sup>96</sup>	БКР <sub>20</sub> <sup>96</sup>	ТКР <sub>20</sub> <sup>22</sup>	ЛКР <sub>20</sub> <sup>192</sup>	КРП <sub>20</sub> <sup>192</sup>	КРП <sub>50</sub> <sup>192</sup>
Уса	ниже г. Междуреченска, перед очистными сооружениями, лев. берег	2.9	94.4	3.3	1.2	3.8	1.9
Большой Кийзак	выше Томь-Усинской шахты, середина	17.3	55.7	33.6	1.3	3.5	2.3
Мрас-су	г. Мыски, лев. берег	1.8	9.3	7.1	0.0	1.9	0.0
Игаза	под мостом, середина	8.6	59.1	9	0.0	4.0	0.0
Подобас	с. Подобас, под мостом, середина	8.8	49	5.3	0.0	2.8	1.4
Каландас	с. Безруково, середина	9.4	67.4	11.7	0.0	2.9	1.3
Абашева	1 км выше устья, лев. берег	3.9	10.0	17.2	0.0	2.9	1.1
Тальжина	с. Тальжино, середина	2.2	8.4	7	0.0	1.9	1.4
Осиновка	у Абашевской шахты, середина	3.9	9.2	7.5	0.0	1.9	1.3
Байдаевка	г. Новокузнецк, 1 км выше устья, середина	3	15.8	41	1.01	5.8	1.6
Кондома	устье, лев. берег	3.9	8.9	6.6	0.0	1.7	1.2
Аба	г. Новокузнецк, 500 м выше устья, лев. берег	4.2	26.1	20.5	1.1	2.0	1.7
Черная речка	под а/м мостом, середина	7.9	10.0	8.5	0.0	1.7	1.2
Есаулка	под ж/д мостом, около ст. Полосухино, середина	19.9	86.3	47.3	1.6	9.1	2.0

Сопоставление результатов биотестирования поверхностных вод р. Абы с результатами биотестирования водных вытяжек донных отложений, полученными в январе 2008 г (табл. 3), показывает, что поверхностные воды р. Абы в большей степени оказывают влияние на рост клеток водорослей хлореллы, а донные отложения на плодовитость цериодафний. По реакции хлореллы класс качества поверхностных вод реки – был оценен как «токсичные», а водных вытяжек донных отложений – как «среднетоксичные» и «слаботоксичные». Кратность разбавления водных вытяжек донных отложений реки угнетающая плодовитость цериодафний на 50% составила от 100 до 130, а для поверхностных вод – в 1,73 раза. Характеристика токсичности водных вытяжек донных отложений мало отличалась от таковой р. Искитимка.

**Таблица 3.** Показатели токсичности водных вытяжек донных отложений р. Абы и р. Искитимки (январь, 2008 г.)

Река	Пункт	Тест-объект						
		сценедесмус		хлорелла		цериодафния		
		ИКР <sub>50</sub> <sup>96</sup>	БКР <sub>20</sub> <sup>96</sup>	ТКР <sub>20</sub> <sup>22</sup>	ТКР <sub>30</sub> <sup>22</sup>	ЛКР <sub>20</sub> <sup>192</sup>	КРП <sub>20</sub> <sup>192</sup>	КРП <sub>50</sub> <sup>192</sup>
Аба	г. Прокопьевск	1.6	36.3	-	6.3	0.0	106.0	100.0
Аба	г. Новокузнецк, мост в п. Кунбыч	1.3	151.6	1.8	-	0.0	184.3	100.0
Аба	г. Новокузнецк, ул. Пирогова	1.5	9.2	2.9	-	0.0	181.1	130.2
Искитимка	г. Кемерово	1.3	39.8	4.8	-	0.0	183.8	110.7

Результаты токсикологического анализа вод притоков второго и третьего порядков р. Томи (табл. 4) позволили установить наименее и наиболее загрязненные реки. К наименее загрязненным притокам второго порядка была отнесена р. Мундыбаш (приток р. Кондома), к наиболее загрязненным - реки Ольжерас (приток р. Уса), Шарап (приток р. Аба) и Кривой Ускат (приток р. Ускат). По степени уменьшения их токсического влияния на тест-объекты притоки р. Томи можно расположить в следующем порядке: р. Шарап < р. Ольжерас < р. Кривой Ускат. Возможно, что вода р. Ольжерас влияет на увеличение содержания токсических соединений в реке Уса, что способствует ухудшению качества ее воды. Исключение из рассмотрения значения токсичности воды р. Тельбес для хлореллы, позволяет отнести воды этой реки к наименее загрязненным. Это позволяет сделать вывод, что воды притоков третьего порядка р. Томи (реки Тельбес и Учуден) не оказывают влияние на качество р. Мундыбаш (см. табл. 4).

**Таблица 4.** Показатели токсичности притоков второго и третьего порядков р. Томи (март, 2008)

Река	Пункт	Порядок реки	Тест-объект					
			цериодафния			сценедесмус		хлорелла
			ЛКР <sub>20</sub> <sup>192</sup>	КРП <sub>20</sub> <sup>192</sup>	КРП <sub>50</sub> <sup>192</sup>	ИКР <sub>50</sub> <sup>96</sup>	БКР <sub>20</sub> <sup>96</sup>	ТКР <sub>20</sub> <sup>22</sup>
Ольжерас (приток р. Уса)	4-5 км от устья, середина	II	1.7	22.5	5.03	25.7	116.7	5.5
Мундыбаш (приток р. Кондома)	п.г.т. Мундыбаш, гидропост, середина	II	-	1.2	-	1.3	2	3
Учуден (приток р. Мундыбаш)	650 м выше устья, пр. берег	III	-	2.1	-	1.3	5.7	7.8
Тельбес (приток р. Мундыбаш)	п.г.т. Мундыбаш, выше двух мостов, пр. берег	III	-	-	-	1.1	1.9	30.5
Кинерка (приток р. Кондома)	с. Николаевка, середина	II	-	3.0	1.40	3.2	8.3	8.2
Сосновка (приток р. Кондома)	с. Сосновка, середина	II	-	1.8	-	1.4	3	7.4
Шарап (приток р. Аба)	п. Калачево, середина	II	1.7	46.4	17.5	25.3	85.1	22.3
Горбуниха (приток р. Аба)	г. Новокузнецк, середина	II	-	1.7	1.02	1.6	8.2	7.9
Тугай (приток р. Ускат)	у пересечения с трассой, пр. берег	III	-	4.9	2.1	3.9	9.7	7.6
Кривой Ускат (приток р. Ускат)	под мостом, середина	II	1.1	4.0	1.5	13.4	65.2	17.4

Таким образом, результаты токсикологического анализа воды отобранной в пределах Кемеровской области из р. Томи и ее притоков первого, второго и третьего порядков, в подледный период, позволили сделать следующие выводы:

1. Наименьшее токсическое действие на используемые в опытах тест-объекты оказывала вода р. Томи выше г. Междуреченска (Карайский водозабор), что позволяет рассматривать этот участок реки как фоновый.

2. Ниже г. Междуреченска (перед очистными сооружениями) происходит ухудшение качества воды р. Томи. Но, по реакции водорослей качество воды около Драгунского водозабора (2-ая очередь) улучшается, по реакции цериодафний – снижается.

3. На исследуемом участке р. Томи наиболее загрязнен участок реки выше речного порта г. Новокузнецка. По сравнению с ним, вода около с. Терехино по реакции сценедесмуса менее токсична, а по реакции хлореллы более токсична.

4. К наиболее загрязненным притокам первого порядка р. Томи отнесены реки Есаулка, Большой Кийзак, Уса, Аба, Игаза.

5. Среди исследуемых притоков третьего порядка р. Томи наименее загрязнен приток р. Кондома – р. Мундыбаш, а наиболее загрязнен приток р. Абы – р. Шарап.

*Работа выполнена при организационной и финансовой поддержке ЗАО «Центра экологических технологий» (г. Барнаул).*

#### Список литературы

- Андраханова О.П., Баранник Л.П., Овденко В.И. О состоянии водных ресурсов бассейна реки Томи / Обской вестник. – 1996. - №4. – С. 5 – 25.
- Атавин А.А., Орлова Г.А., Савкин В.М. Современная и перспективная водно-ресурсная ситуация на реки Томи и ее водосборном бассейне / Обской вестник. – 1999. - №3 – 4. – С. 62 – 68.
- Дьяченко Н.А. Загрязнение рек Кемеровской области / Обской вестник. – 1997. – №1. – С. 37 – 38.
- Зарубина Е.Ю., Кириллов В.В., Тушкова Г.И. и др. Оценка качества воды и донных отложений реки Томи в период пониженного потенциала самоочищения / Биология внутренних вод: проблемы экологии и биоразнообразия: Мат. XII меж-ой конф. молодых ученых, посвящ. 50-летию назначения контр-адмирала, дважды Героя Советского Союза И.Д. Папанина дир. Ин-та Биол. Внут. Вод. 23 – 26 сентября. 2002 г. Борок – Борок: Ин-т биол.внут.вод им. И.Д. Папанина РАН, 2002. – С. 77 – 88.
- Папина Т.С., Третьякова Е.И. Гидрохимическое состояние и качество поверхностных вод бассейна Томи / Обской вестник. – 1996. - №4. – С. 27 – 36.
- ПНД Ф Т 14.1:3:4.10-04. 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). – М., 2004. – 26 с.
- ФР.1.39.2001.00282. Методика определения токсичности вод, водных вытяжек из почв, осадков сточных вод и отходов по смертности и изменению плодовитости цериодафний. - М.: «АКВАРОС», 2001. – 52 с.
- ФР.1.39.2001.00283. Методика определения токсичности вод, водных вытяжек из почв, осадков сточных вод и отходов по смертности и изменению плодовитости дафний. - М.: «АКВАРОС», 2001. – 52 с.
- ФР.1.39.2001.00284. Методика определения токсичности вод, водных вытяжек из почв, осадков сточных вод и отходов по изменению уровня флуоресценции хлорофилла и численности клеток водорослей. – М.: «АКВАРОС», 2001. – 44 с.

### БИОДОСТУПНОСТЬ ЗАГРЯЗНЯЮЩИХ ВЕЩЕСТВ В ВОДНЫХ ОБЪЕКТАХ И ПРОБЛЕМА РЕГИОНАЛЬНОГО НОРМИРОВАНИЯ

Ю.С. Григорьев, Е.С. Власова, Т.Л. Шашкова

*Сибирский федеральный университет*

*г. Красноярск, пр. Свободный 79, 660041, Россия, grig@lan.krasu.ru*

При исследовании качества водной среды в связи с ее загрязнением в последние годы большое внимание уделяется проблеме биодоступности поллютантов, в частности тяжелых металлов (ТМ). Эти компоненты в водной среде претерпевают различные изменения, которые могут усиливать токсичность или ослаблять ее, а также делать их менее доступными для водных организмов. (Брагинский, 2003; Клерман и др., 2004; Остроумов, 2004; Григорьев и др, 2005; Franklin et all., 2002; Kamaya et all., 2004; Devez et all., 2005; De Schamhelaere, Janssen, 2006). Повышенное содержание солей ТМ в водных экосистемах может быть не только обусловлено загрязнением среды, но и геохимическими особенностями региона. В этой связи требует своего решения проблема региональных нормативов качества воды, поскольку фоновое содержание нормируемых веществ, в том числе и в экологически благополучных водных источниках, может существенно отличаться (Волков и др., 1996). Поэтому только на основе аналитических данных о содержании того или иного токсиканта в воде, можно лишь приблизительно судить о его опасности для данной водной системы и ее обитателей.

Важным аспектом изучения экологической обстановки должно стать определение буферной способности природной среды по отношению к загрязняющим веществам (Ильин, 2002). При этом под буферностью понимается способность переводить мобильные соединения в малоподвижное состояние. Не исключено, что ПДК для многих химических элементов не отражают реальную ситуацию, которая складывается на техногенно загрязненной территории, поскольку при разработке нормативов не учитывалась или учитывалась недостаточно буферная способность среды по отношению к загрязняющим веществам. В этой связи более полную оценку опасности загрязняющих веществ, в том числе и ТМ, содержащихся в природных и сточных водах, можно получить методами биологического контроля.

С учетом этих обстоятельств нами была исследована биодоступность для гидробионтов тяжелых металлов в различных водных объектах. В качестве тест-организмов были взяты водоросль хлорелла (*Chlorella vulgaris* Bejer) и рачки дафний (*Daphnia magna* Straus).

Тест-культуру водоросли хлорелла выращивали в культиваторе КВ-05 в течении 24 часов на 50% среде Тамия. Биотестирование проб воды проводится по разработанной нами методике

(Григорьев, 2004) в многоцветном культиваторе КВМ-5, используя в качестве тест-функции прирост культуры водоросли после 22-часового выращивания на 2% среде Тамия. Изменение концентрации клеток измеряли по оптической плотности суспензии в кювете 2 см при длине волны 560 нм с помощью прибора ИПС-03.

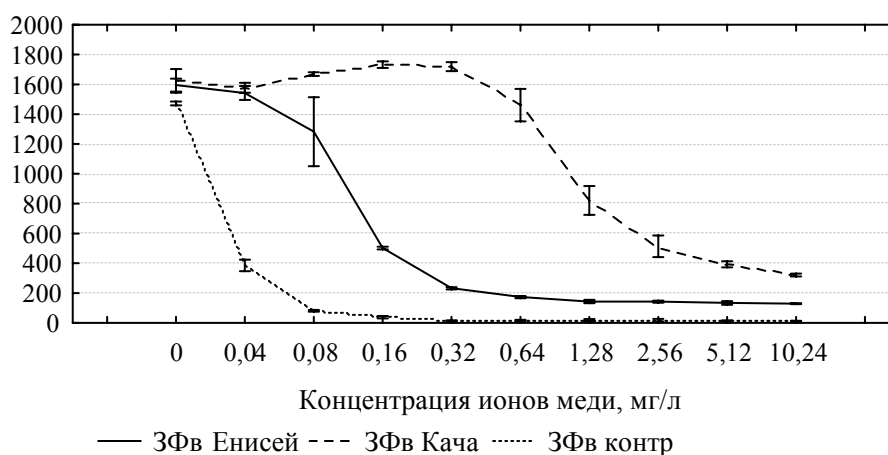
Был использован также более оперативный водорослевый биотест, в котором в качестве тест-функции была взята интенсивность миллисекундной замедленной флуоресценции (ЗФ) хлорофилла водоросли хлорелла. Измерение ЗФ производилось на флуориметре Фотон-10 в 1% среде Тамия при возбуждении светом высокой интенсивности (150 Вт/м<sup>2</sup>).

Биотестирование вод с помощью культуры дафний проводили согласно разработанной нами методике (Григорьев, Шашкова, 2006). В качестве контрольной воды использовали отстоянную водопроводную воду. Рачки содержались в климатостате Р2 при 20±1 °С и 12-ти часовом фотопериоде. В каждую емкость объемом воды 50 мл помещали по 10 рачков дафний в возрасте 6-24 часа. Емкости с пробами воды и тест-организмами во время биотестирования экспонировались 48 часов в условиях вращения в устройстве УЭР-03. Токсический эффект определялся по показателю смертности тест-организмов после экспозиции в тестируемой воде. Все используемые приборы разработаны в СФУ.

Биодоступность загрязняющих веществ определяли путем сравнения их токсических свойств в контрольной воде и пробах воды из рек Енисей и Кача (приток р.Енисей, протекающий в черте г.Красноярска). Токсичность определяли на трех биотестах, используя в качестве поллютантов растворы сульфатов меди, кадмия и цинка. Тяжелые металлы (ТМ) предварительно вносились в различных концентрациях в тестируемые воды.

Изучение характера действия ТМ в водах р. Енисей и р. Кача показало, что их токсичность может значительно снижаться. Эффект проявляется для всех используемых биотестов и при этом существенно зависит от вида тестируемой воды. В биотесте, основанном на измерении ЗФ, ингибирующее действие ионов ТМ на культуру водоросли определяли по снижению интенсивности замедленной флуоресценции суспензии. На рисунке 1 представлен типичный характер различного действия ионов меди в пробах речной воды по сравнению с 1% средой Тамия, приготовленной на дистиллированной воде.

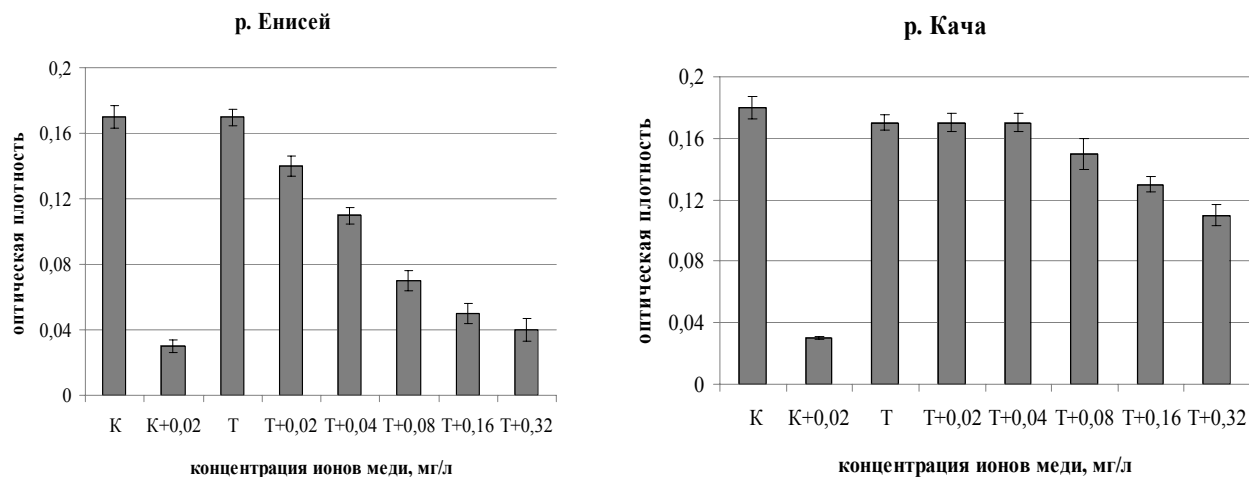
Из рисунка 1 видно, что в контрольной воде ионы меди даже в самой малой концентрации (0,04 мг/л) вызывают значительное снижение ЗФ, то же время как в пробе воды р. Енисей сходный токсический эффект оказывали только в концентрации 0,16 мг/л, т.е. в воде этого природного объекта токсичность меди снижалась в 4 раза. В пробе воды р.Кача, как следует из того же рисунка, уменьшение токсичных свойств меди составило 64 раза. Таким образом, по сравнению с контрольной водой ионы меди были менее доступны для клеток хлореллы в пробах воды р.Енисей, и еще в большей степени в загрязненной воде р. Кача.



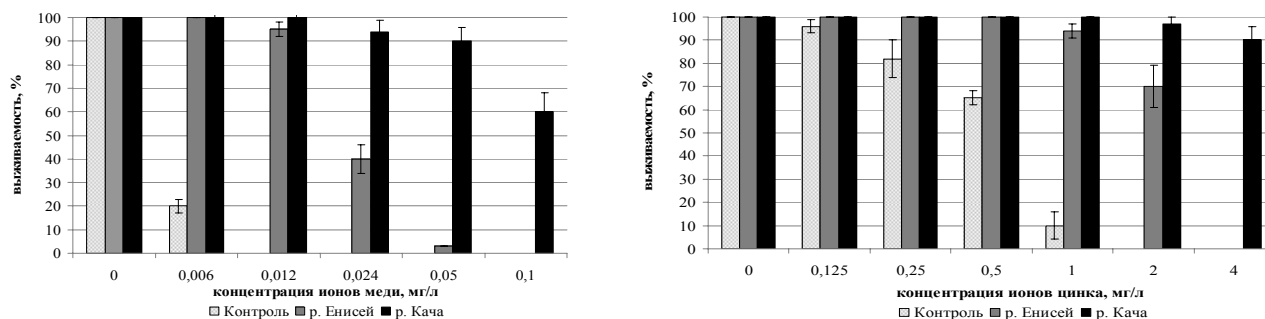
**Рис. 1.** Зависимость интенсивности ЗФ (отн. ед.) от концентрации ионов меди в контрольной воде (1% среда Тамия) и в воде рек Енисей и Кача.

Столь же значительно различается токсичность ионов меди в речных водах по сравнению с контрольной водой по двум другим биотестам – по воздействию на скорость роста (рис.2) и по выживаемости рачков дафний (рис.3).





**Рис.2.** Влияние ионов меди различной концентрации на прирост водоросли в контрольной воде и в пробах воды р. Енисей и р. Кача



**Рис. 3.** Выживаемости дафний в пробах воды р.р. Енисей, Кача и культивационной воде (контроль) в присутствии различных концентраций ионов меди и цинка.

Похожим образом, но в меньшей степени изменялась токсичность по всем трем биотестам другого тяжелого металла – ионов кадмия (данные не представлены).

Методом регистрации ЗФ была исследован характер изменения токсичности ионов меди, кадмия и цинка в водах обеих рек в период с января по май 2007 г. (таблица). Результаты представлены виде средних значений показателей вариации токсичности ионов ТМ в пробах воды за весь период исследования.

**Таблица.** Показатели вариации и средние значения кратности уменьшения токсичности ТМ в воде рек Енисей и Кача по показателю «замедленная флуоресценция»

Параметры	Медь		Цинк		Кадмий	
	Енисей	Кача	Енисей	Кача	Енисей	Кача
Среднее по всем измерениям	19,2	102,4	2,7	3,4	3,1	12,0
Стандартное отклонение	9,1	95,1	1,5	1,3	3,4	8,0
min	8,0	16,0	Нет уменьшения	Нет уменьшения	Нет уменьшения	Нет уменьшения
max	32,0	256,0	4,0	4,0	8,0	16,0
Коэффициент вариации	47,5	92,8	54,9	39,5	110,8	66,7

Анализ полученных данных показывает, что токсические свойства ионов меди проявлялись в гораздо большей степени в пробах воды р.Енисей, чем р.Кача. Кадмий также был более токсичен для тест-культуры в пробах енисейской воды, тогда как действие ионов цинка проявлялось практически

одинаково в воде обоих исследованных объектов. Следует также отметить, что для меди и кадмия характерно большое варьирование токсичности, что, вероятно, связано с непостоянством химического состава речной воды. При этом, нам пока не удалось выявить какие-либо закономерности в характере изменения связывающей способности воды обеих рек. В связи с этим представляется более корректным использовать в качестве показателя буферной емкости водного объекта минимальное значение кратности снижения в нем токсичности каждого из поллютантов за все время наблюдения.

Таким образом, на примере нескольких тяжелых металлов с использованием трех биотестов показано, что биодоступность поллютантов для гидробионтов существенно варьирует, в зависимости от вида загрязнителя, состава конкретного водного объекта и времени отбора пробы. Эти обстоятельства следует учитывать при решении проблемы регионального нормирования качества водной среды.

#### Список литературы

- Брагинский Л.П., Линник П.Н.* К методике токсикологического эксперимента с тяжелыми металлами на гидробионтах // Гидробиол. журн.- 2003.- Т. 39, №1.- стр. 92-104.
- Волков И.В., Заличева И.Н., Шустова Н.К., Ильмаст Т.Б.* Есть ли экологический смысл у системы обще-федеральных рыбохозяйственных ПДК? //Экология, 1996. - № 5. С. 350-354
- 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 - Москва, 2004. – 24 с.
- Григорьев Ю.С., Бурмакин В.Н., Бондарев Н.С.* Влияние связывания тяжелых металлов на результаты биотестирования токсичности природных и сточных вод // Вестник Красноярского гос. университета, сер. Естественные науки, 2005 №5. С. 125-128.
- 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 – Москва, 2006. – 48 с.
- Ильин В.Б.* Особенности микроэлементного состава почв Западной Сибири и их отражение в региональной биогеохимии, экологии, почвоведении // Сибирский эколог. журнал, 2004.- № 3. С. 45-51
- Клерман А.К., Чалова И.В., Курбатова С.А., Клайн Н.П.* Влияние минерализации среды на токсичность меди и кадмия для пресноводных гидробионтов // Биология внутренних вод.- 2004.- №2.- С. 84-88.
- Остроумов С.А.* Биологический механизм самоочищения в природных водоемах и водотоках: теория и приложения //Успехи совр. биол., 2004. – Т. 124. - №5, С. 429-442.
- Devez A., Gomez E., Gilbin R., Eibaz-Poulichet F., Persin F., Andrieux P., Casellas C.* Assessment of copper bioavailability and toxicity in vineyard runoff waters by DPASV and algal bioassay // Sci Total Environ, 2005. – Vol. 348, P. 82 - 89
- De Schamhelaere, K. Janssen C.R.* Bioavailability models for predicting copper toxicity to freshwater green microalgae as a function of water chemistry //Sci. Technol., 2006. – Vol. 40. – P. 4514 - 4522
- Franklin N.M., Stauber J.L., Apte S., Lim R.P.* Effect of initial cell density on the bioavailability and toxicity of copper in microalgal bioassays // Environmental Toxicology and Chemistry, 2002. - Vol. 21, P. 742 - 751
- Kataya, Y., Takada T., Suzuki K.* Effect of medium phosphate levels on the sensitivity of *Selenastrum capricornutum* to chemicals. // Bull. Environ. Contam. Toxicol., 2004. – Vol. 73, P. 995 - 1000

### ИССЛЕДОВАНИЕ ЗАКОНОМЕРНОСТЕЙ ФОРМИРОВАНИЯ ГИДРОХИМИЧЕСКОГО РЕЖИМА НОВОСИБИРСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

С.Я. Двуреченская

*Институт водных и экологических проблем СО РАН, Новосибирский филиал  
Новосибирск, Морской пр.2, к.417, ИВЭП СО РАН, Россия, dvur@ad-sbras.nsc.ru*

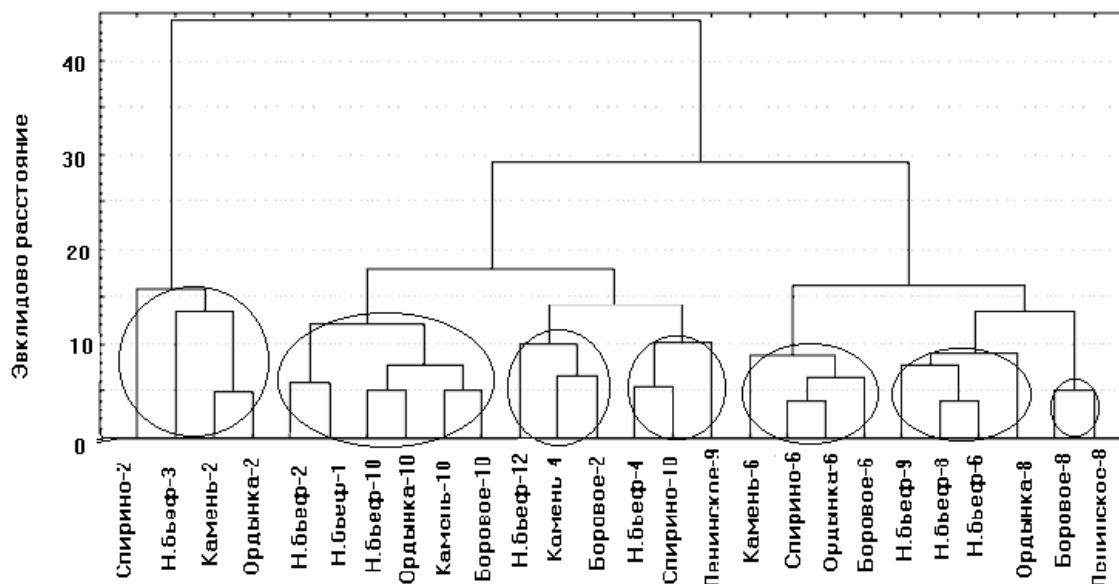
Новосибирское водохранилище, расположенное на юге Западной Сибири, – природно-техногенная система, созданная в середине XX века в бассейне Верхней Оби. Новосибирское водохранилище (рис.1) на р.Оби – самый крупный искусственный водоем на территории Российской Федерации в Западной Сибири. Полный объем водохранилища – 8.8 .км<sup>3</sup>, полезный – 4.4 км<sup>3</sup>, площадь водного зеркала – 1090 км<sup>2</sup>, максимальная глубина 19 м, максимальная ширина 22 км, протяженность водохранилища 180 км. Новосибирский гидроузел был построен с энергетической целью, однако усиление в 70-х гг. прошлого века общего антропогенного пресса на водные объекты Сибири, в частности на водные ресурсы Новосибирского водохранилища, привело к смене ведущего

водопользователя – энергетики, имевшей право на первоочередное обеспечение водой. Развитие объединенной энергосистемы Сибири снизило энергетическое значение Новосибирской ГЭС с установленной мощностью 450 тыс. кВт. В сложившихся условиях водные ресурсы водохранилища в большей степени приобрели водоснабженческую функцию. В настоящее время, кроме энергетики, они используются для орошения, питьевого водоснабжения, рыборазведения и в рекреационных целях. Проблемы использования водных ресурсов водохранилищ как современных водных объектов, наряду с водными запасами естественных озер, должны сегодня рассматриваться с учетом масштабов их влияния на эколого-экономическую ситуацию не только в региональном, бассейновом, но и в более глобальном аспекте. Проблема качества воды в водохранилище стала особенно актуальна в последние годы, когда возросла его роль как источника питьевой воды. Это повлекло более серьезные требования не только к рациональному количественному распределению воды, но и к ее качественному составу, как правило, связанному с интенсивным хозяйственным освоением территорий, прилегающих к водохранилищу. Именно поэтому особое значение приобретают данные по качеству воды водохранилища. В настоящей работе проведен анализ изменения качества воды по акватории равнинного искусственного водоема с целью выявления закономерностей формирования химического состава воды водохранилища.



**Рис. 1.** Схема Новосибирского водохранилища.

Нами исследована многолетняя динамика основных химических показателей качества воды Новосибирского водохранилища за период 1990-2003 гг. по его протяженности (верхняя, средняя и нижняя части и нижний бьеф). В целом, изменение концентраций изученных показателей гидрохимического стока р. Оби на участке Новосибирского водохранилища характеризуется относительной стабильностью в пространственном (по акватории) и во временном (в течение ряда лет) аспектах (Двуреченская, 2001). С целью выявления закономерностей формирования химического состава воды водохранилища впервые для Новосибирского водохранилища проведена статистическая обработка химико-аналитических данных, в частности кластерный и дисперсионный анализ результатов определения концентраций химических ингредиентов пробах воды, характеризующих гидрохимический режим водохранилища в разные по водности годы (Плохинский, 1970). При проведении кластерного анализа в рассмотрение принимались значения всех химических ингредиентов в течение определенного гидрологического года для всех обсуждаемых створов, т.е. именно из них формировалось многомерное пространство признаков (Двуреченская, 2006). С использованием кластерного анализа показано, что химический состав воды водохранилища во внутригодовом разрезе изменяется по гидрологическим сезонам (зима, весна, лето, осень), что, вероятно, может быть связано с изменениями объема водохранилища. На рис.2 представлены как пример результаты кластерного анализа концентраций химических веществ в воде водохранилища для многоводного 2002г. На рисунке показаны элементы многомерного пространства, объединенные в кластеры (обведены сплошной линией). Общее число элементов, включенных в анализ для 2002г. – 56. Каждый такой элемент содержит значения концентраций изученных химических ингредиентов (рН,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{O}_2$ , БПК, ХПК,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ , фенолы и нефтепродукты).



**Рис. 2.** Результаты кластерного анализа химического состава воды Новосибирского водохранилища для многоводного 2002 г. (Анализ по среднемесечным значениям по совокупности всех химических ингредиентов. Цифрами указаны месяцы в разрезе года).

Как видно из рисунка 2 в кластеры (образуемые при связывании элементов, характеризующихся наименьшим расстоянием в многомерном пространстве, т.е. некой общностью свойств), в основном, группируются значения химических характеристик для разных участков акватории водохранилища, но для одинаковых гидрологических сезонов. Это указывает на явную зависимость химического состава воды от гидрологического сезона, определяющего приток воды и изменение объема водохранилища.

Методом дисперсионного анализа (Плохинский, 1970) статистически достоверно по преобразованному критерию Фишера,  $F_{\text{Fisher}}$ , являющегося основным показателем силы (степени) и достоверности влияния данного показателя (рассматривались только значения  $\geq 50\%$ ) для каждого из изученных лет по полученным кластерам выявлены конкретные химические показатели, ответственные за кластеризацию, а, значит, игравшие определяющую роль в формировании химического состава воды. Так, для многоводного 2002 г. статистически достоверное влияние выявлено для целого ряда химических ингредиентов: pH ( $F_{\text{Fisher}}=56.4\%$ ), кислорода ( $F_{\text{Fisher}}=66.4\%$ ), гидрокарбонат-ионов ( $F_{\text{Fisher}}=68.1\%$ ), нитратов ( $F_{\text{Fisher}}=65.3\%$ ), сульфатов ( $F_{\text{Fisher}}=72.9\%$ ), хлоридов ( $F_{\text{Fisher}}=50.1\%$ ), кальция ( $F_{\text{Fisher}}=65.9\%$ ).

Кроме того, для всех гидрологических сезонов (зима, весна, лето, осень) изучена пространственная изменчивость химического состава воды по акватории водохранилища (верхняя, средняя и нижняя части водохранилища) (Двуреченская, 2007). При этом выявлены конкретные химические показатели, определяющие изменение химического состава воды по акватории в данный гидрологический сезон (таблица 1). В таблице знаком «+» отмечены статистически достоверные пространственные изменения концентраций указанных химических показателей. Как видно из таблицы, пространственные изменения концентраций химических ингредиентов наиболее часто наблюдаются в гидрологические сезоны с более низкими коэффициентами водообмена: зимой (среднегодовое значение коэффициента водообмена,  $k=1.04$ ), летом ( $k=1.3$ ), осенью ( $k=1.08$ ). В меньшем числе случаев эти изменения происходят во время весенних паводков ( $k=3.1$ ). Причем, эти изменения не зависят от водности года. Так, в течение рассматриваемого периода ряд лет (1991, 1994, 1996-2000 и 2003 гг.) относились к маловодным; несколько лет (1993, 1995, 2001 и 2002 гг.) – к многоводным, а 1990 и 1992 гг. были годами средней водности. Следует отметить, что пространственным изменениям концентраций подвержены как главные ионы ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ), так и ионы, в состав которых входят биогенные элементы ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ), и, так называемые, загрязняющие вещества (фенолы и нефтепродукты). Это свидетельствует о том, что формирование химического состава воды зависит как от природной, так и антропогенной составляющей. Эти особенности проявляются и на других водохранилищах. Так, на неоднородность химического состава воды по длине малопроточного (коэффициент водообмена несколько больше 1) северного горного Курейского водохранилища указано в работе (Сорокикова, 1994).

Таблица 1. Пространственные изменения химических ингредиентов в отдельные гидрологические сезоны

год	сезон	Ca <sup>2+</sup>	pH	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	O <sub>2</sub>	БПК	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	Mg <sup>2+</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	Oil	Phen
1990	зима	+													
1991	зима										+				
	осень		+												
1992	лето		+												
1993	зима					+	+								
	весна	+							+		+				
1994	зима	+	+	+	+			+	+			+	+		
	весна	+			+										
	лето	+													
1995	весна			+								+	+	+	
	лето			+						+					+
	осень						+								
1996	зима	+			+	+	+		+		+	+			
1997	лето	+		+						+					
	осень	+	+	+	+						+		+		
1998	зима		+						+						
	осень	+		+		+	+			+		+	+		
2000	лето					+									
	осень			+									+		
2001	весна		+		+										
2002	зима	+	+	+	+	+		+	+				+		
	осень			+								+			
2003	зима					+	+							+	
	весна					+									
	лето	+	+			+			+						
	осень		+	+	+		+	+							

При хорошем перемешивании водных масс (во время шторма) или при сильном разбавлении показатели качества воды оказываются выровненными по акватории для Иваньковского водохранилища (Авакян и др., 1983). Авторы работы считают, что необходимость учета неоднородности пространственного распределения и временной изменчивости химических показателей наиболее четко проявляется для крупных водохранилищ (с площадью акватории порядка сотен и более кв. км) и достаточно сложной морфологией. Хотя изменчивость показателей качества воды во времени и затрудняет выявление закономерностей пространственного распределения этих параметров по акватории, выводы о тенденциях общей направленности этих закономерностей сделать можно. Новосибирское водохранилище не принадлежит к числу крупных водоемов (полезный объем  $4.4\text{ км}^3$ ), является неглубоким (средняя глубина 9 м) и достаточно проточным (среднегодовое значение коэффициента водообмена 6.64). Этим можно объяснить наличие пространственной изменчивости концентраций отдельных химических показателей качества воды чаще всего в гидрологические периоды с низким коэффициентом водообмена ( $k$  около 1), причем в разные по водности годы.

При этом анализ всей совокупности концентраций химических показателей качества воды в масштабе года в целом не выявил пространственной изменчивости концентраций ни для одного из изученных химических показателей независимо от водности года (анализ проведен для каждого из рассматриваемых лет). Таким образом, изменение химического состава воды по акватории водохранилища связано, скорее всего, не с водностью года и годовыми коэффициентами водообмена, а именно сезонными факторами, в частности, сезонными коэффициентами водообмена. Известно, что в пределах водохранилища пространственная неоднородность ряда основных показателей возрастает при наличии сосредоточенных источников техногенного воздействия (Севастьянов, 1987). Возможно, именно этим объясняется спорадическое изменение концентраций химических веществ в водах водохранилища, когда к гидрологическим, метеорологическим факторам, процессам внутреннего водообмена добавляется техногенная составляющая. Все это свидетельствует о том, Новосибирское водохранилище представляет собой единую экосистему. Можно считать, что его акватория азональна, а одним из наиболее важных факторов формирования качества вод Новосибирского водохранилища являются именно сезонные факторы (Двуреченская, 2006), по-видимому, в первую очередь, интенсивность сезонного водообмена. Отдельные повышенные концентрации химических веществ в его водах могут свидетельствовать об эпизодических техногенных загрязнениях вод.

#### Список литературы

- Авакян А.Б., Дмитриева И.Г., Марголина Г.Л., Салтанкин В.П., Эйфор Л.О. Исследование пространственно-временной изменчивости физических, химических и биологических показателей в водохранилищах в целях акваториального районирования (на примере Иваньковского). // Водные ресурсы. – 1983. – №3. – С.70-83.
- Двуреченская С.Я. Исследование изменчивости гидрохимического режима по акватории Новосибирского водохранилища // География и природные ресурсы. – 2007. – №4. – С.74-79.
- Двуреченская С.Я. О влиянии сезонного фактора на формирование качества воды Новосибирского водохранилища в условиях изменения природно-техногенной ситуации // Сибирский экологический журнал. – 2006. – вып. 6 – С.803-808.
- Двуреченская С.Я., Савкин В.М., Смирнова А.И., Булычева Т.М. Динамика гидролого-гидрохимических характеристик экосистемы Новосибирского водохранилища // Сибирский экологический журнал – 2001. – вып. 2 – С.231-236.
- Плохинский Н.А. Биометрия – М.:Изд-во МГУ, 1970.
- Севастьянов В.И. Экологическое районирование акваторий водохранилищ энергокомплексов. // Водные ресурсы. – 1987. – №4. – С.59-64.
- Сорокикова Л.М. Формирование гидрохимического режима Курейского водохранилища в первые годы наполнения // Водные ресурсы. – 1994. – т.21. – №6. – С.662-666.

# ХИРОНОМИДЫ ШЕРШНЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА И ИХ ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ДЛЯ ОЦЕНКИ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДОЕМА

Л.В. Дерябина, Г.О. Богданов, Е.А. Пряхин

ФГУН «Уральский научно-практический центр радиационной медицины»

г. Челябинск, Россия, deryabina@urcrm.chel.su

Личинки комаров семейства Chironomidae являются одной из основных групп пресноводного зообентоса. Благодаря своей массовости и долгому периоду обитания в водоёмах, они играют важную роль в процессах деструкции, перерабатывая детрит в донных отложениях, а также являются одним из важнейших звеньев в трофических цепях. Представители разных подсемейств отличаются разной требовательностью к содержанию кислорода и загрязнению воды, что позволяет эффективно использовать их в биологической индикации состояния водоёмов (Балушкина, 1987).

Данное исследование выполнялось в рамках комплексного экологического обследования Шершневского водохранилища, которое расположено на р. Миасс (Обский бассейн) и является источником питьевого и хозяйственно-бытового водоснабжения г. Челябинска и городов-спутников. Кроме того, водохранилище интенсивно используется населением в рекреационных целях. Шершневское водохранилище руслового типа, имеет 3 плеса: речной, срединный и приплотинный. В задачи входило изучение таксономического состава и количественного развития хирономид, а также оценка состояния придонных вод по хирономидному индексу. Были отобраны пробы из пяти контрольных станций, размещенных с учётом специфики морфологии, гидрологического режима и биотопов водоёма. Станция ШВ1 расположена в верховье Шершневского водохранилища где происходит переход из речной экосистемы в экосистему водохранилища. Этот участок находится под влиянием стока с территории водосбора р. Миасс. Станция ШВ2 характеризует участок Шершневского водохранилища, где ведется отбор воды Сосновскими очистными сооружениями водопровода (СОВС). Для этого участка характерна небольшая глубина (до 4 м.), особый гидрологический режим, связанных с водозабором СОВС. Станция ШВ3 характеризует участок Шершневского водохранилища ниже сброса промывных вод Сосновскими сооружениями водопровода. Для этого участка характерна глубина до 5 м, смена гидрологического режима, связанная с изменением скоростей потока воды (переход от речного к срединному плесу). Станция ШВ4 характеризует участок Шершневского водохранилища в центре водохранилища. В этом участке экосистема водохранилища наиболее близка к озерной. Находится под влиянием стока р. Серазак, садовых участков, п. Западный. Для этого участка характерна глубина до 8 м. Станция ШВ5 характеризует участок Шершневского водохранилища в приплотинной области. Для этого участка характерна максимальная глубина – до 12 м. Он находится в зоне интенсивного рекреационного и хозяйственного использования.

Отбор проб производился с использованием ковшового дночерпателя с площадью захвата 0.025м<sup>2</sup>. Пробу промывали в воде водоема через сито для зообентоса. Разбор проб и определение таксонометрической принадлежности организмов проводили с использованием микроскопов МБС – 10 и МББ – 1А.

**Таблица 1.** Плотность хирономид в изученных участках Шершневского водохранилища

Участок	май	июнь	июль	август	сентябрь
ШВ 1	–	–	–	$\frac{900}{5.92}$	$\frac{4360}{18.40}$
ШВ 2	–	–	$\frac{1240}{10.23}$	$\frac{11600}{25.39}$	$\frac{720}{2.54}$
ШВ3	–	–	$\frac{80}{2.99}$	$\frac{1560}{14.94}$	$\frac{2360}{11.61}$
ШВ4	$\frac{860}{31.62}$	–	$\frac{600}{13.64}$	$\frac{1680}{18.75}$	$\frac{2120}{20.95}$
ШВ5	$\frac{560}{11.48}$	$\frac{3680}{23.17}$	$\frac{5720}{48.47}$	$\frac{1360}{38.64}$	$\frac{760}{19.59}$

Примечание - в знаменателе – экз./м<sup>2</sup>, в числителе – %.

Основными группами, формирующими донные сообщества Шершневского водохранилища, являются малощетинковые черви (*Oligochaeta*), личинки комаров-хирономид (*Chironomidae*, *Diptera*), двустворчатые (*Bivalvia*) и брюхоногие (*Gastropoda*) моллюски, а также круглые черви (*Nematoda*). В

изученных прибрежных и мелководных участках водохранилища многочисленны также личинки подёнок (*Ephemeroptera*), ручейников (*Trichoptera*), стрекоз (*Odonata*), мокрецов (*Ceratopogonidae*), а также пиявки (*Hirudinea*).

Плотность распределения хирономид в придонных биотопах, как и ожидалось, испытывала определённые колебания в течение сезона наблюдения (таблица 1), что связано с сезонной динамикой развития этих насекомых.

В ходе исследования нами были обнаружены 33 вида хирономид, относящиеся к трём подсемействам (таблица 2). Определение видов проводили с использованием соответствующих определителей (Панкратова, 1970, 1977, 1983).

**Таблица 2.** Видовой состав хирономид Шершневского водохранилища

№	Подсемейство Orthocladiinae	Подсемейство Tanypodinae	Подсемейство Chironominae
1	<i>Cricotopus sp. silvestris</i>	<i>Procladius choreus</i>	<i>Tanytarsus medius</i>
2	<i>Corynocera ambigua</i>	<i>Procladius ferrugineus</i>	<i>Tanytarsus verralli</i>
3	<i>Corynoneura scutellata</i>	<i>Psilotanypus imicola</i>	<i>Paratanytarsus confusus</i>
4	<i>Synortocladus semivirens</i>	<i>Clinotanipus nervosus</i>	<i>Paratanytarsus austriacus</i>
5	<i>Orthocladus sp. saxicola</i>	<i>Ablabesmia sp. monilis</i>	<i>Cladotanytarsus sp. mancus</i>
6			<i>Chironomus plumosus</i>
7			<i>Chironomus dorsalis</i>
8			<i>Chironomus sordidatus</i>
9			<i>Cryptochironomus sp. defectus</i>
10			<i>Cryptochironomus ussouriensis</i>
11			<i>Cryptochironomus sp. conjungens</i>
12			<i>Parachironomus vitiosus</i>
13			<i>Endochironomus albipennis</i>
14			<i>Pseudochironomus prasinatus</i>
15			<i>Microtendipes pedellus</i>
16			<i>Microtendipes chloris</i>
17			<i>Polypedilum nubeculosum</i>
18			<i>Polypedilum tetracrenatum</i>
19			<i>Polypedilum convictum</i>
20			<i>Pentapedilum exectum</i>
21			<i>Pentapedilum sordens</i>
22			<i>Glyptotendipes glaucus</i>
23			<i>Glyptotendipes manciunianus</i>

Наибольшее видовое разнообразие наблюдалось в точке ШВ1, расположенной в переходном участке из речной экосистемы в экосистему водохранилища, здесь встречалось 20 видов хирономид из всех трёх подсемейств. Минимальное число видов (всего 5) было обнаружено на станции ШВ3, характеризующей участок Шершневского водохранилища ниже Сосновских очистных сооружений водопровода (СОВС), где происходит смена гидрологического режима, связанная с изменением скоростей потока воды и заметно влияние сброса промывных вод с фильтров СОВС.

Представители подсемейства Orthocladiinae, как и ожидалось, встречались лишь в тех участках водохранилища, где гидрологический режим близок к речному. Это станция ШВ1, здесь обнаружено 4 вида, и станция ШВ2, которая находится у западного берега речного плёса водохранилища, здесь встречались 2 вида ортокладин.

Личинки подсемейства Tanypodinae присутствовали на всех станциях, достигая наибольшего разнообразия (5 видов) в прибрежной точке ШВ2.

Подсемейство Chironominae также было представлено на всех станциях наблюдения, демонстрируя наибольшее видовое разнообразие – 23 вида. При этом в большинстве проб, особенно в малопроточной зоне водохранилища, это станции ШВ4 в срединной глубоководной части водохранилища и ШВ5 в приплотинной области с максимальными глубинами, доминировал *Chironomus plumosus*, имеющий высокую степень эврибионтности.

Таксономический состав и количественное развитие хирономид могут быть использованы при оценке экологического состояния водоёма. Что очень важно, эти показатели могут характеризовать состояние придонной области водоема, а как известно, придонные воды по своему составу и



свойствам могут существенно отличаться от водной массы пелагиали. Достаточно надёжным показателем состояния является индекс Балушкиной К, учитывающий относительную численность личинок из разных подсемейств комаров-хирономид с разным индикаторным значением (Руководство ..., 1992). Хотя, конечно необходимо учитывать, что во время массового вылета имаго насекомых из водоема величины индекса резко изменяются вне зависимости от степени загрязнения. Значения индекса К от 0.136 до 1.08 характеризуют чистые воды; 1.08 – 6.5 – умеренно загрязненные; 6.5 – 9.0 – загрязненные; 9.0 – 11.5 – грязные.

Оценка качества воды по хирономидному индексу Балушкиной позволяет отнести воды в точках ШВ1 и ШВ2 к «умеренно загрязненным» и «загрязненным» (значения индекса К от 4.25 до 8.73). Придонные воды в глубокой части водохранилища по данному показателю в основном могут быть охарактеризованы как «загрязненные» (значения индекса К от 6.7 до 6.81), в мае в приплотинной области и в сентябре в глубоководной точке ШВ4 они соответствовали категории «грязные» (значения индекса К 9.36 и 9.01 соответственно). Высокая численность таниподин, приводящая к таким оценкам, сочетается с их низким видовым разнообразием. В большинстве проб присутствуют максимум 3 вида: *Procladius choreus*, *Procladius ferrugineus*, *Psilotanypus imicola*.

Таким образом, проведенные исследования позволяют заключить, что личинки комаров-хирономид составляют одну из основных групп зообентоса в различных биотопах Шершневого водохранилища, а показатели их состава и количественного развития могут быть использованы при оценке экологического состояния водоема.

#### Список литературы

- Балушкина Е.В. Функциональное значение личинок хирономид в континентальных водоемах. Л.: Наука, 1987. – 180 с.
- Панкратова В.Я. Личинки и куколки комаров подсемейства Chironominae фауны СССР. Ленинград: Наука, 1983. 296 с.
- Панкратова В.Я. Личинки и куколки комаров подсемейства Orthocladiinae фауны СССР. Ленинград: Наука, 1970. 345 с.
- Панкратова В.Я. Личинки и куколки комаров подсемейств Podonominae и Tanypodinae фауны СССР. Ленинград: Наука, 1977. 153 с.
- Руководство по гидробиологическому мониторингу/ Под ред. В.А. Абакумова. С-Пб.: Гидрометеиздат, 1992. – 318 с.
- Шитиков В.К., Зинченко Т.Д., Головатюк Л.В. Оценка качества поверхностных вод по индикаторным видам макрозообентоса//Водные ресурсы, 2004, том 31, № 3, с. 354-364.

## МЕТАН И ЕГО ТРАНСФОРМАЦИЯ В ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОДАХ ВЕРХНЕЙ ВОЛГИ КАК ПОКАЗАТЕЛЬ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДОЕМОВ

А.Н. Дзюбан, А.И. Цветков

Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН  
152742, п. Борок Ярославской обл., Россия, [microb@ibiw.yaroslavl.ru](mailto:microb@ibiw.yaroslavl.ru)

Изучение цикла метана в природных объектах показало, что микробиологические процессы круговорота  $\text{CH}_4$  в пресноводных водоемах имеют большую экологическую значимость. При этом, биогенный газ (образующийся в анаэробных илах) концентрируется обычно у дна, где окисляется метанотрофными бактериями и лишь в высокопродуктивных озерах его содержание достигает в эпилимнионе 20 мкл  $\text{CH}_4/\text{л}$  (Fallon, Harrits, Hanson, Brock, 1980). В дальнейшем было обнаружено, что метан и микробиологические процессы метаноокисления регистрируются и в поверхностных слоях водоемов, хотя обычно в значительно меньших количествах, чем у дна (King, 1992).

Первые попытки количественного измерения метана в воде волжских водохранилищ принадлежат Ю.И. Сорокину (Сорокин, 1960), однако из-за низкой чувствительности метода ему удалось показать лишь относительные тенденции распределения  $\text{CH}_4$ . Определения метана в толще Рыбинского водохранилища хроматографическим методом были проделаны зимой 1978 г. на глубоководной станции. Оказалось, что в придонных слоях воды его концентрация составляла в феврале-марте 100-1200 мкл/л (Саралов, 1978).

Исследования, проведенные усовершенствованным газохроматографическим методом (Дзюбан, 2002) с использованием специализированных сорбентов показали, что в проточных водных системах наблюдается иное распределение метана и микробиологических процессов его трансформации. В последнее время на ряде участков Верхней Волги, подверженных влиянию технических

загрязнений, были выявлены зоны, поверхностные воды которых резко выделялись высокими концентрациями  $\text{CH}_4$  и скоростями метаноокисления (Дзюбан, 2002; Дзюбан, Косолапов, Кузнецова, 2001б). Это свидетельствовало о поступлении в акваторию водохранилищ, а так же в различные водотоки не только биогенного (автохтонного), но и техногенного (с нефтепродуктами, химическими отходами) аллохтонного газа, который подвергается там микробиологической деструкции.

Масштабные исследования усовершенствованным газохроматографическим методом с использованием специализированных сорбентов (Дзюбан, 2002) позволили провести оценку содержания метана в поверхностных водах верхневолжских водохранилищ (что ранее было невозможно из-за низкой его концентрации), проанализировать его распределение в зависимости от особенностей водоемов и их отдельных участков в различные сезоны.

На основной части акватории Верхней Волги концентрация метана в поверхностных слоях воды колебалась в пределах 2-20 мкл  $\text{CH}_4$ /л, иногда превышая этот уровень под воздействием внешних факторов. Оказалось, что одним из важнейших источников поступления этого газа в водоемы могут быть промышленно-коммунальные отходы и нефтепродукты. Действительно, вблизи населенных пунктов содержание  $\text{CH}_4$  в воде обычно увеличивалось, несмотря на сильное разбавление городских стоков в русловом потоке (табл. 1).

**Таблица 1.** Концентрация метана ( $\text{CH}_4$ ) в поверхностных водах Иваньковского и Угличского водохранилищ летний период, мкл /л

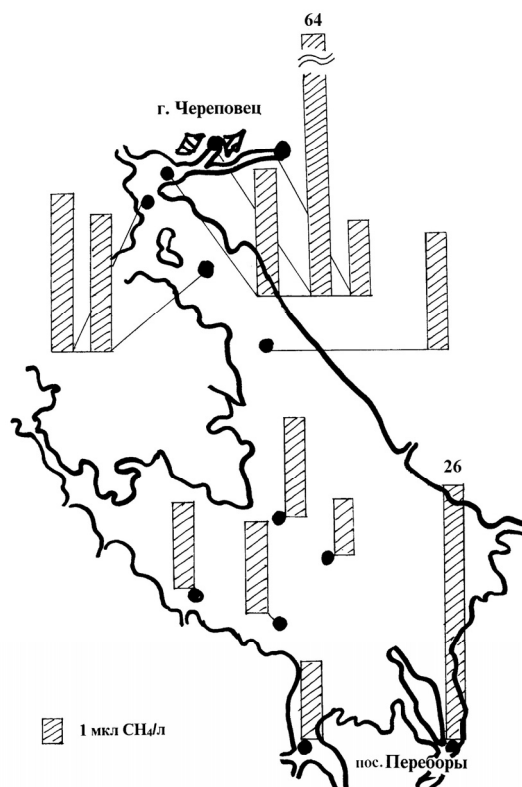
Станция	$\text{CH}_4$	Станция	$\text{CH}_4$	Станция	$\text{CH}_4$
Юрьевское	5.8	У Дубны	12.7	о. Липня	8.3
р. Шоша	18.5	Выше г. Кимры	7.6	У плотины	12.4
Городня	9.1	р. Нерль	8.4	Выше г. Углич	6.1
Свердлово	6.7	У Калязина	10.2	Ниже г. Углич, 1	18.4
Конаково	21.1	Прилуки	5.8	Ниже г. Углич, 2	6.2

Исследования речного отрезка Горьковского водохранилища, проведенные на поперечных разрезах у городов, выявили протяженность и локализацию водных масс с повышенным содержанием метана. Они оказались прижатыми либо к одному, либо к другому берегу, причем концентрация  $\text{CH}_4$  там была больше, чем на русле, достигая 30-50 мкл/л. Это доказывает существование на таких участках аллохтонных поступлений метана, который в данной ситуации может служить индикатором промышленно-бытовых загрязнений.

Концентрация метана в поверхностных водах водоемов некоторых участков бассейна Верхней Волги вблизи крупных городов и промышленных центров как Тверь, Рыбинск, Череповец, Ярославль, Кострома колебалась в летне-осенний период колебалась весьма значительно, достигая вблизи поступления техногенных стоков и в портовых акваториях гг. Череповец, Кострома Рыбинск 100-200 мкл/л (Дзюбан, Косолапов, Кузнецова, 2001а) (табл. 2).

**Таблица 2.** Концентрация метана в поверхностных водах открытой части Рыбинского водохранилища и в зоне влияния г. Череповца, мкл /л

Станция	$\text{CH}_4$	Станция	$\text{CH}_4$
Брейтово	4.2	Шексна, вне города	8.7
Коприно	4.4	Ягорба 1, у СК	23.0
Наволоки	1.8	Ягорба 2, у ФМК	28.2
Мякса	6.7	Устье Серовки	28.2
Любец	13.7	Ягорба 3, устье	17.1
О-в Ваганиха	12.4	Шексна, у ГОС-2	18.6
Устье Суды	15.6	Устье Кошты	6.8



**Рисунок.** Распределение растворенного в поверхностных водах метана по всей акватории Рыбинского водохранилища (август 1997 г.)

Первые количественные измерения интенсивности метаноокисления (МО) в воде Рыбинского водохранилища были проведены в подледный период на участке с газирующими илами. Там в конце марта в придонных микроаэробных слоях удалось выявить потребление  $\text{CH}_4$  со скоростью до 51-86 мкл/(л сут), что составляло 8-16 % от его концентрации (Саралов, 1978). Применение нами в последующих исследованиях специализированных сорбентов, ингибиторов и более совершенных детекторов позволило оценить скорость МО в различных экологических зонах при любых природных концентрациях газа. Так в водной массе Рыбинского водохранилища интенсивность этого процесса в июле 1995 г. варьировала от 0.02 до 78.9 мкл  $\text{CH}_4$ /(л сут). Минимум регистрировался в открытой зоне водоема, а максимум - на загрязняемых участках у гг. Рыбинска и Череповца (табл. 3).

**Таблица 3.** Окисление метана (ОМ) в поверхностных водах открытой части Рыбинского водохранилища и в зоне влияния г. Череповца

Станция	ОМ, мкл/(л сут)	Станция	ОМ, мкл/(л сут)
Брейтово	1.0	Шексна, вне города	2.6
Коприно	0.3	Ягорба 1, у СК	(+6.9)*
Наволоки	0.9	Ягорба 2, у ФМК	(+2.5)
Мякса	0.5	Устье Серовки	182
Любец	2.1	Ягорба 3, устье	1.7
О-в Ваганиха	1.5	Шексна, у ГОС-2	(+1.5)
Устье Суды	0.1	Устье Кошты	0.01

\*Знак + означает увеличение содержания метана в опыте (метаногенез).

Интенсивность микробиологического окисления метана (ОМ) в поверхностном 0-0.5 м горизонте варьировала летом на различных участках Верхней Волги в пределах 0.01-120 мкл  $\text{CH}_4$ /(л сут), находясь в явной зависимости от его концентрации. Минимальными эти характеристики вод были вне зон антропогенного влияния, максимальная величина деструкции  $\text{CH}_4$  оказались в акваториях, наиболее загрязняемых различными техногенными отходами (Дзюбан, Косолапов, Кузнецова, 2001). Расход кислорода на окисление  $\text{CH}_4$  в портовых и заводских акваториях оказался сопоставим с общей аэробной

деструкцией в открытых зонах водохранилищ. Так на окисление метана в ряде точек у гг. Череповца и Рыбинска тратилось по нашим расчетам до 0.1-0.2 мг  $O_2$ /(л сут), что свидетельствует о существенной роли этих процессов в биологическом «самоочищении» водоемов.

Систематизация полученных материалов исследований концентрации и распределения метана в воде разнообразных водоемов и водотоков бассейна Верхней Волги в комплексе с измерениями интенсивности протекающих там процессов бактериального метаноокисления (с учетом степени антропогенного давления на экосистемы в отдельных зонах рек и водохранилищ), а также сопоставление полученных данных с другими химико-микробиологическими характеристиками, позволили ранжировать «качество вод» Верхней Волги на пять групп (табл. 4).

**Таблица 4.** Концентрация растворенного метана ( $CH_4$ ) и интенсивность микробиологических процессов его окисления (ОМ), как критерии качества поверхностных воды вод

Типичные участки водоемов и водотоков	$CH_4$ , мкл /л	ОМ, мкл/(л сут)	Оценка качества воды
Открытые зоны вдали от населенных пунктов и предприятий	<1-5	<0.1-0.1	Чистая
Малозаселенные проточные участки	5-10	0.1-0.5	Условно чистая
Судоходные трассы вблизи городов	10-30	0.5-2	Загрязненная
Акватории промышленных центров и портов	30-80	2-10	Грязная
Вблизи поступления промышленно-коммунальных стоков	>80	>10	Особо (опасно) грязная

Учитывая, что главным поставщиком метана в поверхностные слои проточных водоемов является антропогенная составляющая – бытовые стоки населенных пунктов и сельскохозяйственных угодий, а также разнообразные технические отходы промышленных предприятий – предлагаемое ранжирование качества поверхностных вод по концентрации  $CH_4$  и интенсивности микробиального метаноокисления может стать полезным дополнением в различных экологических исследованиях и комплексных оценках состояния водных экосистем.

*Работа выполнена при частичной поддержке РФФИ, грант № 08-05-00079.*

#### Список литературы

- Дзюбан А.Н. Метан и микробиологические процессы его трансформации в воде верхневолжских водохранилищ // Водные ресурсы. 2002. Т. 29, № 1. С. 68-78.
- Дзюбан А.Н., Косолапов Д.Б., Кузнецова И.А. Метан и процессы его превращения в воде и грунтах / Экологические проблемы Верхней волги (под редакцией Копылова А.И.). Ярославль: ИБВВ РАН, 2001а. С 262-271.
- Дзюбан А.Н., Косолапов Д.Б., Кузнецова И.А. Микробиологические процессы в Горьковском водохранилище // Водные ресурсы. 2001б. Т. 28, № 1. С. 47-57.
- Саралов А.И. Газохроматографический метод определения интенсивности микробиологического окисления метана в водоемах // Микробиология. 1979. Т. 48. № 1. С. 125-129.
- Сорокин Ю.И. Метан и водород в воде волжских водохранилищ // Тр. ИБВВ. 1960. Вып. 3(6). С. 50-58.
- Fallon R., Harrits S., Hanson R., Brock T. The role of methane in internal carbon cycling in Lake Mendota during summer stratification // Limnol. and Oceanogr., 1980. V. 25, N 2. P. 357-360.
- King G.M. Ecological aspects of methane oxidation, a key determinant of global methane dynamics // Adv. Microbial Ecol. 1992. V. 3. P. 355–390.

# ГИДРОХИМИЧЕСКИЙ РЕЖИМ И ФИТОПЛАНКТОН ОЗЕР СЕВЕРНОЙ ЧАСТИ УВИЛЬДИНСКОЙ ЗОНЫ В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ

Т.В. Еремкина<sup>1</sup>, М.И. Ярушина<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Уральский научно-исследовательский институт водных биоресурсов и аквакультуры  
620086, г. Екатеринбург, ул. Ясная, 1, корп., Россия, te.nibra@el.ru

<sup>2</sup>Институт экологии растений и животных УрО РАН  
620144, г. Екатеринбург, ул. 8-е Марта, 202, Россия, nvl@ipae.uran.ru

Комплексное использование водных ресурсов приводит к загрязнению большинства водных экосистем, сопровождающемуся структурными перестройками и изменением функциональных показателей сообществ гидробионтов. В связи с этим, антропогенное эвтрофирование, охватившее в настоящее время 90 % всех озер мира (Петрова, 1990) стало одной из центральных проблем современной лимнологии.

Целью настоящей работы является оценка современного состояния фитопланктона в водоемах, расположенных в одной климатической и ландшафтной зонах, связанных между собой происхождением, но отличающихся по гидрохимическому режиму, гидробиологическим характеристикам и трофическому уровню, определяемыми в значительной мере степенью антропогенной нагрузки.

В основу положены результаты многолетних исследований (1991-2006 гг.) трех разнотипных озер северной части Увильдинской озерной зоны - Иткуль, Синара, Силач. Водоемы расположены на севере Челябинской области, на восточном склоне Уральской горной страны, в горной светло-хвойной провинции горно-лесной ландшафтной зоны на границе Южного и Среднего Урала. Разнообразие климатических условий района определяется его сложным рельефом.

Озера Иткуль и Синара расположены в области гранито-гнейсов, оз. Силач находится в полосе кристаллических сланцев и парагнейсов (Сементовский, 1951). Водная система района представлена комплексом озер, прудов и рек, относящихся к бассейну р. Тобол (Карское море). Озерный фонд этой территории является богатейшим на всем Урале. Исследуемые озера – одни из самых крупных среди водоемов северной части Увильдинской зоны (табл. 1).

**Таблица 1.** Морфометрические и гидрологические показатели озерных котловин

Характеристика	Иткуль	Синара	Силач
Отметка зеркала, м	276.5	247.5	233.3
Площадь водосбора, км <sup>2</sup>	154.0	449.0	276.0
Площадь водного зеркала, км <sup>2</sup>	30.1	24.4	18.4
Глубина максимальная, м	16.6	14.2	5.0
Объем, млн. м <sup>3</sup>	234.0	158.6	40.0
Объем притока, млн. м <sup>3</sup> /год	11.00	21.10	50.44
Удельный водосбор	5.12	18.4	15.10
	средний	большой	
Показатель условного водообмена	0.047	0.13	1.26
Интенсивность водообмена	очень слабая	слабая	повышенная

До 50-х гг. XX в. оз. Иткуль, Синара, Силач испытывали минимальный уровень антропогенной нагрузки. Эти озера издавна славились уловами рыбы. Сведения о составе ихтиофауны и условиях ее обитания, приведенные первыми исследователями этой территории в литературе конца XVIII – начала XX вв., позволяют констатировать неизменность основного характера рыбного населения озер и состояния самих водоемов на протяжении многих десятков лет (Троицкая, 1941).

С 1960-х гг. оз. Иткуль используется как источник питьевого и промышленного водоснабжения. В настоящее время существенно возрастает уровень его рекреационного использования. Озеро является гидрологическим памятником природы Челябинской области, что способствует сохранению относительно устойчивого состояния экосистемы водоема при повышении общего уровня антропогенной нагрузки (Еремкина, 2006).

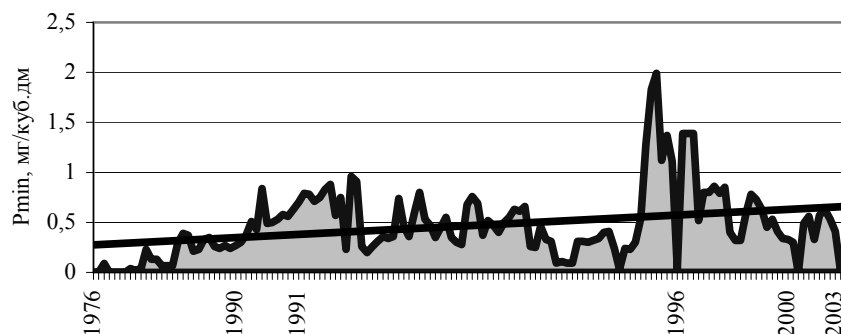
Строительство города и развитие его инфраструктуры в конце 1950-х гг. XX в. стали основными источниками антропогенного воздействия на оз. Синара. В озеро без очистки сбрасываются ливневые сточные воды, промывные воды со станции водоподготовки, производится забор воды для питьевых и хозяйственных нужд города. Водоем активно используется как

рекреационная зона. Уровень антропогенной нагрузки на озеро за вторую половину XX в. значительно вырос и существенно превышает воздействие на оз. Иткуль.

Интенсивное развитие Челябинской области во второй половине XX в. как промышленного региона стало основной причиной коренного изменения облика Каслинско-Кыштымской системы озер, в том числе и оз. Силач. Существенным образом изменился гидрологический режим всей системы озер, ставших источниками питьевого и промышленного водоснабжения, а также приемниками сточных вод. В настоящее время основным источником загрязнения оз. Силач являются поверхностный сток с территории водосбора, а также хозяйственно-бытовые и промышленные сточные воды двух городов общим объемом порядка 15 млн. м<sup>3</sup> в год (Антошенков, 1995). Практически вся северная часть водосбора озера занята садоводческими кооперативами. На восточном берегу расположен поселок сельского типа, в котором до 2000 г. действовало несколько ферм, и обрабатывались значительные сельскохозяйственные угодья. На современном этапе оз. Силач отличается наиболее интенсивным внешним водообменом (табл. 1) и самым высоким уровнем антропогенной нагрузки по сравнению с оз. Иткуль и Синара.

Между исследуемыми озерами в настоящее время существует тесная связь: вода из озер Иткуль и Синара, поступая в систему промышленного и питьевого водоснабжения, после использования сбрасывается через систему очистных сооружений в оз. Силач.

Антропогенное загрязнение отражается на гидрохимическом режиме водоемов. В многолетнем аспекте для исследуемых озер отмечено снижение прозрачности, особенно в летний период, что свидетельствует о повышении их трофического уровня (Еремкина, 2006). В оз. Иткуль за многолетний период отмечено тенденция к снижению ПО и увеличению цветности, при этом БПК<sub>5</sub> находится в стабильном состоянии. В оз. Синара, подверженном антропогенному воздействию преимущественно за счет поступления ливнестоков, проявляется тенденция к увеличению цветности и перманганатной окисляемости воды, что является показателем увеличения трофического статуса водоема за счет поступления аллохтонной органики. Однако скорость эвтрофирования в настоящее время регулируется интенсивными процессами самоочищения и позволяет экосистеме удерживаться на уровне мезотрофно-эвтрофного водоема. Высокий уровень содержания органических соединений в воде оз. Силач соответствует максимальному трофическому статусу водных экосистем (с максимальными величинами перманганатной окисляемости, достигающими 55 мг/дм<sup>3</sup>, БПК<sub>5</sub> - до 16,16 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>, цветности - до 160 градусов по Pt-Co шкале). Постоянное поступление аллохтонной органики в водоем и значительный показатель условного водообмена – характеристики, обуславливающие довольно стабильное в многолетнем аспекте, хотя и неустойчивое по своей сезонной динамике, состояние гипертрофного озера. Содержание минеральных форм азота и фосфора в оз. Силач самое высокое из всех исследуемых водоемов. В отличие от оз. Синара и Иткуль максимальное содержание ортофосфатов, а, следовательно, и минерального фосфора здесь отмечено летом и осенью. Это, по-видимому, вызвано явлением диффузии фосфатов из гипolimниона при повышенной ассимиляции соединений фосфора фитопланктоном в вегетационный период. Многолетняя динамика биогенных элементов в оз. Силач обладает выраженной тенденцией к росту, что свидетельствует о продолжающемся эвтрофировании водоема и интенсивных процессах накопления соединений азота и фосфора в водной экосистеме. Их максимальное содержание в водной толще за последние 35 лет увеличилось почти на 100 % (рис. 1).



**Рис. 1.** Многолетняя динамика минерального фосфора в оз. Силач

Фитопланктон является чувствительным индикатором степени антропогенного воздействия на биоту водоема. Согласно результатам инвентаризации флоры водорослей исследуемых водоемов, проведенной нами по оригинальным и литературным данным с учетом ревизии их состава на основе

современных номенклатурных преобразований (Ярушина и др., 2004), к настоящему времени в составе альгофлоры исследуемых водоемов зарегистрировано 596 видов (714 видов и разновидностей, учитывая номенклатурный тип вида) водорослей, относящихся к 203 родам, 92 семействам, 42 порядкам, 15 классам и 8 отделам (табл. 2), что свидетельствует о богатстве и высоком уровне таксономического разнообразия флор водорослей оз. Иткуль, Синара, Силач. Наибольшим видовым богатством во всех озерах отличаются зеленые водоросли, составляющие 38.3 % от общего состава флоры в оз. Иткуль, 40.0 % - в оз. Синара, 48.8 % - в оз. Силач. Преобладание зеленых водорослей над синезелеными – особенность горнобореальной реофильной области (Сафонова, 1997; Стерлягова, Патова, 2008).

**Таблица 2.** Таксономическая структура альгофлоры исследуемых водоемов

Отдел	Класс	Порядок	Семейство	Род	Вид (р/в)	Доля от флоры Чел. обл., %
<i>Cyanophyta</i>	3	5	17	29	79 (104)	54.1 (54.4)
<i>Euglenophyta</i>	1	1	2	5	37 (54)	48.7 (48.2)
<i>Dinophyta</i>	1	2	2	6	7 (13)	33.3 (44.8)
<i>Cryptophyta</i>	1	1	1	3	10 (10)	83.3 (83.3)
<i>Chrysophyta</i>	1	3	7	12	39 (44)	97.5 (91.7)
<i>Bacillariophyta</i>	3	17	31	55	150 (188)	42.0 (38.7)
<i>Xanthophyta</i>	2	2	4	8	19 (20)	100.0 (62.5)
<i>Chlorophyta</i>	3	11	28	85	255 (281)	61.3 (60.6)
<b>Всего</b>	<b>15</b>	<b>42</b>	<b>92</b>	<b>203</b>	<b>596 (714)</b>	<b>54.1 (51.9)</b>

Второе место занимают диатомовые: 31.8 % - в оз. Иткуль, 27.5 % - в оз. Синара, 20.4 % - в оз. Силач. На третьем месте – синезеленые водоросли: 14.5 % - в оз. Иткуль, 14.7 % - в оз. Синара, 14.4 % - в оз. Силач. Таким образом, при повышении трофического статуса водоема наблюдается увеличение видового богатства зеленых водорослей и снижение разнообразия диатомовых. Отличительной особенностью альгофлоры оз. Силач является видовое обилие представителей эвгленовых (6.0 %), в то время как в оз. Иткуль и Синара четвертое место принадлежит золотистым водорослям (5.6 и 6.1 % соответственно). В целом наиболее разнообразны представители синезеленых и зеленых в оз. Силач, диатомовая флора наиболее богата представлена в оз. Синара.

Спектры ведущих семейств в исследуемых озерах характеризуют индивидуальные особенности водных экосистем, отражая, в том числе, и уровень антропогенной нагрузки на водоемы (табл. 3).

Продукционные характеристики фитопланктона – основного продуцента автохтонного органического вещества в подавляющем большинстве водоемов, имеют важное значение для оценки его роли в конкретной водной экосистеме. Для озер Южного Урала характерны значительные сезонные и ежегодные колебания биомасс фитопланктона (Летанская, 1978; Ярушина, Еремкина, 2000). Исследуемые озера отличаются по своим продукционным характеристикам. Так, в оз. Иткуль среднесезонная биомасса фитопланктона невысока и составляет 1.5 г/м<sup>3</sup>, в оз. Синара повышается до 3.2 г/м<sup>3</sup> и достигает максимальных величин в оз. Силач - 85.0 г/м<sup>3</sup> (Еремкина, Любимова, 2006).

**Таблица 3.** Спектры ведущих семейств в исследуемых водоемах

Место семейства	Иткуль	Синара	Силач
1	<i>Scenedesmaceae</i>	<i>Scenedesmaceae</i>	<i>Scenedesmaceae</i>
2	<i>Fragilariaceae</i>	<i>Euglenaceae</i>	<i>Euglenaceae</i>
3	<i>Oscillatoriaceae</i>	<i>Desmidiaceae</i>	<i>Fragilariaceae</i>
4	<i>Selenastraceae</i>	<i>Fragilariaceae</i>	<i>Oocystaceae</i>
5	<i>Euglenaceae</i>	<i>Oscillatoriaceae</i>	<i>Oscillatoriaceae</i>
6	<i>Desmidiaceae</i>	<i>Selenastraceae</i>	<i>Selenastraceae</i>
7-8	<i>Microcystidaceae</i> <i>Bacillariaceae</i>	<i>Oocystaceae</i> <i>Naviculaceae</i>	<i>Desmidiaceae</i>
			<i>Closteriaceae</i>
9-10	<i>Ulotrichaceae</i> <i>Anabaenaceae</i>	<i>Closteriaceae</i> <i>Anabaenaceae</i>	<i>Ulotrichaceae</i>
			<i>Microcystidaceae</i>

Максимального развития в оз. Иткуль фитопланктон достигает в августе, когда его биомасса возрастает до 5.3 г/м<sup>3</sup>. В течение всего вегетационного сезона господствующее положение в

фитопланктоне по биомассе принадлежит диатомовым водорослям (50.0 – 99.5 %). В отдельные годы отмечены редкие и кратковременные вспышки развития синезеленой водоросли *Gloeotrichia echinulata* (J.E.Smith) P.Richt.

В оз. Синара фитопланктон интенсивно развивается в течение всего вегетационного сезона. Его биомасса колеблется в зависимости от изменения климатических факторов, достигая даже весной 15.9 г/м<sup>3</sup>. Значительную роль в озере играют синезеленые водоросли, роль которых в структуре биомассы в осенние месяцы может возрастать до 42.9 %.

В оз. Силач максимальная биомасса фитопланктона наблюдается в августе-сентябре. В структуре биомассы существенную роль играют зеленые и синезеленые водоросли, достигающие 35 % и 79 % общей биомассы соответственно. Как правило, максимальные значения биомассы фитопланктона наблюдаются в районе поступления в оз. Силач недостаточно очищенных хозяйственно-бытовых сточных вод.

Таким образом, результаты многолетних исследований гидрохимического и гидробиологического режима горных озер северной части Увильдинской зоны свидетельствуют о том, что оз. Иткуль, Синара, Силач, имеющие общее геологическое происхождение, существенно различаются по своим биопродукционным характеристикам и трофическому статусу. В настоящее время во всех исследуемых водоемах наблюдается ухудшение качества воды по сравнению с 1930-ми годами прошлого столетия. При этом в оз. Иткуль процессы накопления органического вещества имеют преимущественно автохтонный характер, в оз. Синара значительную роль в биотическом балансе играет аллохтонная органика, а в оз. Силач антропогенная нагрузка играет существенную роль в образовании и накоплении органического вещества в экосистеме. Скорость эвтрофирования водоемов на современном этапе в значительной степени определяется уровнем антропогенной нагрузки на гидроэкосистему.

#### Список литературы

- Антошников Ю.П. Геосистемные начала водных экотехнологий Южного Урала. Челябинск: «Фрегат», 1995. 169 с.
- Еремкина Т.В. Некоторые аспекты экологического состояния озер северной части Увильдинской зоны // Эколого-гидрологические проблемы изучения и использования водных ресурсов: Сб. науч. трудов. Казань, 2006. С. 138-141.
- Еремкина Т.В., Любимова Т. С. Первичная продукция некоторых озер Увильдинской зоны в современных условиях // Биологические ресурсы и рациональное рыбохозяйственное использование водоемов Урала. Екатеринбург: Изд-во Урал. Ун-та, 2006. С. 76-93. (Сб. науч. трудов Урал. НИИ водных биоресурсов и аквакультуры; т. 11).
- Летанская Г.И. Фитопланктон и его продукция// Эколого-продукционные особенности озер различных ландшафтов Южного Урала. Л., 1978. С. 81-106.
- Петрова Н.А. Сукцессии фитопланктона при антропогенном эвтрофировании больших озер. Л., Наука, 1990. 200 с.
- Сафонова Т.А. Водоросли горных водотоков юга Западной Сибири. Разнообразие и таксономическая структура // Сиб. экол. журн. 1997. № 1. С. 91-96.
- Сементовский В.Н. Физико-географические процессы в области озерных бассейнов Среднего Урала // Уч. зап. Казан. госуд. ун-та. Казань, 1951. Т. 111, кн. 5 (География). С. 103-132.
- Стерлягова И.Н., Патова Е.Н. Водоросли водоемов в бассейнах рек Кожым и Щугор (Приполярный Урал). Сыктывкар, 2008. 36 с. (Науч. докл./ Коми науч. центр УрО РАН; Вып. 499).
- Троицкая В.И. Промыслово-биологический очерк и рыбохозяйственная оценка Уфалейских озер // Тр. УралВНИОРХ. 1941. Т. 3. С. 37-93.
- Ярушина М.И., Еремкина Т.В. Гидрохимический режим и первичная продукция озера Силач // Тезисы докладов Междунар. науч. конф. «Проблемы гидроэкологии на рубеже веков». Санкт-Петербург, 23-28 октября 2000 г. С.-Пб., 2000. С. 143.
- Ярушина М.И., Танаева Г.В., Еремкина Т.В. Флора водорослей водоемов Челябинской области. Екатеринбург, УрО РАН, 2004. 308 с.



## ГИДРОБИОЛОГИЧЕСКИЕ И ГЕОХИМИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ТЕХНОГЕННЫХ ВОДОЕМОВ ЮГА ЗАПАДНОЙ СИБИРИ

Н.И. Ермолаева<sup>1</sup>, С.Б. Бортникова<sup>2</sup>, Е.П. Бессонова<sup>3</sup>

<sup>1</sup>*Институт водных и экологических проблем СО РАН СО РАН,  
г. Новосибирск, Морской просп. 2, Россия, ermolaeva@ad-sbras.nsc.ru*

<sup>2</sup>*Институт нефтегазовой геологии и геофизики СО РАН,  
г. Новосибирск, просп. Ак. Коптюга, 3, Россия*

<sup>3</sup>*Институт геологии и минералогии СО РАН  
г. Новосибирск, просп. Ак. Коптюга, 3, Россия*

Складированные отходы обогащения руд являются масштабным источником химического загрязнения поверхностных и подземных вод широким спектром химических элементов. В мировой практике эта проблема является одной из самых актуальных, различным ее аспектам посвящается огромное количество исследований. В некоторых обзорных работах состояние проблемы кислого дренажа, его распространения и воздействия на биосферу рассматривается с точки зрения прогнозной оценки и возможностей устранения его вредного влияния. Содержания металлов в растворах дренажа могут достигать очень высокого уровня а значения рН находиться в минусовой области. В кислых дренажах, происходит значительная трансформация биоты. Отстойник Беловского цинкового завода (БЦЗ), расположенный на месте природного болота, собирает дренажные потоки из-под насыпного отвала клинкеров (отходов пирометаллургической переработки сфалеритовых концентратов), вещество которого долгие годы горело, а потому процессы окисления и трансформации шли в нем очень быстро. Растворы дренажного ручья содержат высокие количества многих химических элементов, основные из которых медь и цинк. В отстойнике, предназначенном для естественного осаждения соединений металлов, концентрации растворенных форм химических элементов практически не снижаются, т.к. постоянно пополняются свежими порциями высокоминерализованных растворов. Высокие содержания металлов (Cu, Zn, Pb, Cd, Cr, Co, Ni, Al, Be) в воде отстойника представляют серьезную экологическую проблему. Вместе с тем, отстойник может быть рассмотрен как техногенное месторождение металлов, находящихся в легкоизвлекаемой форме.

Отвал расположен на территории Беловского цинкового завода (г. Белово, Кемеровская область). Завод начал свою работу в 30-х годах XX в. и до 1990 г. стабильно производил до 10 тыс. т. цинка ежегодно и попутно до 30 тыс. т.  $H_2SO_4$ . Производство было ориентировано на переработку сфалеритового концентрата, получаемого Салаирской свинцово-цинковой обогатительной фабрикой. С истощением сырьевой базы Салаирских месторождений завод работал и на привозном сырье из казахстанских месторождений. Вследствие низкого качества руд, тонких взаимных прорастаний сульфидных минералов, сложностей обогащения сфалеритовый концентрат содержал большое количество примесных элементов (Cu, Pb, Cd, As, Sb и др.), уходящих в отходы. В настоящее время завод прекратил свою деятельность. На территории остались складированными около 1 млн т. отходов в виде шлаков и зол, содержащих значительное количество остаточной серной кислоты. Визуально клинкеры представляют собой грубозернистый песок (50-65 % составляет фракция > 4 мм) типичного шлака: основная часть его представлена силикатным стеклом с включениями полевого шпата, оливина, шпинели, сплавов и небольшим количеством сохранившихся сульфидов. Вследствие большого количества вростков в сфалерите из рудного концентрата, клинкеры содержат близкое количество металлов. Кроме этого, в отвале присутствовало 20-25 % коксовой пыли, добавляемой в технологическом процессе. Кокс часто заключен в силикатном стекле, но и немалое его количество рассеяно в свободной форме. Клинкеры складированы в виде насыпного отвала высотой 15 м с плоской верхушкой и крутыми склонами (~ 45°). Особенностью этого отвала является его горение в нескольких местах вследствие самовозгорания свободной коксовой пыли. Западная граница отвала ограничена болотом, куда стекает дренаж, из-под его подножья. Вода из болота поступает в дренажный колодец, а оттуда – в р. Бачат.

Интенсивность процессов химического выветривания клинкеров проявлена в появлении обильных вторичных минералов на поверхности отвала; при этом сточные воды в обводной канаве имеют интенсивно синий цвет, а донные осадки и береговые отложения заболоченной близлежащей территории – белый, голубой и зеленоватый.

*Полевое опробование.* В течение нескольких лет (1999 – 2008) опробовалась вода дренажной системы (обводная канава, болото-отстойник, сток в реку, река Бачат), донные осадки из канавы и болота. Растворы анализировались методом ИСП-АЭС. Донные осадки были проанализированы методом РФА-СИ.

Оценка глубины распространения этих растворов в объеме болота была проведена двумя методами электроразведки: вертикальным электрическим зондированием и электромагнитным индукционным частотным зондированием.

Отбор проб зоопланктона и фитопланктона производили в марте 2008 года. Зоопланктон отбирали методом процеживания 150 - 300 л воды через сеть Апштейна. Сеть изготовлены из капронового сита N 72. Собранный материал фиксировали 4% (v/v) раствором формалина. Пробы обрабатывали счетно-весовым методом в камере Богорова.

Подсчет и определение фитопланктона проводилось в камере Нажотта в 5 повторностях с каждой пробы.

Вода дренажного ручья, вытекающего из-под насыпного отвала, относится к типу высокоминерализованных металл – содержащих растворов. С 1999 до 2008 г. произошло существенное изменение в состоянии отвала (процессы горения в нем прекратились), температура дренажных потоков снизилась, несколько менялся их состав.

В 1999 г. растворы, собирающиеся в обводную канаву, были теплыми (30 – 45 °C), а среда - слабокислой (в среднем pH около 4.5) с высокими концентрациями сульфат-иона (2.6 – 4.1 г/л), цинка и меди. Значения Eh варьировали от +390 до +490 мВ. Формула Курлова демонстрирует чисто техногенное происхождение этих растворов, когда металлы (Zn и Cu) играют значимую роль в макросоставе: (ФК). Химические формы нахождения металлов в дренажных потоках – это аква-ионы и сульфатные комплексы, при резко подчиненном количестве хлоридных.

При опробовании через год (в 2000 г.) содержание сульфат-иона стало еще выше и достигло 5 г/л, возросли содержания Zn (750 мг/л) и Cu (370 мг/л). В значимых количествах в растворах определены Pb (1 – 0.4 мг/л) и Cd (4 – 6.4 мг/л). Но затем процесс горения прекратился, окисление вещества замедлилось. В 2005 г. среда растворов в дренажной канаве стала нейтральной (pH = 5.8), существенно снизились содержания сульфатов (до 1.7 г/л) и металлов: Zn – в 5 раз, Cu – более, чем в 2 раза, Fe – на порядок.

В отстойнике во все годы температура воды соответствует температуре воздуха, значения pH растворов составляют около 5. Характерно, что в растворах отстойника существенно повышается минерализация растворов, а также и концентрации металлов: цинка – более, чем в 2 раза, меди, кадмия, кобальта, никеля – в 3 раза, появляются растворенные формы свинца и бериллия в значимых количествах.

Нейтрализация дренажных потоков при попадании в отстойник приводит к обильному формированию соединений различного цвета. Формирующиеся осадки образуют стратифицированную взвесь: как правило, верхний слой имеет сине-зеленый цвет, а нижний слой желто-зеленый. Сине-зеленые осадки, отобранные как в канаве так и в озере, содержат высокие концентрации Cu, Zn и S. В них определен большой спектр элементов в значительных количествах, выщелачиваемых из клинкеров и затем осаждающихся при нейтрализации растворов и отстаивании: As, Sb, Mo, Cr, Ni, Ag, Cd. В желто-зеленых осадках Al и Si доминируют над Cu и S. Исследование проб методами PCA и ИК-спектроскопии показало, что они состоят, главным образом, из водных аморфных сульфатов. В небольшом количестве в образцах присутствует аморфный кремнезем.

В планктоне рассматриваемого водоема обнаружены только два вида зеленых водорослей. Характерные для этого сезона и типа водоема диатомовые и золотистые водоросли не обнаружены. Это резко отличает изучаемый водоем от аналогичных.

Первый вид - подвижный представитель вольвоксовых *Chlamydomonas* сходный с *Chlamydomonas acidophila* Negoro - Хламидомонада ацидофильная. Указанный вид по литературным данным характерен для техногенных водоемов, формирующихся при непосредственном воздействии горнодобывающей промышленности.

Второй - нитчатый представитель улотриковых - *Ulothrix variabilis* Kutzing - Улотрикс переменчивый. Это вид с широкой экологической амплитудой, развивающийся при различных условиях. Морфологические отклонения от описаний, которые можно рассматривать как уродство, не обнаружены.

Особенности фитопланктона, которые резко выделяют данный водоем в ряду других однотипных водных объектов:

1. Обнаружены только два вида. В нормальных условиях - относительно высокое видовое разнообразие (несколько десятков видов).

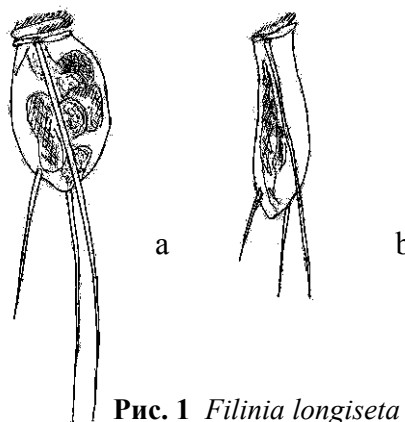
2. Обнаружены только зеленые водоросли. В нормальных условиях - представители диатомовых, золотистых и зеленых водорослей.

3. Обнаруженные виды способны развиваться в экстремальных условиях, исключающих развитие других видов водорослей. В нормальных условиях - виды, способные развиваться в экстремальных условиях, малообильны или отсутствуют.

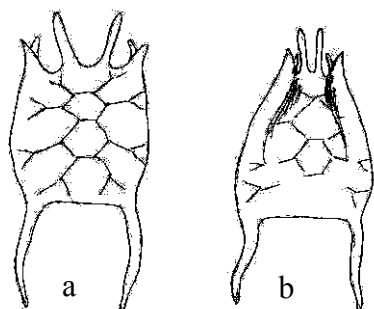
Такой состав и структура фитопланктона позволяют утверждать, что условия среды обследованного водоема для таких живых организмов как водоросли, являются экстремальными.

Всего обнаружено 7 видов зоопланктона. Из Cladocera только *Bosmina longirostris* O.F. Mull. Из Rotatoria - *Filinia longiseta longiseta* (Ehrb.), *Keratella quadrata* (O.F.Mull.), *Keratella cochlearis* (Gosse), *Br. angularis angularis* (Gosse), *Brachyonus quadridentatus* Her., *Testudinella patina* (Her.).

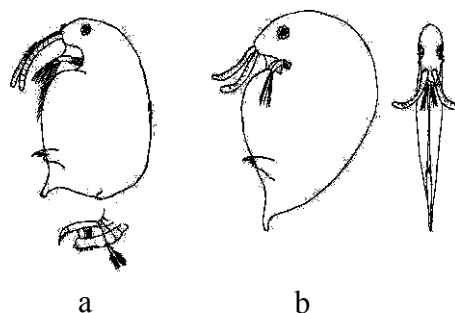
90 % обнаруженных организмов зоопланктона имеют морфологические деформации, иногда значительно затрудняющие видовое определение. Некоторые из них показаны на рис. 1-3.



**Рис. 1** *Filinia longiseta* (Ehrb.) a - норма, b - из пробы из отстойника



**Рис. 2** *Keratella quadrata* (O.F.Mull.) a - норма, b - из пробы из отстойника



**Рис. 3** *Bosmina longirostris* (O.F.Mull.) a - норма, b - из пробы из отстойника

По внешним признакам *Bosmina longirostris* (O.F.Mull.) напоминает *Bosmina obtusirostris arctica* Lill., но при этом имеет постабдомен типичный для *B. longirostris*. У большей части коловраток значительно деформирован панцирь. Очевидно, влияние высоких концентраций тяжелых металлов приводит к устойчивым мутациям, поскольку практически все особи того или иного вида трансформированы одинаково. Генетические исследования зоопланктонных организмов из кислого дренажного отстойника запланированы на ближайшее время.

Интересно отметить, что аналогичные морфологические изменения отмечены и у ряда видов зоопланктона из водоемов и водотоков на территории предполагаемого освоения месторождения полиметаллических руд Каракуль (Кош-Агачский район, Республика Алтай).

В дренажном отстойнике численность зоопланктона составила всего 10 экз./м<sup>3</sup>, биомасса – 0,15 мг/м<sup>3</sup>. Индекс сапробности Пантле и Букк составил 2,25, что соответствует α-мезосапробной зоне по классификации В.Н. Жукинского, О.П. Оксик и др. Индекс видового разнообразия Шеннона – Уивера составил 0,47 бит, что характеризует водоток как деградированный биоценоз, в котором наблюдается предельно ограниченный видовой состав.

В летние месяцы при температуре воды 18 - 19 °C зоопланктон в пробах из Беловского отстойника не обнаружен.

Таким образом, хроническое воздействие полиметаллического кислого раствора привело к катастрофической деформации фито- и зоопланктонного сообщества природного водоема (Беловского болота). В фитопланктоне присутствуют только виды, характерные для полисапробных зон или техногенных водоемов, а у зоопланктонных организмов наблюдаются значительные морфологические изменения. Зоопланктонное сообщество характеризуется деградированным видовым составом и очень низкой численностью. При повышении температуры воды, по-видимому, токсическое воздействие полиметаллического раствора увеличивается, что приводит к полному исчезновению зоопланктона. Сохраняются только эфиппии ветвистоусых и покоящиеся яйца коловраток.

*Работа выполнена при поддержке РФФИ (грант № 08-05-00688).*

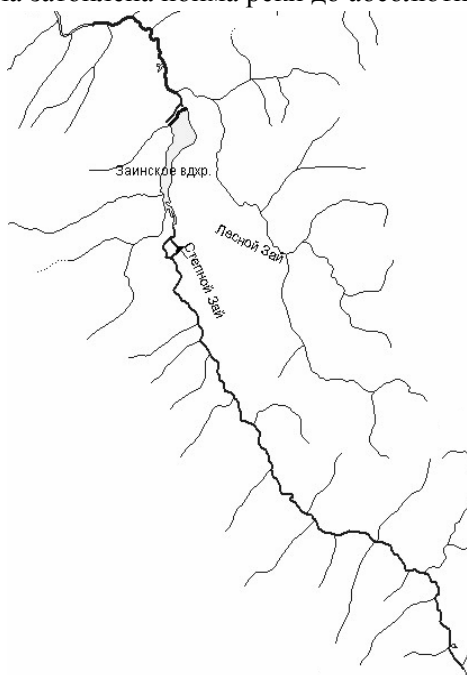
## **ОЦЕНКА ИНТЕНСИВНОСТИ ЗАИЛЕНИЯ ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ ЗАИНСКОЙ ГРЭС (РЕСПУБЛИКА ТАТАРСТАН)**

Д.В. Иванов, Р.Р. Шагидуллин, А.Т. Горшкова, О.Ю. Тарасов, А.М. Петров,

И.И. Зиганшин, Е.В. Осмелкин

*Институт по проблемам экологии и недропользования при Академии наук Республики Татарстан,  
420087, г. Казань, ул. Даурская, Республика Татарстан, Россия, 28, water-rf@mail.ru*

Заинское водохранилище (ЗВ) создано на реке Степной Зай в 1965 году как водоем-охладитель Заинской ГРЭС (рис.1). По проекту длина водохранилища составляет 14.6 км, средняя ширина - 1.14 км, площадь водного зеркала - 16.7 км<sup>2</sup>, объем - 62 млн.м<sup>3</sup>, средняя глубина - 3.7 м. При его создании была затоплена пойма реки до абсолютной отметки 73 м.



Река Степной Зай протекает по одному из промышленно развитых и нефтедобывающих регионов Республики Татарстан. Наличие богатых полезных ископаемых обусловило интенсивное развитие нефтедобывающей, газовой и энергетической промышленности и сопутствующих им отраслей.

На водосборной площади размещается 276 населенных пунктов, среди которых 4 крупных города – Бугульма, Альметьевск, Заинск, Лениногорск и 4 поселка городского типа – Карабаш, Актюба, Нижняя Мактама и Русский Актас. В бассейне реки располагается 137 предприятий различных отраслей промышленности, использующих воды реки. Одним из крупных водопользователей является сельское хозяйство (Водные..., 2001).

Заинская ГРЭС мощностью 2400 тыс.квт расположена на левом берегу водохранилища. Техническое водоснабжение ГРЭС осуществляется по оборотной схеме с охлаждением циркуляционной воды в водохранилище. Подогретая вода

**Рис. 1.** Бассейн р.Степной Зай

поступает в водохранилище по двум отводящим каналам. По каналу №1 вода сбрасывается к плотине, а по каналу №2 - в верхнюю часть водохранилища.

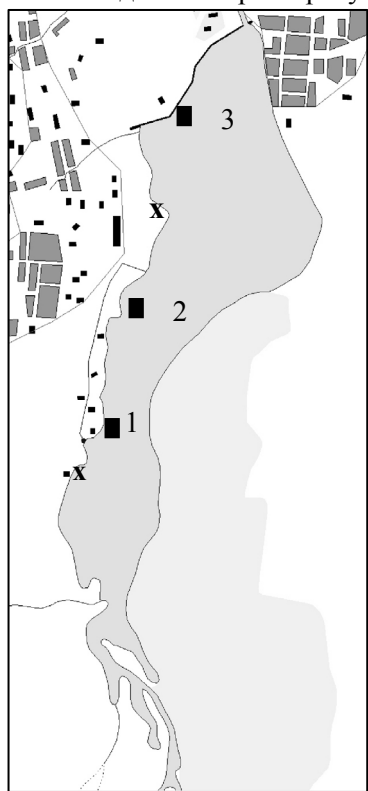
С момента ввода ЗВ в эксплуатацию произошли серьезные изменения в гидрологическом режиме и экологическом состоянии р.Степной Зай. Утрачен русловый сток, активизированы абразионные процессы, нарушено динамическое равновесие экосистем. Особенно опасными явлениями для ЗВ являются процессы заиления, ухудшающие пропускную способность, процессы водообмена и самоочищения поверхностных вод. За более чем 40 лет существования в ложе водохранилища накопилась значительная масса вторичных отложений, что привело к сокращению его объема, образованию обширных мелководий и активному зарастанию высшей водной растительностью.

В результате длительной разработки нефтяных месторождений значительные изменения претерпел и химический состав вод Степного Зая и ЗВ. Существенно увеличилась минерализация,

концентрации хлоридов, натрия и нефтепродуктов. Так, если в 1950-е гг. содержание ионов  $\text{Cl}^-$  в р.Степной Зай не превышало 12 мг/л (Каштанов, Беляева, 1963), то за последние четыре десятилетия оно уже не опускалось ниже 250 мг/л, а в начале 1980-х гг. доходило до 500-700 мг/л.

В 2007 г. было проведено комплексное обследование ЗВ, рек Степной Зай и Зай для определения мощности и запасов донных отложений, сформировавшихся за период существования водоема, выявления основных тенденций их формирования, количественной и качественной оценки заиления. Основная цель исследований – разработка практических рекомендаций по обоснованию расчистки и проведению дноуглубительных работ в ложе ЗВ, направленных в конечном счете на повышение эффективности теплообмена Заинской ГРЭС.

Сброс теплых вод в водоемах-охладителях является ведущим экологическим фактором и сильным антропогенным вмешательством в естественную среду, оказывающим воздействие на исходные компоненты гидробиоценоза, которое проявляется в увеличении количества градусо-дней на протяжении сезона, сопровождаемом исчезновением ледового покрова и увеличением проточности вод, что приводит к перестройке исходных сообществ. По водохранилищу тепло разносится транзитным потоком. В водохранилищах-охладителях в разное время под действием подогретых вод находятся различные их части (Мордухай-Болтовской, 1975). Степень и длительность подогрева неодинаковы. Летом, в вегетационный период, подогреваются верхние слои воды. Температура воды в водохранилищах в это время может превышать  $30^\circ$ , а в некоторых подниматься до  $35-40^\circ$ . По сравнению с летним периодом весной и осенью прогреваются более глубокие слои воды.



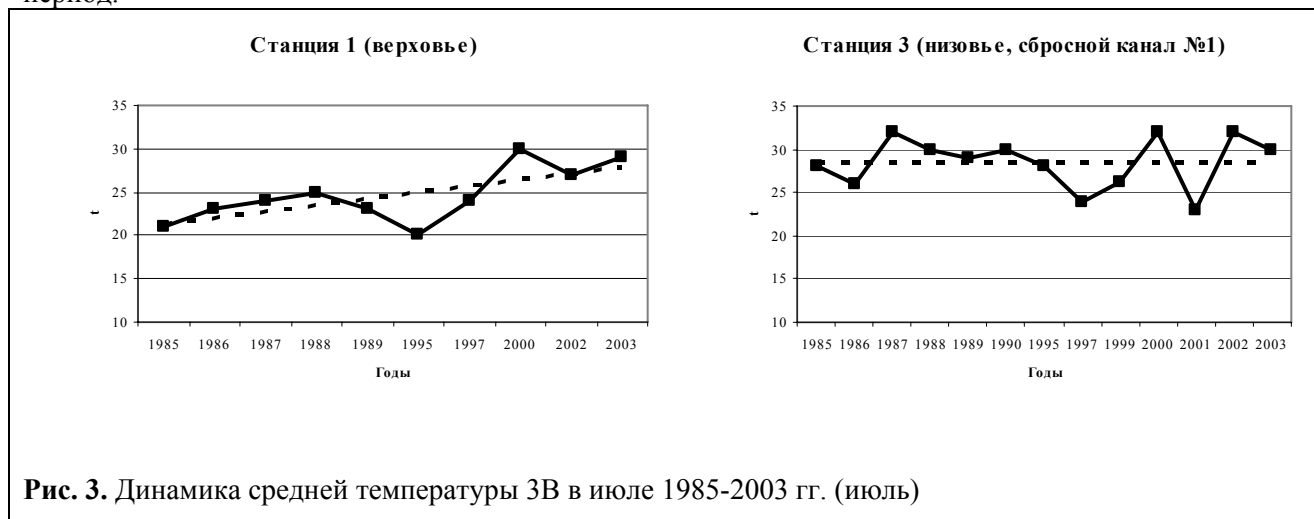
Воды ЗВ характеризуются как «умеренно подогретые» (Катанская, 1979); удельная тепловая нагрузка их колеблется в пределах 92-153 ккал/м<sup>2</sup>·ч. Температура воды в ЗВ в зимний период бывает не ниже  $10-15^\circ$  и превышает естественную на  $10-11^\circ$ . В это время в подогреваемой зоне имеется постоянная полынья, охватывающая большую площадь. Летом температура воды в районе сбросных каналов достигает  $40^\circ\text{C}$ . Низкая эффективность охлаждения ведет к существенному снижению выработки электроэнергии. В подогреваемой зоне в это время наблюдается обратная термическая стратификация. Грунты также имеют более высокие температуры по сравнению с грунтами не подогреваемой зоны. По мнению энергетиков, очистка ЗВ от накопившихся донных отложений поможет заметно увеличить его действительную емкость, что позволит увеличить путь циркуляции воды, улучшить теплообмен, снизить интенсивность теплового загрязнения водоема. Улучшение теплообмена, в свою очередь, приведет к снижению температуры воды на всасывающей насосной станции (БНС), а, следовательно, к углублению вакуума в конденсаторах турбин и соответствующему увеличению вырабатываемой мощности. Снижение температуры охлаждающей воды на 1 градус приводит к экономии 0,8 грамма условного топлива на выработку 1 кВт·ч, что в целом дает экономический эффект 6400 тонн условного топлива или 6,0 млн. руб./год (в ценах 2002 г.). В наиболее жаркий период это позволит снизить или даже снять ограничения мощности турбин по вакууму.

**Рис. 2.** Заинское водохранилище \* 1-3 - станции отбора проб; х – устья сбросных каналов

Наблюдение за температурой воды в акватории ЗВ ведутся лабораторией ГРЭС. Наибольшая тепловая нагрузка на турбины ГРЭС приходится именно на июль. Нами проанализирована динамика изменения температуры воды в июле 1985-2003 гг. на трех станциях, расположенных в различных частях водоема (рис. 2): ст. 1 – верховье, с глубинами 1.5-2 м, обильно развитой водной растительностью, испытывает влияние подогретых вод сбросного канала №2; ст.2 – средняя часть, выше БНС, глубины 2.5-3.5 м; ст. 3 – приплотинная часть, глубины 1.5-6 м; зона влияния подогретых вод сбросного канала №1.

В верховье (рис. 3) заметен устойчивый тренд повышения температуры воды: с 1985 по 2003 гг. она увеличилась на  $8^\circ\text{C}$ . Однако в средней части водохранилища (ст.2), где происходит забор воды на охлаждение, за это же период температура оставалась примерно на одном уровне ( $25^\circ\text{C}$ ), а ее колебания можно связать с климатическими особенностями отдельных лет. В зоне влияния

подогретых вод сбросного канала №1 (ст.3) тренд температурных колебаний параллелен оси абсцисс, что также указывает на отсутствие положительной динамики температуры за рассматриваемый период.

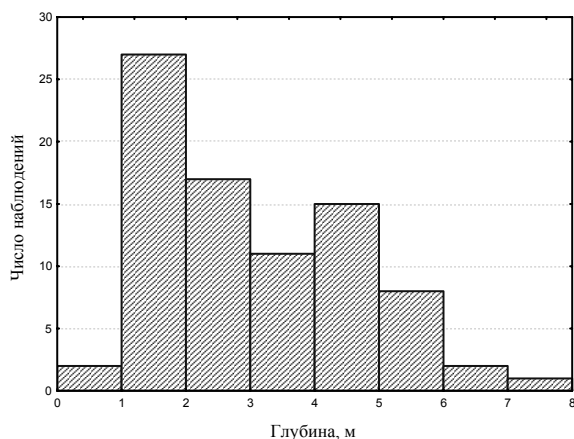


**Рис. 3.** Динамика средней температуры ЗВ в июле 1985-2003 гг. (июль)

Судя по представленным данным, увеличение температуры воды имеет место только в верховьях водохранилища. Это наиболее мелководная, хорошо прогреваемая зона, заросшая погруженной и полупогруженной растительностью. Наличие водной растительности является одним из факторов, способствующих снижению здесь скорости циркуляционных течений воды, направленных от устья сбросного канала №2 в сторону основного русла р.Зай.

Средняя глубина ЗВ, рассчитанная по результатам натурного замера глубин на 75 станциях, распределенных равномерно по площади водоема, составляет 3.2 м (рис.4). Значительную часть акватории занимают затопленные мелководья с глубиной 1.5-2 м. В основном они распространены в верхней части ЗВ и покрыты зарослями высшей водной растительности.

**Рис. 4.** Гистограмма распределения глубин в ЗВ



Имеющиеся неровности поверхности, характерные для грядистого рельефа пойм равнинных рек, типичны затопленной поймы р.Ст.Зай. Несмотря на заиление, направленное на выравнивание ложа современного водоема, такого рода неровности заметно выделялись при проведении батиметрической съемки 2007 г. В понижениях поймы мощности донных отложений на 10-20 см выше, чем на сопредельных участках акватории.

Наибольшие глубины (6-8 м) обнаруживаются в пределах затопленного и частично заиленного речного русла Ст. Зая, а также в приплотинной зоне. В нижней части водохранилища также имеются

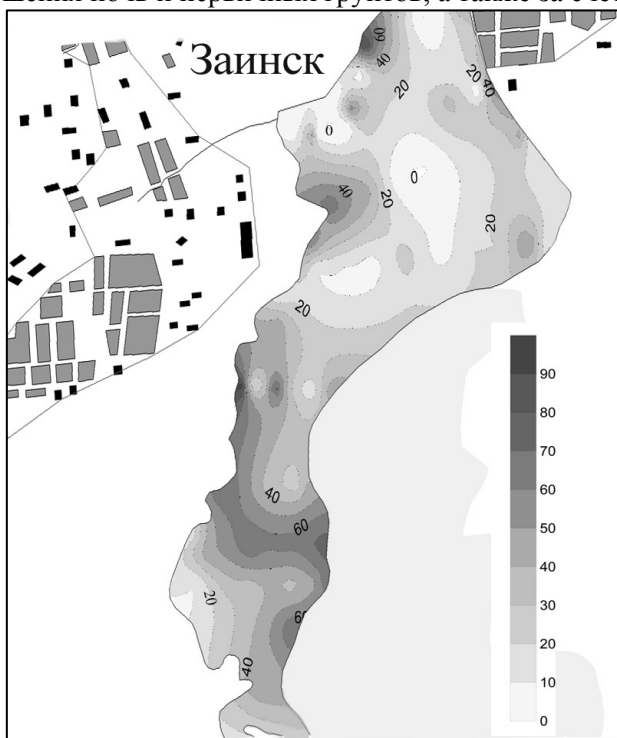
незначительные по площади отмельные участки.

Средняя глубина ЗВ на момент образования составляла 3.7 м. К настоящему времени процессы заиления привели к уменьшению его средней глубины на 0.3-0.5 м.

Мощность донных отложений ЗВ варьирует от 0 до 100 см, в среднем составляя 33 см. Более 40% площади водоема занимают отложения мощностью до 20 см (рис. 5) Это средняя и нижняя часть водохранилища, особенно участки акватории в районе береговых насосных станций. Илистые отложения здесь отсутствуют. Более того, в этой части водохранилища значительно размыт почвенный покров, а на ряде станций ложе водоема представлено коричневатой глиной с содержанием пелитовой фракции более 60%.

Циркуляционные потоки воды, направленные от сбросных каналов к насосным станциям препятствуют аккумуляции тонкодисперсного ила в этой части водохранилища и приводят к полному разрушению исходного ложа до материнских пород. Взвешенные вещества в составе **водных масс**, формирующиеся из продуктов разрушения почв и первичных грунтов, а также за счет руслового стока р.Ст.Зай, после технологического цикла охлаждения вместе с подогретыми сбросными водами ГРЭС поступают в верхнюю и нижнюю часть водохранилища, где происходит гашение скоростей встречных потоков и выпадение наиболее тонких взвесей. Именно эти процессы привели к относительному накоплению илистых отложений в зоне влияния сбросных каналов №1 (приплотинная часть) и №2 (верховье). На фоне высоких скоростей течений в самих сбросных каналах заиление полностью отсутствует, а дно канала представляло собой плотную коричневую глину.

**Рис. 5.** Карта-схема распределения мощностей донных отложений ЗВ, см



Мощность иловых отложений в верховье водоема варьировала в основном от 20 до 40 см (рис. 5). На правобережье имеется небольшой участок (около 250 м<sup>2</sup>), где мощности вторичных отложений доходят до 60 см.

Вкрест распространения водного потока от русла к левому пологому берегу слой заиления постепенно уменьшается с 40 до 10 см в соответствии с отметками рельефа затопленной поймы. В среднем мощность ила на участке бывшей поймы р.Зай, начиная от зоны выклинивания подпора до устья сбросного канала №2, составляет 28 см. Это на 5 см меньше, чем в среднем по водохранилищу.

В нижней части водохранилища, в устье сбросного канала №1, расположено крупное садковое рыбное хозяйство, занимающееся выращиванием товарного карпа. От основного русла оно ограничено струенаправляющей дамбой, поэтому характер и интенсивность заиления здесь всецело определяется сбросом взвешенных веществ из канала №1, а также поступлением значительного количества органической массы отходов производства рыбхоза (остатки корма, экскременты рыб).

Средняя мощность донных отложений, полученная по результатам фактических замеров, при условии равномерного их распределения по акватории водохранилища составляет 0.33 м. Соответственно, объем отложений на всей площади водоема (16.7 км<sup>2</sup>) составит 5511000 м<sup>3</sup>. Полный объем водохранилища за 45 лет за счет заиления уменьшился на 8.7%. Слой заиления даже на участках активного осадконакопления пока не достиг уровня мертвого объема (отметка уровня 70.75 м), поэтому снижения *полезной* емкости ЗВ вследствие накопления в его ложе донных отложений не произошло.

Исследования прудов бассейна р.Степной Зай показали, что средняя заиленность одного пруда составляет 8.1% (Современное состояние ..., 1985). Сходство полученных значений указывает на зональный характер процессов формирования, миграции и аккумуляции взвешенных веществ в водоемах региона.

С учетом объемного веса иловых отложений (0.6 т/м<sup>3</sup>), в водохранилище за все время его существования аккумулировано 3 306 600 т ила.

Поступление наносов к створу Заинского гидроузла, определенное по модулю годового стока, оценивается величиной 60 тысяч тонн в год. За 45 лет существования водохранилища (1962-2007 гг.) с русловым стоком в него поступило 2 700 000 т наносов. С учетом невысокой транзитности, составляющей до 95% годового стока взвешенных веществ, практически весь поступающий материал оседал в его ложе. На это указывает изменение стока наносов на посту Старое Пальчиково, расположенном ниже по течению после слияния Степного и Лесного Зая. Если на момент создания водохранилища (1962 г.) сток наносов составлял здесь 380 тыс.т в год, то уже к 1970 году он сократился до 310 тыс.т (на 18%).

Скорость осадконакопления в ЗВ в среднем составляет 7 мм в год (330 мм за 45 лет). Данная величина укладывается в диапазон природной скорости осадконакопления в водоемах РТ (Иванов, Зиганшин, 2006).

С учетом падения объемов годового стока взвешенных веществ, можно предположить и соответствующее снижение скорости накопления донных отложений в ЗВ. За последние 20 лет она могла сократиться до 1.5-3 мм/год.

Ввиду неоднозначности взглядов на необходимость очистки водоема (или его определенной части) от иловых отложений, окончательное решение вопроса должно быть основано на учете всего комплекса внутриводоемных процессов, поиске реального компромисса между экологическими требованиями к осуществлению подобного рода проектов и потребностями энергетики. Необходим поиск технологических решений, направленных на оптимизацию всего цикла выработки электроэнергии, базирующихся на современных технологиях.

#### Список литературы

Водные ресурсы Республики Татарстан в 2000 году. Информационный бюллетень. - Казань: Изд-во «Матбугат йорты», 2001. – 132 с.

Иванов Д.В., Зиганшин И.И. Характеристика осадконакопления в озерах Республики Татарстан // Двадцать первое пленарное межвузовское совещание по проблеме эрозионных, русловых и устьевых процессов.- Чебоксары, 2006.- С.115-116.

Катанская В.М. Растительность водохранилищ-охладителей тепловых электростанций Советского Союза.- Л.: Наука 1979.- 279 с.

Капитанов С.Г., Беляева А.М. Материалы по гидрохимии малых рек Татарской АССР // Ученые записки КГУ.- 1963.- Т.123, кн.3.- С.152-189.

Мордухай-Болтовской Ф.Д. Влияние тепловых и атомных электростанций на биологический режим водоемов // Биосфера и человек / Материалы I Всес. симпозиума «Человек и биосфера».- М.: Наука, 1975.- С.280-282.

Современное состояние и перспективы развития прудового хозяйства в бассейне р. Степной Зай Татарской АССР. Отчет. Казанский отдел гидрологии и водных ресурсов УралНИИВХ. – Казань, 1985.– 59 с.

### ЭКОЛОГО-ТОКСИКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ НИЖНЕГО ТЕЧЕНИЯ РЕКИ ДОН

Н.А. Игнатова<sup>1</sup>, Г.Г. Черникова<sup>2</sup>, Е.Н. Бакаева<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Гидрохимический институт

344090 Ростов-на-Дону, пр. Стачки, 198, Россия, egnatse@yandex.ru

<sup>2</sup>Южный отдел Института водных проблем РАН

344090 Ростов-на-Дону, пр. Стачки, 198, Россия, rotaria@mail.ru

Бассейн реки Дон играет важную роль в экономике России и некоторых республик бывшего Союза: полностью или частично он охватывает территорию 15 субъектов Российской Федерации, а также территории трех областей Украины. Современная техническая водохозяйственная схема бассейна р.Дон довольно сложна, она включает в себя практически все категории водопользования: имеет промышленное, хозяйственно-бытовое назначение, используется в орошаемом земледелии, рыбном хозяйстве, энергетике сельскохозяйственном водоснабжении, в водном транспорте. Река Дон является основной рекой Азовского бассейна. Вследствие значительной антропогенной нагрузки в водной экосистеме бассейна р.Дон к концу 20 века произошли резкие негативные изменения, важнейшей причиной которых является загрязнение токсичными химическими веществами. 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. Гидробионты двух трофических уровней, объединяемые в группы автотрофных фитопланктоценозов и гетеротрофных зоопланктоценозов являются хорошими показателями качества природных вод.

В период 1992-2003 г.г. в реке Дон, на участке в пределах черты городов Аксай, Ростов-на-Дону, Азов проведены исследования по оценке токсичности воды методами биотестирования и изучению планктоценозов. Расширение хозяйственной деятельности человека в бассейне реки Дон вызывает изменения качественных и количественных характеристик всех ценозов водных экосистем. Довольно четко обозначились изменения сообщества фитопланктона на участке Нижнего Дона в районе г.Ростова-на-Дону.



*Состояние фитопланктоценозов.* В период с 1960 по 1970 гг. в составе фитопланктона на участке Нижнего Дона от г. Цимлянска до дельты Дона было обнаружено 650 видов, разновидностей и форм водорослей, на участке от города Аксая до дельты Дона -364 (Аксенова, 1970). В последующие годы было отмечено значительное снижение видового разнообразия фитопланктонного сообщества Нижнего Дона на территории г. Ростова-на-Дону (Аксенова, 1970; Сафонова, 2001; Экол. вестник, 2003).

Нами проведены исследования по более детальной сетке станций, включавшей 13 створов: верхний - Аксайский мост, нижний - район водосброса г. Азова. В результате наших исследований, проведенных с апреля по ноябрь 2003г. было определено 58 таксонов водорослей, относящихся к 5 отделам, в том числе: синезеленых-13, диатомовых- 17, динофитовых-2, эвгленовых-3, зеленых-24. Основу состава альгоценоза составляли синезеленые, диатомовые и зеленые водоросли. Постоянными доминантами Нижнего Дона оставались, как и прежде, *Aphanizomenon flos-aguae*, *Microcystis aeruginosa*, *Nitzschia acicularis*, *Nitzschia closterium*, *Stephanodiscus Hantzshii*, *Melosira granulata*, *Coelastrum microporum*, *Pediastrum diplex*, *Scenedesmus quadricauda*, *Scenedesmus acuminatus*. На протяжении всего периода исследований сохраняли роль руководящих форм роды *Microcystis* (2 таксона) и *Oscillatoria* (5 таксонов) из отдела синезелых. Видовое разнообразие диатомовых было сформировано в основном представителями класса *Pennatophyceae*. Среди последних на первом месте по количеству таксонов стоял род *Nitzschia*, в состав которого входило 5 представителей: *Nitzschia paleacea*, *N. acicularis*, *N. closterium*, *N. Kuetzingiana*, *N. sp.*

Разнообразие теплолюбивых видов зеленых способствовали относительно высокие температуры воды в зимнее время. Роды *Scenedesmus*, *Ankistrodesmus*, *Actinastrum*, *Tetraedron* играли роль постоянных доминантов фитопланктонного сообщества. Эвгленовые родов *Trachelomonas*, *Euglena*, *Strombomonas* и динофитовые родов *Gymnodinium*, *Glenodinium* довольно часто встречались в летнем планктоне.

Доминирующее положение весенне-летнего планктона занимали синезеленые, диатомовые и зеленые водоросли. Средние показатели весеннего фитоценоза составляли 755 тыс.кл./л и 0.314 мг/м<sup>3</sup>. Количество видов в пробах варьировало от 8 до 20. Средние значения численности и биомассы летнего планктона находились в пределах 865 тыс.кл./л и 0.487 мг/м<sup>3</sup>. Осенью в фитопланктоне произошли количественные и качественные изменения, что выражалось в уменьшении численности до 365 тыс.кл./л и биомассы до 0.221 мг/м<sup>3</sup>, и снижении видового разнообразия (от 4 до 11). Диатомово-синезеленый комплекс сохранял доминирующее положение в осеннем планктоне. В составе зеленых оставались род *Scenedesmus* (3 таксона) и род *Oocystis*.

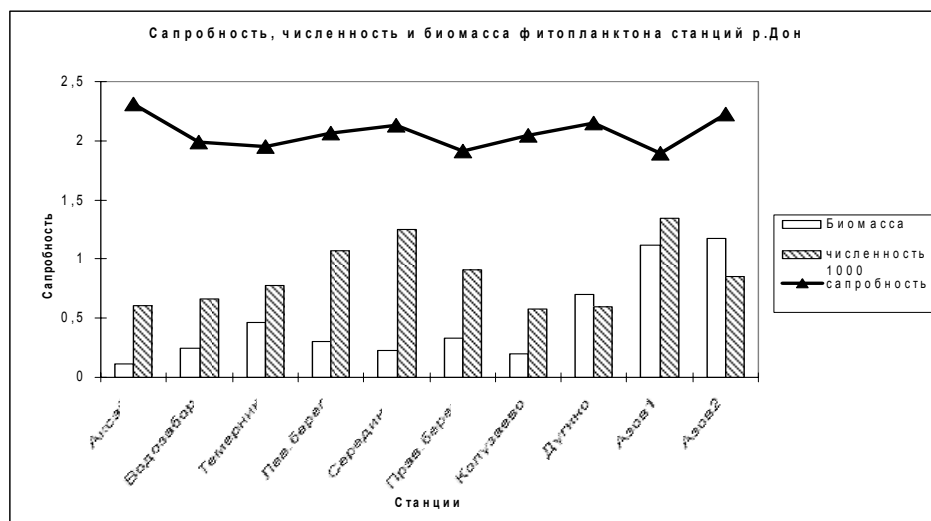
По степени сапробности фитопланктон Нижнего Дона в 70-х годы характеризовался как β-мезосапробный, с примесью олиго-β-мезосапробных организмов (Аксенова, 1972). Максимальное загрязнение отмечалось лишь ниже спуска городской канализации, о чем свидетельствовало увеличение в фитопланктоне количества α-мезосапробных и полисапробных организмов. В последние десять лет прослеживается тенденция улучшения и стабилизации экологической обстановки на Нижнем Дону (Экол.вестник, 2004). Однако, сохраняется неблагоприятная ситуация на участке реки Дон от г.Аксая до Западного моста. Отмечаемые “всплески” пестицидных загрязнений в устье реки Темерник, приводило к появлению α -мезосапробных видов: *Stephanodiscus Hantzshii*, *Oscillatoria tenuis*. Так как процентное содержание их к общему числу индикаторных организмов было незначительным, можно считать, что интенсивность загрязнения реки Дон в границах города Ростова в 2003 г. не выходила за пределы β-мезосапробной зоны (зоны умеренного загрязнения).

Однако, рассчитанные индексы сапробности по индикаторным видам фитопланктона (рис.1) позволяют отнести к зонам вероятного эвтрофирования створы протоки Аксай, сброс очистных сооружений горканализации и створ водосброса г. Азова, что подтверждается данными химических исследований (Экол.вестник, 2004).

Значения показателя сапробности воды, рассчитанные по фитопланктону, на всем протяжении исследуемого участка р. Дон колебались в пределах 1.8 – 2.3 (рис. 1.) Такие значения сапробности свидетельствует о среднем уровне загрязнения реки органическими веществами (бытовыми стоками). Указанный диапазон значений сапробности (согласно Бариновой и др., 2000) характерен для экосистем удовлетворительной чистоты, находящихся на границе стадии «самоочищения» и «угроза».

Анализ полученных материалов и сравнение с немногочисленными фоновыми данными (Аксенова,1970), позволяет сделать вывод о значительном, снижении видового разнообразия фитопланктона Нижнего Дона. Однако, следует отметить, что наши исследования охватывали участок в черте г.Ростова-на-Дону и не включали участок ниже г.Азова, дельту Дона, на котором возможно пополнение видового состава фитопланктона из многочисленных мелких водотоков и

заносом из Таганрогского залива. В то время как фоновые данные о количестве видов (Аксенова, 1970) Нижнего Дона относятся ко всему участку от Цимлянского водохранилища до дельты Дона.



**Рис. 1.** Сапробность, численность и биомасса фитопланктона участка р. Дон от г. Аксая до г. Азова

Таким образом, антропогенное воздействие на биоту реки Дон в районе города Ростова-на-Дону сохраняется, что подтверждает состояние фитопланктонного сообщества: снижение видового разнообразия, низкие значения численности и биомассы водорослей, наличием  $\beta$ -сапробных видов.

**Состояние зоопланктоценозов.** По гидробиологическим показателям (состоянию планктона) класс качества воды реки Дон на обследованном участке с 1992 к 2003 году сменился от «загрязнено-грязного» до «умеренно загрязненного».

Так, состав зоопланктонных сообществ участка р. Дон в черте г. Ростова-на-Дону от железнодорожного моста (ниже впадения р. Темерник) до Кумжинской роши был неоднороден. Все основные группы зоопланктона (коловратки, рачки ветвистоусые, рачки веслоногие) были обнаружены только в пункте «ст. Н-Гниловская». Коловратки представлены родами *Keratella*, *Brachyonus*, *Synchaeta*, веслоногие рачки — двумя родами (*Cyclops*, *Acantocyclops*). Отсутствие ветвистоусых рачков в пункте «ст. Первомайская» можно объяснить повышенной мутностью воды в этом створе.

Общая численность зоопланктона была невелика и колебалась от 0,2 до 9,2 тыс. экз./м<sup>3</sup>. Значения численности складывались за счет коловраток и молоди (науплии, копеподитные стадии) веслоногих рачков. Все обнаруженные представители веслоногих рачков выносимы к органическому загрязнению и встречаются в альфа- и изредка в бета-мезосапробной зонах. Все представители ветвистоусых рачков являются показателями бета-мезосапробной зоны.

Участок р. Дон в черте г. Ростова-на-Дону от железнодорожного моста до Кумжинской роши является загрязненным и его можно характеризовать как бета-мезосапробную зону, что позволяет судить о некотором улучшении качества воды исследуемого участка р. Дон, ранее относившегося к альфамезосапробной зоне.

**Биотестирование воды р. Дон.** Установлено, что природная вода участка р. Дон от г. Аксая до г. Азова в отдельные периоды времени оказывает при биотестировании токсическое воздействие на гидробионтов. Токсическое действие выявлено в пробах воды, отобранных на большей части створов и в значительном числе проб. Почти на всех участках реки Дон в воде была обнаружена токсичность по отношению к гидробионтам разных трофических уровней: ракообразным, водорослям, простейшим, коловраткам. На 10 из 11 обследованных створов пробы воды в отдельные периоды времени были токсичными. Биотесты на парамециях и коловратках оказались чрезвычайно чувствительными: токсичными были 8 из 11 проб. Наиболее высокий уровень токсичности выявлен в пунктах «г. Аксай», «г. Ростов-на-Дону» в месте сброса очистных сооружений, причем острое токсическое действие было зарегистрировано на левом берегу и центре. Практически во все периоды исследований и для всех тест-организмов токсичной была вода, отобранная в устье реки Темерник. Так же высокий уровень токсичности отмечен в пунктах «х. Дугино» и «Азов-2». Вода, отобранная в пунктах «Водозабор» и «х. Колузаево» часто оказывала стимулирующее действие на размножение беспозвоночных, но была остро токсичной для водорослей по показателю «прирост численности клеток».

Анализ результатов исследований проб воды р.Дон в 10-ти створах от г.Аксая до г.Азова показал, что качество воды р.Дон в черте Ростова-на-Дону в среднем можно оценить как оказывающее хроническое токсическое действие. Вода отдельных участков р.Дон, в частности в районе г.Аксая, в районе выброса с очистных сооружений, в районе хутора Дугино оказывает подострое, а ниже г. Азова - острое токсическое действие. Следует отметить, что сравнение с данными 1994 года показало, что качество воды участка р. Дон в районе впадения р.Темерник значительно улучшилось. Токсическое загрязнение, отмечаемое в 1994 г. как острое, в 2004 г. понизилось и стало хроническим, сапробность – с полисапробной снизилась до бетасапробной. Улучшение качества воды на этом участке связано, вероятно, с проведенными в 2002 г. мероприятиями по очистке русла р.Темерник.

По среднегодовым величинам концентраций загрязняющих веществ вода на некоторых участках реки, в том числе и в черте г. Ростова-на-Дону, является высоко токсичной по показателям концентраций нефтепродуктов, фенолов, а концентрации таких опасных веществ как хлорорганические пестициды и другие стойкие органические соединения, ртуть соответствуют уровню чрезвычайно высокой токсичности (Никаноров, Хоружая и др., 2000). Концентрации тяжелых металлов в воде р.Дон в несколько раз превышают ПДК, однако без поправки на величину жесткости воды и содержание РОВ дать корректную оценку токсического загрязнения не представляется возможным. Реальная оценка токсичности встречает трудности еще и потому, что многие высокотоксичные вещества вообще не анализируются в государственных службах наблюдений и контроля вод, хотя их присутствие обнаруживается в донской воде с помощью высокочувствительных методик анализа.

Поиск корреляционных связей химических показателей с данными биотестирования не дал четких результатов. Значимые связи обнаружены, в частности, между выживаемостью дафний и концентрацией нефтепродуктов ( $r=0,87$ ), аммонийного азота ( $r=-0,83$ ), плодовитостью дафний и жесткостью воды ( $r=0,87$ ), концентрацией нефтепродуктов ( $r=0,83$ ) (Никаноров, Хоружая и др., 2000). Тем не менее, результаты изучения величины и характера токсического воздействия на экосистему Нижнего Дона по биотестовым, химическим и гидробиологическим показателям в значительной мере объясняют причины негативных изменений в водных сообществах в регионе, которые приводят к снижению хозяйственного значения реки.

Тенденция к ухудшению качества воды с конца 80-х годов: усилению роли бета- и альфамезосапробных видов в планктоценозах, особенно в фитопланктоне, снижению видового разнообразия – изменилась в лучшую сторону. Обнадешивают и выводы о наметившейся тенденции улучшения и стабилизации экологической обстановки на Нижнем Дону в последние 10 лет по данным химического анализа (Экол.вестник, 2004).

#### Список литературы

- Аксенова Е.И. Фитопланктон Нижнего Дона в условиях зарегулирования стока. Автореф. ...канд. биол.наук. Ленинград, 1970.- 24 с.
- Аксенова Е.И. Влияние зарегулирования на фитопланктон Нижнего Дона // Гидробиол. журн. 1972, № 2. – С. 26-31.
- Барина С.С., Медведева Л.А., Анисимова О.В. Водоросли- индикаторы в оценке качества вод окружающей среды. М.: ВНИИ природы, 2002. – 150 с.
- Никаноров А.М., Хоружая Т.А., Бражникова Л.В., Жулидов А.В. Мониторинг качества вод: оценка токсичности. С-Пб: Гидрометеиздат, 2000. – 156 с.
- Сафонова Л.М. Особенности развития фитопланктонного сообщества Нижнего Дона в 2000 году // Материалы междунар. научной конф. «Проблемы сохранения экосистем и рационального использования биоресурсов Азово-Черноморского бассейна. Ростов-на-Дону, 8-12 октября 2001 г. Ростов-на-Дону: ННМ «Логос», 2001. – С.151-153.
- Экологический вестник Дона «О состоянии окружающей природной среды и природных ресурсов Ростовской области в 2002 году». Ростов-на-Дону: «Синтез технологий», 2003. – 282 с.
- Экологический вестник Дона «О состоянии окружающей природной среды и природных ресурсов Ростовской области в 2003 году». Ростов-на-Дону: «Синтез технологий», 2004. – 298 с.

## ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ РЕКИ МОСКВЫ ПО СТРУКТУРНЫМ ХАРАКТЕРИСТИКАМ ЗООПЛАНКТОНА

Н.В. Карташева

МГУ им. М.В. Ломоносова, Биологический факультет  
Ленинские горы, Москва, ГСП-1, 11999, Россия, mgu-gidro@yandex.ru

Изменения в структуре зоопланктона, возникающие при неблагоприятных воздействиях, имеют большое значение в функциональной организации и состоянии всей водной экосистемы

Цель исследования заключалась в оценке экологического состояния р. Москвы в верхнем ее течении (до г. Москвы) по изменениям структуры зоопланктона в зависимости от антропогенного воздействия.

Исследования проведены в 1994-2004 годах на 150 км тракте реки Москвы от Можайского водохранилища до пос. Ильинское, расположенного недалеко от Рублевской водопроводной станции. Пробы отбирали в июне-августе в прибрежной части реки Москвы и в устьях некоторых притоков в следующих точках: 1) нижний бьеф Можайского водохранилища, 2) р. Москва, пос. Ильинская Слобода, 3) ниже г. Можайска, 4) выше устья Ведомки, 5) р. Ведомка, устье, 6) р. Искона, устье, 7) р. Руза, устье, 8) р. Москва, ниже устья р. Рузы, 9) р. Москва, пос. Тучково, 10) р. Москва, выше г. Звенигорода, 11) р. Москва, ниже г. Звенигорода, 12) р. Москва, выше устья р. Истры, 13) р. Москва, ниже устья Истры, 14) р. Москва, выше устья Медвенки, 15) р. Москва, ниже устья Медвенки, 16) р. Москва, пос. Ильинское. Объем профильтрованной через сито № 70 поверхностной воды составлял 100 литров. После подсчета беспанцирных коловраток пробу фиксировали 4% формалином и просматривали под микроскопом в камере Богорова. Одновременно на этих участках измеряли скорость течения, содержание кислорода и температуру воды. Оценку качества воды проводили по биоиндикаторным организмам (Унифицированные методы, 1977, Sladecsek, 1973).

По тракту реки Москвы скорость течения изменялась от 0.1 до 0.5 м/сек, температура воды колебалась от 15.5<sup>0</sup> до 23.6<sup>0</sup>С. Самая низкая температура отмечалась в начале трассы: от нижнего бьефа Можайского водохранилища до впадения р. Ведомки (15-17<sup>0</sup>С). Это связано с тем, что сброс воды происходил из холодных слоев гипolimниона Можайского водохранилища. В этой же области реки отмечалось самое низкое содержание кислорода (1,1-1,5 мгО<sub>2</sub>/л), высокие скорости течения и интенсивное перемешивание воды. В районе г. Можайска и при впадении р. Ведомки температура воды р. Москвы несколько увеличилась, содержание кислорода повысилось до 6-8 мг О<sub>2</sub>/л, скорость течения оставалась высокой от 0.3 до 0.5 м/сек. Значительное повышение температуры (20-23<sup>0</sup>С), содержания кислорода (10-11 мг/л) и снижение скорости течения (0.1-0.2 м/сек) наблюдалось в районе впадения р. Рузы в р. Москву. Ниже впадения р. Рузы и практически до Рублевской водопроводной станции температурные и кислородные условия оставались на оптимальном для развития зоопланктона уровне: температура не опускалась ниже 20<sup>0</sup>С, а содержание кислорода колебалось в пределах 9-11. мг О<sub>2</sub>/л. Скорость течения на этом промежутке реки сильно изменялась. В районе пос. Тучково отмечались самые высокие значения (до 0.5 м/сек), ниже, около г. Звенигород, течение более спокойное (0.3-0.4 м/сек), а от пос. Успенское до пос. Рублево наблюдалось снижение скорости с 0.3 до 0.1 м/сек, у плотины скорость течения замедлялось до 0.01 м/сек.

За исследуемый период в зоопланктоне р. Москвы и ее притоках зарегистрировано 90 таксонов: коловраток – 39, ветвистоусых – 34, веслоногих ракообразных – 15, кроме того регистрировались остракоды и гарпактициды. Среди коловраток наиболее широко представлено сем. *Brachionidae* (17 видов и разновидностей), из ветвистоусых наиболее разнообразны сем. *Chydoridae*, *Daphniidae*, а среди веслоногих ракообразных – циклопы.

Большинство видов, найденных в реке Москве по своему экологическому статусу относятся к зарослевым и прибрежным формам, что характерно, как было показано ранее, и для ее притоков – малых рек (Хромов и др. 2005, Карташева, 2006). Как правило, видовое разнообразие увеличивалось при впадении наиболее крупных притоков – рек Рузы, Истры, связанных в верхнем течении с водохранилищами, а также в конце тракта в районе п. Ильинское при значительном замедлении течения. Лимнофильные планктонные формы отмечались именно в этих местах и на начальном отрезке р. Москвы.

Установление степени антропогенного воздействия на изменчивость структурных характеристик зоопланктона в реке усложняется в силу пространственного варьирования условий среды, особенно скорости течения. Весь исследованный тракт р. Москвы можно условно разделить на три участка в соответствии с условиями существования зоопланктона. Верхний участок (от нижнего бьефа Можайского водохранилища до устья р. Рузы), где наблюдалась самая низкая температура воды, наименьшее содержание кислорода и высокая скорость течения. Средний участок

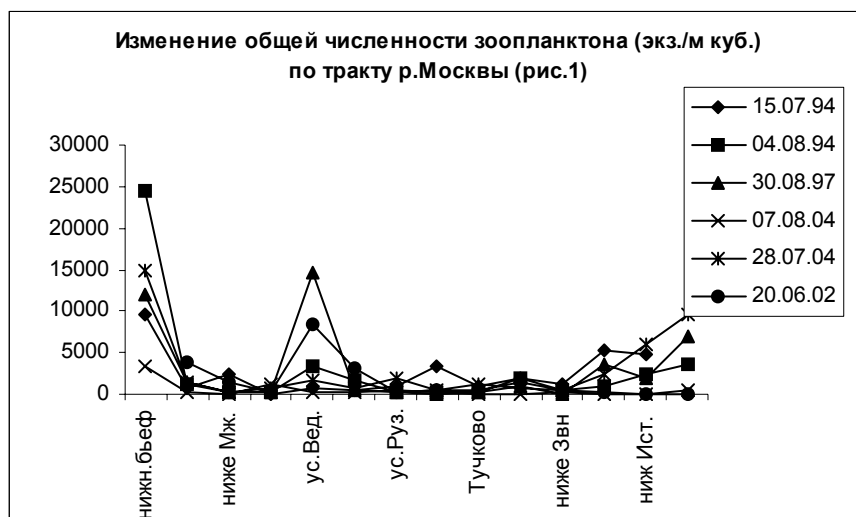


Рисунок 1.

реки (от устья р. Рузы до створа ниже г. Звенигорода), где повышается температура воды, концентрация кислорода и условия существования зоопланктеров становятся более благоприятными. Скорость течения на этом участке реки варьирует от спокойного (в районе р. Рузы) до быстрого (п. Тучково). Нижний участок тракта (от створа ниже г. Звенигород до п. Ильинское) характеризуется оптимальным прогревом воды, высоким % насыщения кислородом и замедленным течением.

Максимальные значения численности наблюдались в начале тракта (рис.1), когда планктон имеет наибольшее структурное сходство с зоопланктоном Можайского водохранилища, которое определялось водными массами, поступающими из гипolimниона. На верхнем участке р. Москвы происходила резкая перестройка сообщества зоопланктона водохранилища: на фоне сокращения численности происходили значительные изменения видового состава. Падение численности зоопланктона наблюдалось на первых 10 км тракта за счет выпадения озерных форм. Подобная картина изменения количества зоопланктона в этой части реки была обнаружена ранее в съемках 1971 года (Воскресенский. Мальцман, 1978). Изменение гидрологического режима, сопряженного с увеличением скорости течения до 0.25 - 0.30 м/сек является критическим для развития рачкового лимнопланктона (Лебедева и др. 1991, Дубовская и др. 2004). Особенно ярко эта картина проявляется при доминировании в Можайском водохранилище крупных форм ветвистоусых ракообразных — *Daphnia cucullata* G.O.Sars, *Daphnia galeata* G.O.Sars. В случае превосходства в планктоне водохранилища эвритопных видов (*Mesocyclops leuckarti* (Claus), *Chydorus sphaericus* (O.F.Muller), которые встречались в планктоне р. Москвы на большем протяжении, кривые изменения общей численности зоопланктона имеют более равномерный характер (рис.1).

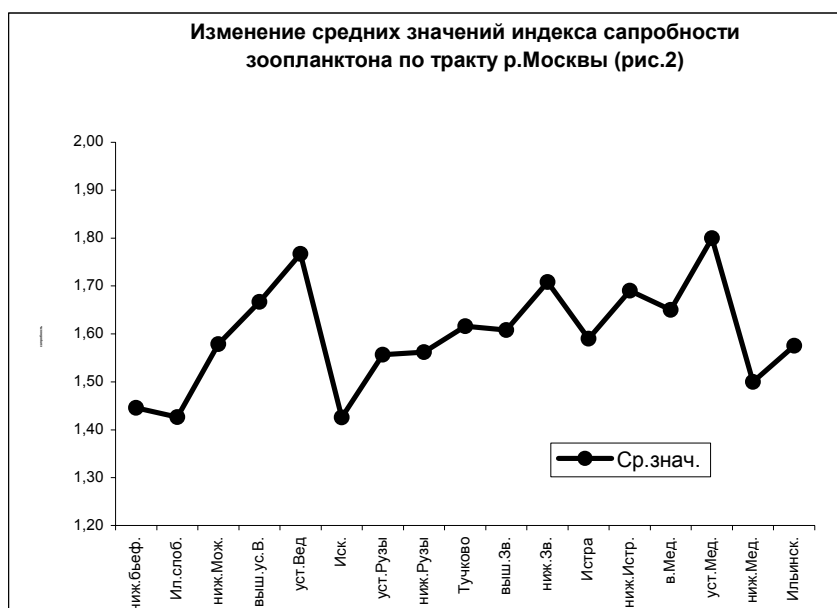
В начале тракта р. Москвы массовыми были те же виды, что развивались в водохранилище: в начале лета *Bosmina longirostris* (O.F.Muller), а затем *M. leuckarty*, *D. galeata*, *D. cucullata*. Вместе с лимнофильными видами появляются формы, характерные для планктона реки: *Brachionus quadridentatus* Hermann, *Euchlanis dilatata* Ehrenberg. Вместе с тем качественный состав сообщества и распределение численности по видам все еще близок к наблюдаемому в Можайском водохранилище. По результатам съемок на этом участке численность фитофильных видов редко была выше 7-10% от общей. Ниже г. Можайска количество лимнофильного зоопланктона резко сокращалось. Начиная от створа за г. Можайск коэффициент сходства между наблюдаемым здесь комплексом видов и в начале тракта составляет не более 10%. В июне доминирующим видом зоопланктона р. Москвы на протяжении оставшейся части верхнего участка тракта был *E. dilatata*.

На среднем участке тракта р. Москвы от устья р. Рузы до створа ниже г. Звенигорода численность зоопланктона варьировала в небольших пределах, оставаясь на достаточно низком уровне (рис.1). В июне видом, определяющим динамику изменения численности практически всего сообщества зоопланктона по тракту, был *E. dilatata*. Необходимо отметить, что и ранее этот же вид отмечался, как доминирующий в верхней части р. Москвы (Горидченко, 1981). В июле-августе зоопланктон на среднем участке р. Москвы составляли прибрежные формы. Массовыми видами в среднем течении р. Москвы были *E. dilatata*, *Ch. sphaericus*, *Eucyclops serrulatus* (Fischer). В устье р. Сетуни и ниже г. Звенигорода обнаруживались  $\beta$ - $\alpha$  и  $\alpha$  сапробные виды: (*Brachionus angularis* Gosse, *Brachionus calyciflorus* Pallas, *Filinia longiseta* (Ehrenberg), *Moina macrocopa* (Straus), свидетельствующие об органическом загрязнении.

Значительное увеличение численности зоопланктона отмечалось на нижнем участке тракта в зоне постепенного понижения скорости течения; в отдельные годы количество зоопланктона здесь достигало 5-10 тыс.экз/м<sup>3</sup> (рис.1). На нижнем участка реки в июне и первой половине июля преобладали коловратки: *Keratella quadrata* (Muller), *Brachionus quadridentatus* Hermann, *E.dilatata*, а во второй половине июля и августе – складывались наиболее благоприятные условия для массового развития прибрежных и фитофильных кладоцер: *Alona rectangular* Sars, *Ceriodaphnia pulchella* Sars, *Polyphemus pediculus* (Linne), *Sida crystalline*(O.F.Muller), *Ch. sphaericus*. В устье р. Истры в июле отмечалась коловратка *F. longiseta*, характерная для  $\beta$ - $\alpha$  сапробной зоны.

Необходимо также отметить, что на количественные и качественные показатели зоопланктона оказывает существенное влияние зарегулированный сток. Так, после сброса вод из Можайского водохранилища видовое разнообразие и количество зоопланктона в р. Москве очень низкое (рис.1, 7.8.04). Преобладали личиночные стадии циклопов при почти полном отсутствии ветвистоусых ракообразных, характерных для этого периода времени.

На фоне естественной изменчивости зоопланктона реки можно выделить участки, где качественные и количественные характеристики сообщества обусловлены интенсивным антропогенным воздействием. По характеру изменения зоопланктона р. Москвы можно выделить участки, где такое воздействие наблюдалось в наибольшей степени. Прежде всего следует отметить резкое увеличение численности зоопланктона в районе впадения р. Ведомки, которая несет воды из очистных сооружений г. Можайска, богатые органическими соединениями (рис.1). В этой же точке на кривой изменения средних значений индекса сапробности, построенной на основании данных всех съемок, наблюдался первый максимум - 1,8 (рис.2). Изменение сапробности на среднем участке р. Москвы имеет другие менее выраженные максимумы ниже города Звенигорода, где располагается сброс из городского коллектора и ниже устья р.Истры, из которой тоже поступают органические загрязнения со стоками г. Истры и г. Дедовска (рис.2). На нижнем участке тракта в устье р. Медвенки, отличающейся достаточно высокой степенью загрязнения, наблюдался третий подъем уровня сапробности (рис.2). Наиболее чистые воды характерны для устья р. Исконы (рис.2). Что касается низких значений сапробности в районе нижнего бьефа, то это обусловлено сбросом придонных вод Можайского водохранилища.



**Рисунок 2.**

Среди видов зоопланктона, отмеченных в 1994-2004 годах к индикаторам олиго-сапробной зоны относятся 17, к 0- $\beta$  и  $\beta$  сапробным 50 и к  $\beta$ - $\alpha$  и  $\alpha$  сапробным 6 форм. В период исследования индекс сапробности р.Москвы колебался от 1.2 до 2.0, причем заметного сезонного отличия не наблюдалось. По материалам всех съемок тенденции к увеличению индекса сапробности от года к году не обнаружено. Средний индекс сапробности р.Москвы, рассчитанный по всем исследуемым точкам для каждой съемки 1994–2004 годов, колебался в пределах 1.52 – 1.62, что соответствует бета-мезосапробной зоне.

В заключение следует отметить, что зоопланктон является достаточно надежным показателем антропогенного загрязнения. Однако в условиях реки с высокой пространственной изменчивостью

гидрологических характеристик, следует учитывать естественные изменения сообщества зоопланктона под их влиянием. При проведении сравнительного анализа зоопланктона отдельных участков реки необходимо принимать во внимание и экологические особенности отдельных видов-индикаторов.

Таким образом, качественный и количественный состав зоопланктона по тракту верховья реки Москвы существенно изменялся. Численность зоопланктона резко сокращалась на первых 10 км реки; на этом же промежутке разрушалась видовая структура зоопланктона Можайского водохранилища. Массовое отмирание лимнофильного зоопланктона в верхнем участке реки Москвы может быть потенциальным источником вторичного загрязнения. Этот процесс особенно ярко проявлялся в период массового развития крупных ветвистых ракообразных в Можайском водохранилище при их поступлении в русло р.Москвы. По мере продвижения вниз по течению реки формируются сообщества зоопланктона, основу которых составляли зарослевые и прибрежные виды. Поступление лимнофильных форм из притоков незначительно влияло на формирование планктона р.Москвы. На нижнем участке р.Москвы складывались сообщества зоопланктона, состоящие из фитофильных или эвритопных видов. Индекс сапробности р.Москвы в верхнем течении составлял 1.52 – 1.62, что позволяет ее отнести к бета-мезосапробной зоне, а качество вод к умеренно загрязненным. Увеличение индекса сапробности на отдельных участках реки приурочено к интенсивному поступлению загрязняющих органических веществ с притоками.

#### Список литературы.

- Воскресенский К.А., Мальцман Т.С. Переработка зоопланктона в нижнем бьефе водохранилища небольшой реки. // Комплексные исследования водохранилищ. вып.4. М. Моск.ун-т. 1978. С.183-191.
- Горидченко Т.П. Опыт применения перифитона для оценки качества речных вод. // Контроль качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям. Л. Гидрометеиздат. 1981. С.194-200.
- Дубовская О.П., Гладышев М.И., Махутова О.Н. Сток лимнического зоопланктона через высоконапорную платину и его судьба в реке с быстрым течением (на примере плотины Красноярской ГЭС на р. Енисей) // Журн.общ.биол. 2004. т.65. №1. С.81-93.
- Карташева Н.В. Зоопланктон как показатель качества вод притоков р. Москвы // Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем. Сб. тезисов докладов Междун. конф.(Санкт-Петербург, 23-27 октября 2006 г.).СПб. 2006. С.66.
- Лебедева Л.И., Карташева Н.В., Ворожун И.М. Количественная оценка выноса зоопланктона из Учинского водохранилища и его осаждения в водопроводном канале. // Водные ресурсы 1991. №1. С.107-114.
- Хромов В.М., Карташева Н.В., Добрынина Н.В., Ходжаев М.Н., Житина Л.С., Недосекин А.Г. О состоянии малых рек– притоков верховья реки Москвы // Труды Звенигородской биологической станции. Том 4.М. Моск. ун-т, 2005. С. 16-28.
- Унифицированные методы исследования качества вод. Часть 4. М.СЭВ. 1977. 91 С.).
- Sladeczek V. System of water quality from biological point of view. Arch.Hydrobiol. Bieft 7, Ergebnisse Limnol., 1973, N 7, 218 p.

### КОЛИЧЕСТВЕННАЯ ОЦЕНКА ПОСТУПЛЕНИЯ ЗАГРЯЗНЯЮЩИХ ВЕЩЕСТВ В Р. ВОЛГУ ОТ КРУПНЫХ ГОРОДОВ

А.Г. Кочарян, И.П. Лебедева

*Институт водных проблем РАН*

*Москва 119333, ул. Губкина, 3, Россия, kohar@aqua.laser.ru*

В течение многих лет р. Волга является приемником сточных вод промышленного, сельского и коммунального хозяйства, а также поверхностных и ливневых вод на всем своем протяжении. По материалам 2ТП-водхоз рассмотрена динамика поступления сточных вод и загрязняющих веществ от 14 крупных городов за 1996-2005 гг., включая данные о загрязняющих веществах, поступающих с ливневыми стоками.

Материалы таблицы 1 показывают, что объемы суммарного сброса сточных вод за эти годы сократились, т.к. продолжался спад промышленного производства в бассейне. Всего в бассейн Волги в 2005 г. было отведено 7292130 тыс.м<sup>3</sup> загрязненных сточных вод. Вклад крупных городов составил 23 % от этого объема. Из общего объема сточных вод 619142 тыс. м<sup>3</sup> поступило в реку без очистки, а остальной объем отнесен к категории недостаточно очищенных. При этом за все рассматриваемые годы объем последних был весьма высок и практически нельзя сделать однозначного вывода при сравнении 1996 и более поздних годов (2000 и 2005). Снизились сбросы сточных вод без очистки в городах Самара, Саратов, Ульяновск, Ярославль; вместе с тем увеличились объемы сточных вод

указанной категории в городах Н. Новгород, Тольятти, Чебоксары. Недостаточно очищенные сточные воды по существу составляли основную часть сбросов (от 70 до 100%). Низкая эффективность очистки на очистных сооружениях городов обусловлена перегрузкой сооружений по объёму и концентрации загрязняющих веществ, несоответствием технологии очистки по составу сточных вод, неудовлетворительная эксплуатация и т.д. Наиболее распространенной является ситуация, при которой сточные воды, поступающие с очистных сооружений локальной очистки на производствах, не соответствуют требованиям приёма сточных вод по качественному составу в систему городской канализации.

**Таблица 1** Водоотведение загрязненных вод от крупных городов в р. Волгу, тыс. 3 в 1996, 2001 и 2005 г.г.

Города	Всего			Без очистки			Недостаточно очищенные		
Годы	1996	2001	2005	1996	2001	2005	1996	2001	2005
Ржев	15761	15575	5458	0	99	59	15761	15476	5399
Тверь	53249	41656	40052	0	0	0	53249	41656	40052
Конаково	180	230	4663	0	0	0	180	230	4663
Ярославль	230487	226409	185134	84288	86137	66366	146199	140272	118767
Кострома	39406	48206	50149	0	2361	1746	39406	45845	48404
Н. Новгород	314196	302013	244576	17104	19478	19279	297092	282535	225458
Чебоксары	945	8303	9819	0	7635	9212	945	669	607
Казань	222901	238297	232064	18601	13639	13039	204300	224658	219026
Ульяновск	113826	102218	90594	3705	5308	1395	110121	96910	89199
Тольятти	54859	88475	75570	12822	22599	18721	42037	65877	56849
Самара	363612	283983	257334	95146	15206	19039	268466	268778	238295
Саратов	222990	174473	140399	8661	3682	2032	214329	170791	138367
Волгоград	171749	158315	148484	39049	35045	28127	132700	123270	120357
Астрахань	82512	71083	63546	193	111	0	82319	70971	63546

Что же касается ливневых вод, то они подвергаются лишь механической очистке, причем не во всех городах. Только в Конакове, Ржеве, Твери, Чебоксарах их ливневые стоки проходят механическую обработку (табл.2). В связи с этим, по данным 2-ТП-Водхоз, с ливневыми стоками поступает значительное количество органических веществ (по БПК<sub>п</sub>), взвешенных веществ, аммонийного азота, нефтепродуктов, нитратов (табл..4)

**Таблица 2** Водоотведение загрязненных ливневых вод от крупных городов р. Волгу, тыс. м<sup>3</sup> в 2005 г.

Город	Водоотведение		
	Всего	Без очистки	Требующих очистки
Ржев	8779	11	8823
Тверь	524	492	746
Конаково	13	0	259
Ярославль	65412	63584	65412
Кострома	642	0	642
Н.Новгород	70015	9180	70015
Чебоксары	223	58	413
Казань	95526	92516	95526
Ульяновск	12451	475	12451
Тольятти	5162	5159	5162
Самара	16268	16201	16268
Саратов	2967	2373	2967
Волгоград	393	318	393
Астрахань	415	415	415

Анализ таблицы 3 показывает, что наблюдается снижение поступления некоторых загрязняющих веществ после 1996 г. Например, в г. Астрахань уменьшен сброс практически по всем показателям (кроме СПАВ), тоже и в г. Волгоград (кроме цинка). По г. Казани увеличились объемы



**Таблица 3.** Поступление загрязняющих веществ в р. Волгу со сточными водами крупных городов, кг

Города, годы	Содержание загрязняющих веществ в сточных водах											
	БПКполн.	Нефтепродукты	Нитраты	Азот аммонийный	СПАВ	Медь	Цинк	ХПК	Фосфор общий	Фенолы	Хром	Марганец
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Ржев												
1996	352000	4000	62864	59981	0	188	785	0	34247	0	236	0
2001	310000	2000	52408	18853	0	449	299	0	5812	0	225	0
2005	126000	0	27400	6951	0	0	0	0	4497	0	979	0
Тверь												
1996	706000	7000	653302	174214	7967	957	5415	0	147656	0	1011	0
2001	421000	5000	293265	275769	3333	167	3084	0	89633	0	333	0
2005	617000	5000	382694	67323	4901	188	861	2361000	69012	0	454	0
Конаково												
1996	137000	2000	56448	32169	0	52	0	0	14756	0	0	0
2001	101000	3000	44029	17421	0	23	61	0	13414	0	0	0
2005	48000	1000	47854	11277	0	0	36	3000	10994	0	0	0
Ярославль												
1996	3903000	161000	493769	1630315	4885	1559	20912	0	190878	0	5107	0
2001	2341000	190000	1995514	1861790	39589	877	7603	12872000	41354	110	3781	8519
2005	1334000	77000	2801000	1047258	18172	918	5970	10073000	235648	34	2861	3230
Кострома												
1996	338000	12000	22409	113318	6382	639	239	0	976	0	0	0
2001	142000	2000	4821	211725	173	37	714	0	1305	0	0	0
2005	125000	8000	157	245079	3	273	1997	0	53	0	0	0
Н.Новгород												
1996	401000	332000	148412	3196834	0	333	2971	0	3	1	1144	9073
2001	1190000	135000	233379	2471888	19707	502	5160	654000	351194	7	2	25498
2005	816000	63000	514815	2372301	22001	263	6428	549000	337519	0	0	32325
Чебоксары												
1996	95000	6000	7474	5151	87	18	10	0	978	0	0	0
2001	230000	10000	12514	1899	81	0	0	1190000	8	0	0	0
2005	80000	1000	18507	6891	79	0	0	265000	949	0	0	0

Продолжение таблицы 3

Города, годы	БПКполн.	Нефтепродукты	Нитраты	Азот аммонийный	СПАВ	Медь	Цинк	ХПК	Фосфор общий	Фенолы	Хром	Марганец
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Казань												
1996	2859000	114000	351136	1033660	19888	3554	1835	0	675755	552	186	0
2001	3045000	84000	281276	1962177	19828	4286	2760	595000	200225	461	37	1896
2005	2938000	7000	1131537	1614717	11176	998	2172	16000	257067	42	9	1375
Ульяновск												
1996	1960000	91000	311369	848892	31647	230	1917	0	160103	0	2473	841
2001	862000	15000	296856	385931	17074	428	1688	0	172342	0	448	2081
2005	576000	16000	2987401	339898	13979	408	1358	0	157107	0	786	3171
Тольятти												
1996	1230000	31000	2404251	170602	28106	1057	1371	0	507086	4	50	0
2001	856000	19000	1517658	161935	7123	306	379	0	445272	50	0	0
2005	825000	10000	3910245	113782	5064	342	261	0	338934	30	98	0
Самара												
1996	2454000	17000	416362	979519	22567	3321	8498	0	545445	62	78	0
2001	1704000	14000	1825461	378575	16267	93	1533	0	515467	14	0	0
2005	1427000	16000	19073	193322	5155	35	7151	0	488477	3	0	49
Саратов												
1996	1671000	9000	1406680	228557	24557	779	1944	0	264647	0	86	0
2001	974000	5000	1082434	203975	33	5	16	0	112296	0	6	1
2005	1347000	4000	10236	233889	12424	279	471	0	150690	3	33	63
Волгоград												
1996	3525000	51000	943269	533460	112990	712	14	0	383684	0	0	33318
2001	2744000	11000	1044404	186427	17414	164	60	43530000	130509	0	396	1728
2005	1793000	11000	5320541	185717	2951	327	2502	184000	149499	6	0	2625
Астрахань												
1996	499000	6000	1357785	178943	5950	288	432	0	0	58	382	4225
2001	271000	4000	726616	105365	3668	151	467	0	0	57	213	3543
2005	395000	5000	683509	111905	6482	219	282	0	0	60	175	2718

**Таблица 4.** Поступление загрязняющих веществ в р. Волгу со сточными (ливневыми) водами крупных городов, кг в 2005 г.

Содержание загрязняющих веществ в сточных водах											
БПКполн.	Нефтепродукты	Нитраты	Азот аммонийный	СПАВ	Медь	Цинк	ХПК	Фосфор общий	Фенолы	Хром	Марганец
Ржев											
160000	0	37907	8418	0	0	0	0	5764	0	754	0
Тверь											
2000	0	703	536	0	2	6	1000	76	0	2	0
Конаково											
1000	0	47	18	0	0	0	0	1	0	0	0
Ярославль											
767000	30000	3448	949	634	72	49	247000	2359	10	1	29
Кострома											
1000	0	0	60	15	5	16	0	0	0	0	0
Н. Новгород											
42000	5000	1878	224	779	216	328	67000	115	0	2	3356
Чебоксары											
4000	0	614	66	0	0	2	843000	0	0	0	0
Казань											
412000	53000	1429655	262208	12177	11	24	2385000	15252	7	2	8
Ульяновск											
0	1000	398	612	5	1	13	0	51	0	0	0
Тольятти											
121000	4000	29775	8589	1416	124	3543	88000	2084	0	0	0
Самара											
82000	2000	71599	21242	1014	165	234	0	3250	5	0	0
Саратов											
9000	1000	808	839	1	6	4	0	69	0	0	0
Волгоград											
7000	0	2144	67	2	3	0	16000	362	0	0	14
Астрахань											
6000	0	72	1962	36	5	0	0	0	0	0	0

поступления в Волгу азота аммонийного, органики по БПК<sub>п</sub>, нитратов, цинка. По г. Конаково наблюдалось снижение всех загрязняющих веществ, кроме цинка. Города Кострому, Н. Новгород, Самару, Саратов, Тверь, Тольятти, Ульяновск, Чебоксары, Ярославль также можно отнести к городам, которые снизили сбросы основных загрязняющих ингредиентов. Безусловно, такое положение объясняется, в первую очередь, спадом производства, который пришелся на 1996 – 2001 гг. и продолжался далее. Подчеркнем, что существующая система контроля за водопотреблением и водоотведением, объемом сточных вод, сбросом загрязняющих веществ в этих водах не обеспечивает достоверных данных для адекватного анализа природопользования в Поволжье. Имеющаяся официальная форма 2ТП-Водхоз, как правило, строится по материалам самих предприятий, которые зачастую подгоняются к нужным величинам. Кроме того, неудовлетворительное оснащение производств приборами для измерения объемов водоотведения и оборотных систем, приводит к необходимости использования расчетных методов, которые, по понятным причинам, как правило, не точны. Тем не менее, для анализа гидрохимического режима и водоохранной обстановки в Поволжье приходится пользоваться имеющимися данными, представляемыми Росгипроводхозом по форме 2ТП-Водхоз. Приведенные данные показывают, что в целом сброс загрязненных вод в Волгу по 14 крупным городам, не смотря на спад производства, в 2005 г. по сравнению с 1996 г. практически не изменился – снизился в 1,04 раза; сброс вод без очистки уменьшился в 1,6 раза; сброс недостаточно очищенных вод уменьшился в 1,2 раза.

Суммарное поступление загрязняющих веществ в Волгу от этих городов изменилось в 2005 г. по сравнению с 1996 г. следующим образом: БПК<sub>полн.</sub> - уменьшение в 1,6 раза; нефтепродукты - в 3,8 раза; азот аммонийный - в 1,4 раза; СПАВ - в 2,3 раза; медь - в 3,2 раза; цинк - в 1,6 раза; ХПК – уменьшилось в 2005 г. к 2001 г. в 4,4 раза; фосфор общий - в 1,3 раза; фенолы - в 3,9 раза; хром - в 2 раза; марганец – практически не изменилось, уменьшение в 1,04 раза). А по нитратам отмечено увеличение сброса в 2,4 раза;

В процентном отношении наибольшее поступление загрязняющих веществ на 2005 г. от общего поступления данных городов наблюдалось на вернем участке Волги в Ярославле – практически по всем показателям (например, нефтепродукты 34,4 %, медь, цинк- 21,5; 20,2%; хром - 53 %); также выделяются Нижний Новгород – нефтепродукты – 28,2 %; азот аммонийный – 36,2 %; марганец – 71 %); средняя Волга – Казань (азот аммонийный – 24,6 %; фенолы – 24 %; нижняя Волга - Волгоград (нитраты – 25,6 %); Астрахань (фенолы – 34,3 %).

Необходимо отметить, что даже в после кризисный период с 2001 по 2005 г. мощность очистных сооружений в городах бассейна, которые сбрасывают в реки основной объем загрязняющих веществ (до 90%), практически не изменилась, что свидетельствует об отсутствии строительства новых очистных сооружений, т.е. о недостаточном внимании к охране природных вод от загрязнения. Уменьшение в целом количества загрязняющих веществ от крупных городов по этой причине трудно объяснить активизацией водоохранной деятельности, скорее всего это следствие продолжающегося сокращения производства в ряде отраслей хозяйства.

## **КОМПЛЕКСНАЯ ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ Р. ДНЕПР В РАЙОНЕ Г. КИЕВА**

Ю.Г. Крот, И.Н. Коновец, Л.С. Кипнис, Т.Я. Киризий, М.Т. Гончарова,  
А.Б. Подругина, Е.Е. Зорина-Сахарова, А.Л. Ляшенко  
*Институт гидробиологии НАН Украины*  
*г. Киев, пр-т. Героев Сталинграда, 12, Украина, ecos@inhydro.kiev.ua*

Донные отложения являются биотопом для многих водных организмов и в то же время потенциальным источником вторичного загрязнения веществами токсического действия, которые поступают в водоемы и водотоки под действием природных и антропогенных факторов и накапливаются в них. Имеются данные, которые свидетельствуют о деградации водных экосистем из-за высокого загрязнения донных отложений, несмотря на удовлетворительное качество воды в водоеме [17, 22].

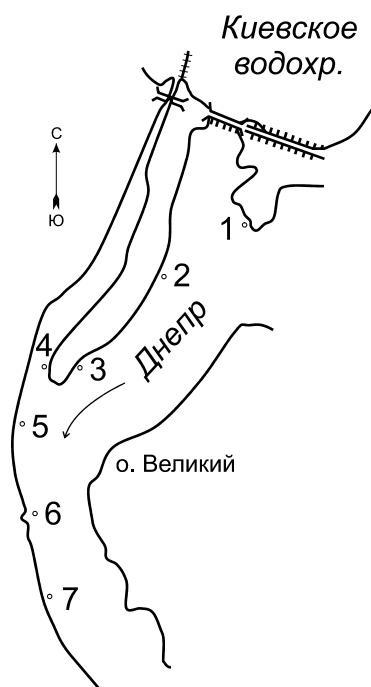
Проведение гидроэкологического мониторинга, изучение состояния и тенденций изменений водных экосистем, находящихся в районах бурно развивающихся мегаполисов, определение мер по сохранению их биологического разнообразия являются одними из важнейших задач [10]. Одним из основных базовых нормативных документов, регламентирующих порядок организации и проведения мониторинга экологического состояния водных объектов, является Директива Европейского

парламента и Совета 2000/60/ЕС, которой устанавливаются рамки действий Сообщества относительно политики в сфере водного хозяйства [3].

Проведение комплексных исследований при оценке состояния донных отложений является приоритетным. В последние годы используют триадный подход [1, 2, 13, 15, 16], позволяющий дать наиболее полную оценку их состояния. При этом анализ состояния донных отложений производится по трем направлениям: измерение содержания в них загрязняющих веществ, изучение токсичности и оценка состояния бентосных сообществ.

Целью работы являлась комплексная оценка качества донных отложений руслового участка Каневского водохранилища р. Днепр в районе г. Киева гидрохимическими, токсикологическими и биологическими методами.

В работе представлены результаты исследований, проведенных в летний и осенний периоды 2007 г. Отбор проб производили на семи станциях (рис. 1).



**Рис. 1.** Схема расположения станций отбора проб

Содержание специфических веществ токсического действия (Cd; Cu; Zn; Pb; Co; Ni; Mn; нефтепродуктов; ГХЦГ, ДДТ и их производных) в донных отложениях определяли согласно методикам [8, 14].

Биотестирование донных отложений (водные вытяжки) проводили на *Poecilia reticulata* [6] и *Daphnia magna* [5] (острые опыты), а также *Lemna minor* [18] (субхронические опыты). Определение цитогенотоксичности проводили на клетках апикальной меристемы корешков *Allium cepa* [19].

С целью унификации реакций тест-объектов на токсическое действие использована разработанная нами балльная оценка (табл. 1).

Отбор проб донных беспозвоночных проводили в летний период согласно общепринятым гидробиологическим методикам [8]. Макрозообентос отбирали с помощью секционного дночерпателя СДЧ-100 с площадью захвата 100 см<sup>2</sup>, с учетом различных биотопов: по середине водоема и возле берега на чистоводье, а также учитывали различные типы грунтов и разные глубины водоема.

Для характеристики состояния бентосных сообществ использовали показатели обилия, видовой состав, биотические индексы: Шеннона, Вудивисса, Пантале-Букка [8, 11, 4]. Для характеристики экологического состояния донных сообществ использовали индексно- балльную оценку (indices grades assessment) [7] с пятиразрядной шкалой, в соответствии с рекомендациями Водной Рамочной Директивы (ВРД) [3].

**Таблица 1.** Балльная оценка реакции тест-объектов на токсическое действие

Смертность животных тест-объектов, %	0–10	10–20	20–50	>50
Ингибирование или стимуляция роста растений, %	0–25	25–50	50–75	>75
Балл токсичности	0	1	2	3

Статистическую обработку результатов проводили общепринятыми методами вариационной статистики с использованием программы STATISTICA 6.0.

Неравномерный суточный режим расхода воды через плотину Киевской ГЭС вызывает значительные изменения скорости течения на данном участке реки. Известно, что при небольших попусках преимущественно сбрасывается вода с глубинных слоев водохранилища, где содержание растворенного кислорода ниже, чем в поверхностных [9]. Существенной особенностью данного участка также является колебание уровня воды, вызывающее водообмен между руслом и водными объектами придаточной системы [12]. Эти особенности гидрологического режима могут оказывать непосредственное действие как на процессы депонирования в донных отложениях токсических

веществ, так и на развитие бентосных сообществ. Полученные данные содержания загрязняющих веществ в донных отложениях исследуемого участка приведены в табл. 2.

**Таблица 2.** Содержание специфических веществ токсического действия в донных отложениях руслового участка Каневского водохранилища р. Днепр в районе г. Киева

Станции отбора проб	Концентрация, мг/кг сухого веса								Σ ДДТ, мкг/кг	Σ ПЕС-Q
	Cd	Cu	Zn	Pb	Co	Ni	Mn	Нефте-продукты		
1	$\frac{1.20}{4.86}$	$\frac{0.76}{1.54}$	$\frac{6.12}{40.04}$	$\frac{5.94}{12.65}$	$\frac{1.36}{8.21}$	$\frac{2.80}{17.69}$	$\frac{31.80}{24.96}$	$\frac{*}{10.42}$	$\frac{*}{-}$	$\frac{0.36}{1.99}$
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2	$\frac{0.58}{-}$	$\frac{0.64}{-}$	$\frac{11.36}{-}$	$\frac{6.32}{-}$	$\frac{1.04}{-}$	$\frac{2.26}{-}$	$\frac{7.60}{-}$	$\frac{-}{-}$	$\frac{0.20}{-}$	$\frac{0.24}{-}$
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
3	$\frac{0.38}{-}$	$\frac{0.64}{-}$	$\frac{8.74}{-}$	$\frac{7.44}{-}$	$\frac{3.24}{-}$	$\frac{2.84}{-}$	$\frac{11.60}{-}$	$\frac{2.00}{-}$	$\frac{*}{-}$	$\frac{0.30}{-}$
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
4	$\frac{0.88}{-}$	$\frac{1.30}{-}$	$\frac{8.34}{-}$	$\frac{8.14}{-}$	$\frac{1.76}{-}$	$\frac{3.06}{-}$	$\frac{4.80}{-}$	$\frac{88.61}{-}$	$\frac{*}{-}$	$\frac{4.22}{-}$
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
5	$\frac{1.50}{3.52}$	$\frac{1.60}{2.59}$	$\frac{18.86}{35.93}$	$\frac{13.26}{6.78}$	$\frac{0.92}{7.61}$	$\frac{5.84}{16.03}$	$\frac{160.40}{106.62}$	$\frac{-}{93.88}$	$\frac{*}{3.50}$	$\frac{0.58}{5.31}$
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
6	$\frac{1.00}{-}$	$\frac{1.82}{-}$	$\frac{8.46}{-}$	$\frac{9.22}{-}$	$\frac{4.32}{-}$	$\frac{4.26}{-}$	$\frac{35.40}{-}$	$\frac{22.58}{-}$	$\frac{*}{-}$	$\frac{1.38}{-}$
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
7	$\frac{1.28}{4.83}$	$\frac{11.74}{16.65}$	$\frac{22.90}{55.13}$	$\frac{12.24}{24.03}$	$\frac{4.92}{11.34}$	$\frac{12.20}{36.17}$	$\frac{438.80}{45.23}$	$\frac{21.53}{36.43}$	$\frac{11.00}{5.80}$	$\frac{1.70}{3.74}$
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Примечание: в числителе приведены данные за летний период; в знаменателе – за осенний; «\*» – не обнаружено; «-» данные отсутствуют; «Σ ПЕС-Q» – расчетное суммарное превышение вероятной эффективной концентрации (Probable Effect Concentration) [20]

**Таблица 3.** Результаты биотестирования донных отложений руслового участка Каневского водохранилища р. Днепр в районе г. Киева

Станции отбора проб	<i>Daphnia magna</i> Straus	<i>Poecilia reticulata</i> Peters	<i>Lemna minor</i> L.	<i>Allium cepa</i> L.	Цитотоксичность	Суммарный балл токсичности
1	$\frac{2}{2}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{1}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{3}{2}$
	-	-	-	-	-	-
2	$\frac{2}{-}$	$\frac{0}{-}$	$\frac{0}{-}$	$\frac{0}{-}$	$\frac{0}{-}$	$\frac{2}{-}$
	-	-	-	-	-	-
3	$\frac{0}{-}$	$\frac{1}{-}$	$\frac{1}{-}$	$\frac{0}{-}$	$\frac{0}{-}$	$\frac{2}{-}$
	-	-	-	-	-	-
4	$\frac{0}{-}$	$\frac{0}{-}$	$\frac{0}{-}$	$\frac{0}{-}$	$\frac{0}{-}$	$\frac{0}{-}$
	-	-	-	-	-	-
5	$\frac{3}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{1}{1}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{4}{1}$
	-	-	-	-	-	-
6	$\frac{0}{-}$	$\frac{0}{-}$	$\frac{0}{-}$	$\frac{1}{-}$	$\frac{0}{-}$	$\frac{1}{-}$
	-	-	-	-	-	-
7	$\frac{2}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{1}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{2}{1}$
	-	-	-	-	-	-
Усредненная величина суммарного балла токсичности (станции 1, 5, 7)						$\frac{2.67}{1.33}$

Согласно полученным данным содержание тяжелых металлов, ДДТ и его производных в донных отложениях практически не превышало уровень ПЕС во все исследуемые периоды (табл. 2). Однако отмечено существенное превышение уровня ПЕС по нефтепродуктам на большинстве

станций отбора проб (4–4,5 раза). При этом содержание веществ токсического действия имело тенденцию к увеличению их концентрации в донных отложениях в осенний период.

Результаты биотестирования донных отложений на основе балльной оценки приведены в таблице 3.

Реакции животных и растительных тест-организмов в целом свидетельствуют об отсутствии или слабой токсичности донных отложений. При этом величина суммарного балла токсичности по сезонам показывает общую тенденцию снижения токсичности в осенний период на фоне увеличения валовой концентрации загрязняющих веществ.

Согласно результатам цитогенетического анализа донные отложения не обладали токсичностью, количество микроядер было на контрольном уровне. Однако на некоторых станциях (1, 5, 7) в осенний период было выявлено угнетение митотической активности клеток апикальной меристемы корешков *Allium cepa* по сравнению с контролем (64, 53 и 65% соответственно).

Анализ структуры донных сообществ беспозвоночных показывает, что бентосные комплексы отличались достаточно значительными диапазонами колебаний приведенных показателей (табл. 4), что может быть связано с локальным характером загрязнения донных отложений. Применение индексно-балльного подхода с ориентировкой на принципы ВРД [3], где экологическое состояние водного объекта определяется по степени удаления значений приведенных показателей от их референсной величины, позволило интегрировать и объединить оценку использованных индексов.

**Таблица 4.** Структурные характеристики бентосных сообществ и оценка их экологического состояния

Показатель	Станции отбора проб			
	1	2	4	5
Видовое богатство	5	10	7	10
Численность, тыс. экз/м <sup>2</sup>	1,4	11,2	1,0	17,4
Биомасса, г/м <sup>2</sup>	56,7	26,4	4,6	87,0
Индекс Шеннона, бит/экз	1,98	2,39	2,65	2,32
Индекс Вудивисса, балл	2	2	2	4
Индекс Пантле-Букк	2,5	1,7	2,4	3,2
Зона сапробности	β-мезосапробная			α-мезосапробная
Экологическое состояние макрозообентоса	удовлетворительное		плохое	хорошее

В целом состояние бентосных сообществ на исследуемом участке можно характеризовать как «удовлетворительное». При повышенном загрязнении (ст. 5) легко растворимым органическим веществом (α-мезосапробная зона) и отмеченной токсичностью донных отложений, состояние бентосных сообществ в летний период отмечалось как «хорошее», о чем свидетельствует наибольшее количество видов макрозообентоса, высокие значения его численности и биомассы, а также индекса Вудивисса. Станция 4, где в донных отложениях обнаружено повышенное содержание нефтепродуктов, превышающее показатель ПЕС в 4 раза, характеризуется «плохим» состоянием бентосных сообществ – низкими количественными характеристиками макрозообентоса. В то же время на данной станции не обнаружено токсического действия донных отложений на исследованные тест-объекты.

Основными загрязнителями донных отложений руслового участка Каневского водохранилища р. Днепр (район г. Киева) являются нефтепродукты, в незначительной степени – тяжелые металлы и пестициды. Биотестирование водных вытяжек донных отложений выявило их слабую токсичность на некоторых станциях отбора проб. Выявлено, что на фоне увеличения валового содержания веществ токсического действия в донных отложениях в осенний период зарегистрировано уменьшение их токсичности, что может быть обусловлено различной биодоступностью токсических веществ в разные сезоны года.

Выявленный уровень загрязнения донных отложений в данном районе руслового участка Каневского водохранилища р. Днепр существенно не влияет на развитие бентосных сообществ, которое, по всей видимости, определяется совокупным действием других факторов (характер грунта, гидродинамический режим, пищевые взаимоотношения и пр.).

### Список литературы

1. Баканов А.И., Гапеева М.В., Томилина И.И. Оценка качества донных отложений с использованием элементов триадного подхода (на примере оз. Плещеево) // Биол. внутр. вод. 1999. №1-3. С. 148–160.
2. Баканов А.И., Гапеева М.В., Томилина И.И. Оценка качества донных отложений водохранилищ Верхней Волги с использованием элементов триадного подхода // Биол. внутр. вод. 2000. № 1. С. 102–110.
3. 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.
4. Вудивисс Ф.С. Биотический индекс р. Трент. Макробеспозвоночные и биологическое обследование // Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям. Л.: Гидрометеиздат, 1977. С. 132–161.
5. КНД 211.1.4.054-97. Охорона навколишнього природного середовища та раціональне використання природних ресурсів. Методика визначення гострої токсичності води на ракоподібних *Daphnia magna* Straus. Київ: Мінприроди України, 1997. 19 с.
6. КНД 211.1.4.057-97. Охорона навколишнього природного середовища та раціональне використання природних ресурсів. Методика визначення гострої летальної токсичності води на рибках *Poecilia reticulata* Peters. Київ: Мінприроди України, 1997. 21 с.
7. Ляшенко А.В., Зорина-Сахарова Е.Е. Методические подходы к экологической индикации состояния водных экосистем // Мониторинг природных и техногенных сред: Материалы Всеукраинской научной конференции. Симферополь: ДИАЙПИ, 2008. С. 187–189.
8. 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. Київ.: ЛОГОС, 2006. 408 с.
9. Оксик О.П., Тимченко В.М., Давыдов О.А. и др. Состояние экосистемы Киевского участка Каневского водохранилища и пути его регулирования. Киев, 1999. 59 с.
10. Постанова КМ №244 19.03.97 «Про заходи щодо поетапного впровадження в Україні вимог директив Європейського Союзу, санітарних екологічних, ветеринарних, фітосанітарних норм та міжнародних і європейських стандартів».
11. Протасов А.А. Биоразнообразие и его оценка. Концептуальная диверсикология. Киев, 2002. 105 с.
12. Тимченко В.М., Дубняк С.С. Экологические аспекты водного режима Киевского участка Киевского водохранилища // Гидробиол. журн. 2000. Т. 36. №3. С. 57–67.
13. 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.
14. Фомин Г.Ф. Вода. Контроль химической, бактериальной и радиационной безопасности по международным стандартам. Энциклопедический справочник. М.: Протектор, 2000. 848 с.
15. Canfield T.J., Dwyer F.G., Fairchild J.F. et al. Assessing contamination in Great lakes sediment using benthic invertebrate communities and the sediment triad approach // J. Great lakes Res. 1996. V. 22 (3)
16. Chapman P.M. Synoptic measures of sediment contamination, toxicity, and infaunal community composition (the sediment quality triad) in San Francisco Bay // Mar. ecol. Prog. Ser. 1987. V. 37.
17. Chapman P.M. Current approaches to developing sediment quality criteria // Environ. Toxicol. Chem. 1989. 8. P. 589-599
18. Ecological effects test Guidelines OPPTS 850-1400 Aquatic plant toxicity test using *Lemna* ssp. Tiers I and II. EPA 712-C-96-156.
19. Fiskesjo G. Allium test for screening chemicals; evaluation of cytological parameters // Plants for environmental studies / edited by Wuncheng Wang, Joseph W. Gorsuch, Jane S. Hughes. – Boca Raton, New York: Lewis Publisher. 1997. P. 308–327.
20. MacDonald D.D., Ingersoll C.G., Berger T.A. // Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems: Archives of Environmental Contamination and Toxicology. 2000. v. 39. P. 20–31.
21. Pantle R., Buck H. Die biologische Überwachung der Gewässer und Darstellung der Ergebnisse // Gas- und Wasserfach. 1955. – B. 96. N 98. – S. 1–604.
22. U.S. Environmental Protection Agency: Methods for measuring the toxicity and bioaccumulation of sediment-associated contaminants with freshwater invertebrates. EPA 600/R-94/024. Duluth, MN: Washington, DC: U.S. EPA, 1994.



# МУТАГЕННАЯ АКТИВНОСТЬ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ ПРИТОКОВ РЕКИ ТОМЬ

Н. В. Ларикова

Институт водных и экологических проблем СО РАН  
656038 Барнаул, ул. Молодежная, 1, Россия, [larikova.83@mail.ru](mailto:larikova.83@mail.ru)

Бассейн реки Томь расположен на юге Западной Сибири и составляет значительную часть водосборного бассейна Оби. Река Томь с ее притоками – основная водная артерия Кузбасса и основной источник водоснабжения населения и предприятий, место сброса очищенных и неочищенных сточных вод. Химический состав практически всех рек Кемеровской области формируется под влиянием загрязняющих веществ, поступающих от предприятий металлургической, горнодобывающей, химической, топливно-энергетической, коксохимической, деревообрабатывающей промышленности, агропромышленного комплекса и коммунально-бытовых предприятий. Самым загрязненным притоком является р. Аба, в которую поступают сточные воды гг. Прокопьевск, Киселевск и Новокузнецк. Отмечено так же ухудшение качества воды (Дьяченко Н. А., 1996) и устойчивое загрязнение нефтепродуктами донных отложений р. Искитимка (Никаноров А.М., Страдомская А. Г., 2003).

Уровень загрязнения рек бассейна Томи изменяется в зависимости от водности по гидрологическим периодам. Самым неблагоприятным по качеству воды является период зимней межени (ноябрь – март). В этот период практически отсутствует самоочищающая, в том числе разбавляющая способность реки (Андраханова О. П. и др., 1996; Васильев О. Ф. и др., 1996). В период зимней межени наиболее выражено загрязнение нефтепродуктами. Загрязнение вод и донных отложений Томи и ее притоков тяжелыми металлами носит локальный характер, связанный с влиянием промышленных городов. Река Томь выполняет роль коллектора столь большого количества разнородных соединений, что вторичные реакции, протекающие в реке, приводят к образованию новых, уже неучитываемых контролем веществ (Андраханова О. П. и др., 1996).

В качестве метода быстрого скрининга, а также для получения информации о кластогенной активности (способности вызывать хромосомные разрывы), задержке митоза или его блокировании можно проанализировать анафазные клетки на наличие мостов и фрагментов (ГКСОС 51, 1989).

Биотестирование на растениях является важнейшим методом при обнаружении генотоксического загрязнения окружающей среды. Используя растительные системы, можно обнаружить широкий диапазон генетических повреждений, в том числе генные мутации и абберации хромосом (Maluszynska J, Juchimiuk J., 2005). Использование таких растений как конские бобы (*Vicia faba*), лук (*Allium cepa*), традесканция (*Tradescantia paludosa*), ячмень (*Hordeum vulgare*) и соя (*Glycine max*) для биотестирования и мониторинга загрязнений окружающей среды имеет ряд преимуществ. Они удобны при использовании и более чувствительны чем другие доступные системы (ГКСОС 51, 1889; Maluszynska J, Juchimiuk J., 2005; Джембетова П.М. Реутова Н. В., 2006).

В данной работе дана оценка загрязненности мутагенными веществами притоков реки Томь цитогенетическим методом с использованием корневой меристемы проростков ячменя.

В середине зимней межени в январе 2008 года на притоках р. Томи были отобраны 7 проб: № 1 – р. Б – Камышенка, № 2 – р. Куро–Искитим, № 3 – р. Искитимка, № 4 – р. Аба (г. Прокопьевск), № 5 – р. Аба (г. Прокопьевск), № 6 – р. Аба (г. Новокузнецк), № 7 – р. Аба (р. п. Н-Кузы).

Для получения водных вытяжек донных отложений пробы высушивали до воздушно-сухого состояния при температуре  $20\pm 5^{\circ}\text{C}$  и измельчали. К навеске высушенных донных отложений добавляли дистиллированную воду в соотношении 1:4. Смесь перемешивали и ставили на встряхиватель на один час. Полученную смесь отстаивали, надосадочную жидкость фильтровали, используя фильтр «белая лента» (пробы № 3, № 4, № 6), или центрифугировали в течение 15 мин при 3000 об/мин (пробы № 1, № 2, № 5, № 7). Полученные фильтрат и надосадочную жидкость использовали для анализа (РД. 52.24.635-2002).

В качестве тест – системы использованы семена ячменя сорта «Золотник» селекции Алтайского научно-исследовательского института сельского хозяйства.

Зерна ячменя проращивали в контакте с тестируемой жидкостью (ГКСОС 51, 1989). Семена по 50 штук помещали в чашки Петри с вложенными в них бумажными фильтрами, смоченными неразбавленным (100% вытяжки) или разбавленным (75%, 50%, 25% вытяжки) раствором. Для контроля семена проращивали в дистиллированной воде. Корешки проростков длиной 8 – 10 мм фиксировали по Кларку (1:3). Для каждого из вариантов разбавления и контроля фиксировали не менее 10 корешков, взятых по одному от различных семян. Анализ проводили на временных давленных препаратах, окрашенных 2% ацетоорсеином (Паушева З.П., 1988). Клетки анализировали на наличие нарушений митоза в анафазе: мосты, фрагменты и отставшие хромосомы, а также подсчитывали клетки в митозе и в

интерфазе для оценки митотической активности меристематической ткани. Для этого рассчитывали митотический индекс (МИ), как долю числа делящихся клеток.

Достоверность различий полученных показателей оценивали с помощью критерия Хи-квадрат и преобразования Фишера для сравнения долей, используя поправку Йейтса на непрерывность (Лакин Г.Ф., 1990).

Результаты исследования свидетельствуют о значительных различиях частот хромосомных aberrаций и незначительных колебаниях митотической активности меристем для образцов донных отложений притоков реки Томь (Табл).

**р. Б – Камышенка и р. Куро – Искитим:** Для донных отложений этих рек наблюдали тенденцию снижения уровня хромосомных нарушений по мере разбавления тестируемого раствора, но при этом амплитуда колебаний находилась в пределах уровня спонтанного мутагенеза. Изменений митотической активности меристемы под воздействием вытяжек донных отложений этих рек не наблюдали. Следует отметить, что при разбавлении вытяжек (75% для пробы № 1 и 5% для пробы № 2) были обнаружены гепы (фрагментированные участки хромосом), которые проявлялись во всех фазах митоза. В данной работе наличие геп мы отмечали только визуально, без регистрации количественных показателей.

**р. Искитимка:** Неразбавленная вытяжка донных отложений этой реки не обладает мутагенной активностью и не оказывает ингибирующее действие на митотическую активность корневой меристемы ячменя. Стимулирующее действие на пролиферацию клеток оказала разбавленная вытяжка (5% и 25%) донных отложений реки Искитимка. Митотический индекс составил 10.43% и 9.93 %, соответственно, при контрольном значении 6,56% ( $P < 0.001$ ). Кроме того, при разбавлении, вещества, содержащиеся в донных отложениях этой реки, проявили кластогенные свойства. Так при концентрациях вытяжки 75% и 25% частота хромосомных aberrаций в клетках ячменя в 2 раза превышала уровень спонтанного мутагенеза.

**р. Аба:** Донные отложения реки Аба, отобранные в районе г. Прокопьевск (пробы №4 и №5) обладают наибольшей мутагенной активностью. При воздействии неразбавленными вытяжками из этих отложений на клетки апикальной меристемы ячменя, установлено превышение частоты хромосомных aberrаций в 3.6 и 4 раза, соответственно, по сравнению с контрольной величиной ( $p < 0.001$ ). Последующее разбавление вытяжек этих проб приводило к снижению количества хромосомных нарушений до значений существенно не различающихся с контрольным. Однако, при разбавлении вытяжки (5%, 25% для пробы № 4 и 25%, 50% для пробы № 5) донных отложений были обнаружены гепы.

На скорость протекания митозов донные отложения реки Аба, отобранные в г. Прокопьевске влияния не оказывали. Митотическую активность клеток существенно подавляла лишь обработка семян неразбавленным экстрактом донных отложений из реки Аба в г. Новокузнецке (МИ = 4.06 %). Но при этом количество нарушений хромосом для этой вытяжки не превысило контрольный уровень. Мутагенная активность была обнаружена при разбавлении вытяжки донных отложений реки Аба в г. Новокузнецк на 50 %, частота хромосомных aberrаций составила 1.16% ( $P < 0.05$ , для критерия  $\chi^2$ ).

Донные отложения реки Аба, отобранные в р.п. Н-Кузы не обладали мутагенной активностью, о чем свидетельствует отсутствие достоверных различий значений МИ и частоты aberrаций по сравнению с контролем. Результаты анализа четырех проб донных отложений Абы указывают на локальный характер загрязнения этой реки генотоксичными веществами. Отметим также, что использование критерия ХИ-квадрат для статистической обработки проанализированных данных дало большее число случаев достоверности по сравнению с преобразованием Фишера.

Таким образом, донные отложения притоков реки Томь содержат потенциально опасные генотоксичные вещества. Были обнаружены три типа нарушений, индуцируемых водными вытяжками донных отложений притоков р. Томи: 1 – нарушения в анафазе: мосты, фрагменты и отстающие хромосомы, 2 – задержка митоза, 3 – гепы и фрагментация хромосом. Наибольшей мутагенной активностью обладают неразбавленные вытяжки донных отложений из реки Аба у г. Прокопьевск, уровень aberrаций хромосом для которых были больше в 4 раза по сравнению с контролем. Единственная проба, не содержащая водорастворимых мутагенных веществ была отобрана в реке Аба у р. п Н- Кузы.

**Таблица.** Результаты анализа мутагенной активности вытяжек донных отложений притоков реки Томь

№ пробы	Река (пункт исследования)	Концентрация вытяжки, %	Число, просмотренных клеток	Число, делящихся клеток	МИ, %	$\chi^2_{\text{факт.}}$	$t_{\text{ф}}$	Число, просмотренных анафаз	Доля анафаз с aberrациями, %	$\chi^2_{\text{факт.}}$	$t_{\text{ф}}$
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
1	р. Б-Камышенка	100	1267	86	6.79	0.04	0.19	1072	0.75	0.39	0.62
		75	1183	92	7.78	1.80	1.31	1051	0.57	0.00	0.06
		50	1222	83	6.79	0.04	0.19	1058	0.66	0.10	0.28
		25	1201	81	6.74	0.02	0.13	1050	0.57	0.00	0.06
		5	1270	94	7.40	0.89	1.00	1103	0.45	0.00	0.00
2	р. Куро - Искитим	100	1280	83	6.48	0.00	0.06	1077	0.93	1.57	1.19
		75	1179	75	6.36	0.03	0.19	1030	0.87	1.09	1.03
		50	1298	79	6.09	0.27	0.62	1002	0.80	0.61	0.74
		25	1380	87	6.30	0.07	0.37	1039	0.67	0.12	0.36
		5	1205	74	6.14	0.19	0.47	1025	0.88	1.12	1.03
3	р. Искитимка	100	1690	90	5.33	2.78	1.76	916	0.76	0.39	0.61
		75	1203	86	7.15	0.39	0.60	801	1.25**	4.05	1.87
		50	2002	133	6.64	0.00	0.00	1000	0.80	0.61	0.74
		25	2428	241	9.93*	22.62	4.92	1025	1.37**	6.47	2.30
		5	1908	199	10.43**	25.12	5.15	1011	0.69	0.17	0.39
4	р. Аба (г. Прокопьевск)	100	1302	71	5.45	1.75	1.46	967	2.17*	20.12	3.94
		75	1217	86	7.07	0.29	0.47	1012	0.99	1.99	1.33
		50	1205	71	5.89	0.55	0.85	1060	0.85	0.95	0.93
		25	1244	86	6.91	0.13	0.38	1200	1.08	3.31	1.59
		5	1234	89	7.21	0.50	0.73	1028	0.88	1.10	1.03
5	р. Аба (г. Прокопьевск)	100	1418	90	6.35	0.05	0.04	1070	1.87*	15.15	3.47
		75	1235	77	6.23	0.11	0.04	1032	0.68	0.13	0.36
		50	1204	75	6.23	0.11	0.04	1054	0.76	0.44	0.65
		25	1186	70	5.90	0.52	0.06	1057	0.66	0.10	0.28
		5	1210	76	6.28	0.07	0.04	1041	0.67	0.12	0.34
6	р. Аба (г. Новокузнецк)	100	1299	64	4.93**	4.01	0.10	1079	0.56	0.01	0.08
		75	1449	102	7.04	0.30	0.04	1067	0.66	0.09	0.28
		50	1340	78	5.82	0.76	0.06	1123	1.16**	4.03	1.84
		25	1233	74	6.00	0.38	0.05	892	1.01	1.95	1.29
		5	1212	80	6.60	0.00	0.03	1053	0.47	0.01	0.06
7	р. Аба (р.п. Н-Кузы)	100	1416	80	5.65	1.25	0.03	937	0.64	0.04	0.21
		75	1392	112	8.05	3.10	0.08	1012	0.79	0.57	0.72
		50	1295	83	6.41	0.02	0.03	1012	0.49	0.03	0.14
		25	1971	111	5.63	1.73	0.06	1033	0.77	0.50	0.70
		5	2077	127	6.11	0.37	0.01	869	0.58	0.00	0.05
Контроль			5487	360	6.56			3106	0.52	0	

Примечание: \* - различия достоверны при  $P < 0.001$ ; \*\* - различия достоверны при  $P < 0.05$

#### Список литературы

- Андраханова О.П., Баранник Л.П., Овденко В.И. и др. О состоянии водных ресурсов бассейна реки Томи // Обской вестник. – 1996. – № 4. – С. 5 – 19.
- Васильев О.Ф., Атавин А.А., Малыгин М.А. и др. Оценка водохозяйственной и экологической ситуации на Томи и ее водосборном бассейне. // Обской вестник. – 1996. – № 4. – С. 21 – 24.
- ГКСОС 51. Гигиенические критерии состояния окружающей среды. Руководство по краткосрочным тестам для выявления мутагенных и канцерогенных химических веществ. — Женева: ВОЗ, 1989. — 212 с.
- Джамбетова П.М., Реутова Н.В. Чувствительность растительных и бактериальных тест – систем при определении мутагенного влияния нефтезагрязнений на окружающую среду // Экологическая генетика. – 2006. – Т. IV. – №. – С. 22 – 27.
- Дьяченко Н.А. Загрязнение рек Кемеровской области // Обской вестник. – 1996. – № 4. – С. 37 – 38.
- Лакин Г.Ф. Биометрия: Учеб. пособие для биол. спец. вузов. – 4-е изд. перераб. и доп. – М.: Высш. шк., 1990. – 352 с.
- Никаноров А.М., Страдомская А.Г. Нефтепродукты в донных отложениях пресноводных объектов // Водные ресурсы. – 2003. – Т. 30, № 1. – С. 106 – 110.
- Паушева З.П. Практикум по цитологии растений. – 4-е изд., перераб. и доп. – М.: Агропромиздат, 1988. – 217 с.
- РД 52.24.635-2002 Методические указания. Проведение наблюдений за токсикологическим загрязнением донных отложений в пресноводных экосистемах на основе биотестирования. – Спб.: Гидрометеиздат, 2003.
- Maluszynska J., Juchimiuk J. Plant genotoxicity: a molecular cytogenetic approach in plant bioassays // Arh Hig Rada Toksikol, 2005. – V. 56. – PP. 177 – 184.

### ДИНАМИКА УДЕЛЬНОЙ АКТИВНОСТИ $^{90}\text{Sr}$ В ВОДНОЙ МАССЕ НЕКОТОРЫХ ОЗЕР ВОСТОЧНО-УРАЛЬСКОГО РАДИОАКТИВНОГО СЛЕДА

С.Г. Левина<sup>1</sup>, Н.Б. Шагина<sup>2</sup>, А.В. Аклеев<sup>2</sup>, И.Я. Попова<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Челябинский государственный педагогический университет  
454074, г. Челябинск, ул. Бажова 48, Россия, serafima\_levina@mail.ru

<sup>2</sup>Уральский научно-практический центр радиационной медицины, г. Челябинск, Россия

Взрыв хранилища радиоактивных отходов ПО «Маяк» 29 сентября 1957 года с выбросом в атмосферу  $2 \cdot 10^6$  Ки суммарной активности привел к формированию на территории Челябинской, Свердловской и Тюменской областей Восточно-Уральского радиоактивного следа (ВУРС). Радиоактивному загрязнению подверглись различные экосистемы, в том числе и озера северо-восточной части Южного Урала и юго-восточной части Среднего Урала (Сафронова Н.Г., Скрыбин А.М., 1983). В течение 1957-1959 гг. население наиболее загрязненных территорий ВУРСа было эвакуировано (Романов Г.Н. и др., 1990), в том числе население сел, расположенных на прибрежной территории водоемов Урусуль, Б. и М. Игиш, Травяное, а сами озера были выведены из хозяйственного оборота и, таким образом, не испытывали непосредственного вмешательства человека после 1957 года.

С самого начала формирования радиоактивного загрязнения на территории ВУРСа проводились радиоэкологические и дозиметрические исследования сотрудниками Института прикладной геофизики (ИПГ, г. Москва), центральной заводской лаборатории ПО «Маяк» (ЦЗЛ, г. Озерск), а позже сотрудниками опытной научно-исследовательской станции ПО «Маяк» (ОНИС, г. Озерск) и филиала №4 Института биофизики (ныне Уральского научно-практического центра радиационной медицины, УНПЦ РМ, г. Челябинск). К сожалению, начиная с середины 1980-х гг., инструментальные исследования на непроточных озерах ВУРСа практически не проводились и носили эпизодический характер. В связи с этим возникла необходимость оценки современного состояния пресноводных гидробиоценозов ВУРСа и определения возможности их возврата в хозяйственный оборот. Таким образом, цель настоящей работы связана с оценкой современных уровней радиоактивного загрязнения воды непроточных озер ВУРСа, систематизацией имеющихся архивных данных. Это позволило изучить динамику снижения активности  $^{90}\text{Sr}$  в воде на более длительном промежутке времени с момента загрязнения и составить прогноз радиоактивного загрязнения воды водоемов ВУРСа в ближайший 10-летний период.

Исследования проводились на непроточных озерах ВУРСа, расположенных на различном расстоянии от источника взрыва: озеро ближней зоны на расстоянии 20 км от источника взрыва (оз. Урусуль); озера центральной зоны – 60 км (озера Б. и М. Игиш) и периферийной зоны – 80 км от места взрыва (озера Травяное, Куяныш, Шаблиш).

Для изучения динамики удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в воде исследуемых озер в период 1957-2005 гг. был проведен анализ имеющихся архивных и современных данных (Левина С.Г., 2008). Результаты предыдущих исследований (Сафронова Н.Г., Воробьева М.И., 1988; Трапезников А.В., Трапезникова В.Н., 2006) показали, что процессы очищения воды непроточного водоема удовлетворительно описываются экспоненциальной функцией. В связи с этим, результаты измерений удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в воде исследуемых озер, полученные в течение длительного периода наблюдений (1957-2005 гг.), аппроксимировали функцией, представляющей собой сумму двух экспонент (уравнение 1). Кроме того, данные, описывающие снижение во времени удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в воде озера Урускуль, были аппроксимированы функцией, представляющей собой сумму трех экспонент (уравнение 2):

$$^{90}\text{Sr}(t) = ^{90}\text{Sr}(t_0) \cdot (a_1 \cdot e^{-\lambda_1 t} + a_2 \cdot e^{-\lambda_2 t}) \quad (1)$$

$$^{90}\text{Sr}(t) = ^{90}\text{Sr}(t_0) \cdot (a_1 \cdot e^{-\lambda_1 t} + a_2 \cdot e^{-\lambda_2 t} + a_3 \cdot e^{-\lambda_3 t}) \quad (2)$$

где:

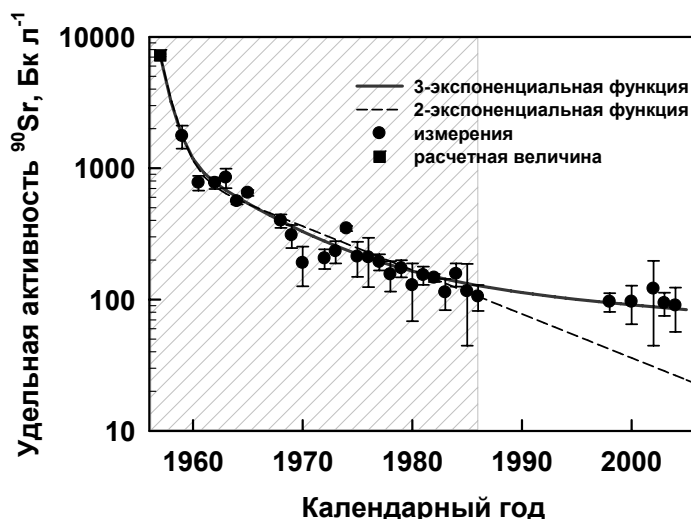
- $^{90}\text{Sr}(t)$  — удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  в воде в момент времени  $t$ , Бк/л;
- $^{90}\text{Sr}(t_0)$  — удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  в воде на начальный момент загрязнения (1957 год), Бк/л;
- $a_i, \lambda_i$  — параметры функции ( $\sum a_i = 1$ );
- $a_i$  — доля первоначальной удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в воде;
- $\lambda_i$  — постоянная очищения воды за счет различных процессов (год $^{-1}$ ), включая постоянную радиоактивного распада  $^{90}\text{Sr}$  ( $\lambda_d = 0,024$  год $^{-1}$ );
- $t$  — время, прошедшее с момента загрязнения, годы.

Параметры функций (1) и (2) оценивались с использованием регрессионного анализа.

Наличие результатов измерений удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в воде за 50-летний период наблюдений позволяет оценить динамику самоочищения воды непроточных водоемов в течение длительного периода времени после однократного аварийного загрязнения.

Изменение удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в воде оз. Урускуль, расположенного в ближней зоне от места взрыва, в период 1957-2005 гг. представлено на рис. 1. Озеро Урускуль является наиболее полно обследованным среди озер ВУРСа в связи с высокими уровнями загрязнения.

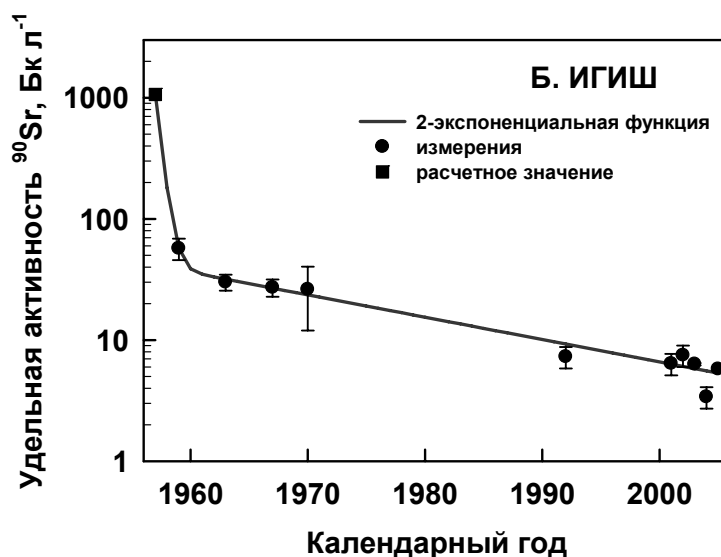
Как видно из рис. 1, систематические измерения удельной активности воды проводились до 1986 г. и были возобновлены только в 1998 г. Имеющиеся данные были аппроксимированы функцией, представляющей собой сумму трех экспонент (уравнение 2).



**Рис. 1.** Изменение удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в воде озера Урускуль в период 1957-2005 гг. (черными кружками показаны средние значения удельной активности, вертикальными линиями — стандартные отклонения. Расчетное значение удельной активности на момент загрязнения показано черным квадратом)

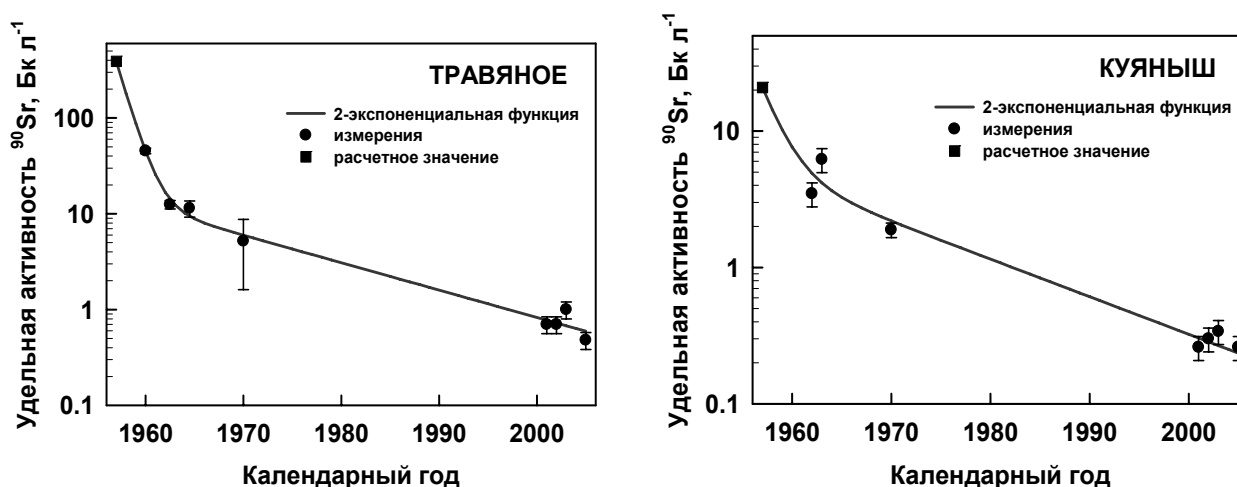
Как следует из рис. 1, экспоненциальная функция удовлетворительно описывает экспериментальные данные для всего периода наблюдения. Данные, накопленные за период 30-

летних наблюдений (1957-1980-е гг.) послужили основой для создания математических моделей, опубликованных в работах (Сафронова Н.Г., Воробьева М.И., 1988; Фесенко С.В. и др., 2004). В частности, в работе Н.Г. Сафроновой и М.И. Воробьевой (Сафронова Н.Г., Воробьева М.И., 1988) были оценены параметры двух-экспоненциальной функции, представленной для сравнения на рис. 1.



**Рис. 2.** Изменение удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в воде оз. Б. Игиш в период 1957-2005 гг.

Из данного рисунка следует, что параметры модели, оцененные по измерениям, полученным в период 0-30 лет после загрязнения, не описывают динамику в отдаленный период после загрязнения и занижают современные уровни удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в воде, полученные по измерениям 1998-2005 гг. Аналогичная ситуация наблюдается при использовании математической модели из работы (Фесенко С.В. и др., 2004) для описания современных значений удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в воде оз. Урусуль. Согласно современным экспериментальным данным, представленным на рис. 3, скорость очищения водоема существенно замедлилась в отдаленный период времени после загрязнения. Кроме того, удельная активность изменяется незначительно, что свидетельствует о динамическом равновесии в озерной экосистеме. Очевидно, что выведение  $^{90}\text{Sr}$  из воды в эти сроки происходит со скоростью не более 5 % в год. Таким образом, надежная оценка изменения удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в воде и составление прогноза возможны только на основе продолжающегося мониторинга. Однако, анализ данных за период 1998-2005 гг. позволяет сделать предположение, что наблюдаемая тенденция сохранится в ближайшее время.



**Рис. 3.** Изменение удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в воде озера Травяное и Куяныш в период 1957-2005 гг.

На рис. 2 представлено изменение удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в воде оз. Б. Игиш, расположенного в центральной зоне от места взрыва, в период 1957–2005 гг. Можно отметить, что наблюдается существенный пробел в данных для периода 1970-1992 гг. Имеющиеся результаты

измерений были наилучшим образом аппроксимированы функцией, представляющей собой сумму двух экспонент. К сожалению, отсутствие данных для периода 13-35 лет после начала загрязнения не позволяет судить о надежности расчетных значений для этого периода.

Изменение удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в воде озер Травяное и Куяныш, расположенных в периферийной зоне, представлено на рис. 3. Уровни первоначального загрязнения водоемов  $^{90}\text{Sr}$  в периферийной зоне были на порядок ниже по сравнению с озерами ближней и центральной зон, что связано с невысокой летучестью радионуклида. Как следует из представленных данных, на этих озерах проводились лишь эпизодические измерения в период до 1970 года. Проведенное комплексное исследование позволило не только оценить современное радиозкологическое состояние озер Травяное и Куяныш, но и проанализировать закономерности снижения активности  $^{90}\text{Sr}$  в воде данных водоемов, начиная с первоначального момента загрязнения. Имеющиеся результаты были наилучшим образом аппроксимированы функцией, представляющей собой сумму двух экспонент (согласно уравнению 1).

Анализ снижения удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в воде изучаемых водоемов позволяет выделить несколько временных периодов в процессе их самоочищения. В первоначальный момент времени после загрязнения происходило резкое снижение активности за счет процессов сорбции  $^{90}\text{Sr}$  и осаждения крупнодисперсных частиц, после чего снижение активности воды происходило в основном за счет более прочного закрепления радионуклида в донных отложениях и вертикальной миграции вглубь по профилю (О содержании..., 1964; Коготков А.Я., Осипов В.Г., 2002; Сафронова Н.Г., Воробьева М.И., 1988). Замедление снижения активности в последующий период связано со вторичным загрязнением водоемов в результате ветрового переноса радионуклидов с прилегающей территории и поступления с поверхностным стоком. В целом, в первые 3-5 лет после загрязнения снижение удельной активности происходило с периодом полуочищения, составляющим 0,3-0,9 лет (постоянная очищения 0,8-2,0 год<sup>-1</sup>). Результаты в целом согласуются с данными, полученными другими исследователями (Сафронова Н.Г., Воробьева М.И., 1988). В отдаленный период времени наблюдается более медленное самоочищение воды водоемов, в основном за счет дальнейшей миграции  $^{90}\text{Sr}$  вглубь грунтов, установления динамического равновесия между водной массой и илами, продолжающегося радиоактивного распада  $^{90}\text{Sr}$ , изменения соотношений между подвижными и малоподвижными формами, частичной десорбции радионуклида. Установлено, что на процессы самоочищения влияют, в частности, водность года, распреснение водоемов, общая минерализация, свойства донных отложений. Кроме того, в отдаленный период после загрязнения возможен существенный вклад отмирающего детрита в замедление скорости очищения воды (Фесенко С.В. и др., 2004). В целом период полуочищения воды в отдаленные сроки за счет этих процессов составил 12-17 лет ( $\lambda=0,04-0,06$  год<sup>-1</sup>).

Полученные для каждого озера экспоненциальные зависимости удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в воде от времени, прошедшего после аварии 1957 г., позволяют выполнить перспективные прогностические расчеты в предположении, что наблюдаемая тенденция 1998-2005 гг. сохранится в ближайшем будущем. Однако, следует иметь в виду, что изменение биотических и абиотических факторов внешней среды может оказать существенное влияние на изменение удельной активности радионуклида в воде. Прогностический расчет удельной активности и запасов  $^{90}\text{Sr}$  в воде озер Урускль, Б. Игиш для 2017 года представлен в табл. 1.

**Таблица 1.** Расчет запасов  $^{90}\text{Sr}$  в воде непроточных озер ВУРСа через 60 лет от начала загрязнения (2017 год)\*

Озеро	Расчетное значение удельной активности $^{90}\text{Sr}$ , Бк/л	Расчетный запас $^{90}\text{Sr}$ в воде, ГБк
Урускль	63,0±53,0	940±790
Б. Игиш	3,4±1,1	12±4

Примечание: \* погрешность прогноза обусловлена только погрешностью параметров экспоненциальной функции

Как следует из табл. 1, если современная динамика очищения воды сохранится, то в следующие 10 лет в озерах Урускль и Б. Игиш уровни удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в воде будут превышать уровни, регламентируемые НРБ-99 (Нормы Радиационной Безопасности..., 1999).

Таким образом, в результате исследований, проведенных нами в 2001-2005 гг. на непроточных озерах ВУРСа, были оценены современные уровни загрязнения воды  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ . Это позволило проанализировать динамику самоочищения воды на длительном промежутке времени с момента загрязнения и составить прогноз на ближайшие 10 лет. Для оз. Урускль изменение удельной

активности  $^{90}\text{Sr}$  в воде было аппроксимировано функцией, представляющей собой сумму трех экспонент, а для озер Б. Игиш, Травяное, Куяныш – функцией, представляющей собой сумму двух экспонент. Показано, что снижение активности происходило с различной скоростью, что связано с гидрологическими и гидрохимическими особенностями озер. При этом период полуочищения воды от  $^{90}\text{Sr}$  в первый период после загрязнения составил 0,3-0,9 лет, а в отдаленный – 12-17 лет.

Результаты выполненного исследования обосновывают необходимость проведения постоянного мониторинга озерных экосистем при радиоактивном загрязнении и могут быть использованы для оценки особенностей самоочищения непроточного водоема после аварийного загрязнения в зависимости от его характеристик.

*Авторы отмечают неоценимый вклад канд. биол. наук, с.н.с. отдела внешней среды УНПЦ РМ Сафроновой Н.Г. в исследования на озерах ВУРСа. Авторы приносят искренние слова благодарности в.н.с. отдела внешней среды УНПЦ РМ Перемысловой Л.М., д.б.н., зав. отделом внешней среды УНПЦ РМ Костюченко В.А. за оказанную помощь при подготовке материала для данной статьи и особенно д.б.н., профессору И.И. Пелевиной за консультации и плодотворное обсуждение результатов работы.*

#### Список литературы

- Коготков А.Я., Осипов В.Г. Результаты многолетних наблюдений за содержанием и распределением радиоизотопов в различных компонентах водоемов Восточно-Уральского радиоактивного следа: реф. отчета 1967 г. // Вопр. радиац. безопасности. – 2002. – Вып.3. – С.44-60.
- Левина С.Г. Закономерности поведения  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в озерных экосистемах Восточно-Уральского радиоактивного следа в отдаленные сроки после аварии: автореф. дис. ... док. биол. наук. – М., 2008. – 48с.
- Нормы Радиационной Безопасности (НРБ-99): гигиен. нормативы / М.: Центр санитарно-эпидемиологического нормирования, гигиенической сертификации и экспертизы; Минздрав России, 1999. 116 с.
- О содержании радиоактивных веществ в озерах и в водных организмах на территории ВУРСа: отчет о НИР. Инв. №237 / сост. Л.В. Анненкова. – Челябинск: ОНИС ПО «Маяк», 1964. – 58 с.
- Романов Г.Н., Спиринов Д.А., Алексахин Р.М. Поведение радиоактивных веществ в окружающей среде. // Природа. – 1990. – № 5. – С.53-58.
- Сафронова Н.Г., Воробьева М.И. О самоочищении непроточных водоемов от долгоживущих радионуклидов. // Атомная промышленность, окружающая среда и здоровье человека. – М., 1988. – С.198–204.
- Сафронова Н.Г., Скрябин А.М. Самоочищение непроточного водоема от долгоживущих радионуклидов при одноразовом загрязнении: отчет о НИР. Инв. №1459; фил. №4 ин-та биофизики МЗ СССР. – Челябинск, 1983. – 32 с.
- Трапезников А.В., Трапезникова В.Н. Радиоэкология пресноводных экосистем. – Екатеринбург: Изд-во УрГСХА, 2006. – 390 с.
- Фесенко С.В., Скотникова О.Г., Скрябин А.М., Сафронова Н.Г., Гонтаренко И.А. Моделирование долгосрочной миграции  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в не-проточном пресноводном водоеме. // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2004. – Т.44, № 4. – С.466–472.

### ОЦЕНКА КАЧЕСТВА ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ ТЕРРИТОРИИ СЕВЕРО-ПУРОВСКОГО МЕСТОРОЖДЕНИЯ ТЮМЕНСКОЙ ОБЛАСТИ

И.Ю. Макаренкова, В.И. Уварова

*Государственный научно-производственный центр рыбного хозяйства  
625023, г. Тюмень, Россия, lotsman@sibtel.ru*

Расширение масштабов освоения нефтегазовых месторождений в условиях Тюменского севера порождает потенциальную опасность усиления загрязнения водных объектов в районе проведения работ. Исключить поступление всевозможных загрязняющих веществ, сопутствующих этой промышленной деятельности в окружающую среду невозможно. Несмотря на то, что формирование химического состава поверхностных вод происходит под влиянием климатических условий, характера почв, геоморфологического и геологического строения территории, хозяйственная деятельность человека может существенно повлиять на эти процессы.

Настоящая работа посвящена анализу гидрохимического и токсикологического состояния водных объектов на территории Северо-Пуровского газоконденсатного месторождения (в основном малых рек, ручьев, озер). На момент исследований (2007 г.) Северо-Пуровское месторождение находилось на этапе разведки и подготовки проектной документации по обустройству месторождения.



Прежде, чем приступить к анализу полученных результатов, кратко охарактеризуем условия, в которых происходит формирование качества природных вод. По особенностям физико-географических условий территория месторождения представлен зонами тундры и лесотундры, а водные объекты относятся к бассейну реки Пур. В пределах рассматриваемой территории имеет место сильно развитая речная и овражная сеть. Водосборные площади значительно заболочены и заозерены. Вследствие равнинности рельефа и близкого залегания к земной поверхности вечной мерзлоты реки имеют мелкие долины, неглубокие, извилистые русла и низкие берега. Большинство водоемов является временными, существующими только в весенний паводок. Временные водотоки являются, по сути своей, ложбинами стока, сток у которых отсутствует даже в летне-осенний период. Все они имеют, сравнительно, общие гидрографические характеристики: неясно выраженные долины, склоны которых, постепенно повышаясь, сливаются с окружающей местностью; незначительно врезанные слабоизвилистые русла; непересеченные поймы и большие уклоны водной поверхности. По характеру водного режима водотоки рассматриваемого района относятся к типу рек с весенне-летним половодьем и паводками в летнее время года. Важнейшей гидрологической особенностью территории является замедленный поверхностный сток и слабый естественный дренаж грунтовых вод, что связано с плоским рельефом и малым врезом речных долин. Повсеместно основным питанием водотоков являются зимние осадки, которые формируют от 40 до 70 % годового стока. Грунтовое питание вследствие наличия вечной мерзлоты незначительно.

Воздействие климата существенно сказывается на химическом составе поверхностных вод. Ввиду того, что русловые воды протекают по мерзлой водонепроницаемой почве, минерализация их очень мала. Общая сумма ионов в среднем составляет  $42,9 \text{ мг/дм}^3$ , хотя варьировала в очень широких пределах – от 19, до  $101,67 \text{ мг/дм}^3$ . По классификации Алекина О.А. все исследованные водные объекты относятся к очень маломинерализованным водам, гидрокарбонатного класса, кальциевой или натриевой группы. Содержание гидрокарбонат-ионов колебалось в пределах от 6,10 (р. Хотояха) до  $69,56 \text{ (ручей б/н) мг/дм}^3$ , в среднем количество  $\text{HCO}_3^-$  составляло  $22,35 \text{ мг/дм}^3$ . По величине общей жесткости вода всех водных объектов относится к «очень мягким» водам, общая жесткость меньше  $1,50 \text{ ммоль/дм}^3$ . Минимальная величина общей жесткости отмечалась в р. Хотояха –  $0,05 \text{ ммоль/дм}^3$ , максимальная –  $1,08 \text{ ммоль/дм}^3$  (ручей б/н). Содержание кальция и магния невелико, количество кальция изменялось в пределах  $0,8\text{--}8,82 \text{ мг/дм}^3$ , магния –  $0,12\text{--}7,78 \text{ мг/дм}^3$ . Концентрация доминирующих гидрокарбонатных ионов находилась в пределах от 6,1 до  $69,5 \text{ мг/дм}^3$ . Концентрация хлоридов и сульфатов очень низкая и была в диапазоне:  $\text{Cl}^-$  ионы – от 1,4 до  $8,3 \text{ мг/дм}^3$ ;  $\text{SO}_4^{2-}$  ионы – от 2,7 до  $10,0 \text{ мг/дм}^3$ , что характерно для водоемов, залегающих среди хорошо промытых от солей почв тундры.

Величина водородного показателя pH в воде исследованных водных объектов изменялась от слабокислой до нейтральной, т.е. находилась в диапазоне 5,82–7,30 единиц. Цветность исследуемых водоемов изменялась в широком диапазоне – от 10 до 125 градусов, цветность поверхностных вод обусловлена присутствием в воде гумусовых веществ, соединений трехвалентного железа. Высокой цветностью в период исследований обладали реки Пур, Хотояха, Сармикьяха, Мородотояхатарка, озера и ручьи без названия.

С целью оценки содержания биохимически подвижных органических веществ используют показатель биохимического потребления кислорода (БПК<sub>5</sub>). В р. Пур и р. Хотояха БПК<sub>5</sub> имело низкую величину –  $0,35 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$ . Повышенные значения БПК<sub>5</sub> ( $>2,0 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$ ) были в р. Сармикьяха, ручьях и озере. О содержании в воде биохимически устойчивых окрашенных гумусовых веществ можно судить по величине перманганатной окисляемости. На момент обследования водных объектов Северо-Пуровского месторождения малая перманганатная окисляемость (до  $5 \text{ мгO}/\text{дм}^3$ ) была только в двух ручьях, средняя (от 5 до  $10 \text{ мгO}/\text{дм}^3$ ) – в девяти водоемах, в том числе в р. Пур, повышенная (от 10 до  $20 \text{ мгO}/\text{дм}^3$ ) – в семи. Повышенные значения БПК<sub>5</sub> и перманганатной окисляемости свидетельствуют о заболоченности территории Северо-Пуровского месторождения. За счет болотистого водосбора, в ручьи и озера вносится большой объем веществ гумусового происхождения, а также продуктов распада различных органических веществ преимущественно растительного происхождения.

Среди многочисленных компонентов ионного состава поверхностных вод важное значение имеют соединения азота, фосфора, железа и кремния, распределение которых определяет биологическую продуктивность водоема. Содержание соединений азота в обследованных водоемах изменялось в значительных пределах: аммоний – от 0,13 до  $0,88 \text{ мгN}/\text{дм}^3$ , нитриты – от следовых количеств до  $0,094 \text{ мгN}/\text{дм}^3$ , нитраты – от 0,05 до  $0,25 \text{ мгN}/\text{дм}^3$ . Повышенные значения азота аммонийного, превышающие ПДК в 1,5–2,3 раза, наблюдались в р. Мородотояхатарка, ручьях б/н, притоке р. Сармикьяха. Здесь же были зафиксированы повышенные значения перманганатной

окисляемости. Это свидетельствует о том, что в данных водотоках было много органических веществ, бактериальное разложение которых приводило к увеличению азота аммонийного.

Нитраты являются конечным продуктом минерализации органического вещества. Концентрация их в поверхностных водах подвержена заметным сезонным колебаниям. Летом при интенсивном процессе фотосинтеза нередко нитраты полностью исчезают из воды, осенью их содержание начинает увеличиваться и достигает максимума зимой. В момент обследования водных объектов Северо-Пуровского месторождения концентрация нитратов в воде была низкая (до  $0,25 \text{ мгN/дм}^3$ ). Нитриты, являясь промежуточным нестойким продуктом в процессе нитрификации, содержались в основном в малых концентрациях. В р. Тоумбияха, ручьях, озере концентрация их превышала ПДК в 2-4,7 раза. Высокое содержание нитритного азота указывает на усиленное разложение органических остатков и задержку окисления  $\text{NO}_2$  до  $\text{NO}_3$ , а также на свежее органическое загрязнение.

Основным источником поступления минерального фосфора в воду является минерализация органических веществ, входящих в состав тканей и клеток водных организмов. Содержание в обследованных водных объектах фосфора, также как и соединений азота, изменялось в широком диапазоне. Восемь объектов имели воду с низким содержанием фосфора до  $0,18 \text{ мг/дм}^3$ , четыре – с высоким, выше  $0,9 \text{ мг/дм}^3$ .

Источником поступления кремния в воду является процесс отмирания наземных растений и водных растительных организмов, в частности, диатомовых водорослей. Содержание кремния в обследованных водных объектах изменялось от  $0,1$  до  $5,4 \text{ мг/дм}^3$ . В восьми водоемах были низкие концентрации (менее  $1,0 \text{ мг/дм}^3$ ), в р. Пур и ручье – высокие (выше  $3,0 \text{ мг/дм}^3$ ).

Концентрация общего железа в водных объектах Северо-Пуровского месторождения, как и остальных биогенов, изменялась в значительных пределах – от  $0,05$  до  $3,5 \text{ мг/дм}^3$ . Низкое содержание железа (до  $0,5 \text{ мг/дм}^3$ ) было в р. Мородотояхатарка, р. Сармикьяха и трех ручьях без названия, высокое (более  $2,0 \text{ мг/дм}^3$ ) отмечено в двух озерах и ручье. Высокие величины общего железа, как и перманганатной окисляемости, обусловлены тем, что на территории Северо-Пуровского месторождения встречаются болота, которые обогащают водоемы гуминовыми и железоорганическими соединениями.

Таким образом, по солевого составу вода водных объектов Северо-Пуровского месторождения относится к очень маломинерализованным водам, гидрокарбонатного класса, кальциевой или натриевой группы. Вода очень мягкая, с небольшим количеством ионов кальция, магния, хлоридов и сульфатов. Величина pH изменялась от слабокислой до нейтральной. В широком диапазоне изменялись цветность воды, окисляемость и содержание биогенных веществ.

Если сравнить эти результаты с результатами наблюдений до 1968 года (Ресурсы поверхностных вод, т. 15), то можно отметить, что гидрохимический состав вод не изменился. Динамика всех исследуемых показателей соответствует естественному гидрохимическому режиму водоемов.

Содержание нефтепродуктов в водных объектах Северо-Пуровского месторождения в период исследования не превышало предельно допустимых значений и находилось на уровне  $0,00-0,04 \text{ мг/дм}^3$ , как в озерах, так и в ручьях и реках. Исключение составило озеро б/н, где зафиксировано нефтепродуктов свыше 5 ПДК ( $0,26 \text{ мг/дм}^3$ ), что указывает на явное загрязнение озера нефтяными углеводородами.

Содержание нефтяных углеводородов в донных отложениях на несколько порядков превышает концентрацию их в воде. Известно, что в зависимости от гранулометрического состава, грунты обладают разной сорбционной активностью. В большей степени загрязнены илы, заиленная глина, заиленные пески. Крупнозернистый песок имеет слабую сорбционную способность. Так в песчаных грунтах в водоемах месторождения содержание нефтепродуктов изменялось от  $6,13$  до  $40,8 \text{ мг/кг}$ , в более заиленных песках нефтепродуктов было несколько выше до  $109,23 \text{ мг/кг}$  (р. Тоумбияха), наибольшие концентрации нефтепродукты имели в торфяном грунте и травяном – от  $357,2$  (р. Хотояха) до  $1404 \text{ мг/кг}$  (ручей б/н); в последнем случае грунты запаха нефти не имели. По исследованиям факультета почвоведения МГУ ранее было установлено, что ориентировочно допустимый уровень (ОДУ) нефтепродуктов в почве в зависимости от доли органики может быть в пределах  $10-500 \text{ мг/кг}$ . В связи, с чем можно предположить, что естественный фон углеводородов в органогенных грунтах (растительность, торф) имел значительную величину и этим в большей степени обусловлены их высокие концентрации.

В воде исследованных водных объектов Северо-Пуровского газоконденсатного месторождения по ряду тяжелых металлов, таких как никель, хром, свинец и кадмий не наблюдалось превышения ПДК для рыбохозяйственных целей. По ртути, меди, марганцу и цинку выявлена устойчивая загрязненность водных объектов. Кратность превышения ПДК соответствует среднему уровню загрязнения. Так, по ртути зафиксировано превышение ПДК от 1 ПДК до 17 ПДК во всех водных

объектах, кроме одного ручья б/н, впадающего в р. Пур. Кратность превышения ПДК по меди варьировала от 1,4 до 9,4. Число загрязненных водных объектов ртутью и медью превышает 50 %. В литературе имеется много данных, подтверждающих пространственную связь ртутных и углеводородных потоков и свидетельствующих о том, что ртуть и углеводороды используют одни и те же тектонические каналы для своей миграции. Повышенная ртутность газовых месторождений объясняется следствием процессов дегазации мантии Земли. Анализ наших данных подтверждает эту взаимосвязь. На территории Северо-Пуровского месторождения, где сосредоточены запасы газа, в водных объектах отмечено повышенное содержание ртути.

По марганцу превышение ПДК в воде наблюдалось на 8 станциях, от 1,1 ПДК (ручей б/н) до 14,4 ПДК (р. Сармикьяха). По цинку на 7 исследованных станциях зафиксировано превышение ПДК. Диапазон составил от 1,8 ПДК (р. Сармикьяха) до 9,7 ПДК (ручей б/н).

Что касается загрязнения донных отложений тяжелыми металлами, то оценка дается обычно по ПДК для почв, т.к. ПДК для донных отложений для тяжелых металлов отсутствуют. Донные отложения способны активно накапливать тяжелые металлы, в большинстве поверхностных водоемов содержание их в грунтах намного выше, чем в водной толще. Интенсивность обмена тяжелых металлов в системе вода – грунт зависит прежде всего от градиента изменения окислительно-восстановительных условий и значения pH, а также концентрации растворенного органического вещества. По нашим исследованиям донные отложения водоемов Северо-Пуровского газоконденсатного месторождения содержали небольшое количество тяжелых металлов, за исключением общего железа, которое находится в прочных комплексных соединениях с органическим веществом и его присутствие является характерной особенностью водных объектов Обь-Иртышского бассейна.

Количество ртути в донных отложениях не превышало ПДК для почв, повышенное количество ртути по сравнению с другими станциями – 0,227 мг/кг отмечалось в р. Сармикьяха, ее притоке – 0,14 мг/кг, а также донные отложения ручья, впадающего в р. Нгарка-Хадытаяха – 0,125 мг/кг. Все остальные пробы имели значения на порядок ниже.

Концентрация свинца в донных отложениях также не превышала кларкового значения для этого показателя в земной коре. Наибольшее значение свинец имел в донных отложениях реки Хотояха – 8,46 мг/кг, наименьшее – 1,85 мг/кг в реке Пур.

Уровень содержания других тяжелых металлов меди, цинка, никеля, хрома также довольно низкий. Содержание меди зафиксировано на уровне 0,77 – 7,78 мг/кг; свинца – 1,85 р. Пур) – 8,46 мг/кг (р. Хотояха); хрома – 4,99 мг/кг (р. Пур) – 34,76 мг/кг (ручей б/н); цинка – 0,00 мг/кг – 13,21 мг/кг; никеля – 0,29 мг/кг– 13,39 мг/кг.

Концентрация марганца в донных отложениях несколько выше – 55,2 мг/кг– 1546,4 мг/кг. Максимальное значение несколько превышает ПДК валового содержания в почве (1500 мг/кг).

Самые большие концентрации из исследованных тяжелых металлов пришлись на железо. Железо относится к числу наиболее распространенных элементов в земной коре; содержание его в земной коре 4,65 % (по массе). Среднее валовое содержание железа в почвах 7000-550000. Для водных объектов в исследуемый период превышение ПДК по железу в воде составляло от 1,0 до 35 ПДК, в донных отложениях содержание железа было на уровне 2743 мг/кг (ручей б/н), наибольшее значение зафиксировано в р. Хотояха – 29990 мг/кг.

Таким образом, в донных отложениях водных объектов месторождения наименьшее содержание по большинству тяжелых металлов (цинку, марганцу, никелю, железу, ртути) зафиксировано в ручье б/н, впадающего в р. Пур. Наибольшие концентрации тяжелых металлов в донных отложениях имелись в ручьях. Уровень загрязнения донных отложений водных объектов территории месторождения оценивается как «слабый».

Комплексная оценка качества поверхностных вод Северо-Пуровского месторождения по гидрохимическим показателям учитывающая устойчивость и уровень загрязненности вод комплексом загрязняющих веществ, а также повторяемость обнаружения концентраций, превышающих ПДК, показала, что водные объекты этой территории имеют характеристику «грязные». Удельный комбинаторный индекс загрязненности вод равен 4,8. Из числа ингредиентов устойчивая загрязненность среднего уровня отмечена по аммонийному азоту, фосфатам, цинку, меди и ртути.

Токсикологические исследования вод и донных отложений водных объектов, проведенные с использованием в качестве тест-объекта ветвистоусых рачков, выявили наличие токсичности как в воде, так и в донных отложениях. Процент гибели рачков в острых экспериментах в среднем составлял 19 % в воде и 18 % в донных отложениях.

Среди исследованных водных объектов вода р. Хотояха и Сармикьяха характеризуются средней степенью токсичности (выживаемость рачков превышала 50 %). Вода ручьев имеет слабую степень токсичности.

Донные отложения, имеющие характеристику «среднетоксичные», отмечены в р. Мородотояхатарка и ручье б/н. В водной вытяжке этих грунтов наблюдалась 100 % гибель рачков за 96 часовой период экспозиции.

Слабая токсичность отмечена в донных отложениях р. Пур, р. Сармикьяха и ее притока. Выживаемость в этих пробах составляла (80-90 %). По итогам биотестирования можно заключить, что на р. Хотояха, р. Мородотояхатарка, р. Сармикьяха и ручьях б/н выявлена неблагоприятная токсикологическая обстановка. Выявленная степень токсичности воды и донных отложений этих водотоков характеризует их как «загрязненные».

Как видим, токсикологическая оценка загрязненности водных объектов месторождения не сочетается с гидрохимической оценкой. Гидрохимическая оценка загрязненности, основанная на сопоставлении с величинами ПДК, более жестче, чем токсикологическая. Пуровский район Тюменской области относится к регионам, где сосредоточены большие запасы нефти и газа. Поэтому повышенное содержание нефтепродуктов и тяжелых металлов в поверхностных водах может иметь природное происхождение. На основании этого более объективной характеристикой экологического состояния вод является оценка их с позиции пригодности вод для жизнедеятельности организмов, в данном случае водные объекты месторождения можно классифицировать как «загрязненные».

## МЕЖГОДОВАЯ ИЗМЕНЧИВОСТЬ СОДЕРЖАНИЯ ОСНОВНЫХ БИОГЕННЫХ ЭЛЕМЕНТОВ НА АКВАТОРИИ ЗАПАДНОЙ ЧАСТИ СЕВЕРНОГО КАСПИЯ

Н.Н. Малышева, С.Н. Егоров

ФГУП «КаспНИРХ»

414056, г. Астрахань, ул. Савушкина, 1, Россия, [kaspiy@astranet.ru](mailto:kaspiy@astranet.ru)

Биопродуктивность Северного Каспия тесно связана с химическим составом вод и, прежде всего, с их биогенным статусом (Катунин и др., 2000), который определяет качественное и количественное развитие фитопланктонных сообществ. Многолетние изменения концентраций и запасов биогенных веществ в северной части Каспийского моря во многом зависят от колебаний волжского стока, поскольку объем этой части морской акватории сравнительно невелик и сопоставим (особенно в многоводные годы) с объемом материкового стока (Каспийское море, 1986).

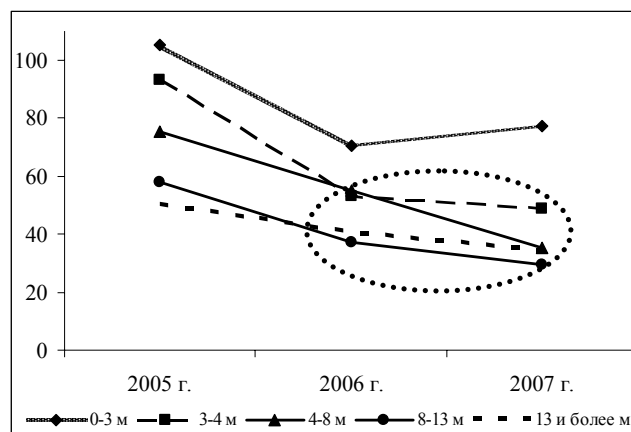
Сезонные изменения концентраций биогенных веществ носят сложный характер и зависят, с одной стороны, от количества поступления их с речными водами, с другой – от интенсивности потребления и рециклинга, а также процессов обмена в системе «вода – донные отложения» (Каспийское море, 1986; Проект «Моря», 1996). Существенное значение в сезонной динамике биогенных веществ, кроме того, имеет водообмен между Северным и Средним Каспием (Пахомова, Затучная, 1966).

Целью работы являлось изучение изменений концентраций биогенных веществ (основных форм минерального азота, минерального фосфора и кремнекислоты) в западной части Северного Каспия. При этом учитывались районирование исследуемой акватории моря по зонам с различными глубинами, объем волжского стока и водность каждого конкретного года, а также влияние объема стока биогенных веществ на пространственное распределение основного количества биогенных элементов.

Материалом для работы послужили результаты исследований, осуществленных в западной части Северного Каспия. Изыскания проводились в летне-осенний период 2005-2007 годов на научно-исследовательских судах ФГУП «КаспНИРХ». Представленный период наблюдений был использован неслучайно - 2005-2007 годы являются характерными по водности: 2005 год – многоводный, 2006 год – экстремально маловодный (за последние 10 лет), 2007 год – средневодный.

Как известно, основными формами неорганических соединений азота являются  $N-NH_4$ ,  $N-NO_3$ ,  $N-NO_2$ . Все соединения азота оказывают исключительно большое влияние на процесс продуцирования органического вещества в морских водоемах. Поэтому азот относится к числу важнейших биогенных веществ (Баранов, 1982).

Аммонийный азот - основная форма минерального азота, содержащаяся в водах Северного Каспия в вегетационный период (Баранов, 1982; Каспийское море, 1986). Общая динамика содержания этой формы азота за вегетационный сезон (2005-2007 гг.) характеризовалась тем, что в начале летнего периода максимальные значения были отмечены в 2005 году. Следует отметить, что средние концентрации иона аммония в 2006 году превышали показатели 2007 года (рисунок 1).



**Рисунок 1.** Динамика содержания аммонийного азота в июне 2005-2007 гг., мкг/л.

Однако объем стока минерального азота за II квартал 2007 года в 1,6 раза превышал таковой в экстремально маловодном 2006 году. Описанная картина может свидетельствовать об интенсивном протекании процесса аммонификации при отмирании и распаде растительных и животных организмов, а также их метаболитов в 2006 году (Садчиков, Кудряшов, 2005).

В сравнении с показателями начала летнего периода, в июле и сентябре 2006 г. произошло значительное снижение содержания аммонийного азота на всей исследуемой акватории моря, исключением стала только мелководная часть Северного Каспия с глубинами до 4-х метров. Это может указывать на происходящие в водоеме процессы перемешивания вод приглубой части Северного Каспия с водами Среднего Каспия, характеризующимися малым содержанием всех биогенных веществ и аммонийного азота в частности. Более высокие концентрации аммонийного азота на мелководье объясняются поступлением с волжским стоком, объем которого в период межени, хоть и снизился, но не перестал играть важную роль в формировании биогенного статуса северной части моря.

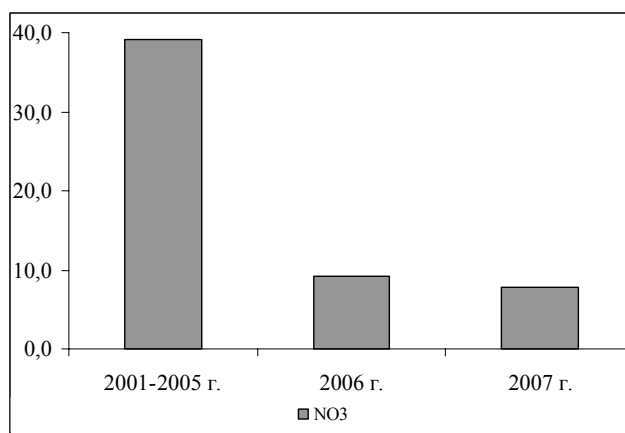
Нитриты являются промежуточным продуктом при окислении аммиака до нитратов (Пахомова, Затучная, 1966). Динамика содержания нитритного азота в летний период (июнь, июль) характеризовалась максимальными значениями в 2005 году на акватории моря до 8-метровой изобаты, и в 2007 году - в зоне с глубинами более 8 метров (таблица 1). Это представляется вполне закономерным, так как сток нитритов в 2007 году был несколько больше такого в 2005 году и, по-видимому, основная его часть прошла в глубоководную часть исследуемой акватории моря.

**Таблица 1.** Динамика содержания нитритного азота (мкг/л) по глубинам в 2005-2007 гг.

Глубина	Годы	Июнь	Июль
0-3 м	2005	8.7	8.9
	2006	1.6	2.2
	2007	4.8	1.3
3-4 м	2005	12.9	6.7
	2006	1.0	1.1
	2007	5.3	3.1
4-8 м	2005	6.4	4.7
	2006	1.3	0.9
	2007	4.9	2.6
8-13 м	2005	3.0	2.0
	2006	0.3	0.8
	2007	3.1	2.8
13 и более м	2005	2.7	2.0
	2006	0.1	-
	2007	3.0	-

Примечания: серым цветом выделены максимальные значения концентраций для трех лет наблюдений

Основной особенностью межгодовой изменчивости содержания нитратного азота является резкое уменьшение концентраций этого элемента в 2006, 2007 годах по сравнению с предыдущими периодами наблюдений (рисунок 2). Такая динамика прослеживается на протяжении всего вегетационного периода. Диапазон колебаний величин нитратов в 2006 и 2007 году был небольшим (4-6 мкг/л), а изменения носили хаотичный характер, независимый от глубины исследуемого района моря.

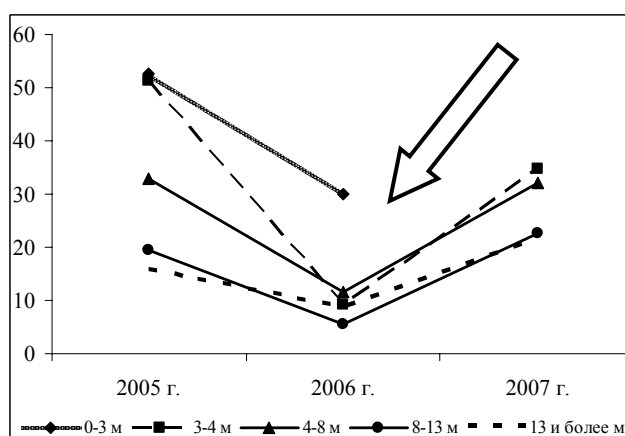


**Рисунок 2.** Динамика содержания нитратного азота в июне 2005-2007 гг., мкг/л.

Фосфор по значимости занимает второе место после азота (Садчиков, Кудряшов, 2005). Вместе с другими биогенными веществами он оказывает весьма существенное влияние на развитие органической жизни водоемов и их биопродуктивность (Баранов, 1982).

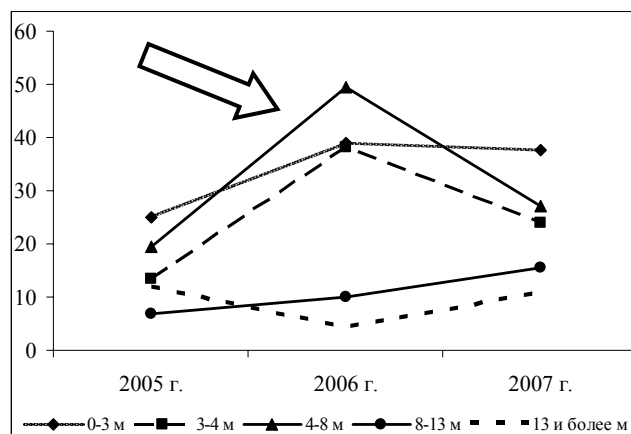
На основании данных, полученных в результате исследований, проведенных в 2005-2007 гг., следует отметить, что минимальные концентрации фосфатов в летний период наблюдались в 2006 году (рисунок 3). Подобная динамика содержания фосфора является характерной для маловодных лет наблюдений, к числу которых относится и 2006 год. Необходимо также подчеркнуть, что объем волжского стока за II квартал этого года по отношению к 2005 и 2007 годам составлял 56% и 64% соответственно.

В более глубоководной части исследуемой акватории моря (за 4-метровой изобатой) содержание фосфатов летом 2007 года было больше, чем в 2005 г. Это объясняется повышенным объемом стока минерального фосфора, основная часть которого пришлась на приглубую зону (Винецкая, 1962), а также влиянием разнообразных гидрологических факторов (течения, температурный режим и т.п.).



**Рисунок 3.** Динамика содержания минерального фосфора в июне 2005-2007 гг., мкг/л.

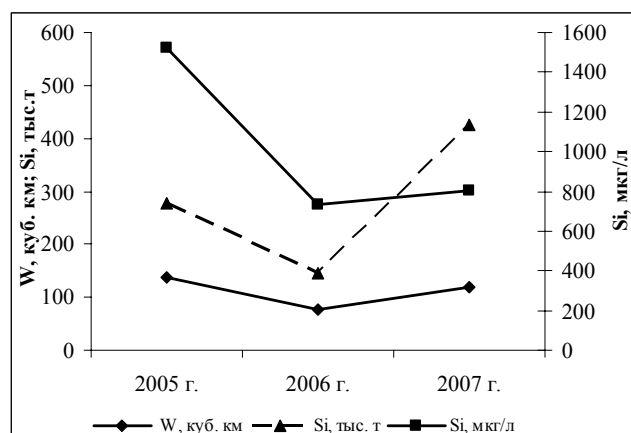
В начале осеннего периода максимальные концентрации минерального фосфора были отмечены в 2006 году, но только в зоне до 8-метровых глубин (рисунок 4). Динамика концентраций фосфатов в более глубоководной части Северного Каспия характеризовалась значениями, типичными для летнего периода. Таким образом, полученные результаты подтверждают выводы Н.И. Винецкой (1950) о том, что в мелководье в годы низкого паводка повышение концентраций фосфатов отмечается в конце летнего - начале осеннего периода.



**Рисунок 4.** Динамика содержания минерального фосфора в сентябре 2005-2007 гг., мкг/л.

Кремний является постоянным компонентом химического состава природных вод и необходим для образования скелетных частей диатомовых водорослей, кремниевых губок и т.д. В отличие от азота и фосфора запасы кремния, хотя и испытывают значительные колебания, но полного их потребления практически не наблюдается (Баранов, 1982).

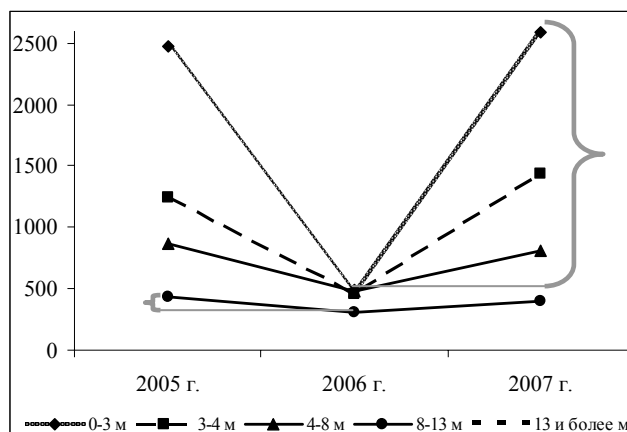
Распределение кремниевой кислоты по различным зонам исследуемой акватории моря было аналогичным динамике волжского и биогенного (по кремниевой кислоте) стоков по годам исследований (рисунок 5). Наблюдалось значительное превышение содержания кремниевой кислоты в 2005 году над показателями 2007 года, хотя сток кремния за II квартал 2005 года был в 1,5 раза меньше, чем в 2007 году. Это может свидетельствовать об интенсивном развитии диатомового сообщества фитопланктона в 2007 году и потреблением им большей части кремниевой кислоты (Проект «Моря», 1996).



**Рисунок 5.** Динамика объема волжского стока, стока кремниевой кислоты и её содержания в Северном Каспии в июне 2005-2007 гг.

В июле 2005 и 2007 гг. наблюдались практически равные величины содержания кремниевой кислоты. Кроме того, было обнаружено значительное изменение диапазона колебаний между содержанием кремния в эти годы по сравнению с 2006 г. Эти изменения и в 2005, и в 2007 гг. были аналогичными друг другу. Происходило сужение диапазона колебаний концентраций кремниевой кислоты от более мелководного к глубоководному району исследуемой акватории моря (рисунок 6). В мелководной зоне с глубинами до 3-х метров размах колебаний составлял 1982 и 2106 мкг/л по отношению к 2005 и 2007 годам соответственно. В глубоководной зоне (с глубинами от 8 до 13 м) размах колебаний значительно уменьшился, до 86 и 123 мкг/л.

Начало осеннего периода характеризовалось уменьшением концентраций кремниевой кислоты в 2007 г. только на акватории моря до 4-метровой изобаты, вероятно в результате ослабления влияния волжского стока, основной объем которого пришелся на июнь.



**Рисунок 6.** Динамика содержания кремнекислоты в июле 2005-2007 гг., мкг/л.

Сравнивая биогенный режим северной части моря в два многоводных года (2005 и 2007), можно отметить, что величина волжского стока не всегда является решающим фактором в распределении повышенных концентраций основных биогенных элементов по различным зонам. Так, в июне 2007 года концентрации кремнекислоты были значительно меньше величин 2005 года, несмотря на значительное превышение объема стока кремния в рассматриваемый период. Аналогичная картина была характерна и для аммонийного азота в июне 2006 и 2007 годов. Однако во всех остальных случаях значение объема волжского стока не вызывает сомнений.

Таким образом, опираясь на материалы, касающиеся изменения концентраций основных биогенных элементов ( $N-NH_4$ ,  $N-NO_3$ ,  $N-NO_2$ , P, Si) по глубинам, можно сделать вывод о том, что определяющее значение для их пространственного распределения на акватории моря играет объем биогенного стока в составе волжского. Несколько большее значение этот фактор приобретает в начале летнего периода. Необходимо учитывать также роль внутриводоемных процессов, таких как интенсивность развития фитопланктонных сообществ, интенсивность разложения органического вещества, процессы, происходящие в системе «грунт-вода», рециклинг. В середине лета и начале осени большее значение приобретают процессы перемешивания вод Северного и Среднего Каспия вследствие температурной и соленостной стратификации, оказывающих более заметное влияние на приглубую часть Северного Каспия.

#### Список литературы

- Баранов И.В. Основы продукционной гидрохимии. Москва. Легкая и пищевая промышленность. 1982. 200 стр.
- Винецкая Н.И. О годовых и сезонных колебаниях фосфора и кремния в Северном Каспии//Тр. Касп. бассейнового филиала ВНИРО. 1950. Т. 11. С. 287-308.
- Винецкая Н.И. Многолетние и сезонные изменения гидрохимического режима Северного Каспия до зарегулирования стока Волги//Тр. КаспНИРО. 1962. Т. 18. С. 4-90.
- Гусева Т.В., Молчанова Я.П., Заика Е.А., Винниченко В.Н., Аверочкин Е.М. Гидрохимические показатели состояния окружающей среды. Справочные материалы. Москва. Социально-экологический Союз. 2000. 148 стр.
- Каспийское море. Гидрология и гидрохимия. Москва. Наука. 1986. 264 стр.
- Катунин Д.Н., Хрипунов И.А., Беспарточный Н.П., Никотина Л.Н., Галушкина Н.В., Радованов Г.В. Влияние волжского стока на гидролого-гидрохимический режим Каспийского моря. Каспийский Плавающий Университет. Научный бюллетень № 1. Изд-во КаспНИРХа. 2000. С. 111-117.
- Пахомова А.С., Затучная Б.М. Гидрохимия Каспийского моря. Ленинград. Гидрометеиздат. 1966. 342 стр.
- Проект «Моря». Гидрометеорология и гидрохимия морей. Том VI. Каспийское море. Выпуск 2. Гидрохимические условия и океанологические основы формирования биологической продуктивности. Санкт-Петербург. Гидрометеиздат. 1996. Стр. 248.
- Садчиков А.П., Кудряшов М.А. Гидробиотаника: Прибрежно-водная растительность: Учеб. пособие для студ. высш. учеб. заведений. Москва. Издательский центр «Академия». 2005. 240 стр.



# ИССЛЕДОВАНИЕ ТОКСИЧНОСТИ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ ВОДОЕМОВ ГОРОДА ТЮМЕНИ С ПОМОЩЬЮ РЯСКИ МАЛОЙ

Е.А. Масленко, Н.Н. Ножкина

ФГУП «Госрыбцентр»

г. Тюмень, Россия, g-r-c@mail.ru

Донные отложения как один из основных компонентов водной экосистемы играют важную роль в ее функционировании. Это и среда обитания для бентосных организмов, и источник пищи для многих гидробионтов (пелофилов) и бентосоядных рыб, и среда, депонирующая загрязняющие вещества. Степень накопления токсических веществ (особенно органических) может быть столь высока, что они полностью подавляют процесс самоочищения в придонном слое воды (Денисова, Нахшина, 1975; Петрова, 1981). Состав и свойства донных отложений являются отражением всей совокупности физических, химических и биологических процессов, происходящих в водоёме. Осаждение веществ на дно водоёмов и их десорбция – один из важных механизмов регулирования их содержания в водной толще, влияющий на качество воды. Донные отложения, как и водная толща, стратифицированы по физико-химическим параметрам и представляют собой чрезвычайно сложную систему.

Загрязнение обособленных водных объектов (городские озера и пруды) обусловлено неорганизованным стоком с территории города, аэропереносом (автотранспорт, выбросы ЗВ в атмосферу промышленными предприятиями), фильтрационными водами со свалок, АЗС, гаражных кооперативов и т.д. (Разработка нормативов ПДВВ..., 2005). Кроме того, население города использует водоемы и водотоки не только для хозяйственных нужд, но и для летнего отдыха и рыбной ловли, что опасно для здоровья, поскольку вода, донные отложения и рыба накапливают токсические вещества (Михайлова и др., 2002).

В тканях и органах высших водных растений накапливается целый спектр химических элементов (тяжелых металлов, нефтепродуктов, ароматических углеводов), что обеспечивает вывод этих веществ из круговорота в водоеме в течение почти всего вегетационного периода. При этом концентрации веществ в растительной массе на 2-3 порядка выше, чем в воде. В связи с этим, целью данной работы было показать токсичность донных отложений водоемов г. Тюмень по показателям жизнедеятельности *Lemna minor* Linne в экспериментальных условиях.

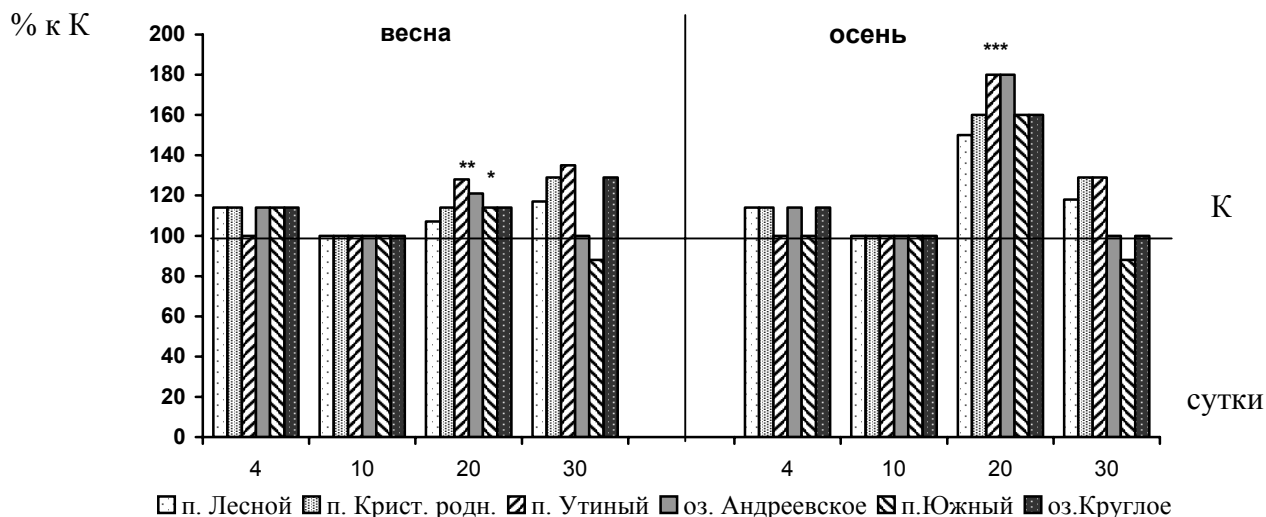
Донные отложения отбирались на городских водоемах г. Тюмени – п. Лесной, п. Кристальные родники, п. Утиный, оз. Андреевское, п. Южный, оз. Круглое.

Продолжительность острых опытов – 4 сут, хронических – 30 суток. Ряска содержалась в чашках Петри, в которые помещался испытуемый раствор, приготовленный в соотношении 1:4 (15 г испытуемого грунта и 60 мл воды). В каждую чашку помещали по 10 одновозрастных листочков ряски. Все эксперименты проводились в 3-х повторностях (Методические указания..., 1998). В качестве контрольного грунта использовался чистый песок. Для приготовления контроля и опытных растворов использовалась отстоянная (7-10 сут) водопроводная вода. Растворы на протяжении эксперимента не меняли, по мере необходимости приливали отстоянную воду.

Влияние испытуемых грунтов на ряску оценивали по показателям выживаемости и росту листочков, прироста корней; увеличения гибели клеток в корнях ряски, увеличения частоты хромосомных aberrаций в клетках корней растений, нарушения пигментной системы *Lemna minor* L.

Учёт живых и мертвых клеток проводился согласно общепринятой методике (Хоботьев и др., 1971). Расчет частоты нарушений хромосом (хромосомных aberrаций) проводили, находя процент клеток с нарушениями того или иного вида от общей частоты встречаемости анафаз – телофаз (Бочков и др., 1972; Немцова, 1970). Определение концентрации пигментов фотосинтеза в листочках высшей водной растительности проводили согласно Методическим указаниям (1998) и Временному методическому руководству (2002).

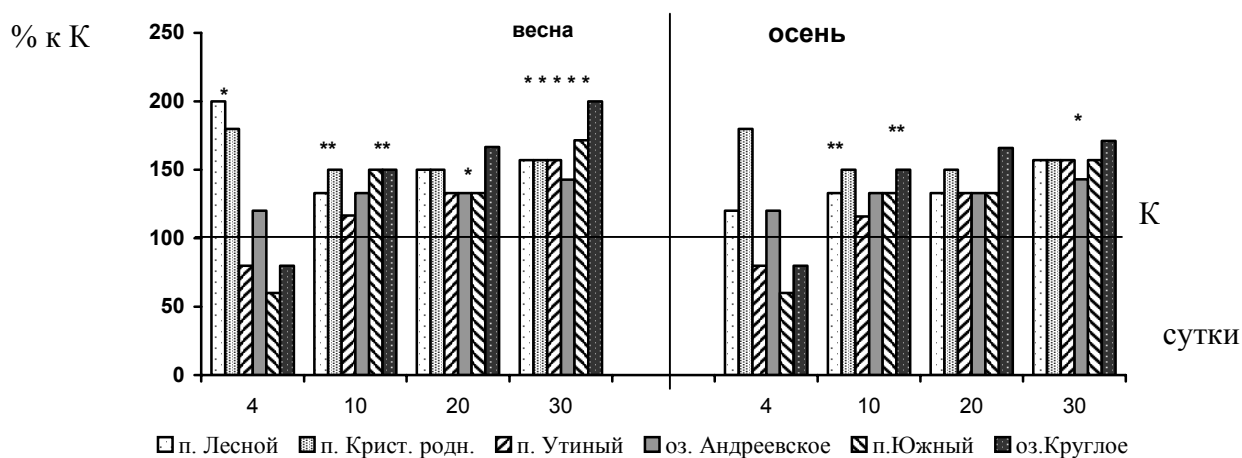
Экспериментальные исследования показали, что донные отложения городских водоемов не оказывали остролетального действия на *Lemna minor* Linne, но вызывали ряд изменений функциональных показателей. Не смотря на отсутствие гибели ряски в опыте, наблюдалось изменение линейных размеров листочков. В оба периода исследований до 20 суток средняя длина материнских листочков изменялась незначительно. А на 20 сутки исследуемые грунты разного срока отбора ускоряли рост листочков в длину по отношению к контролю. Высокая стимуляция отмечалась в донных отложениях осеннего отбора, достигая максимума в опыте с грунтами оз. Андреевского и п. Утинового – 180 % к К (рис. 1).



**Рисунок 1.** Изменение средней длины материнских листочков *L. minor*

В весенний период также отмечалась тенденция к ускорению роста материнских листочков, начиная с 20 сут опыта, донными отложениями водоемов Кристальные родники, Утиный и Круглое на 20-35 %. Таким образом, более выраженное действие на рост растений оказывали донные отложения, отобранные в осенний период. Донные отложения весеннего и осеннего отбора оказывали на прирост числа дочерних листочков стимулирующее и угнетающее действие. Снижение количества дочерних листочков начиналось уже с 4 суток опыта в грунтах прудов Утиный, Южный и озер Андреевского и Круглого. Максимальное снижение вызывали донные отложения п. Южный весеннего и осеннего отбора, разница с К составила весной 77 %.

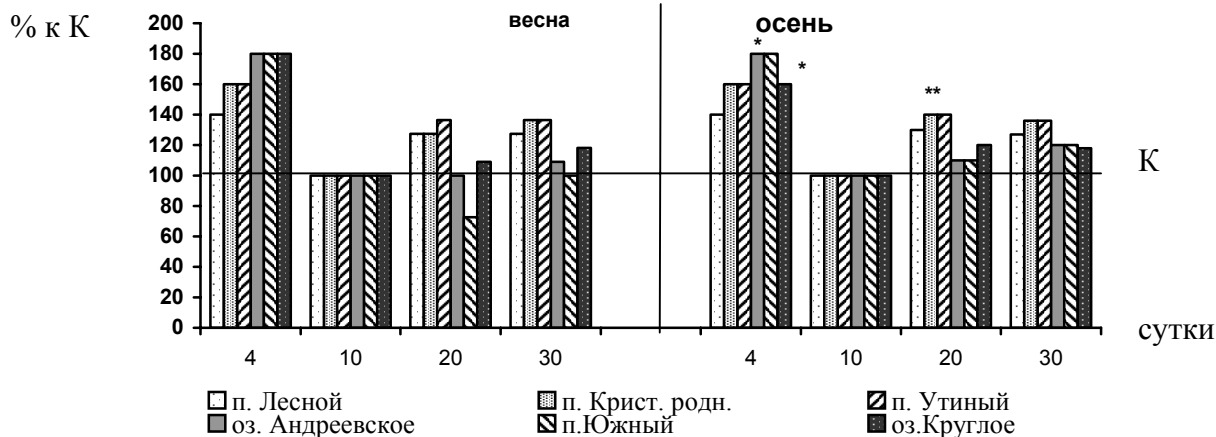
Все исследуемые донные отложения весной и осенью оказывали стимулирующее действие на прирост листочков в длину (рис. 2).



**Рисунок 2.** Изменение длины дочерних листочков ряски малой

На 4 сутки увеличение над контролем отмечалось в донных отложениях п. Лесной, Кристальные родники. А, начиная с 10 суток эксперимента, все исследуемые грунты вызывали увеличение показателя средней длины листочков, причем максимальное превышение было зафиксировано в опытах с грунтами оз. Круглого (150-200 % к К – весной и 150-171 % к К - осенью).

В оба периода исследований уже на 4 сутки опыта количество корней ряски существенно превышало контроль, интенсивное появление корешков наблюдалось во всех вариантах опыта (140-180 % к К) в оба периода исследований (рис. 3).

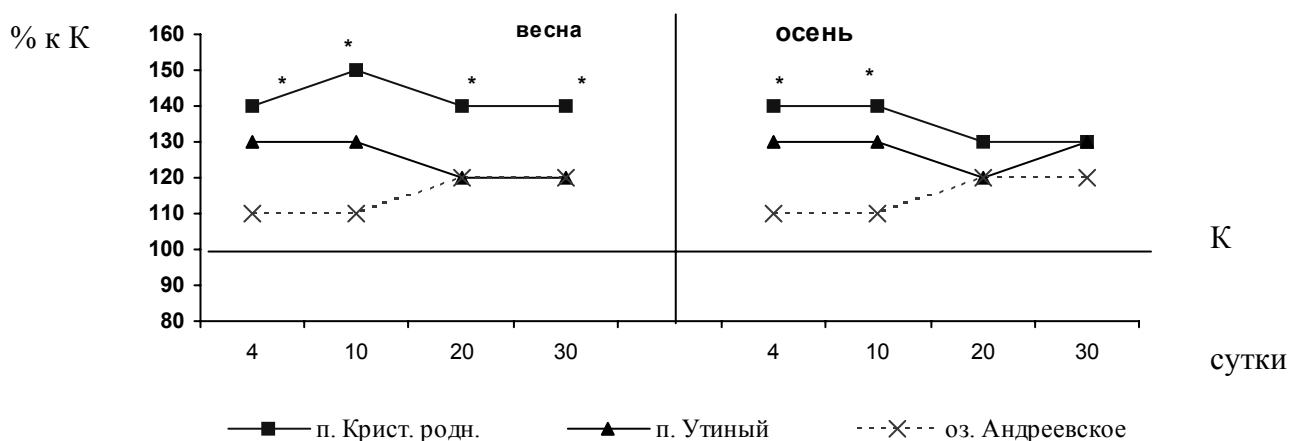


**Рисунок 3.** Изменение среднего количества корней ряски малой

Это, вероятнее всего, связано с первичной реакцией растений в условиях стресса при контакте с донными отложениями водоемов, поскольку на 10 сут исследования показатель выравнивался с контролем. В осенний период на 20 сутки максимальное количество корней отмечалось в опыте с грунтами прудов Кристальные родники и Утиный (140 % к К). В целом, начиная с 20 сут, интенсивный прирост числа корней был зафиксирован в трех вариантах опыта (п. Лесной, Кристальные родники и Утиный).

Прирост корней в длину также наиболее высоким был в начале эксперимента на 4 сут опыта. Причем максимальный прирост отмечался в опыте с грунтами озера Круглого - 150 % к К (весна, осень). В осенний период показатель средней длины корней, начиная с 10 суток и до конца эксперимента, незначительно отличался от контроля и варьировал в допустимых пределах.

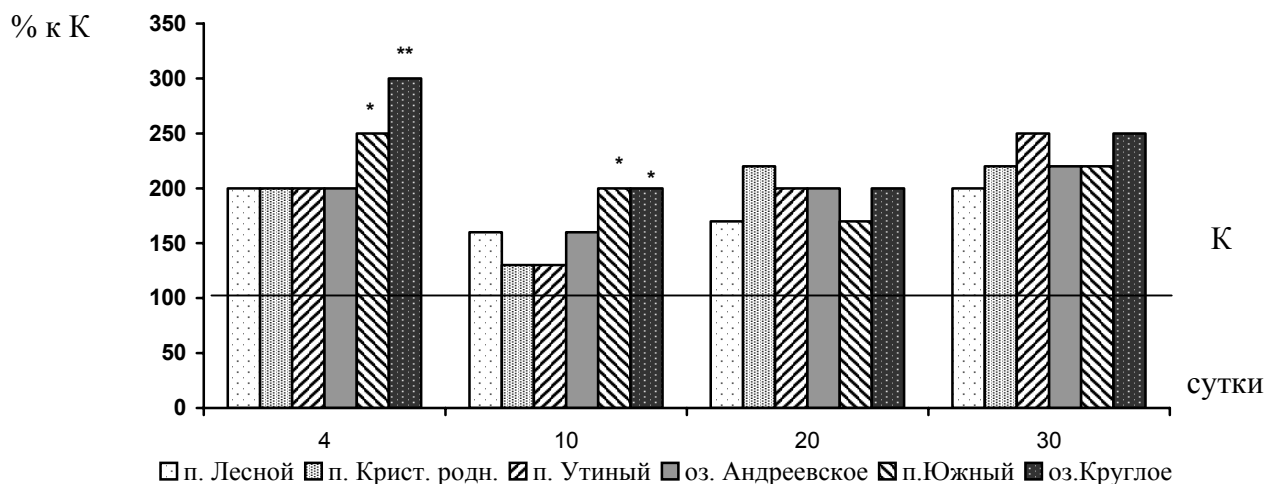
Превышение контроля по числу мертвых клеток в корнях ряски отмечалось в опытах, как с весенними, так и осенними ДО. При этом наибольшее количество погибших клеток в корнях отмечалось на 4 и 10 сутки опыта в вариантах с ДО пруда Кристальные родники (140-150 % к К) и п. Утиный (130 % к К) (рис. 4). Гибель может объясняться увеличением проницаемости оболочки клетки под действием химических компонентов ДО, в результате чего клетки погибают (Масалкин и др., 1991).



**Рисунок 4.** Гибель клеток в корнях ряски малой

В ДО оз. Андреевского процент погибших клеток повышался к концу эксперимента, но в целом не превышал 20 % от К. Остальные варианты опыта не оказывали влияния на выживаемость клеток в корнях.

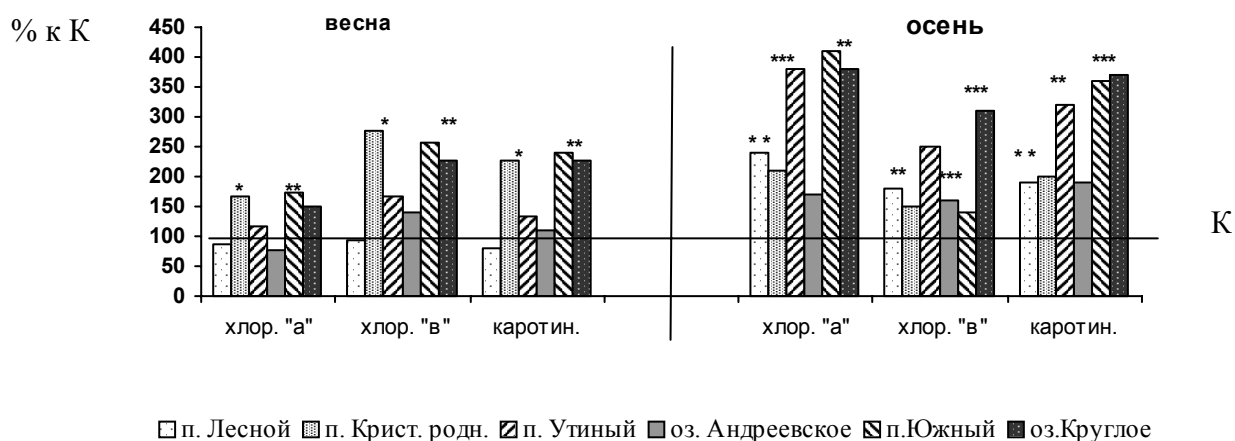
Исследования на молекулярном уровне (хромосомные aberrации), проводимые в весенний период показали, что максимальное число хромосомных aberrаций отмечалось в опыте с ДО п. Утиног и Круглого, где превышение К составляло 2,5 раза, при этом чаще всего встречались такие нарушения как мосты и фрагменты. В осенний период превышение контроля по показателю хромосомных aberrаций наблюдалось во всех вариантах опыта на протяжении всего эксперимента (рис. 5).



**Рисунок 5.** Частота хромосомных aberrаций в клетках корней ряски малой (осенний период исследования)

Во всех опытах вариантах доля клеток с перестройками хромосом возрастала на 4 сут до 200 % к К и выше, затем несколько снижалась к 10 суткам. И к концу эксперимента число хромосомных aberrаций в опыте в 2-2,5 раза превышало контроль, достигая максимума в опыте с грунтами п. Утиный и оз. Круглое. При этом чаще всего встречались такие нарушения как мосты и фрагменты.

Содержание хлорофиллов и каротиноидов в зеленой части растений ощутимо варьировало, максимально высокие значения хлорофилла «а» отмечались в опыте с ДО пруда Утиный, Южный и озеро Круглое осеннего отбора (превышение К составило в 3,8-4 раза). В этот же период, более, чем в 2 раза хлорофилл «а» превышал контроль в опыте с ДО пруда Лесного (рис. 6).



**Рисунок 6.** Содержание пигментов фотосинтеза в листьях ряски (мг/100 г)

Хлорофилл «в» превышал контроль в 2 раза и более в опытах с ДО водоемов Кристальные родники, Южное и Круглое (весной) и с ДО пруда Утиный и оз. Круглое (осенью) в 2,5-3 раза.

На содержание каротиноидов в клетках исследуемые ДО влияли по-разному, но в целом показатель был выше, чем в контроле, достигал максимума в опытах с грунтами водоемов Южный, Круглое, Кристальные родники и Утиный, где превышение К составляло 2-3 раза и **выше**. Подобная стимуляция пигментов в опытах свидетельствует о серьезных нарушениях в работе фотосинтетического аппарата, которые впоследствии могут стать причиной гибели клеток (Воробьева, 1973). Рост активности фотосинтеза, возможно, связан с морфофизиологическими нарушениями и перераспределением пластических веществ, что привело к существенным сдвигам в обмене веществ и сопровождается высокой стимуляцией хлорофиллов и каротиноидов.

Таким образом, исследование токсичности донных отложений городских водоемов в весенний и осенний периоды 2007 года показало, что донные отложения обладают стимулирующим, угнетающим и мутагенным действием на ряску малую, нарушают рост и развитие растений, а также вызывают различные нарушения в клетках корневой системы. По степени снижения токсичности донных отложений для ряски малой исследуемые водоемы можно выстроить в следующий ряд: Утиный, Кристальные родники, Круглое, Южный, Андреевское, Лесной.

### Список литературы

- Бочков Н.Н., Демина Ю.С., Лучник Н.В. Классификация и методы учета хромосомных aberrаций в соматических клетках. // Генетика. 1972. т.8. №5, с.133-142.
- Воробьева М.А. К исследованию первичного механизма действия ингибитора клеточной энергетики фунгицида и антисептика триэтилоловохлорида // Экспериментальная водная токсикология. – Рига: Зинатне, 1973. – Вып. 5. – С. 202-215.
- Временное методическое руководство по нормированию уровней содержания химических веществ в донных отложениях поверхностных водных объектов (на примере нефти). – Тюмень: СибрыбНИИпроект, 2002. – 132 с.
- Денисова А.И., Нахшина Е.П. Роль донных отложений в процессах самоочищения и самозагрязнения водоемов. – В сб.: Самоочищение, биопродуктивность и охрана водоемов и водотоков Украины. – Киев, 1975. – С.86-87.
- Масалкин С.Д., Дружники В.П., Ребристая О.В. Вопросы комплексной и опережающей инженерно - экологической подготовки территории строительства нефтегазовых объектов в криозолите / В кн.: Экология нефтегазового строительства: проблемы, пути решения. - Тюмень, 1991. - С. 54.
- Методические указания по установлению эколого-рыбохозяйственных нормативов (ПДК и ОБУВ) загрязняющих веществ для воды водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение. – М.: ВНИРО, 1998. – 145 с.
- Михайлова Л.В., Рыбина Г.Е., Андреев Н.А., Гончаров А.С. Регламентация и токсичность химреагентов, используемых в технологических процессах нефтегазового комплекса Тюменской области // Пути реализации нефтегазового потенциала ХМАО: Тез. докл. V научн.-практ. конф. – Ханты-Мансийск: Путиведь, 2002. – С. 279-286
- Немцова Л. С. Метафазный метод учета перестроек хромосом. // М.: Наука, 1970- С. 105
- Петрова И.В. Влияние загрязненных донных отложений на гидрохимический режим и некоторых гидробионтов. -Дисс. на соискание к. б. н. –Л., 1981 г. –194 с.
- Разработка нормативов ПДВВ на реку Туру / Отчет о НИР ФГУП «Госрыбцентр», руководитель Л.В. Михайлова.- Тюмень. – 2005.- 127 с.
- Хоботьев В.Г., Илларионов В.И., Юнасова Т.Н. Методика определения живых и мертвых клеток синезеленых и зеленых водорослей с помощью красителей. //В кн.: Методики биологических исследований по водной токсикологии. М.Наука.1971.с.181-183.

## ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ КАНАЛА ИМ. МОСКВЫ

А.В. Мосин<sup>1</sup>, М.Ф. Вундцеттель<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Всероссийский научно исследовательский институт пресноводного рыбного хозяйства, лаборатория гидробиологии, Рыбное, Россия, [Msaneck@mail.ru](mailto:Msaneck@mail.ru)

<sup>2</sup>Астраханский государственный технический университет  
Дмитровский филиал, Рыбное, Россия, [dfvmf@mail.ru](mailto:dfvmf@mail.ru)

Канал имени Москвы протяженностью 128 км имеет исключительно большое значение для Москвы и городов, через которые он проложен. С пуском канала столица получила глубоководную магистраль, соединившую ее с Волгой, и 30 м<sup>3</sup>/с волжской воды. Одновременно канал решает задачу санитарно-экологического обводнения Москвы-реки.

Экологические исследования на канале проводились в течение 2007 и 2008 годов, что позволяет с достаточно большой долей достоверности судить о степени техногенного воздействия на канал и, соответственно качество поставляемой в Москву воды. Гидробиологические пробы в канале отбирались от начала забора воды из Ивановского до Химкинского водохранилища (рис).

В апреле 2008 г. в ходе проведенных работ были установлены некоторые гидрохимические показатели, необходимые для более четкой оценки состояния воды в канале. Величина рН воды на всех шести станциях составляла 7.5-8.2. Концентрации аммонийного (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) и нитритного азота (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) на всем протяжении канала составляли 0.1 мг/л и 0.01 мг/л соответственно. Сульфаты в канале им. Москвы обнаружены в небольших концентрациях 38.25-55.64 мг/л (ПДК 500 мг/л) (Соколова и др. 1999), что свойственно большинству поверхностных вод. Хлориды - в пределах 88.6-160.4 мг/л, т.е. не превышают ПДК для хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования. Фториды также имеют незначительные расхождения концентраций на всем протяжении канала и составляют 0.09-0.16 мг/л (ПДК 1.5 мг/л). Концентрации валового содержания железа при ПДК 0.3 мг/л на всех шести станциях находятся в диапазоне 0.22-0.57 мг/л. Алюминий при своей невысокой миграционной способности на всех 6 станциях канала им. Москвы в несколько раз превышал ПДК, причем, если на станциях 1,2,3 концентрации алюминия составляли 1.96-3.42 мг/л, то на последующих станциях - 4,5,6—4.91-6.33 мг/л.

Микробиологические исследования показали удовлетворительное санитарно-микробиологическое состояние воды в канале. В период навигации численность бактерий в воде



**Рисунок.** Схематическое расположение станций на канале им. Москвы

Одним из значимых показателей уровня антропогенной нагрузки на канал является содержание тяжелых металлов, за последние десятилетия ставших весьма заметным компонентом загрязнения водной среды. Изучена динамика наиболее распространенных тяжелых металлов (Cd, Cu, Pb и Zn), в воде и донных отложениях канала (Табл.)

На всем протяжении канала концентрации тяжелых металлов в воде относительно невысокие, и только по Cd и Pb отмечается превышение ПДК. Cd на всем протяжении канала отмечался в воде в концентрациях, близких к ПДК. Каких-либо закономерностей в пространственной динамике Cd не прослеживается. Содержание Cu в воде канала в пределах 0.002 – 0.058 мг/л. Прослеживается определенная закономерность в количественном распределении Cu в воде канала. В частности, повышение концентрации Cu отмечается на участках канала в пределах урбанизированной территории. Видимо, здесь имеет место дополнительное загрязнение солями меди вод канала. Содержание Pb в воде на большей части канала более равномерное – в пределах 0.0019 – 0.071 мг/л,

возрастала от 1.87 млн. кл./мл в начале канала до 2.95 млн. кл./мл в конце его. Численность сапрофитных бактерий не превышала 1 тыс. кл./мл. В воде канала были обнаружены следующие виды микроорганизмов: *Moraxella sp.*, *Aeromonas schubertii*, *Aeromonas sobria*, *Aeromonas veronii*, *Aeromonas caviae*, *Aeromonas sp. 8*, *Escherichia coli*, *Proteus vulgaris*, *Acinetobakter baumannii*, *Acinetobakter calcoaceticus*. Наименьшее видовое разнообразие в микрофлоре воды канала можно наблюдать в апреле, а наибольшее - в июле.

Обнаруженные виды условно патогенных микроорганизмов аэромонад, моракселл, ацинетобактера имеют небольшую вирулентность.

Бактерии группы кишечной палочки в наибольшем количестве выявлены в июле, спад численности наблюдается в сентябре, минимальное количество было в апреле до начала навигации и купального сезона.

В зоопланктоне канала отмечено 20 видов организмов, в их числе 6 видов коловраток, 10 ветвистоусых и 4 веслоногих ракообразных. Все отмеченные виды являются широко распространенными, в своем большинстве  $\alpha$ - $\beta$ -мезосапробными, видами. Анализ состава зоопланктона канала в пространственно-временном аспекте не позволил выявить закономерность его пространственной динамики, что, вероятно, связано с транзитным характером его распределения в канале.

Особенности канала как гидротехнического сооружения, имеющего в своей системе водохранилища, наложили отпечаток на его гидробиологический режим, что и определило не свойственное речной экосистеме относительно высокое количественное развитие зоопланктона, когда его численность по отдельным участкам достигала 300.8 тыс. экз./м<sup>3</sup>, а биомасса – 8.5г/м<sup>3</sup>.

Радиационный фон на всем протяжении канала практически не изменялся, не превышая допустимых значений; эквивалентная доза составляла 0.07-0.18 Зв.

Нефтепродукты – углеводороды из числа наиболее распространенных и чрезвычайно опасных для водных экосистем веществ. Существенная проблема с их значительным присутствием в воде свойственна и каналу им. Москвы. При ПДК нефтепродуктов 0.1мг/л, их содержание в воде канала уже в апреле было в пределах 0.57-1.02 мг/л. Закономерности в распределении нефтепродуктов не наблюдалось. Наиболее загрязненным (превышение ПДК в 10 раз) (Гусева и др. 2005) можно считать участок станции 4 (г. Дмитров). Канал имени Москвы следует считать загрязненным нефтепродуктами водным объектом.

что ненамного превышает ПДК, но сам факт имеет место быть. Концентрация Zn в воде была незначительная и по отдельным участкам канала колебалась в очень широких пределах (от 0.011 до 0.13 мг/л), при этом какой-либо закономерности распределения Zn по каналу не прослеживается.

Канал имени Москвы абсорбирует в своих донных отложениях достаточно большие концентрации тяжелых металлов (Табл.). Концентрации кадмия незначительные и только на станции 6 (г. Долгопрудный) приближается к ПДК.

**Таблица.** Среднесезонное содержание основных тяжелых металлов в воде и донных отложениях канала имени Москвы

Сезон	Станция	Cd		Cu		Pb		Zn	
		Вода мг/л	Донные отложения мг/кг	Вода мг/л	Донные отложения мг/кг	Вода мг/л	Донные отложения мг/кг	Вода мг/л	Донные отложения мг/кг
Лето 2007	1	0.0009	0.18	0.024	41.25	0.02	10.25	0.093	148.0
	2	0.003	0.11	0.016	15.26	0.056	13.25	0.065	101.2
	3	0.0004	0.09	0.027	13.48	0.01	9.62	0.07	29.58
	4	0.0012	0.1	0.018	7.69	0.016	9.15	0.026	16.25
	5	0.001	0.08	0.027	8.49	0.014	7.14	0.09	43.68
	6	0.0012	0.29	0.036	50.29	0.02	31.25	0.041	168.54
Осень 2007	1	0.0007	0.1	0.0041	8.46	0.0063	6.19	0.024	198.38
	2	0.0008	0.2	0.0049	14.78	0.0039	7.88	0.0179	138.9
	3	0.002	0.08	0.0081	10.43	0.0037	6.06	0.0188	40.0
	4	0.0009	0.28	0.0041	19.82	0.0052	9.21	0.0191	91.23
	5	0.001	0.064	0.005	5.84	0.0339	3.43	0.023	65.14
	6	0.0007	0.12	0.0031	16.27	0.0356	106.0	0.0246	179.45
Зима 2008	1	0.0005	0.2	0.004	54.34	0.009	19.26	0.029	192.1
	2	0.0007	0.09	0.009	27.22	0.0056	10.2	0.037	180.3
	3	0.0007	0.09	0.002	19.48	0.0019	11.32	0.031	46.59
	4	0.0008	0.13	0.005	6.39	0.0047	19.79	0.011	101.26
	5	0.0007	0.11	0.0063	11.49	0.01	6.15	0.043	62.69
	6	0.0008	0.3	0.01	71.89	0.013	144.26	0.051	201.55
Весна 2008	1	0.001	0.21	0.06	35.21	0.049	20.20	0.154	165.39
	2	0.0009	0.11	0.031	16.09	0.066	16.89	0.069	122.17
	3	0.0008	0.11	0.026	11.33	0.017	23.07	0.125	39.11
	4	0.001	0.1	0.058	27.82	0.071	6.22	0.098	106.24
	5	0.0009	0.21	0.042	19.84	0.061	9.44	0.047	77.14
	6	0.0012	0.3	0.05	66.27	0.024	131.1	0.13	158.81
ПДК		<b>0.001</b>	<b>0.5</b>	<b>1.0</b>	<b>3.0</b>	<b>0.01</b>	<b>6.0</b>	<b>3</b>	<b>23.0</b>

На всем протяжении канала отслеживается загрязнение донных отложений медью, свинцом и цинком. Наибольшие концентрации зафиксированы в начале канала, что связано со значительным загрязнением солями металлов Иваньковского водохранилища (Абакумов и др., 2000), в то же время здесь создаются оптимальные условия для депонирования металлов в донные отложения. Далее, по мере поднятия воды в процессе шлюзования при взмучивании донных отложений содержание тяжелых металлов в них снижается, но после прохождения водохранилищ отмечается резкое возрастание содержания всех металлов, особенно на конечной станции в зоне подпора Химкинского водохранилища, где уже не происходит значительного взмучивания донных отложений. В условиях резкого возрастания антропогенного загрязнения создаются условия для аккумуляции группы тяжелых металлов в донных отложениях.

Эксплуатационные особенности канала – снижение уровня воды на 2-4 м в период подготовки к зимнему сезону и поднятие уровня в весенний период для осуществления навигации, приводят к тому, что в зимний период при малой воде в канале содержание Cd, Cu, Pb, и Zn в несколько раз ниже, чем в период навигации. В период поднятия уровня воды происходит как вынос тяжелых металлов в воду из донных отложений, так и дополнительное загрязнение канала за счет поверхностного стока, особенно во время интенсивного таяния снега. Пространственная динамика в распределении тяжелых металлов в донных отложениях прослеживалась достаточно четко, что можно видеть из таблицы.

Таким образом, предварительный анализ содержания тяжелых металлов в воде и донных отложениях канала имени Москвы позволяет сделать вывод о том, что в токсикологическом отношении воды канала относятся ко 2 классу - классу слабо загрязненных вод. Гидротехнические особенности транзита воды каналом из Ивановского водохранилища, связанные с шлюзованием и наличием в системе канала водохранилищ, способствуют очищению воды от загрязнений, солей металлов в том числе.

#### Список литературы

- Абакумов В.А., Ахметьева Н.П., Бреховских В.Ф. и др. Ивановское водохранилище. Современное состояние и проблемы охраны. М.: Наука, 2000. – 344 с.
- Гусева Т.В., Молчанова Я.П., Заика Е.А. и др. Гидрохимические показатели состояния окружающей среды. М.: РХТУ им. Д.И. Менделеева, 2005.-176с.
- СанПиН 2.1.7.1287-03. Почва, очистка населенных мест, бытовые и промышленные отходы, санитарная охрана почвы. Санитарно-эпидемиологические правила и нормативы.
- Соколова С.А., Анисова С.Н. 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. – 304с.

### БИОТЕСТИРОВАНИЕ И БИОИНДИКАЦИЯ В ОЦЕНКЕ ЭКОТОКСИКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ БАСЕЙНА НИЖНЕГО ДОНА

Л.М. Предеина, Т.А. Хоружая, ЕН. Бакаева

ГУ Гидрохимический институт  
Институт водных проблем РАН, Южный отдел  
Ростов-на-Дону, Россия, ghi@aanet.ru

Исследования по оценке токсичности природной воды водных объектов бассейна Нижнего Дона с помощью биотестирования проводятся нами с 1995 г. (Никаноров А.М., Хоружая Т.А. и др., 2000). В основном отбор проб в этих исследованиях выполнен одновременно с отбором проб на гидробиологический анализ в пунктах и створах наблюдений Северо-Кавказского УГМС Росгидромета (Ростовского Центра по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды). Установлено, что на большинстве обследованных створов Нижнего Дона в период 1995 -2000 гг. вода была токсичной для лабораторных культур тест-объектов: дафний, водорослей, парameций, коловраток (таблица 1). Высокий уровень токсичности обнаружен в районе г.Ростова-на-Дону, особенно в устье притока Дона – р.Темерник. Выше города вода также была токсичной.

**Таблица 1.** Характеристика токсического загрязнения воды Нижнего Дона по токсическому действию (ТД) на дафний (Д), водоросли (В), парameций (П), коловраток (К)

Пункт наблюдений	Число створов, где обнаружено ТД (общее число створов)	Число проб с токсическим действием в биотестах (общее число проб)				
		Д	В	П	К	всего
Устье р. С. Донец	2(2)	2(2)	1(2)			3(4)
Выше г. Ростов-на-Дону	2(2)	3(4)	0(1)	0(1)		2(2)
Устье р.Темерник	1(1)	5(5)	1(2)	2(2)	1(1)	9(10)
Ниже ПУ «Водоканал»	1(1)	2(3)	1(2)	1(2)	1(1)	5(8)
г. Колузаево	1(1)	4(5)	2(2)	2(2)	1(1)	9(10)
г. Азов	2(2)	3(3)	1(1)	2(4)	3(3)	9(10)
Рук. Большая Каланча	1(1)	1(1)	-	1(1)	1(1)	3(3)
Рук. Песчаный	0(1)	0(1)	-	-	-	0(1)
Всего	10(11)	20(26)	6(10)	8(11)	6(6)	41(53)

Характер токсического действия отличался в пробах с разных участков реки. Так, вода из створов «ПУ «Водоканал» и «х.Колузаево» угнетала рост и развитие водорослей, но часто оказывала стимулирующее действие на размножение дафний; в зоне влияния г.Азова – оказывала острое токсическое действие (ОТД) на водоросли и хроническое - на дафний.



**Таблица 2.** Характеристика токсического загрязнения воды притоков Нижнего Дона по токсическому действию (ТД) на дафний (Д) и парameций (П)

Река	Число проб с ТД (общее число проб)		
	Д	П	Всего
С.Донец (Украина)	15(18)	17(18)	32(36)
С.Донец (Россия)	5(7)	1(7)	6(14)
Глубокая	0(1)	0(1)	0(2)
Калитва	1(1)	0(1)	1(2)
Тузлов, Грушевка, Аксай (г. Новочеркасск)	37(61)	-	37(61)
ВСЕГО	58(88)	18(27)	76(115)

Анализ данных биотестирования воды притоков Дона свидетельствует о значительной доле проб с токсическим действием (таблица 2). Вода водотоков г.Новочеркаска в биотесте на дафниях в отдельные периоды также оказывала ОТД. Данные биотестирования в той или иной мере соответствуют результатам биоиндикации состояния водных биоценозов по гидробиологическим показателям (Ежегодники....., 1982-1986; 1991-2005). Так, высокая чувствительность водорослей к донской воде, хорошо согласуются с результатами гидробиологических наблюдений Севкавгидромета, согласно которым качество воды в 90-х гг.ухудшилось именно по показателям состояния природных альгоценозов (воды из класса умеренно загрязненных перешли в класс загрязненных). Они согласуются с мнением, что ряд признаков (низкая численность фитопланктона - менее 1,0 тыс.кл./мл, низкое видовое разнообразие - менее 20 видов на участке «ниже г.Ростова-г.Азов»), - можно рассматривать как свидетельство влияния токсического фактора (Брызгалов и др., 2000). Высокую чувствительность зоопланктона к загрязнению донской воды, которая установлена при биотестировании на дафниях, можно сопоставить с данными гидробиологических исследований, согласно которым, на участке реки от Цимлянской плотины до дельты Дона отмечается тенденция к снижению количественных показателей развития зоопланктона, в частности ветвистоусых ракообразных. Некоторые исследователи отмечают крайнюю бедность планктонной фауны и полное отсутствие тонких фильтраторов (дафний) на участке Дона от г.Аксай до г. Азова (Отчет..., 1989). Высокий уровень токсичности воды р.Темерник согласуется с данными биоиндикации по активности внеклеточных ферментов сестона.

Согласно общей оценке качество вод по гидробиологическим показателям соответствовало в основном «умеренно-загрязненным» водам по планктонным показателям и «грязным-«очень грязным» по макрозообентосу (таблица 3).

**Таблица 3.** Гидробиологическая характеристика загрязненности водных объектов бассейна Нижнего Дона по показателям состояния планктона (П) и макрозообентоса (МЗБ)

Водный объект: участок	Загрязненность воды (класс качества)	
	П	МЗБ
р. Дон: устье р. С. Донец – г. Ростов-на-Дону – г. Азов – устье (0-й км)	Воды «умеренно-загрязненные» (3)	Воды «умеренно-загрязненные»-«грязные» (3-4)
Р. С.Донец (Россия) х. Поповка-устье	Воды «умеренно-загрязненные» (3)	Воды «грязные»-«очень грязные» (5-6)
Реки г. Новочеркаска: Тузлов, Грушевка, Аксай	Воды «умеренно-загрязненные»-«загрязненные» (3-4)	Воды «грязные»-«очень грязные» (5-6)

В последние годы токсикологическая ситуация, судя по результатам биотестирования, в бассейне Нижнего Дона существенно улучшилась. Так, в исследованиях, выполненных Е.Н.Бакаевой в районе г. Ростова-на-Дону (у г.Аксай, п.Александровка, у Ворошиловского моста, в устье р.Темерник, в районе Н-Гниловской, у Кумжинской роши) в 1995 и 2003, 2006 и 2007 гг. установлено, что на протяжении всех этих лет токсическое действие (биотестирование проводилось согласно Р 52.24.566-94) выявлялось на большинстве участков реки Дон. При этом весьма четко прослеживались тенденции временных изменений. Так, наибольшая степень токсичности наблюдалась в 1995 г, все пробы оказывали на дафний2 острое токсическое действие (ОТД), а смертность дафний часто составляла 100%. К концу наблюдений степень токсичности уменьшилась, в большинстве случаев выживаемость дафний была выше, а проба, отобранная в устье р.Темерник

вообще не оказывала токсического действия. Тем не менее обращает внимание тот факт, что ОТД сохранилось в воде участков, расположенных выше г.Ростова-на-Дону (г.Акса́й, п.Александровка).

Таким образом, анализ данных по биотестированию природной воды р.Дон в районе г.Ростова-на-Дону свидетельствуют о снижении токсичности вод за последние 12 лет в ряде пунктов. Такая тенденция подтверждается данными химического анализа и оценки загрязненности вод. Так, за последние годы уровень загрязненности Нижнего Дона, согласно принятой в системе мониторинга Росгидромета классификации, также имеет тенденцию к снижению: качество воды изменилось от «очень грязной» в 1998 г. до «умеренно загрязненной» в 2006 г. (Ежегодники..., 1979-1997; 2003-2005).

По данным гидробиологических наблюдений за 2004-2005 гг., качество воды значительно лучше, чем в 90-е годы и по планктонным показателям соответствует «чистым»-«умеренно-загрязненным» водам. Состояние фитопланктона стабильное, в зоопланктоне отмечено низкое видовое разнообразие на участке г.Ростов-на-Дону-г.Азов. Сообщества фито- и зоопланктона находятся в состоянии антропогенного напряжения.

Таким образом, как результаты биотестирования, так и результаты биоиндикации указывают на улучшение эколого-токсикологической ситуации в бассейне Нижнего Дона.

#### Список литературы

Брызгалов В.А., Коршун А.М., Никаноров А.М., Соколова Л.П. Гидробиологические характеристики нижних участков Дона в условиях длительного антропогенного воздействия // Водные ресурсы, 2000, том 27, № 3, с. 357-363.

Ежегодники качества поверхностных вод СССР.- Обнинск: Изд. ВНИИГМИ МЦД, 1979-1997 гг.

Ежегодники. Качество поверхностных вод Российской Федерации. – СПб.: Гидрометеиздат, 2003-2005 гг.

Ежегодники качества поверхностных вод Советского Союза (по гидробиологическим показателям) за 1982-1986 гг. - Обнинск. ВНИИГМИ МЦД.

Ежегодники состояния экосистем поверхностных вод СССР (по гидробиологическим показателям). Обнинск. ВНИИГМИ МЦД, 1991-2005.

Никаноров А.М., Хоружая Т.А., Бражникова Л.В., Жулидов А.В. Мониторинг качества вод: оценка токсичности. С.П., Гидрометеиздат, 2000. – 159 с.

Отчет о научно-исследовательской работе «Изучить влияние основных групп токсикантов, биогенных элементов и органического вещества на процесс эвтрофирования Цимлянского водохранилища. Установить биогеохимическую динамику углеродсодержащих соединений и их роль в миграции тяжелых металлов. Выдать Минводхозу РСФСР рекомендации по снижению уровня антропогенного загрязнения и «цветения» водохранилища сине-зелеными водорослями». Ростов-на-Дону, 1989. Номер госрегистрации 0.186.0135662. Инв. Номер 02.9.10 034441.

Р 52.24.566-94 Методы токсикологической оценки загрязнения пресноводных экосистем. М.: Федеральная служба России по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды, 1994.- 130 с.

зайственный значение. М.: ВНИРО, 1999. – 304с.

### КОМПЛЕКСНАЯ ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА СОВРЕМЕННОГО СОСТОЯНИЯ ВОДОЕМА В-11 ТЕЧЕНСКОГО КАСКАДА ВОДОЕМОВ

Е.А. Пряхин<sup>1</sup>, Ю.Г. Мокров<sup>2</sup>, С.И. Ровный<sup>2</sup>, А.В. Аклев<sup>1</sup>

<sup>1</sup>ФГУН Уральский научно-практический центр радиационной медицины

г. Челябинск, Россия, pryakhin@urcrm.chel.su

<sup>2</sup>Центральная заводская лаборатория ПО «МАЯК»

г. Озерск, Челябинской обл., Россия

В 2007 г. в ФГУН «Уральский научно-практический центр радиационной медицины» совместно с ЦЗЛ ПО «МАЯК» проводили исследования по комплексной экологической оценке водоема В-11. Промышленный водоем №11 располагается в Челябинской области, в районе ЗАТО г. Озерск. Водоем находится в санитарно-защитной зоне ПО «Маяк». Водоем В-11 является замыкающим в системе Теченского каскада промышленных водоемов-хранилищ жидких низкоактивных отходов. По своему происхождению водоем В-11 представляет собой искусственный пруд в долине р. Теча, образованный путем построения плотин. Заполнение водоема началось в 1965 г. Средняя глубина водоема – 5.2 м, максимальная глубина – 12.3 м при НПУ. В качестве водоема сравнения было выбрано Шершнево-водохранилище, которое представляет собой искусственный водоем на р. Миасс, предназначенный для водоснабжения г. Челябинска. Находится на расстоянии 55

км по направлению на юг от водоема В-11. Заполнение водой началось в 1965 г. Средняя глубина – 4.5 м, максимальная - 14 м.

Комплексная экологическая оценка состояния водоема В-11 была проведена по радиохимическим, гидрохимическим и гидробиологическим показателям. Отбор проб производился в июне – сентябре 2007 г. на пяти станциях, расположенных на акватории водоема В-11. Станции отбора проб располагались следующим образом: по старому руслу р. Теча В-11/1 в 370 м от плотины П-10; В-11/3 – центральная точка на расстоянии 4.5 км ниже плотины П-11; В-11/5 в 1 км от плотины П-11. В-11/2 и В-11/4 – точки, располагающиеся на расстоянии 300 м от левого берега и 200 м от правого берега соответственно. В качестве водоема сравнения использовали Шершневское водохранилище Челябинской области, расположенное на р. Миасс. Шершневское водохранилище Челябинской области имеет достаточно сходные морфометрические, гидрологические и гидрохимические параметры по сравнению с водоемом В-11.

Содержание основных радионуклидов в воде водоема В-11 характеризовалось относительно равномерным пространственным распределением: диапазон удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  составлял 1200 – 1700 Бк/л, а  $^{137}\text{Cs}$  составлял 0.6 – 1,3 Бк/л. В водоеме сравнения содержание этих радионуклидов соответственно было равно 0.04 и 0.03 Бк/л. В донных отложениях водоема В-11 пространственное распределение  $^{90}\text{Sr}$  было относительно равномерным: диапазон удельной активности находился в пределах от 230 до 370 кБк/кг. Содержание  $^{137}\text{Cs}$  в донных отложениях водоема В-11 зависело от расположения станций отбора проб по отношению к старому руслу реки: удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  в донных отложениях по старому руслу реки колебалась от 30 до 160 кБк/кг, а в прибрежных участках составляла 10 – 18 кБк/кг.

Анализ содержания радионуклидов в гидробионтах водоема В-11 показал, что самое высокое содержание  $^{90}\text{Sr}$  регистрировалось в фитопланктоне (~ 400 кБк/кг). Концентрация  $^{137}\text{Cs}$  в фитопланктоне была равна 2.2 кБк/кг. Из обследованных высших растений максимальная концентрация была зарегистрирована в рдесте блестящем (*Potamogeton lucens* L.) как для  $^{90}\text{Sr}$  (90 кБк/кг), так и для  $^{137}\text{Cs}$  (0.56 кБк/кг). В рыбе максимальная концентрация  $^{90}\text{Sr}$  была зарегистрирована в чешуе у плотвы (160 кБк/кг), а максимальная концентрация  $^{137}\text{Cs}$  в мышцах - у щуки (3.9 кБк/кг).

Гидрохимический состав воды водоёма В-11 характеризуется превышением уровней ПДК для рыбохозяйственных водоемов по содержанию  $\text{SO}_4^{2-}$  (превышение в 5-7 раз), кроме того, регистрируется повышенный уровень содержания общего фосфора, что характерно для эвтрофных водоемов. Водоем сравнения (Шершневское водохранилище) характеризуется более низким содержанием различных форм фосфора, а также ионов  $\text{Cl}^-$  и  $\text{SO}_4^{2-}$ , концентрация которых в 10 раз меньше, чем в водоеме В-11.

Состояние экосистемы водоема В-11 оценивали по показателям всех важнейших экологических групп гидробионтов, населяющих данный водоем: фитопланктона (микроводорослей), макрофитов (высших прибрежных растений), зоопланктона (водных беспозвоночных животных), зообентоса (беспозвоночных, обитающих на дне) и рыб. Полученные показатели сравнивали с аналогичными показателями гидробионтов из водоема, не испытывающего радиационного воздействия - Шершневского водохранилища, которое имеет достаточно сходные морфометрические, гидрологические и гидрохимические параметры. Проводили биотестирование воды и донных отложений.

По данным биологической оценки водоема В-11 можно сказать, что видовой состав фитопланктона довольно богат: общая численность видов, обнаруженных нами в водоеме В-11, - 62, что практически совпадает с численностью видов фитопланктона в водоеме сравнения - Шершневском водохранилище (61). Безусловным доминантом в фитопланктонном сообществе в период гидробиологического лета являются цианобактерии вида *Oscillatoria agardhii*. В комплексе видов-субдоминантов наиболее важную роль играют цианобактерии *Lyngbya limnetica* и *Aphanizomenon flos-aquae*. Численность их отличается пространственными вариациями в разных точках акватории водоема. Состав доминирующего комплекса фитопланктона в водоеме сравнения также характеризуется преобладанием представителей цианобактерий, однако, здесь имеет место доминирование *Aphanizomenon flos-aquae*. Субдоминантами являются диатомовые *Aulacoseira spp.* и цианобактерии *Anabaena flos-aquae* и *Oscillatoria agardhii*. Численность субдоминантов колеблется в пределах 5-11 млн.кл/л. Отличаясь по доминирующему комплексу в течение лета, к концу сентября экосистемы двух водоемов приходят к похожему состоянию с очень высокой степенью доминирования *Oscillatoria agardhii*.

При анализе видового состава средневзвешенных проб фитопланктона было выявлено, что два исследуемых водоема достаточно близки по общему видовому составу. Индекс Жаккара, характеризующий сходство видового состава фитоценоза, был равен 75.5%.

По результатам сапробиологического анализа по показателям фитопланктона индекс сапробности Пантле-Букка в модификации Сладечека составил в среднем 1.83, и следовательно водоем В-11 можно отнести к  $\beta$ -мезосапробным. В Шершневском водохранилище в этот же период индекс сапробности составил в среднем 1.97, что также соответствует  $\beta$ -мезосапробному водоему. Сходные значения сапробности при гораздо меньшей проточности водоема В-11, позволяют сделать предположение, что самоочищающая способность водоема В-11 достаточно высока. В целом, два водоема достаточно сходны по видовому составу фитопланктона и вода по результатам сапробиологического анализа вода относится к одному и тому же классу качества - 3 «удовлетворительно чистая» подклассу 3а «достаточно чистая».

При изучении прибрежно-водного сообщества высших растений водоема В-11 по правому берегу на расстоянии 4.5 км от плотины П-11 было зарегистрировано 12 видов высших водных растений. Растительность на данном участке развивалась до расстояния 100 м от берега до глубины 4.8 м. В водном фитоценозе наблюдалось четкое поясное распределение растительности. В поясе гелофитов (полупогруженных растений) доминировал тростник южный (*Phragmites australis*), который по мере удаления от берега сменялся рогозом Лаксмана (*Typha laxmanii*). В поясе гидатофитов (погруженных растений) наблюдалась последовательная смена видов в зависимости от расстояния от берега и увеличения глубины в следующем порядке: рдест блестящий (*Potamogeton lucens*), уруть колосистая (*Myriophyllum spicatum*), роголистник погруженный (*Ceratophyllum demersum*). При сравнении данного фитоценоза с прибрежно-водным фитоценозом Шершневского водохранилища было выявлено 5 общих видов, причем это были доминирующие и субдоминирующие виды. Таким образом, эти два сообщества характеризуются погруженной растительностью одного типа (с отсутствием харовых водорослей и доминированием рдестов, роголистника, урути) и, согласно литературным данным, могут быть оценены как достаточно устойчивые в условиях повышенной антропогенной нагрузки. В целом, два фитоценоза характеризуются схожей структурой и видовым составом высшей водной растительности. Большинство обнаруженных видов являются индикаторами  $\beta$ -мезосапробных вод.

При биотестировании воды водоема В-11 с использованием одноклеточных водорослей *Scenedesmus quadricauda* и высших растений *Lactuca sativa*, было установлено, что пробы воды оказывают стимулирующее действие на развитие фитопланктона, вызывая увеличение численности водорослей в 2 – 4 раза. В тоже время, пробы воды из прибрежных точек оказывали угнетающее действие на элонгацию корешка проростков латука. Это говорит об определенном антагонизме высших водных растений и одноклеточных водорослей, очевидно, проявляющимся в их биохимическом взаимодействии посредством биологически активных веществ.

Сравнение состава зоопланктона водоёма В-11 и Шершневского водохранилища не выявило принципиальных отличий в видовом составе, но при этом доминанты зоопланктонных сообществ были различны: в водоёме В-11 – ветвистоусый рачок *Diaphanosoma brachyurum*, а в Шершневском водохранилище – веслоногий рачок *Eudiaptomus graciloides*. Виды, обнаруженные в обоих водоемах, являются типичными обитателями  $\beta$ -мезосапробных вод.

Показатели зообентоса использовали для оценки качества придонного слоя воды и донных отложений водоема В-11. Донные отложения являются неотъемлемым компонентом любой водной экосистемы. Осаждение веществ на дне водоемов и удаление их из донных осадков – один из важнейших механизмов регулирования их содержания в водной толще, влияющий на качество воды. В большинстве случаев в зависимости от условий, складывающихся в водоеме, токсические вещества и радионуклиды, поступая в водоемы, могут накапливаться в донных грунтах и могут выступать как вторичный источник загрязнения водной среды. Часто именно в осадках находятся соединения, содержание которых превышает предельно допустимые нормы. Такие отложения оказывают неблагоприятное действие прежде всего на бентосную фауну водоема. При радиоактивном загрязнении водных экосистем именно донные отложения являются основным депо, где сосредоточена большая часть радионуклидов, попавших в водоем. В частности, в водоеме В-11 содержание основных загрязняющих радионуклидов в донных отложениях составило в среднем 64 кБк/кг по  $^{137}\text{Cs}$  и 290 кБк/кг по  $^{90}\text{Sr}$ , в то время как в воде концентрация  $^{137}\text{Cs}$  – 0.95 Бк/л,  $^{90}\text{Sr}$  – 1.4 кБк/л.

Таксономический состав зообентоса водоёма В-11 является типичным для донных сообществ стоячих и малопроточных водоёмов. Основными группами организмов здесь, как и в глубоких участках водоёма сравнения – Шершневского водохранилища, являются личинки комаров-звонцов (отряд *Diptera*, семейство *Chironomidae*), малощетинковые черви (класс *Oligochaeta*), брюхоногие (класс *Gastropoda*) и двустворчатые моллюски (класс *Bivalvia*). При сравнении количественного развития основных групп зообентоса в водоёме В11 и сопоставимых по глубине участках Шершневского водохранилища, выявляются заметные различия. Прежде всего, они касаются

развития различных классов моллюсков. Если в Шершневом водохранилище брюхоногие моллюски составляют незначительную часть донной фауны, в водоеме В11 – это одна из важнейших групп. Они являются безусловными доминантами в прибрежной станции В11/2, и также доминируют в центральной части водоема (В11/3), на глубине 8.5 м, и в достаточно глубоком заливе В11/4. Именно они составляют основную часть зообентоса водоема. В основном это мелкие катушки семейства *Planorbidae* размерами 1-3 мм и живородки (семейство *Valvatidae*). В Шершневом водохранилище они никогда не достигают высокой численности, там ведущей группой среди моллюсков являются двустворчатые семейства *Pisidiidae*. Двустворчатые моллюски в водоеме В-11 представлены гораздо меньше, чем брюхоногие.

Основные группы водных беспозвоночных, используемые для биологической индикации состояния водоемов, – личинки комаров семейства *Chironomidae* и малощетинковые черви, класс *Oligochaeta*. Количественное развитие олигохет, являющихся активными илоедами, в водоеме В11 было крайне низким, в то время как в Шершневом водохранилище в глубоких участках олигохеты являются явными доминантами.

При анализе распространения личинок комаров-хирономид оказалось, что в водоеме В-11 значительно увеличена доля хищных таниподин и снижена доля хирономин-илоедов. Личинки подсемейства *Tanypodinae* считаются наиболее устойчивыми к загрязнению и, следовательно, индикаторами загрязненных вод. По соотношению подсемейств хирономид можно охарактеризовать придонные воды как «грязные». Обнаруженное снижение численности и представленности групп илоедов вызывает предположение об угнетении жизнедеятельности данных групп организмов в водоеме В-11, возможно, вызванном воздействием радиационного фактора. Однако биотестирование донных отложений водоема В-11 с использованием олигохет (*Tubifex tubifex*) не выявило достоверного изменения смертности и плодовитости животных в подостром эксперименте. Очевидно, причины изменения численности и представленности илоедов в водоеме В-11 имеют более сложную природу. Для выяснения этих причин необходимо в дальнейшем оценить зависимость изменения показателей зообентоса в водоемах с более высоким уровнем радиоактивного загрязнения (зависимость доза-эффект); использовать в качестве водоемов сравнения другие водные объекты; провести оценку токсичности донных отложений водоема В-11 в хроническом эксперименте.

Наиболее радиочувствительными организмами в водных экосистемах являются рыбы. В наших исследованиях проводилась оценка частоты микроядер в эритроцитах периферической крови у рыб. Микроядра в клетках являются маркером генотоксического воздействия на организм. В эритроцитах периферической крови плотвы водоема В-11 частота микроядер была почти в 2 раза выше по сравнению со значением этого показателя для плотвы из Шершневого водохранилища, отличия были достоверными. У окуней из водоема В-11 частота микроядер также была выше, чем у животных из Шершневого водохранилища, однако в этом случае изменения не достигали статистической значимости. Таким образом, можно заключить, что в водоеме В-11 присутствует фактор, оказывающий генотоксическое действие на гидробионтов.

Таким образом, проведенная биологическая оценка состояния водоема В-11 позволяет заключить, что видовая и пространственная структура гидробиоценоза типична для равнинных речных водохранилищ. При сопоставлении с биоценозом водоема сравнения – Шершневого водохранилища отмечено сходство видового состава макрофитов, фитопланктона, зоопланктона, зообентоса, ихтиофауны. Оба водоема по широкому комплексу показателей можно отнести к  $\beta$ -мезосапробным водам. Вместе с тем видовое разнообразие фитопланктона выше в водоеме В-11, в составе фитопланктона, зоопланктона доминируют разные виды, в зообентосе водоема В-11 снижено количественное развитие групп гидробионтов-илоедов. По результатам биотестирования не выявлена связь этого снижения с радиационным воздействием. В экосистеме водоема В-11 присутствуют факторы, оказывающие генотоксическое действие на гидробионтов.

#### Выводы

1. Вода водоема В-11 по гидрохимическим показателям характеризуется превышением уровней ПДК для рыбохозяйственных водоемов по содержанию  $\text{SO}_4^{2-}$  (превышение в 5-7 раз). По данным радиохимического анализа содержание в воде  $^{90}\text{Sr}$  составило 1200 – 17000 Бк/л, а содержание  $^{137}\text{Cs}$  составило 0.6 – 1.3 Бк/л. В донных отложениях удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  230 до 370 кБк/кг, а  $^{137}\text{Cs}$  – от 10 до 160 кБк/кг.

2. Самое высокое содержание  $^{90}\text{Sr}$  регистрировалось в фитопланктоне (400 кБк/кг). Из обследованных высших растений максимальная концентрация была зарегистрирована в рдесте блестящем (*Potamogeton lucens* L.) как для  $^{90}\text{Sr}$ , так и для  $^{137}\text{Cs}$ . В рыбе максимальная концентрация  $^{90}\text{Sr}$  была зарегистрирована в скелете у плотвы и щуки (120 кБк/кг), а максимальная концентрация  $^{137}\text{Cs}$  в мышцах у щуки (3.9 кБк/кг).

3. На данный момент в экосистеме водоема В-11 не выявлено очевидных признаков деградации и, в целом, состояние экосистемы может быть охарактеризовано как удовлетворительное. По большинству показателей экосистема водоема В-11 не имеет существенных различий по сравнению с состоянием экосистемы Шершневого водохранилища (водоема-сравнения).

4. Вместе с тем, выявленные генотоксические эффекты, повышение радиочувствительности фитопланктона, снижение количественного развития групп гидробионтов-иллоедов, требуют прояснения вклада радиационного фактора в эти изменения.

5. Проведенные исследования указывают на необходимость проведения биологического мониторинга ТКВ, как обязательного компонента в системе мероприятий, обеспечивающих безопасную эксплуатацию Теченского каскада водоемов.

6. Существующий режим эксплуатации водоема В-11 в качестве водоема - хранилища низкоактивных радиоактивных отходов является приемлемым с точки зрения состояния экосистемы водоема.

## **ТРАНСФОРМАЦИЯ КРЫМСКИХ СОЛЕННЫХ ОЗЕР В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ**

И.И. Руднева<sup>1</sup>, В.Г. Шайда<sup>1</sup>, О.А. Гулов<sup>2</sup>, М.А. Голуб<sup>2</sup>

<sup>1</sup>*Институт биологии южных морей НАН Украины,  
99011 Севастополь, пр. Нахимова, 2, Украина, svg-41@mail.ru, svg@bios.iuf.net*

<sup>2</sup>*Сакская гидрогеологическая режимно-эксплуатационная станция  
96500 Саки, ул. Курортная, 4, Украина, shgres@saki.simfi.net*

В настоящее время глобальные изменения, происходящие на планете, оказывают значительное влияние как на экосистему Мирового Океана, так и на внутренние водоемы. По современным данным, если уровень моря будет расти, то человечество может лишиться около 50% запасов пресной воды. Согласно прогнозам Межправительственной комиссии по изменению климата (IPCC) через 100 лет уровень моря поднимется на 60 см и вторгнется на сушу. Во многих районах произойдет смешивание соленой и пресной воды, образуются солоноватоводные экосистемы, вода которых будет не пригодна для потребления в качестве питьевой, так как только воды, содержащие менее 250 мг соли в литре считаются пригодной для питья (NASA, 2008). Исследование этих процессов и их последующего влияния на экологию человека является чрезвычайно актуальным. В то же время имеются природные системы, которые уже сейчас могут быть использованы в качестве модельных для анализа этих явлений. К ним относятся соленые и гиперсоленые водоемы, расположенные по берегам морей, которые в определенные геологические эпохи были заливами, но затем по тем или причинам отделились от них и представляют собой вполне самостоятельные образования, а также внутренние материковые озера. В настоящее время по всему миру насчитывается около 500 гиперсоленых экосистем, однако их список продолжает пополняться (Triandaphyllidis et al., 1998). В то же время эти объекты подвергаются интенсивной эксплуатации и часть из них уже сейчас находится в катастрофическом состоянии. В Крыму исследователями прошлых лет среди трехсот озер 45 были выделены как соленые, которые были разделены на пять групп по их географическим признакам (Табл. 1).

Помимо перечисленных в таблице соленых озер в Крыму находятся Сиваш и его многочисленные заливы, а также водоемы Чонгар-Арабатской группы, вода которых также характеризуется значительной минерализацией.

Соленые озера используются для добычи высококачественной соли, растворенные в рапе минералы служат источником сырья для химической и фармацевтической промышленности, иловые отложения применяются для лечебных целей в медицине (Заволодько и др., 2003; Олиферов, Тимченко, 2005; Rudneva et al., 2005). Типичный обитатель соленых озер жаброногий рачок артемия, благодаря своим уникальным биологическим свойствам (высокой кормовой ценности, быстрой скорости роста, устойчивости к изменению факторов среды и возможности выращивания в искусственных условиях) является одним из наиболее популярных объектов аквакультуры, биотехнологии,

экотоксикологии и генетики (Руднева, 1991). Помимо этого, наши последние исследования с сотрудниками Института микробиологии и вирусологии им. Заболотного (г. Киев) показали, что препараты, полученные из цист артемии, обладают протровирусной активностью. Успешно разрабатываются и внедряются технологии изъятия и искусственного выращивания одноклеточной водоросли *Dunaliella salina* для получения высококачественного каротина и других биологически активных веществ (Гусев, 1990). Однако биологические ресурсы гипергалинных водоемов все еще остаются недостаточно изученными, требуют более детального исследования с целью их охраны и рационального использования.

**Таблица 1.** Классификация соленых озер Крыма ( Гулов, 2007)

Группа	Озера	Уровень минерализации, г/дм <sup>3</sup>
Перекопская	10 (оз. Красное, Старое, Киятское, Керлеутское, Айгульское и 4 мелких озера площадью 112 км <sup>2</sup> )	150-300
Евпаторийская	15 (Сасык-Сиваш, Сакское, Богайлы, Кизыл-Яр, Ойбургское, Галгаское, Круглое, Конрадское, Терекли, Аирчинское, Мойнаки и др.)	60-180
Тарханкутская	6 (Донузлав, Панское, Джарылгач, Бакальское, Ярылгач, Караджа)	80-185
Керченская	7 (Тобечик, Акташ, Чурубаш, Чокрак, Узунлар, Кояш, Аджиголь)	100-330
Херсонесская	3 мелких водоема	-

Большая часть соленых озер Крыма сформировалась около 6.5-7 000 лет назад, но за последние 70 лет в результате усиленной антропогенной деятельности претерпела катастрофические изменения. Они коснулись как собственно экосистем этих водоемов, их минеральных ресурсов, используемых человеком, так и биоты. До середины прошлого века площадь крымских приморских озер составляла 390 км<sup>2</sup>, к концу столетия – 170 км<sup>2</sup>, то есть сократилась почти наполовину (Гулов, 2007). Соответственно, утрачены и те ресурсы, которыми располагали эти водоемы. В результате некоторые соленые озера перестали быть таковыми, другие деградировали, третьи находятся на стадии деградации, небольшие озера Херсонесской группы исчезли ( за исключением небольшого водоема, большая часть которого пересыхает в летний период) после интенсивного строительства военных объектов в этом районе.

К повреждающим факторам, наносящим невосполнимый ущерб крымским соленым озерам, прежде всего следует отнести попадание в них *сточных вод* промышленных предприятий и сельского хозяйства. Многолетний сброс сточных вод Крымского содового завода в озера Красное, Старое и Киятское, содержащих от 1600 до 2000 т загрязняющих компонентов ( в сухом остатке) привели к значительному повышению уровня воды в этих водоемах, которая содержит отходы химического производства в высоких концентрациях. Не менее сложная ситуация сложилась в озере Аджиголь, куда в течение многих лет проводился слив сточных вод банно-прачечного комбината и животноводческих ферм, расположенных по его берегам. В результате повышения уровня поверхностно-активных веществ и биогенов акватория озера подвергается сильному эвтрофированию, а популяция артемии практически погибла.

*Распреснение* крымских соленых озер в результате непродуманной деятельности человека приняло угрожающие масштабы, вследствие чего уникальные экосистемы гипергалинных водоемов превращаются в обычные пресные озера со скудной флорой и фауной ( Табл. 2). Так, для всех озер Перекопской группы до 70-х годов прошлого века была характерна высокоминерализованная рапа, содержащая 150-300 г/дм<sup>2</sup> солей, но они также подверглись распреснению. До 70-х годов прошлого века соленость в лиманном озере Панском составляла 80-110 г/дм<sup>2</sup>, сейчас этот показатель снизился до 18 г/дм<sup>2</sup>, что произошло после проведения гидротехнических и дноуглубительных работ порта Черноморский – специализированной гавани ГПП «Черноморнефтегаз», предназначенной для базирования технологического флота. Сходная картина отмечена и для озера Донузлав, когда в результате работ, связанных с развитием военной инфраструктуры на берегах этого водоема,

концентрация соли в нем снизилась с 90-100 г/дм<sup>2</sup> до 18-19 г/дм<sup>2</sup>, то есть стала соответствовать солености морской воды. Такая же ситуация характерна и для озера Узунлар, где за последние 15 лет содержание солей в рапе сократилось почти в 3 раза – с 310-330 г/дм<sup>2</sup> до 100-150 г/дм<sup>2</sup>. Этот процесс продолжается по причине включения в систему грунтовых водотоков поливных вод Северо-Крымского канала. Озера Богайлы, Кизыл-Яр и Акташ практически полностью распреснены, утратили свои первоначальные формы, площадь их увеличилась в несколько раз. То же отмечено и для Мойнакского озера, находящегося в Евпатории, причиной чего явилась его неграмотная эксплуатация и увеличение притока грунтовых вод. Популяция артемии в этих водоемах также полностью погибла.

**Таблица 2.** Динамика распреснения крымских соленых озер ( Гулов, 2007 )

Озеро	Исходная минерализация, г/дм <sup>2</sup>	Современная минерализация, г/дм <sup>2</sup>
Донузлав	90-100	18-19
Панское	80-100	18
Узунлар	310-330	100-105
Богайлы	280-300	6-8
Кизыл-Яр	280-300	2.7

Следует отметить, что берега многих соленых озер замусорены, находятся в антисанитарном состоянии. Местное население занимается неконтролируемым сбором артемии и других гидробионтов, представляющих коммерческий интерес для рыбозаводства и рыбной ловли. Все это приводит к утрате ресурсов соленых озер и снижению их качества. Так, после их распреснения трех озер Перекопской группы было потеряно около 3.5 млн. т солей, включая хлориды натрия, магния, соли кальция, бромиды и т.д.

В результате нерациональной эксплуатации ресурсов и их загрязнения большой урон нанесен запасам лечебных грязей и илов, находящихся в этих водоемах. Так в бессточном озере Джарылгач содержатся огромные запасы лечебных грязей – до 3 млн м<sup>3</sup>. Однако местное население и приезжающие в летний период туристы разрушают прибрежные илы и вредят экосистеме озера. Балансовые запасы лечебной грязи на озере Чокрак составляют 4.8 млн м<sup>3</sup>, которые использовались в санаториях ЮБК, Феодосии и Севастополя, но сейчас они пребывают в заброшенном состоянии, ведется незаконная деятельность по добыче и сбыту этого ценного сырья, что истощает его запасы. Запасы грязи озера Узунлар, составляющие 9.2 млн м<sup>3</sup>, также находятся под угрозой в результате распреснения этого водоема, снижения минерализации рапы и пересыхания в летнее время ( Гулов, 2007).

Все вышеперечисленные факты свидетельствуют о существенных потерях водных и грязевых ресурсов соленых озер Крыма в результате непродуманной и нерациональной хозяйственной деятельности человека. Однако урон, который нанесен этой деятельностью биоте соленых озер, практически не изучен. В то же время следует отметить, что благодаря уникальному сочетанию биотических и абиотических компонентов экосистем соленых водоемов образуются все те ресурсы, которые делают эти объекты важной экономической составляющей Крыма. Известно, что качество рапы и формирование лечебных грязей во многом определяется жизнедеятельностью артемии: рачок, многократно фильтруя воду, просветляет ее и способствует коагуляции слизи, осаждению органических и неорганических веществ на дно водоема. В результате происходит интенсивное развитие микроводорослей и бактерий которые также участвуют в образовании лечебного грязевого слоя. Нарушение сложившегося баланса в экосистеме соленых озер, вызванное сокращением популяции артемии и снижением солености, может привести к развитию эвтрофирования, появлению и массовому размножению токсичных микроводорослей, а также болезнетворных бактерий и паразитов. В этом случае подобные водоемы могут представлять опасность для здоровья человека и значительно ухудшить санитарно-эпидемиологическое состояние окружающей среды, когда рапа и грязи не будут соответствовать требованиям и быть использованы по назначению.

Все вышесказанное свидетельствует о том, что нарушение естественного состояния соленых озер в результате распреснения, загрязнения и изъятия минеральных и биологических ресурсов губительно влияет на экосистему. Все эти факты подтверждают необходимость разработки эффективных мероприятий по защите гипергалинных водоемов Крыма, их рациональному использованию и оптимизации хозяйственной деятельности, а также созданию заповедных зон, где



были бы сохранены эти уникальные водные объекты и была создана возможность изучения их трансформации в свете глобальных изменений климата.

### Список литературы

- Гулов О.А. Экоцид крымских соляных озер. В сб.: Теория и практика восстановления внутренних водоемов. Материалы международной научн.-практ. Конф. Санкт-Петербург, 2007. С. 91-101.
- Гусев Е.Е. Гипергалинная аквакультура. - М.: Агропромиздат, 1990. 160 с.
- Заволодько Н.Н., Тимченко З.В., Новик В.А., Хромова Р.Н. Водное хозяйство Крыма. История развития, современное состояние. Симферополь: Доля, 2003. 80 с.
- Олиферов А.Н., Тимченко З.В. Реки и озера Крыма. Симферополь: Доля», 2005. 214 с.
- Руднева И.И. Артемия: перспективы использования в народном хозяйстве. Киев: Наук. Думка, 1991. 142 с./
- NASA. Climate change could diminish drinking water more than expected. //Marine Pollut. Bull. 2008. V. 56. P
- Rudneva I.I., Shaïda V.G., Gulov O.A., Kovrigina .P., Omelchenko S.O., Symchuk G.V. The current situation and perspectives on sustainable resource management of the Crimean salt lakes // In: 1<sup>st</sup> Plenary Meeting and Field Trip of Project IGCP-521 Black Sea-Mediterranean
- Corridor During the Last 30 KY: Sea Level Changes and Human Adaptation (2005-2009). October 8-15, 2005, Istanbul, Turkey. P. 158-160.
- Triandaphyllidis G.V., Abatzopoulos T.J., Sorgeloos P. Review of the biogeography of the *Artemia* (Crustacea, Anostraca) // J. Biogeography. 1998. V. 25. P. 213-226.

## РЕГИОНАЛЬНЫЕ ОСОБЕННОСТИ НОРМИРОВАНИЯ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ ОТ ТОЧЕЧНЫХ ИСТОЧНИКОВ ЗАГРЯЗНЕНИЯ

А.В. Селезнева, В.А. Селезнев

*Институт экологии Волжского бассейна РАН  
г. Тольятти, Комзина, 10, Россия, seleznev@3mail.ru*

Состояние большинства водоемов и водотоков на территории России не отвечает экологическим требованиям. Одна из причин сложившейся ситуации – малоэффективная система нормирования сточных вод. В результате ее применения водопользователям устанавливаются такие нормативы сброса загрязняющих веществ, которые невозможно обосновать ни с позиции экологии, ни с позиции экономики.

О проблемах нормирования сброса сточных вод в водные объекты говорить уже давно (Багаев, 1999, Беляев, 2004, Пальгунов, 1999). На взгляд авторов, существуют три основные проблемы нормирования сточных вод. Первая проблема состоит в том, что при определении нормативов предельно допустимого сброса (ПДС) по действующей методике используется подход, связанный с ограничением загрязнения водотоков и водоемов на основе предельно допустимых концентраций (ПДК), рекомендованных в масштабах государства. Отличительной особенностью такого подхода к нормированию является единообразие для всей территории страны и постоянство во времени норм качества воды, зависящих только от вида водопользования. При этом не учитываются различные природно-географические, климатические и сезонные условия формирования качества вод водных объектов.

Вторая проблема связана с повсеместным использованием принципа гигиенического нормирования (Черкинский, 1957). Согласно данному принципу, при нормировании нескольких веществ с одинаковым лимитирующим признаком вредности (ЛПВ) сумма отношений концентраций этих веществ ( $C_1, C_2, \dots, C_n$ ) к соответствующим ПДК не должна превышать единицы:

$$C_1 / \text{ПДК}_1 + C_2 / \text{ПДК}_2 + \dots + C_n / \text{ПДК}_n < 1 \quad (1)$$

Следует отметить, что данное условие (1) не получило необходимого теоретического обоснования и в некоторой мере является спорным. Комплексное воздействие нескольких веществ не всегда подчиняется линейному закону аддитивности (Родзиллер, 1984). Прежде всего, это относится к явлению синергизма, когда присутствие какого-то вещества значительно усиливает токсичность или иное вредное воздействие другого.

Третья проблема связана с тем, что использование принципа гигиенического нормирования делает бессмысленным расширение перечня загрязняющих веществ в составе сточных вод, так как при увеличении количества нормируемых веществ в каждой группе ЛПВ нормативы ПДС стремятся к нулю.

Учитывая сформулированные проблемы, предлагается новый подход к нормированию сброса сточных вод в водотоки и водоемы. Основные отличительные особенности нового подхода заключаются в следующем. Во-первых, в качестве критерия нормирования предлагается использовать региональные допустимые концентрации (РДК), для расчета которых должны использоваться результаты систематических наблюдений водных объектов. Во-вторых, для водных объектов рыбохозяйственного назначения принцип гигиенического нормирования при одновременном присутствии в воде нескольких вредных веществ распространять только на вещества 1-го и 2-го класса опасности. В-третьих, сточные воды, обладающие острой токсичностью по результатам биотестирования, не должны подлежать нормированию пока не будет проведена детальная идентификация состава сточных вод.

Концепция РДК основывается на принципе недопустимости изменения качества водной среды в регионе под действием антропогенной нагрузки. Воздействие конкретного источника загрязнения не должно приводить к ухудшению качества вод на величину, превышающую естественное состояние водного объекта. Поэтому за РДК принимается верхняя граница возможных средних значений концентраций этого вещества, рассчитанная по данным мониторинга водного объекта на основе формулы:

$$\text{РПДК} = \text{И} + \sigma_{\text{И}} \cdot t_{\text{St}} / n^{1/2}, \quad (2)$$

где И – среднее значение концентрации вещества в фоновом створе;  $t_{\text{St}}$  – коэффициент Стьюдента;  $n$  – число данных;  $\sigma_{\text{И}}$  – среднеквадратичное отклонение.

РДК являются количественной характеристикой содержания веществ в воде водного объекта при наиболее неблагоприятных ситуациях, обусловленных как естественными условиями формирования химического состава и свойств воды водного объекта, так и влиянием всех источников загрязнения, расположенных выше условно фонового створа. РДК характеризует региональные и сезонные гидрохимические особенности водного объекта и учитывает все виды антропогенного воздействия, находящиеся выше расчетного створа. Введение РДК направлено на сохранение природного разнообразия поверхностных вод. По мере снижения антропогенной нагрузки на водные объекты РДК будет все больше характеризовать естественное состояние водотоков и водоемов. Переход на РДК обусловлен еще и тем, что для некоторых веществ ПДК не могут быть соблюдены в силу естественных причин. Например, в незагрязненных водных объектах природные концентрации марганца, меди и фенолов превышают их рыбохозяйственные ПДК и стремиться к достижению этих норм для таких условий просто нереально.

В качестве примера произведен расчет РДК для Саратовского водохранилища по 16 показателям в районе сброса сточных вод г. Тольятти (табл. 1). Для этого использованы многолетние данные мониторинга качества вод водохранилища с учетом разбивки на гидрологические сезоны. Для оценки средних значений (И) и среднеквадратических отклонений ( $\sigma_{\text{И}}$ ) выбраны данные, относящиеся к летне-осенней межени.

Полученные РДК существенно отличаются от действующих рыбохозяйственных ПДК. По хлоридам, сульфатам, фосфатам, азоту нитратному, азоту аммонийному, азоту нитритному, СПАВ и алюминию ПДК превышают РДК, а по меди, цинку, фенолам и БПК наблюдается обратная картина. Например, по азоту нитратному ПДК более чем в 36 раз превышает РДК, а по фосфатам - в 3 раза. Если сравнивать металлы, то ПДК по меди будет меньше в 5 раз, чем РДК, а по цинку – в 2 раза.

Многолетний опыт практического применения действующей методики по расчету ПДС (Методика., 1990) убеждает в необходимости её совершенствования. Авторами была разработана новая методика расчета нормативов допустимого сброса (ДС). Нормирование на основе РДК предполагает установление таких допустимых сбросов, при которых содержание загрязняющих веществ в контрольном створе водного объекта находилось бы на уровне колебаний в рамках гидрологического сезона и не приводило к изменению гидрохимического режима водного объекта.

Величины допустимого сброса  $i$ -го вещества ( $\text{ДС}_i$ ) определяются по формуле:

$$\text{ДС}_i = q \cdot \text{С}_{\text{ДС}i} \quad (3)$$

где  $q$  – расчетный расход сточных вод заданной обеспеченности,  $\text{м}^3/\text{час}$ ;  $\text{С}_{\text{ДС}i}$  – допустимая концентрация  $i$ -го вещества, которая может быть допущена в сточных водах,  $\text{г}/\text{м}^3$ .

**Таблица 1.** Региональные допустимые концентрации веществ в воде Саратовского водохранилища

№ п/п	Наименование веществ	Размерность	И	$\sigma_i$	РДК	ПДК
Общие показатели						
1	БПК <sub>5</sub>	мгО/л	2.5	0.4	2.7	2.0
2	Взвешенные вещества	мг/л	2.6	0.3	2.8	2.6 + 0.25
3	Сухой остаток	мг/л	271	37	292	1000
Санитарные показатели						
4	Фосфаты	мг/л	0.06	0.01	0.07	0.2
Санитарно-токсикологические показатели						
5	СПАВ	мг/л	0.010	0.005	0.013	0.1
6	Азот нитратный	мгN/л	0.20	0.09	0.25	9.1
7	Сульфаты	мг/л	61.6	8.1	66.3	100
8	Хлориды	мг/л	30.5	5.8	33.8	300
Токсикологические показатели						
9	Азот аммонийный	мгN/л	0.10	0.05	0.13	0.39
10	Азот нитритный	мгN/л	0.014	0.005	0.017	0.02
11	Железо	мг/л	0.09	0.02	0.10	0.10
12	Медь	мг/л	0.004	0.0015	0.005	0.001
13	Цинк	мг/л	0.013	0.008	0.018	0.01
14	Алюминий	мг/л	0.009	0.006	0.012	0.04
Рыбохозяйственные показатели						
15	Нефтепродукты	мг/л	0.04	0.01	0.046	0.05
16	Фенолы	мг/л	0.0035	0.001	0.004	0.001

Величина  $C_{ДСi}$ , входящая в формулу (3), определяется следующим образом:

$$C_{ДСi} = N * (РДК_i - I_i) + I_i, \quad (4)$$

где N – кратность общего разбавления сточных вод в водном объекте;  $I_i$  – условно фоновая концентрация i-го вещества в водохранилище.

Необходимые для расчета  $C_{ДСi}$  значения  $РДК_i$ ,  $I_i$  и N могут быть получены на основе данных регионального и локального мониторинга водных объектов. Если мониторинг не ведется, его необходимо организовать, а на период разработки региональных нормативов качества вод временно, в виде исключения, следует пользоваться общероссийскими ПДК.

В качестве примера, выполнен сравнительный расчет нормативов ПДС и ДС в сточных водах г.Тольятти, поступающих в Саратовское водохранилище, по действующей и новой методикам (табл. 2). При нормировании сброса загрязняющих веществ учитывалось, что Саратовское водохранилище относится к водным объектам, имеющим рыбохозяйственное значение.

В связи с попытками отказаться от учета аддитивного действия веществ, относящихся к одинаковому ЛПВ, расчеты по действующей методике выполнены по двум вариантам: с учетом (вариант 1) и без учета (вариант 2) аддитивного действия веществ. В новой методике аддитивное действие распространяется только на вещества 1-го и 2-го классов опасности.

Результаты расчетов по действующей методике показывают, что при учете аддитивного действия (вариант 1) установленные концентрации сточных вод ( $C_{ПДС}$ ) для веществ токсикологического и рыбохозяйственного ЛПВ получаются существенно меньше, чем фоновые концентрации веществ в воде Саратовского водохранилища. Необходимость столь «жесткого» нормирования сточных вод по азоту аммонийному (0,04 мг/л), азоту нитритному (0,002 мг/л), меди (0,0002 мг/л), цинку (0,0012 мг/л) алюминию (0,0050 мг/л) невозможно обосновать. Более того, водопользователям требуется сбрасывать сточную воду лучшего качества, чем забираемая вода из Саратовского водохранилища.

В этих условиях водопользователи не стремятся к разработке водоохраных программ для поэтапного перехода от фактического сброса загрязняющих веществ к нормативам ПДС, понимая нереальность их достижения даже в отдаленной перспективе. Они занимают выжидательную

позицию, добиваясь лишь получения в территориальных органах водных ресурсов наиболее мягких лимитов временно согласованного сброса.

**Таблица 2.** Результаты расчетов по действующей и новой методикам

Наименование вещества	C <sub>свi</sub>	Действующая методика				Новая методика		
		ПДК <sub>i</sub>	C <sub>фонi</sub>	C <sub>пдci</sub> вариант 1	C <sub>пдci</sub> вариант 2	РДК <sub>i</sub>	I <sub>i</sub>	C <sub>дci</sub>
Общие показатели								
БПК <sub>5</sub>	6.9	3.0	2.7	6.1	6.1	2.7	2.5	4.8
Взвешенные вещества	32.5	3.1	2.8	5.7	5.7	2.8	2.6	4.9
Сухой остаток	992	1000	292	8158	8158	292	271	511
Санитарные показатели								
Фосфаты	2.10	0.200	0.070	1.56	1.56	0.07	0.06	0.17
Вещества санитарно – токсикологического ЛПВ								
СПАВ	0.06	0.100	0.013	0.025	1.01	0.013	0.010	0.044
Азот нитратный	18.1	9.1	0.25	5.08	101.4	0.25	0.20	0.77
Сульфаты	320	100	66	46	452	66	62	115
Хлориды	181	300	34	35	3077	34	31	68
Вещества токсикологического ЛПВ								
Азот аммонийный	4.80	0.39	0.13	0.040	3.10	0.13	0.10	0.44
Азот нитритный	0.750	0.020	0.017	0.002	0.051	0.017	0.014	0.048
Железо	1.30	0.100	0.100	0.040	0.100	0.100	0.09	0.204
Медь	0.015	0.001	0.005	0.0002	0.001	0.005	0.004	0.015
Цинк	0.040	0.010	0.018	0.0012	0.010	0.018	0.013	0.070
Алюминий	0.050	0.040	0.012	0.0050	0.332	0.012	0.009	0.043
Вещества рыбохозяйственного ЛПВ								
Нефтепродукты	0.08	0.050	0.046	0.03	0.092	0.046	0.04	0.11
Фенол	0.002	0.001	0.004	0.0005	0.001	0.004	0.003	0.002

Примечание:  $C_{свi}$  – концентрация веществ в сточных водах;  $C_{ПДСi}$  – предельно допустимая концентрация веществ в сточных водах;  $C_{фонi}$  – фоновая концентрация веществ в воде водохранилища.

Учитывая недостатки, касающиеся «жесткого» нормирования, все чаще предпринимаются попытки отказаться от учета аддитивного действия веществ (вариант 2). На взгляд авторов, в рамках действующей методики, это недопустимо и позволит водопользователям практически неограниченно сбрасывать загрязняющие вещества в водные объекты. Например,  $C_{ПДС}$  в сточных водах г. Тольятти может достигать по СПАВ - 1,01 мг/л, по азоту нитратному – 101,4 мг/л, по сульфатам - 452 мг/л, по хлоридам - 3077 мг/л (табл. 2).

Подобное нормирование (отказ от учета аддитивности в рамках действующей методики) приводит к тому, что сброс загрязнений становится узаконенным. Тогда как в соответствии с современными представлениями и передовой международной практикой водохозяйственная политика должна быть ориентирована на минимизацию сброса загрязняющих веществ, вплоть до полного прекращения в стратегической перспективе.

Наряду с «жестким» нормированием, вызывает тревогу и «мягкое» нормирование сухого остатка и биогенных веществ, в частности, фосфатов и нитратов. Чрезмерное поступление двух последних веществ в водохранилище обуславливает интенсификацию процессов эвтрофирования, что способствует резкому ухудшению её качества. Слишком «мягкие» нормативы по фосфатам (1,51 мг/л) и нитратам (5,08 мг/л) обусловлены завышенными ПДК. Например, для азота нитратного значение ПДК установлено на уровне 9,1 мг/л. В тоже время известно, что отрицательное влияние азота нитратного на экологическое состояние и на качество вод начинается сказываться при более низких концентрациях.

Таким образом, с одной стороны, действующая методика расчета нормативов ПДС приводит к установлению для веществ токсикологического ЛПВ «жестких» нормативов. В результате, вкладываются материальные ресурсы и финансовые средства в строительство дорогостоящих систем дополнительной очистки сточных вод, что является экономическим абсурдом в условиях, когда значительная часть неучтенных сточных вод сбрасывается в водные объекты совсем без очистки. С

другой стороны, установление «мягких» нормативов, например, для фосфатов и нитратов, не предполагает разработку программ, направленных на снижение концентраций указанных веществ в сточной воде. В результате процессы евтрофирования развиваются опережающими темпами, что приводит к «цветению» воды и ухудшению ее качества.

В рамках новой методики проблемы «жестких» и «мягких» нормативов перестают существовать. Результаты расчетов показывают, что для большинства веществ в сточных водах  $C_{ПДС}$  в 2-4 раза превышает среднюю концентрацию веществ в воде Саратовского водохранилища.

По новой методике  $C_{ДС}$  получилась меньше, чем  $C_{ПДС}$  по действующей для: БПК – в 1,3 раза; взвешенных веществ – в 1,2 раза; сухого остатка – в 2,0 раза; фосфатов – в 9,2 раза; нитратов – в 6,7 раз. Для других веществ величины  $C_{ДС}$  по новой методике получились больше, чем  $C_{ПДС}$  по действующей: СПАВ – в 1,7 раза; сульфатов – в 2,5 раза; хлоридов – в 1,9 раз; азота аммонийного – в 10,8 раз; азота нитритного – в 23,5 раза; железа – в 5,0 раз; меди – в 75,0 раз; цинка – в 57,5 раз; алюминия – в 8,2 раза; нефтепродуктов – 3,7 раза; фенолов – в 18,0 раз.

Применение новой методики расчета нормативов ДС направлено на снижение антропогенной нагрузки на водные объекты и на сохранение водных экосистем в естественном состоянии.

#### Список литературы

- Багаев Ю.Г. Нормирование сбросов сточных вод // Водоснабжение и санитарная техника. – 1999. – № 3. – С. 14-16.  
Беляев С.Д. К вопросу о нормировании водопользования // Водное хозяйство России. – 2004. – Т. 6. – С. 445-459.  
Методика расчета предельно допустимых сбросов веществ (ПДС) в водные объекты со сточными водами. – Харьков, 1990. – 113 с.  
Пальгунов Н.В. Новые подходы к нормированию загрязняющих веществ // Водоснабжение и санитарная техника. – 1999. – № 9. – С.13-14.  
Родзиллер И.Д. Прогноз качества воды водоемов-приемников сточных вод. – М.: Стройиздат, 1984. – 262 с.  
Черкинский С.Н. Теоретические вопросы гигиенического нормирования при одновременном загрязнении водоемов несколькими веществами // Гигиена и санитария. – 1957. – № 8. – С. 3-9.

### ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ПОКАЗАТЕЛЕЙ СМЕРТНОСТИ ЗООПЛАНКТОНА ДЛЯ ОЦЕНКИ СОСТОЯНИЯ КУРШСКОГО ЗАЛИВА

А.С. Семенова

*Атлантический научно-исследовательский институт рыбного хозяйства и океанографии  
236022, г. Калининград, ул. Дм. Донского, д. 5, Россия, a.s.semenowa@rambler.ru*

На настоящий момент времени наиболее приоритетные исследования в гидробиологии – это изучение продуктивности сообществ гидробионтов, оценка их роли в самоочищении водоема, а также оценка экологического состояния водоема по структурным и функциональным характеристикам сообществ гидробионтов. Если рассматривать исследования подобного рода применительно к зоопланктону, то нельзя не отметить такую проблему как дифференциация организмов зоопланктона на мертвых и живых (то есть погибших до и после фиксации). Ряд исследований (Сергеева, 1988; Смелская, 1995; Дубовская и др., 1999) показал, что в толще воды всегда находится большое количество мертвых зоопланктеров без видимых признаков разложения (т.е. определяемых в качестве живых при стандартной обработке проб счетным методом). Мертвые организмы, утрачивая свои индивидуальные функции, создают лишь видимость высокой биомассы, не способной к продуцированию вторичного органического вещества и участия в процессе самоочищения. Широко применяемые в последнее время методы определения качества воды по индикаторным организмам зоопланктона и различным индексам рассчитываемые на основе структурных характеристик сообщества зоопланктона (Андроникова, 1996), также будут иметь большую погрешность при высоком содержании в планктоне мертвых организмов.

Особенно велика доля мертвой фракции зоопланктона в водах подверженных антропогенной нагрузке (Сергеева, 1988; Гладышев, 1993; Кожова, 1991; Смелская, 1995). Таким образом, ошибка определения состояния сообщества, качества воды 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. Рядом исследователей доля мертвой фракции предлагается в качестве экспресс-метода оценки состояния водоема при проведении экологического мониторинга для природоохранных целей (Иванова, Телеш, 1996; Дубовская и др., 1999; Щука, 2002).

Куршский залив Балтийского моря относится к эвтрофным водоемам и испытывает значительную антропогенную нагрузку. С речными водами в залив ежегодно приносится более 5 млн. т органических веществ. В летние месяцы наблюдается массовое развитие синезеленых водорослей, переходящее в «цветение» (Александров и др., 2006). При отмирании водорослей в залив поступает большое количество органических веществ, ухудшается кислородный режим водоема, наблюдаются заморы рыб (Александров, Дмитриева, 2006). В связи с этим оценка состояния экосистемы Куршского залива в современных условиях весьма актуальна. Одним из показателей качества воды залива может служить смертность зоопланктона, которую можно оценить по относительной численности и биомассе мертвых особей.

Целью настоящего исследования была оценка состояния Куршского залива по показателям смертности зоопланктона.

Сезонная динамика зоопланктона и показатели его смертности изучались в 2007 г. с апреля по ноябрь ежемесячно на 6 станциях акватории Куршского залива. Пробы отбирались батометром Ван-Дорна объемом 6 л с 3-х горизонтов поверхностного, среднего и придонного. Сразу после отбора проб с целью дифференциации зоопланктона на живой и мертвый осуществлялось их окрашивание анилиновым голубым красителем (Seepersad, Crippen, 1978; Dubovskaya et al., 2003; Gladyshev et al, 2003). Окрашивание производилось на борту судна, что исключало дополнительную гибель зоопланктона в результате транспортировки проб. После окрашивания пробы зоопланктона промывались и фиксировались по стандартной методике 4 % формалином с сахарозой. Обработка проб осуществлялась стандартным счетным методом при этом живые (неокрашенные и частично окрашенные) и мертвые (полностью окрашенные) зоопланктоны учитывались отдельно.

Зоопланктон российской части Куршского залива в период исследования был представлен 53 видами и подвидами, относящимися к трем систематическим группам: Rotifera, Cladocera и Copepoda. При этом наибольшее число видов (27) принадлежало к классу Rotifera, меньшим количеством видов были представлены ветвистоусые (Cladocera) и веслоногие (Copepoda) ракообразные.

Основными видами-доминантами по численности в период исследования были *Keratella quadrata* (Müll.), *K. cochlearis* (Gosse), *Chydorus sphaericus* (O.F.Müller), *Mesocyclops leuckartii* (Claus) и науплии копепод. Доминирующей по численности группой были веслоногие ракообразные, они составляли около 43 % от численности зоопланктона, меньшую численность имели коловратки и ветвистоусые ракообразные. Численность зоопланктона возрастала с апреля по май, когда отмечался первый пик численности связанный с массовым развитием коловраток р. *Keratella*. Затем к июню численность зоопланктона несколько снижалась и вновь возрастала к июлю, когда отмечался второй пик численности, меньший по величине по сравнению с первым, он был связан с массовым развитием вида-индикатора эвтрофных условий *Ch. sphaericus*. К августу численность зоопланктона снижалась, затем несколько возрастала к сентябрю и вновь уменьшалась, достигая своего минимума в ноябре. Численность зоопланктона по горизонтам заметно различалась только в весенний период, когда максимум численности наблюдался в среднем горизонте, в остальные месяцы исследования численность зоопланктона на различных горизонтах отбора проб почти не отличалась. В целом за период исследования максимальные значения численности наблюдались в среднем горизонте. Наибольшая за период исследования численность зоопланктона отмечалась на станциях 1 и 12, расположенных вблизи от берега, минимальная – на ст. 6, находящейся в центре водоема. Средняя за вегетационный период численность зоопланктона составляла  $232 \pm 24$  тыс. экз./м<sup>3</sup>.

По биомассе в период исследования доминировали *Daphnia galeata* G.O.Sars, *Ch. sphaericus*, *Leptodora kindtii* (Focke), *M. leuckarti* и *Eudiaptomus graciloides* Lill. Наибольшую биомассу имели Cladocera, более 70 % от биомассы зоопланктона, меньшую биомассу имели Copepoda - 27%, биомасса Rotifera составляла около 2%. Биомасса зоопланктона плавно возрастала с апреля по июнь, когда отмечался ее пик, который определялся массовым развитием *D. galeata*. Затем биомасса зоопланктона постепенно снижалась к осени, также как и численность, достигая минимума в ноябре. Биомасса зоопланктона по горизонтам заметно различалась только в начале вегетационного сезона, максимальные значения биомассы, также как и численности наблюдались в среднем горизонте. Наибольшая за период исследования биомасса зоопланктона отмечалась на станциях 3 и 9. Средняя за вегетационный период биомасса зоопланктона составляла  $2.3 \pm 0.6$  г/м<sup>3</sup>.

Среди мертвых особей наибольшую долю составляли как особи доминирующих в планктоне видов: *K. quadrata*, *D. galeata*, *Ch. sphaericus*, *M. leuckarti* и *E. graciloides*, так и особи численность и биомасса которых были не столь велики: *Polyarthra vulgaris* Carlin, *Trichocerca capucina* (Wierz. et Zach.), *Diaphanosoma mongolianum* Ueno и *Cyclops strenuus* Fischer. Максимальную абсолютную численность среди мертвых особей имели *K. quadrata*, *M. leuckarti* и науплии копепод, максимальную биомассу - *D. galeata*, *M. leuckarti* и *C. strenuus*. Наибольшую долю от численности мертвых

зоопланктеров составляли Copepoda, на втором месте были Rotifera, меньше всего было мертвых особей принадлежащих к н/отр. Cladocera. Веслоногие ракообразные также как и по численности составляли наибольшую часть от биомассы мертвых особей зоопланктона, меньшую часть составляли ветвистоусые ракообразные и коловратки.

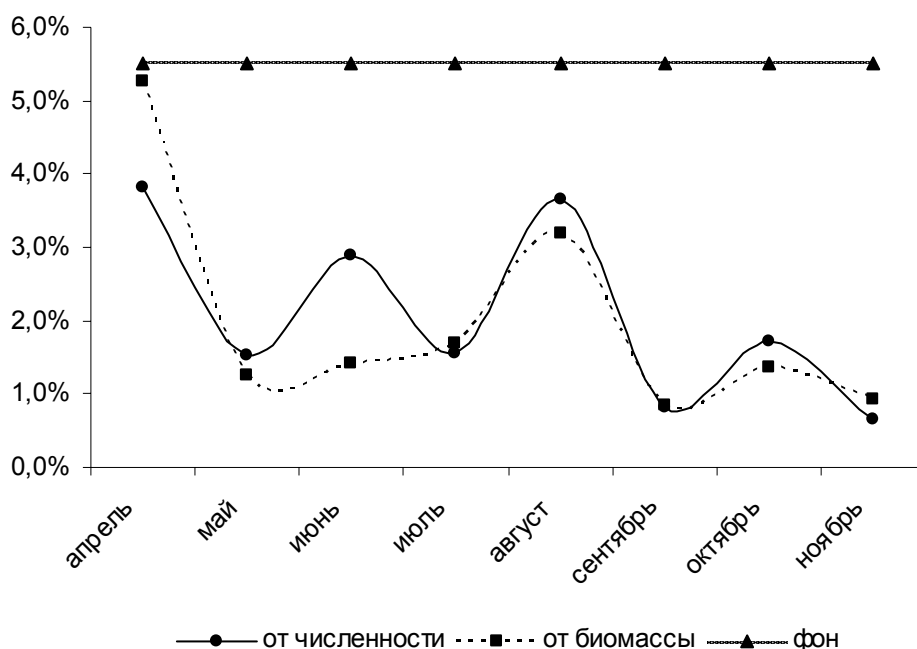
Доля мертвых зоопланктеров от численности и биомассы зоопланктона изменялась как в пространственном отношении по станциям и горизонтам, так и в течение вегетационного периода. Наличие большего числа мертвых особей в том или ином горизонте отбора проб может быть связано с различными причинами, такими как ветровое перемешивание, действие различных химических загрязнителей и токсинов синезеленых водорослей, разнонаправленными потоками оседания и поднятия трупов, кислородным голоданием. В течение вегетационного периода максимальные доли мертвого зоопланктона от общей численности и биомассы были приурочены к различным горизонтам отбора проб. Наибольшая относительная численность мертвых особей в поверхностном горизонте наблюдалась в июле, в среднем – в апреле, августе и октябре, в придонном – в мае, июне и сентябре. Наибольшая относительная биомасса мертвых особей в поверхностном горизонте наблюдалась в июле, в среднем – в августе, сентябре и октябре, в придонном – в апреле, мае и июне. Таким образом, максимальное относительное содержание мертвых зоопланктеров от численности и биомассы зоопланктона обычно наблюдалось в нижних горизонтах отбора проб – среднем и придонном. По осредненным за период исследования данным наибольшая численность и биомасса мертвого зоопланктона отмечалась в среднем горизонте.

Наибольшая за период исследования относительная численность и биомасса мертвого зоопланктона отмечались на станции 7 – 3.0 % и 3.1 % соответственно, наименьшая - на станции 12 – 1.3% и 0.7% соответственно. Станция 12 расположена в центральной, подверженной сильному влиянию речного стока, части залива, в отличие от всех остальных станций, достаточно равномерно охватывающих всю южную, большую часть залива, где донные осадки представляют богатые органическими веществами илы, отсутствует заток морской воды, слабо сказывается речное влияние и, соответственно, наиболее сильно выражены процессы эвтрофирования и «цветения» воды.

С апреля по ноябрь наблюдалось чередование периодов снижения и возрастания доли мертвых зоопланктеров от численности зоопланктона, наибольшая относительная численность мертвого зоопланктона отмечалась в апреле и в августе (рис.1). В сезонной динамике доли мертвых зоопланктеров от биомассы зоопланктона отмечалось два выраженных пика – в апреле и в августе, в остальное время биомасса мертвого зоопланктона находилась на уровне 1-1.5 % от биомассы зоопланктона. Ни в одну из дат наблюдения средние относительные значения численности и биомассы мертвого зоопланктона не превышали уровня в 5-6 %. Средние за вегетационный период численность и биомасса мертвых зоопланктеров составляли  $2.1 \pm 0.7\%$  и  $2.0 \pm 0.8\%$  от численности и биомассы зоопланктона соответственно.

На основании данных ряда авторов (Коваль, 1984; Куликов, 1990; Щука, 2002) принято считать фоновым уровнем содержания мертвого зоопланктона 5-6 % от суммарной численности и биомассы зоопланктона. Если же наблюдается превышение данного уровня содержания мертвых особей, это говорит о том, что зоопланктонное сообщество находится в неблагоприятных условиях, что может быть связано с загрязнением вод, с влиянием «цветения» токсичных водорослей, с недостатком кислорода или с гидрологическими условиями. В период исследования с апреля по ноябрь 2007 г. доля мертвых особей зоопланктона Куршского залива была невелика, средние величины содержания мертвого зоопланктона не превышали фоновых значений.

Повышенное содержание мертвых особей зоопланктона несколько превышающее фоновое отмечалось в апреле и августе на некоторых станциях и горизонтах отбора проб, но в целом в эти месяцы доля мертвого зоопланктона не превышала фоновые величины, хоть и была выше, чем в остальные месяцы наблюдения. При этом большая доля мертвых особей в апреле скорее всего связана с гидрологическими факторами, в этот месяц наблюдается активное ветровое перемешивание вод залива, а также может объясняться низкой температурой воды, недостатком пищи и сезонной сукцессией зоопланктона. В августе высокое содержание мертвого зоопланктона может быть связано с сезонной сукцессией, также не исключено влияние на планктонное сообщество развития синезеленых водорослей, многие из которых являются потенциально токсичными (Дмитриева, 2007).



**Рис. 1** Сезонная динамика относительной численности и биомассы мертвого зоопланктона Куршского залива с апреля по октябрь 2007 г.

То, что содержание мертвых особей зоопланктона было невелико и не превышало фоновых величин, говорит о том, что в период исследования на акватории Куршского залива не наблюдалось экстремальных условий. Это также хорошо соотносится с тем, что в период исследования с апреля по ноябрь 2007 г. на акватории Куршского залива в связи с низким содержанием биогенных элементов и невысокой температурой в летний период не отмечалось гиперцветения синезеленых водорослей, и, соответственно его негативного влияние на экосистему залива (Александров, 2008). Таким образом, доля мертвых особей зоопланктона может использоваться наряду с другими показателями планктонного сообщества в целях оценки качества воды Куршского залива.

В период исследования зоопланктон Куршского залива был представлен 53 видами, наибольшим видовым разнообразием характеризовался класс Rotifera. В сезонной динамике численности зоопланктона отмечалось 2 пика – в мае и июле, а в сезонной динамике биомассы один – в июне. Средние за вегетационный период численность и биомасса зоопланктона составляли  $232 \pm 24$  тыс. экз./м<sup>3</sup> и  $2.3 \pm 0.6$  г/м<sup>3</sup> соответственно.

Определение смертности зоопланктона является очень важным в санитарно значимых и подверженных значительной антропогенной нагрузке водах и может служить индикатором их качества. Доля мертвых особей зоопланктона Куршского залива от численности и биомассы живых зоопланктеров изменялась как по станциям и горизонтам так и в сезонном аспекте. Максимальная численность и биомасса зоопланктона, а также максимальная доля мертвых зоопланктеров наблюдались в среднем горизонте. В пространственном отношении наименьшая доля мертвого зоопланктона отмечалась на станции менее других подверженной эвтрофированию. В целом доля мертвых особей зоопланктона Куршского залива от численности и биомассы живых особей была невелика и составляла  $2.1 \pm 0.7\%$  и  $2.0 \pm 0.8\%$  от численности и биомассы зоопланктона соответственно, что говорит о том, что в период исследования на акватории Куршского залива не наблюдалось экстремальных условий и соотносится с тем, что в период исследования не наблюдалось гиперцветения синезеленых водорослей. Стоит отметить необходимость учета смертности зоопланктонных организмов наряду с другими показателями для наиболее полной и грамотной оценки состояния водоема.

#### Список литературы

- Александров С.В. Влияние климатических условий на многолетние изменения биологической продуктивности Куршского и Вислинского заливов Балтийского моря. // Биология внутренних вод, 2008 (в печати).
- Александров С.В., Дмитриева О.А. Первичная продукция и показатели фитопланктона как критерии эвтрофирования Куршского залива Балтийского моря // Водные ресурсы. 2006. Т. 33, № 1. С. 104-110.



- Александров С.В., Сенин Ю.М., Смыслов В.А. Первичная продукция, содержание хлорофилла и биогенных элементов как показатели экологического состояния Куршского и Вислинского заливов Балтийского моря // Биология внутренних вод . 2006. № 1. С. 41-47.
- Андроникова И.Н. Структурно-функциональная организация зоопланктона озерных экосистем разных трофических типов. СПб.: Наука, 1996. 189с.
- 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., 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.
- Дубовская О.П., Гладышев М.И., Есимбекова Е.Н., Морозова И.И., Гольд З.Г., Махутова О.Н. Изучение возможной связи сезонной динамики естественной смертности зоопланктона в водоеме с изменением токсичности воды //Биология внутренних вод - 2002. №3. С.39-43.
- Иванова М.Б., Телеш И.В. Оценка экологического состояния Невской губы и водотоков С.-Петербурга по зоопланктону.// Экологическое состояние водоемов и водотоков бассейна реки Невы. СПб.: Научный Центр РАН, 1996. С. 36-52.
- Коваль Л.Г. Зоо- и некропланктон Черного моря. Киев:Наукова Думка, 1984. 234 с.
- Кожова О.М. Проблема мониторинга зоопланктона.//Мониторинг состояния озера Байкал/под ред. Ю.А. Израэля, Ю.А. Анохина. Л.: Гидрометеиздат, 1991. С. 209-222.
- Куликов А.С. Содержание мертвых копепоид в планктоне открытых районов Балтийского моря в мае-июле 1987.// Исследование экосистемы Балтийского моря, Вып.3/ под ред. А.В. Цыбань. Л.: Гидрометеиздат, 1990. С.128-135.
- Сергеева В.А. Состояние и распределение зоопланктона в очагах загрязнения Ладожского бассейна. // Влияние загрязнений на экосистему Ладожского озера. Л., 1988. 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.
- Щука Т.А. Характеристика современного состояния зоопланктона Балтийского моря: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М., 2002. 28 с.
- 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.
- Dubovskaya O.P., Gladyshev M.I., Gubanov V.G., Makhutova O.N. Study of non-consumptive mortality of Crustacean zooplankton in a Siberian reservoir using staining for live/dead sorting and sediment traps // Hydrobiologia. 2003. 504. P. 223-227.
- Gladyshev M.I., Dubovskaya O.P., Gubanov V.G., Makhutova O.N. Evaluation of non-predatory mortality of two Daphnia species in a Siberian reservoir // J. Plankton Res. 2003.25, №8. P. 999-1003.

## ОЦЕНКА КАЧЕСТВА ВОД ДУДЕРГОФСКОЙ ОЗЕРНО-РЕЧНОЙ СИСТЕМЫ ПО САПРОБИОЛОГИЧЕСКИМ ПОКАЗАТЕЛЯМ ПЕРИФИТОНА

Е.В.Станиславская

*Институт озероведения РАН*

*г., Санкт-Петербург, ул. Севастьянова д.9, Россия, stanlen@mail.ru*

Дудергофская озерно-речная система расположена на крайнем юго-западе г. Санкт-Петербурга. Несмотря на то, что административно эта водная система находится в пределах города, большая часть ее водосборного бассейна и акватории расположена среди малых населенных пунктов, сельхозобъектов, садоводств и некоторых промышленных предприятий. Все это определяет высокую антропогенную нагрузку, которую система испытывает на всем своем протяжении (табл.1). В июле 2001 г. в рамках работ по оценке экологического состояния Дудергофской озерно-речной системы было проведено обследование водорослей перифитона, как сообщества, биоиндикационные возможности которого очень высоки. Целью работы было выявление доминирующих комплексов перифитона, определение некоторых количественных показателей, а также расчет индексов сапробности, на основании которых можно было оценить экологическое состояние водной системы. Перифитон собирали с высшей водной растительности, преобладающей во всей водной системе. В работе использовали методики, описанные ранее (Станиславская, Трифонова, 1984). Индекс сапробности рассчитывали по методу Пантле и Бука в модификации Сладечека (Сладечек, 1967)

В систему входит 3 озера: Дудергофское, Длинное и Безымянное, соединенные между собой протоками. Из Безымянного озера вытекает река Дудергофка, длина которой составляет 21 км. Озера

средней величины: от 1 до 7 га, средняя глубина не превышает 2,5 м. Состав подстилающих пород определяет повышенную минерализацию вод во всей системе, которая изменялась от 500 до 580 мг/л. Воды отличались достаточно высоким содержанием общего фосфора, особенно р. Дудергофка. О значительном загрязнении вод системы свидетельствуют также повышенные концентрации нитритов, а также высокие величины БПК<sub>5</sub> (табл.1). Озера и река довольно сильно зарастали высшей водной растительностью, ведущими были виды р. *Potamogeton*, в основном *Potamogeton perfoliatus* L. и *Potamogeton pectinatus* L. Кроме того, в озерах наблюдалось значительное развитие зеленых нитчатых водорослей. Несмотря на то, что озера и река Дудергофка представляют собой единую водную систему, у каждого из них имеются морфологические, гидрологические и гидрохимические особенности, что отражалось на структурно-функциональных показателях гидробиологических сообществ, в том числе и перифитонных.

**Таблица1.** Некоторые гидрохимические характеристики и источники антропогенного воздействия озерно-речной Дудергофской системы в июле 2001 г.

Станция	Р общ мг/л	NO <sub>3</sub> мг/л	БПК <sub>5</sub> мгО <sub>2</sub> /л	Источник антропогенного воздействия
Оз.Дудергофское				
Ст. 1	0.017	3.24	7.0	поселок, огороды,
Ст.2	0.033	3.20	7.6	ж/дорога, коллектор канализации
Оз.Долгое				
Ст.3	0.038	3.9	6.5	огороды, отд. дома
Ст. 4	0.044	3.9	6.5	огороды, отд. дома
Оз.Безымянное				
Ст.5	0.038	3.9	5.5	хоз. постройки
Ст.6	0.033	2.08	5.9	целлюлозно-бумажный завод (КЭЦБЗ)
р.Дудергофка				
Ст. 7	0.069	2.46	5.14	КЭЦБЗ, шоссе, ж/д вокзал
Ст.8	0.116	2.46	7.85	АЗС, нефтебаза
Ст.9	0.808	3.78	7.47	огороды, коллектор канализации
Ст.10	0.640	1.68	3.02	ж/дорога садоводство, поля
Ст.11	0.602	1.62	2.8	поселок, молочно-товарная ферма, поля

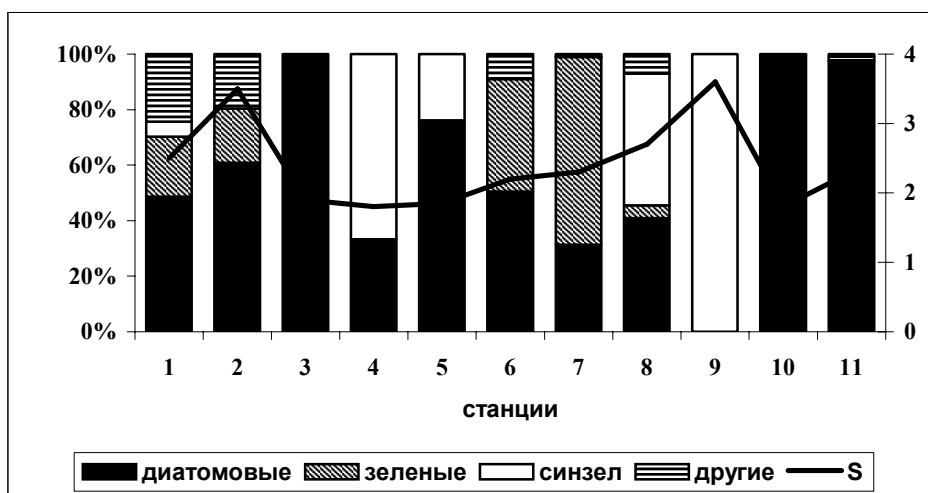
В целом в составе перифитона озерно-речной системы обнаружено более 150 таксонов водорослей. Наибольшее видовое богатство имели диатомовые водоросли (48% от общего числа видов). Большинство диатомей являлись типичными перифитонными и бентосными формами и доминировали в комплексах перифитона. Наибольшей видовой насыщенностью отличались роды *Nitzschia*, *Gomphonema*, *Fragilaria*, *Achnantes*, *Diatoma*, *Cocconeis*, *Navicula*, *Cymbella*.

Из зеленых водорослей (30%) наибольшего видового разнообразия в составе перифитона достигали десмидиевые водоросли, особенно из рода *Closterium* (10 видов). Вторая по количеству видов группа зеленых водорослей – хлорококковые, среди которых выделялись представители родов *Scenedesmus*, *Monoraphidium*, *Pediastrum*, *Dictyosphaerium*. Представители зеленых нитчатых водорослей, по количеству видов уступали десмидиевым и хлорококковым, однако на некоторых станциях они определяли структуру перифитонных комплексов. Из зеленых нитчаток чаще всего встречались виды родов *Oedogonium*, *Bulbochaete*, *Spirogyra*, *Mougeotia*, *Zygnema*, *Enteromorpha*, *Cladophora*, *Rhizoclonium*. Эти водоросли отмечались в составе мезофитона, но также входили в комплексы обрастаний макрофитов.

Синезеленые водоросли по количеству видов уступали диатомовым и зеленым водорослям, составляя 12% от общего количества видов. Наиболее распространены были виды из родов *Oscillatoria*, *Calothrix*, *Lyngbya*, *Rivularia* и *Gloeocapsa*.

Эвгленовые, и желто-зеленые водоросли были немногочисленны, однако присутствие их в комплексах перифитона было показательным, так как большинство из них являются видами индикаторами сапробности. Из эвгленовых массового развития достигали виды из рода *Euglena*, а из желто-зеленых из рода *Tribonema*.

Структуру биомассы перифитона определяли диатомовые, зеленые и синезеленые водоросли. В оз. Дудергофском (ст.1, 2) в составе перифитона были отмечены также желто-зеленые и эвгленовые водоросли. На всем протяжении водной системы структура биомассы перифитона различалась (рис.1).



**Рисунок 1** Структура биомассы перифитона и индекс сапробности(S) на разных станциях озерно-речной Дудергофской системы в июле 2001 г.

Состав комплексов перифитона на всем протяжении водной системы также претерпевал изменения (табл.2). Выделялись относительно «чистые» станции (ст.3-6), где преобладали диатомовые и зеленые водоросли, большинство из которых относились к  $\beta$ -мезосапробам, хотя здесь же в числе доминантов отмечались  $\alpha$ -сапробные организмы. Однако, на станциях, в местах сброса канализационных стоков (ст.2, 9), доминантами перифитона были, в основном,  $\alpha$ - и  $\rho$ -сапробные виды (табл.2).

**Таблица 2.** Состав доминирующих видов перифитона озерно-речной Дудергофской системы в июле 2001г.

Водный объект/ станция	Доминирующие виды перифитона
Оз.Дудергофское ст.1	<i>Synedra tabulata</i> Gomphonema parvulum, <i>Oscillatoria limosa</i> , <i>Tribonema viridis</i>
Оз. Дудергофское ст.2	<i>Synedra tabulata</i> , <i>Tribonema viridis</i> , <i>Euglena viridis</i>
Оз. Долгое ст.3	<i>Fragilaria capucina</i> , <i>Melosira varians</i> , <i>Tabellaria fenestrata</i>
Оз. Долгое ст.4	<i>Rivularia boralis</i> , <i>Gloeocapsa turgida</i> , <i>Oscillatoria tenuis</i>
Оз.Безымянное ст.5	<i>Diatoma elongatum</i> , <i>Cocconeis placentula</i> , <i>Nitzschia palea</i>
Оз.Безымянное ст.6	<i>Diatoma elongatum</i> , <i>Cocconeis placentula</i> , <i>Nitzschia palea</i> , <i>Cladophora glomerata</i> , <i>Rhizoclonium hieroglyphicum</i> .
Р. Дудергофка ст.7	<i>Fragilaria capucina</i> , <i>Diatoma elongatum</i> , <i>Oscillatoria tenuis</i>
Р. Дудергофка ст.8	<i>Navicula rhynchocephala</i> , <i>Oscillatoria tenuis</i>
Р. Дудергофка ст.9	<i>Stigeoclonium tenue</i> , <i>Oedogonium</i> sp., <i>Oscillatoria tenuis</i> , <i>O. princeps</i> , <i>Lyngbya kossinskii</i>
Р. Дудергофка ст.10	<i>Cocconeis placentula</i> , <i>Nitzschia palea</i> , <i>Navicula vulpina</i> , <i>Navicula rhynchocephala</i>
Р. Дудергофка ст.11	<i>Cocconeis placentula</i> , <i>Roicosphaenia abbreviata</i> <i>Oscillatoria amphibia</i>

По отношению к загрязнению органическими веществами выявлено 90 видов-индикаторов. Большинство из них относились к группе  $\alpha$ - $\beta$ ,  $\beta$ - $\alpha$ ,  $\beta$ -мезосапробов, которые составляли 40%. Из этой группы в комплексах обрастаний преобладали *Fragilaria ulna*(Nitzsch) Ehr, *F. capucina* Desm., *Roicosphaenia abbreviata*(Ag.) Lange-Bertalot, *Cocconeis pediculus*, *C.placentula*, *Cymbella cistula*(Ehr.) Kirch.. Виды-показатели чистых вод (ксеносапробы, ксено-олигосапробы, олигосапробы ) составляли 15%. Среди них постоянно встречались *Tabellaria flocculosa*(Roth.) Kütz., *Eunotia lunaris*(Ehr.) Grun, *Diatoma hiemale*(Roth)Heib. Виды-индикаторы сильного органического загрязнения составляли 17% от видов с известной характеристикой. Среди них доминирующими были такие виды как *Navicula rhynchocephala* Kütz, *Gomphonema parvulum*(Kütz.) Kütz., *Nitzschia stagnorum*, *Nitzschia acicularis* W.Sm., *Euglena viridis* Ehrb. *Oscillatoria limosa* Ag., *Stigeoclonium tenue*(Ag.) Kütz. Кроме того, в альгофлоре выявлены виды с широкой амплитудой значений сапробности (олиго- $\alpha$ -сапробы) (7%),

которые в одних условиях могут выступать как показатели чистых вод, в других как индикаторы сильных загрязнений (Баринаева и др., 2006)

Индексы сапробности изменялись от 1.8 до 3.6, в среднем составляя 2.4, что определяет  $\beta$ -мезосапробные условия в озерно-речной Дудергофской системе. По индексу сапробности выделялись две станции, на которых он был самым высоким, определяя  $\alpha$  и  $\rho$ -сапробные условия (рис.1). На этих станциях наблюдалось развитие 2-3  $\alpha$  и  $\rho$ -сапробных видов, отличавшихся высоким количественным развитием.

Таким образом, озера Долгое и Безымянное, а также исток и нижнее течение р. Дудергофки можно отнести к умеренно загрязненным водам (III класс вод). Озеро Дудергофское и среднее течение реки загрязнены более сильно, их воды следует отнести к загрязненным (IV класс вод).

*Работа выполнена при поддержке гранта РФФИ 08-04-01540*

#### Список литературы

Баринаева С.С., Медведева Л.А., Анисимова О.В. Биоразнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды.-Тель-Авив. 2006.- С. 498.

Сладечек В. Общая биологическая схема качества воды // Санитарная и техническая гидробиология.- М.: Наука, 1967.- с.26-31.

Станиславская Е.В., Трифонова И.С. Продукционная характеристика растительного перифитона // Особенности формирования качества воды в разнотипных озерах Карельского перешейка.-Л.: Наука, 1984. - с.194-207.

### СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ГИДРОЦЕНОЗОВ БАСЕЙНА РЕКИ НУРЫ В ЗОНЕ ВЛИЯНИЯ ТЕМИРТАУ-КАРАГАНДИНСКОГО ПРОМЫШЛЕННОГО КОМПЛЕКСА

Т.С. Стуге, Е.Г.Крупа, О.Е. Лопатин, Н.Ш. Мамилов, С.А. Матмуратов,

Т.Т. Трошина, Г.Ж. Акбердина, Д.Е. Приходько, Г.Г. Сливинский

*Институт зоологии МОН РК*

*г. Алматы, пр.им.аль-Фараби 93, Казахстан, agat@webmail.kz*

Проблема чистой воды, как одна из основ экологической безопасности Казахстана, приобретает все большую актуальность в связи с возрастающим дефицитом водных ресурсов и продолжающимся загрязнением водоисточников отходами промышленных предприятий, сельскохозяйственными ядами и хозяйственно-бытовыми стоками населенных пунктов. Вопросы, связанные с оценкой качества воды и выяснением состояния гидроценозов, имеют особое значение для экологически дестабилизированных районов, где в результате хозяйственной деятельности были нарушены и преобразованы водные экосистемы.

В этом отношении одним из регионов, заслуживающих первостепенного внимания, является территория Центрального Казахстана. Развитие здесь горнорудной и металлургической промышленности, сельскохозяйственной деятельности, урбанизация территорий привели к загрязнению рек, модификации их гидрологического и гидрохимического режима. Изменился уровень грунтовых вод, повысились минерализация и загрязнение поверхностных и подземных вод. Одним из наиболее дестабилизированных является бассейн реки Нуры, подвергавшийся на протяжении последних десятилетий интенсивному техногенному загрязнению сбросами Темиртау-Карагандинского территориально-промышленного комплекса.

Нами были исследованы основные водоемы бассейна Нуры: Самаркандское и, расположенное ниже по течению, Интумакское водохранилища, участки реки Нуры выше и ниже водохранилищ, а также каналы сброса промышленных и бытовых стоков г.Темиртау, включая канал объединенного сброса промышленных стоков (главная канава сточных вод – ГКСВ), впадающий в Нуру ниже Самаркандского водохранилища. Сбор эколого-фаунистического материала проводился в летне-осенний периоды 2006-2007 гг. и, наряду с оценкой качества воды, включал исследование состояния фауны водных беспозвоночных (зоопланктон и зообентос) и рыбного населения.

Результаты гидрохимического и токсикологического анализа свидетельствуют о повышенном уровне антропогенного загрязнения бассейна с превышением в воде и донных отложениях нормативных показателей для целого ряда ингредиентов, в том числе тяжелых металлов. Минерализация исследованных водоемов находилась на границе предельно допустимой концентрации (ПДК). Для большинства водоисточников выявлено превышение ПДК по содержанию катионов щелочных металлов и сульфатов.

Среди биогенных элементов преобладал кремний. В водохранилищах наблюдалось низкое содержание фосфатов (0,003-0,01 мг/дм<sup>3</sup>) и нитратных ионов (0,008-0,025 мг/дм<sup>3</sup>). Содержание аммонийного азота было более высоким - (0,57-0,62 мг/дм<sup>3</sup>). Наиболее высоким уровнем органического загрязнения характеризовался ГКСВ. Здесь содержание общего фосфора достигало 0,094 мг/дм<sup>3</sup>, нитратов – 0,64 мг/дм<sup>3</sup>.

Во всех исследованных водоемах, за исключением ГКСВ, концентрации ртути, цинка, меди, кадмия и свинца в воде не превышали санитарно-токсикологических нормативов. Концентрация цинка, кадмия и свинца также были ниже предельно допустимых концентраций (ПДК), установленных для воды рыбохозяйственных водоемов. Превышение ПДК по ртути зафиксировано в воде ГКСВ (0,004 мг/дм<sup>3</sup>).

Все исследованные образцы донных отложений содержали тяжелые металлы. Повышенное содержание ртути, цинка и меди обнаружено в грунтах Нуры ниже Самаркандского водохранилища и ГКСВ. Концентрация ртути в донных отложениях этого канала составляла в среднем 686,7 мг/кг.

Фауна планктонных коловраток водоемов среднего течения Нуры представлена 87 видами и подвидами, относящимися к 27 родам, 18 семействам и 7 отрядам. Наиболее разнообразны среди них семейства *Brachionidae*, *Euchlanidae* и *Lecanidae*, представители которых формировали комплекс характерных для этого района видов: *Brachionus a. angularis*, *B. c. calyciflorus*, *B. nilsoni*, *Keratella q. quadrata*, *Lecane (s. st.) luna luna*, *L. (M.) b. bulla*, *Polyarthra d. dolichoptera*, *P. longiremis*. Наиболее разнообразны коловратки Самаркандского водохранилища и Нуры выше водохранилища. Ниже по течению Нуры и в водохранилище Интумак разнообразие снижалось. Фауна коловраток сбросных каналов бедна, особенно канала завода Кармет, где в июле 2007 г. регистрировалось всего 2 вида.

Уровень количественного развития микрозоопланктона невысок и характеризовался значительными колебаниями показателей в межгодовом и сезонном аспектах, а также по участкам. Местами минимального количества ротаторий являлись р. Нура в районе впадения ГКСВ, участок ниже и сами сбросные каналы (1,2-31,3 тыс. экз/м<sup>3</sup> и 1,1-27,8 мг/м<sup>3</sup>). Максимальные показатели в 2006г. регистрировались в Нуре выше водохранилища (условно фоновый участок) и в верховье Самаркандского водохранилища – 221,5-439,3 тыс. экз/м<sup>3</sup> и 259,9-806,2 мг/м<sup>3</sup>, в 2007г. – в южном побережье Самаркандского водохранилища и в Интумакском водохранилище (26,7-115,7 тыс. экз/м<sup>3</sup> и 16,2-84,04 мг/м<sup>3</sup>, соответственно). Уменьшение численности и биомассы коловраток наблюдалось от лета к осени 2006 г. и лету 2007 г. Доминантами летнего периода 2006 г. на большей части Самаркандского водохранилища, в р. Нуре выше и ниже водохранилищ являлись полиартры и альфа-мезосапроб *Br. a. angularis*, указывающий на повышенный уровень сапробности воды (1,88 – 2,24) в этот период. От лета к осени 2006г. и лету 2007г. снижались значения индексов видового разнообразия Шеннона, особенно в Самаркандском водохранилище (от 1,64 до 0,68), указывая на невысокую степень устойчивости видовой структуры сообщества коловраток в водоемах Нуры. Наиболее заметное снижение значений индекса отмечалось в сбросных каналах, летом 2007 г. до уровня, характерного для напряженной экологической ситуации.

В составе зоопланктона водоемов среднего течения Нуры был выявлен 51 таксон планктонных ракообразных (29 – ветвистоусых, 22 – веслоногих). Наибольшим видовым разнообразием характеризовался участок р. Нуры выше Самаркандского водохранилища. Доминирующую роль играли ветвистоусые.

В Самаркандском водохранилище значение этой группы снижалось. Здесь доминировали веслоногие, с лидирующим положением циклопа *Thermocyclops oithonoides*. При сравнительно высокой численности и биомассе (139,4 тыс. экз/м<sup>3</sup> и 2,8 г/м<sup>3</sup>), сообщество низших ракообразных имело неблагоприятную структуру, характеризовавшуюся низким разнообразием (по индексу Шеннона), наличием уродливых особей в популяциях циклопов и нетипичным для Cyclopoida существенным преобладанием самцов в популяции *Acanthocyclops trajani*. Все это свидетельствовало о выраженном техногенном воздействии на экосистему водохранилища.

При дополнительном поступлении загрязняющих веществ по каналам, на участке реки ниже Самаркандского водохранилища отмечалось снижение разнообразия и количественного развития водных беспозвоночных. В Интумакском водохранилище, расположенном ниже по течению, количественные показатели развития планктонных ракообразных возрастали до 409,8 тыс. экз/м<sup>3</sup> и 4,0 г/м<sup>3</sup>. Доминирующее положение принадлежало *A. trajani* и *Bosmina longirostris*.

Сравнительно высокое разнообразие ракообразных (22) выявлено в составе зоопланктона сбросных каналов промышленных и бытовых стоков. Численность изменялась от 0,04 до 21,4 тыс. экз/м<sup>3</sup>, биомасса от 3,9 до 206,1 мг/м<sup>3</sup>, при сниженных значениях индекса Шеннона – от 0,29 до 1,98 бит/экз.

В 2006 г. в составе макрозообентоса обследованных водоемов выявлено 67 видов и форм, из них черви – 6, ракообразные – 5, насекомые – 55. Среди насекомых чаще всего встречались

хириноиды – 17 видов и личиночных форм. Преобладающим видом являлся *Chironomus plumosus*. Зарегистрировано изменение состава бентофауны по сравнению с предыдущими годами. Наиболее сбалансированные характеристики имело сообщество участка р. Нуры выше Самаркандского водохранилища и верхней части водохранилища. Наименьшие показатели развития зообентоса отмечались в южной части водохранилища, прилегающей к промышленной зоне г. Темиртау. В сбросных каналах этой зоны были зафиксированы лишь отдельные виды придонных беспозвоночных.

Ихтиофауна среднего участка р. Нуры была представлена 10 аборигенными и 7 чужеродными видами рыб. Новыми для этого бассейна видами являются пятнистый губач (*Triplophysa strauchii*), лещ (*Abramis brama*), гамбузия (*Gambusia affinis*), амурский чебачок (*Pseudorasbora parva*). Результаты ретроспективного анализа показали, что за последние 30 лет произошло сокращение численности налима (*Lota lota*) и золотого карася (*Carassius auratus*), но увеличилась численность судака (*Sander lucioperca*).

Для выяснения уровня накопления тяжелых металлов в рыбе в качестве индикаторного вида исследован обыкновенный окунь (*Perca fluviatilis*). Содержание в рыбе ртути, цинка и свинца соответствовало санитарно-гигиеническим нормативам. У всех исследованных экземпляров окуня из верховья р. Нуры и Самаркандского водохранилища в мышечной ткани и в печени содержалась повышенная концентрация кадмия и меди, которая в ряде случаев превышала допустимый уровень. Концентрация ртути в мышечной ткани окуня находилась в пределах 0,09-0,14 мг/кг, что ниже максимально допустимого уровня (0,6 мг/кг), но превышает концентрацию, которая считается токсичной для рыб.

Известно, что основная часть ртути в рыбе удерживается в форме высокотоксичной метилртути. Воздействие метилированной ртути на организм рыб выражается в снижении показателей линейно-весаго роста, выживаемости самцов, репродуктивного успеха и нарушении соотношения полов у потомства. Помимо этого метилртуть негативно влияет на иммунофизиологические и гематологические показатели рыб, а также активность целого ряда ферментов.

У рыб, населяющих Самаркандское водохранилище и участок реки Нуры ниже него, отмечены уродства и патологии, свидетельствующие о неблагоприятном состоянии среды обитания. Полученные данные позволяют предположить, что условия обитания рыб в Самаркандском водохранилище тормозят их рост и ведут к сокращению продолжительности жизни.

Таким образом, бассейн Нуры характеризуется повышенным уровнем загрязнения тяжелыми металлами, в том числе ртутью. Основной вклад в загрязнение ртутью в настоящее время вносит канал объединенного сброса промышленных стоков (ГКСВ). На отдельных участках бассейн реки загрязнен также цинком, медью, свинцом и кадмием. Основным источником поступления металлов в организм гидробионтов бассейна р. Нуры являются донные отложения, которые на протяжении длительного предшествующего периода аккумулировали металлы из промышленных стоков. Из полученных данных следует, что следствием техногенного загрязнения гидроценозов является неблагоприятное состояние и нарушение структуры сообществ и популяций водных животных.

## **БИОАККУМУЛЯЦИЯ РАДИОИЗОТОПОВ И ЕЕ РОЛЬ В ФОРМИРОВАНИИ ДОЗОВЫХ НАГРУЗОК ГИДРОБИОНТОВ ОТ <sup>239</sup>, <sup>240</sup>Pu В ПОСТЧЕРНОБЫЛЬСКИЙ ПЕРИОД**

Н. Н. Терещенко

Институт биологии южных морей им. А.О. Ковалевского НАН Украины  
99011 Севастополь, проспект Нахимова, 2, Украина, tnn@ibss.iuf.net

Радиоизотопы плутония <sup>239</sup>, <sup>240</sup>Pu, наряду со <sup>90</sup>Sr и <sup>137</sup>Cs, относятся к основным антропогенным дозообразующим радиоактивным изотопам в современной радиэкологической ситуации (Пути миграции..., 1999), что определяет необходимость оценки дозовых нагрузок от <sup>239</sup>, <sup>240</sup>Pu в период после аварии на Чернобыльской АЭС (ЧАЭС) на биоту водных экосистем Украины, включая Черное море.

Цель исследований – оценка роли биоаккумуляции в формировании величины дозовых нагрузок черноморских гидробионтов от <sup>239</sup>, <sup>240</sup>Pu; определение уровней доз, создаваемых <sup>238</sup>, <sup>239</sup>, <sup>240</sup>Pu, в гидробионтах разных трофических уровней в Черном море в постчернобыльский период, а также характеристика роли этих радиоизотопов плутония в формировании радиационно-экологической ситуации в Черном море и отдельных пресноводных водоемах в 30-км зоне ЧАЭС и за ее пределами.

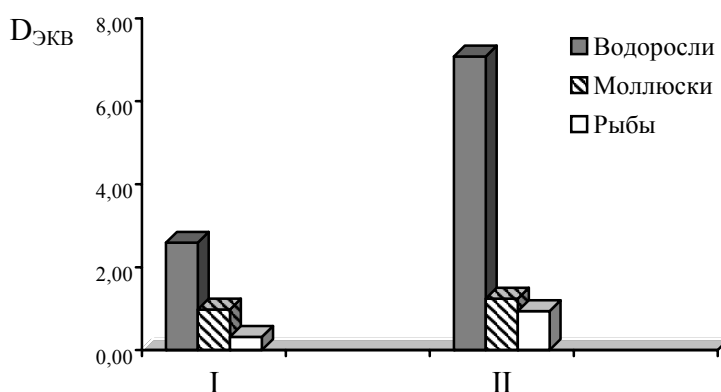
Как известно (Поликарпов, 1965; Пути миграции ..., 1999), морские гидробионты обладают в разной степени выраженной биоаккумулирующей способностью в отношении радионуклидов,

включая плутоний в Черном море (Marine environment ..., 2004; Терещенко и др., 2007). Биоаккумулирующая способность определяет уровни содержания радионуклида в биоте и является одним из ведущих факторов формирования величины дозовой нагрузки. Для количественной характеристики аккумулирующей способности гидробионтов использовали коэффициент накопления ( $K_H$ ). С целью оценки годовых поглощаемых доз от  $^{238, 239, 240}\text{Pu}$  был принят ряд допущений и расчет доз производили, согласно известным подходам (Блейлок и др., 1993; Амиро 1997). Так как изучаемые изотопы плутония – альфа-излучатели, то были оценены и эквивалентные дозы для гидробионтов (Гродзинский, 2001).

Для расчета годовых доз внутреннего облучения гидробионтов использовали значения концентраций плутония в водных организмах, которые были получены как в результате собственных исследований, так и взяты с опубликованных работ (Поликарпов и др., 1991, Коротков, 1996; Marine environment..., 2004; Гудков, 2000, 2006). Нами проведены определения концентраций  $^{238, 239, 240}\text{Pu}$  в 1998 – 2006 гг. в черноморских гидробионтах из прибрежных акваторий у крымского побережья: бурых многоклеточных водорослях: *Cystoseira crinita* (Desf.) Borg, зеленых многоклеточных водорослях: *Ulva rigida* Ag., двустворчатых моллюсках: *Mytilus galloprovincialis* Lam. и рыбах: *Trachurus mediterranean ponticus* Aleev, *Merlangius merlangus euxinus*, *Sprattus sprattus phalericus* (Risso). Автор выражает благодарность за отбор проб сотрудникам Егорову В.Н., Поповичеву В.Н., Моисейченко И.Н., Стокозову Н.А.. Объектами анализа в других акваториях были макрофиты, моллюски и рыбы (перечень см. в таблицах).

По обобщенным данным наибольшую аккумулирующую способность среди черноморской биоты проявляли водоросли, для которых  $K_H$   $^{239, 240}\text{Pu}$  изменялись от  $n \cdot 10^2$  до  $n \cdot 10^3$ , немного ниже были  $K_H$  у моллюсков:  $2 \cdot 10^2$  –  $6 \cdot 10^2$  и самые низкие  $K_H$  – у представителей рыб:  $n \cdot 10^1$  –  $2 \cdot 10^2$ , что повлияло на величину дозовых нагрузок гидробионтов (Marine environment..., 2004; Терещенко, 2005, 2006, Терещенко и др., 2007). Пределы изменений мощности поглощенных доз от  $^{239, 240}\text{Pu}$  в исследуемый период в черноморских гидробионтах, обитавших в разных прибрежных районах моря, составляли 0.010 – 0.129 и 0.010 – 0.354 мкГр/год у крымского и кавказского побережья, соответственно. Концентрация  $^{238}\text{Pu}$  в исследованных черноморских водных организмах была ниже предела детектирования.

Результаты оценки максимальных годовых эквивалентных дозовых нагрузок на отдельные таксономические группы черноморских гидробионтов в разных прибрежных акваториях приведены на Рис. 1. Полученные величины свидетельствуют, что абсолютные значения доз отличались в разных районах моря для одних и тех же групп гидробионтов, но наблюдалась общая тенденция изменения уровня доз между разными таксономическими группами. Дозовые нагрузки внутреннего облучения от  $^{239, 240}\text{Pu}$  на разные таксономические группы черноморских гидробионтов уменьшаются более, чем на порядок в ряду: многоклеточные бурые водоросли → двустворчатые моллюски → рыбы.



**Рисунок 1.** Максимальные годовые эквивалентные дозы ( $D_{\text{экв}}$ , мкЗв), создаваемые  $^{239, 240}\text{Pu}$  для разных таксономических групп черноморских гидробионтов в прибрежных акваториях: I – у крымского побережья и II – у берегов Кавказа.

Сравнительный анализ уровней доз, сформированных  $^{239, 240}\text{Pu}$ , в черноморских гидробионтах с таковыми, создаваемыми природным основным дозообразующим альфа-радиоизотопом  $^{210}\text{Po}$  (Терещенко и др., 2007), а также пределом доз, рекомендованных МАГАТЭ, как безопасные для

биоты (Effects of ionizing..., 1992), показал, что дозы от  $^{239, 240}\text{Pu}$  ниже в  $10^3 - 10^4$  раз, чем дозы от  $^{210}\text{Po}$ , и в  $10^6 - 10^7$  раз ниже, предложенного МАГАТЭ, уровня доз, который не вызывает негативных последствий в популяциях водных организмов.

Согласно радиохемозокологической концептуальной модели зон экологического воздействия хронического ионизирующего облучения (Поликарпов, 1997), дозовые нагрузки от  $^{239, 240}\text{Pu}$  для черноморских гидробионтов ниже уровней доз, характерных для “зоны радиационного благополучия”, и относятся к “зоне неопределенности”.

Анализируя изменение дозовых нагрузок от плутония в гидробионтах с разных пресноводных экосистем, мы акцентировали внимание на тех факторах, которые оказывали значительное влияние на уровни содержания плутония в воде и влияли на величину биоаккумуляции плутония гидробионтами, а именно: пятнистость распределения радиоактивного загрязнения в пределах 30-км зоны вокруг ЧАЭС, пространственная удаленность водоема от зоны аварии, а также временной фактор.

В табл. 1 представлены данные для гидрофитов из водоемов, расположенных на различном расстоянии от ЧАЭС, об уровнях годовых доз, рассчитанных по концентрациям Pu в водных организмах, приведенным в работах (Поликарпов и др., 1991; Коротков, 1996).

**Таблица 1.** Годовые поглощенные ( $D_n$ ) и эквивалентные ( $D_{\text{экв}}$ ) дозы от Pu в гидрофитах из пресноводных водных экосистем, разнотудаленных от места аварии в 1989-1990 гг.

Место отбора проб	Объект исследования	D <sub>n</sub> от радионуклидов плутония, мГр			D <sub>экв</sub> от ΣPu, мЗв
		$^{238}\text{Pu}$	$^{239, 240}\text{Pu}$	ΣPu	
Пруд охладитель ЧАЭС	<i>Cladophora ranulata</i>	0.078	0.127	0.205	4.10
	- "-	0.427	1.051	1.478	29.56
	<i>Cladophora fracta</i>	0.868	1.566	2.434	48.68
	<i>Myriophyllum sp.</i>	0.012	0.018	0.030	0.60
	<i>Zignemaceae</i>	0.22	0.413	0.633	12.66
Старик р. Припять (с. Копачи)	<i>Cladophora fracta</i>	0.485	1.009	1.494	29.88
р. Припять (г. Чернобыль)	<i>Cladophora fracta</i>	0.089	0.156	0.245	4.90
	<i>Potamogeton sp.</i>	0.571	0.970	1.541	30.82
	<i>Lemna minor</i>			0.091	1.82
Киевское водохранилище	<i>Cladophora sp.</i>			0.031	0.62
	<i>Potamogeton sp.</i>			0.019	0.37
	<i>Myriophyllum sp.</i>			0.021	0.42
Каховское водохранилище	<i>Cladophora sp.</i>			0.008	0.16
	<i>Potamogeton sp.</i>			0.005	0.09

Как и предполагали, на величине доз у водных растений в водоемах 30-км зоны вокруг ЧАЭС сказывалась пятнистость распределения радиоактивных выпадений: в пределах одного водоема у представителей одного рода сформировались дозы на порядок и более отличавшиеся между собой (у представителей рода *Cladophora*); несмотря на разную удаленность этих водоемов от ЧАЭС, уровни доз достаточно близки. В более удаленных водоемах (Киевское и Каховское водохранилища), решающим фактором становилось расстояние объекта от зоны ЧАЭС, и с увеличением расстояния уровни доз уменьшались на два порядка и более (таблица 1).

**Таблица 2.** Изменение во времени годовых эквивалентных доз от Pu в водных растениях после аварии на ЧАЭС в искусственных водоемах.

Место отбора	Объект исследования	Годовые эквивалентные дозы от ΣPu, мЗв				
		1988 г.	1989 г.	1990 г.	1991 г.	1992 г.
Пруд охладитель ЧАЭС	<i>Cladophora fracta</i>	47.80		0.42	0.36	0.47
	<i>Potamogeton sp.</i>	47.80		0.31	0.27	0.42
Киевское водохр. (с. Страховсье)	<i>Cladophora sp.</i>			0.62		0.36
	<i>Potamogeton sp.</i>			0.37	0.31	0.16
	<i>Myriophyllum sp.</i>		0.42	0.42	0.11	0.21
Каховское водохр. (низовье)	<i>Cladophora sp.</i>	0.22	0.02	0.08		
	<i>Potamogeton sp.</i>	0.09	0.04			



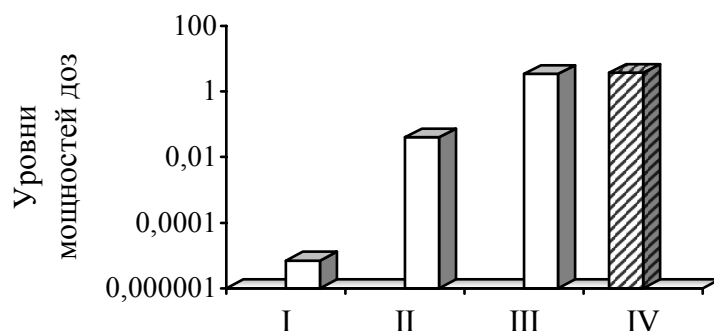
Также уменьшались на порядки величин уровни доз для гидробионтов с течением времени, после аварии на ЧАЭС вследствие процессов дальнейшего перераспределения плутония внутри водных экосистем (основным процессом было осаждение плутония в донные отложения) и резкого уменьшения выноса плутония из 30-км зоны ЧАЭС по каскаду речных систем. Уменьшение годовых уровней доз на примере нескольких видов гидрофитов представлено в табл. 2 (расчеты выполнены по данным Поликарпов и др., 1991; Коротков, 1996).

В отдельных стоячих водоемах в 30-км зоне вокруг ЧАЭС, подвергшихся самому сильному загрязнению и сохранившим высокие уровни радиоактивного загрязнения, мощности доз в гидробионтах от альфа-излучения плутония к началу XXI века, остались столь же высокими, как и в первые годы после аварии (таблица 3) (расчеты выполнены по данным работ (Гудков, 2000, 2006)).

**Таблица 3.** Уровни мощностей доз (min/max) в гидробионтах от плутония в наиболее загрязненных стоячих водоемах 30-км зоны вокруг ЧАЭС (озеро Далекое, озеро Глубокое).

Объекты исследования	Мощность поглощенной дозы, мГр	Мощность эквивалентной дозы, мЗв
Высшие водные растения	0.01 0/ 1.699	0.20 / 33.98
Брюхоногие моллюски	0.008 / 2.013	0.16 / 40.26
Мирные рыбы	0.029 / 0.036	0.58 / 0.72

Поэтому, на современном этапе, уровни годовых эквивалентных доз от радиоизотопов плутония в гидробионтах (в частности, в гидрофитах и моллюсках) в этих водоемах остаются на несколько порядков выше, чем в других водных экосистемах и, хотя еще не достигли, но значительно приблизились (без учета дозовых нагрузок от других антропогенных радионуклидов) к пределу уровня безопасных доз, не вызывающих негативных изменений в природных популяциях гидробионтов. Но суммарное воздействие от основных дозообразующих антропогенных радионуклидов ( $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{238, 239, 240}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ) достигло в этих водоемах предела урона безопасных годовых доз, составив в литоральной зоне величины порядка 4 Гр (Гудков, 2006) (Рис. 2).



**Рисунок 2.** Сравнительная характеристика уровней мощности доз, сформировавшихся на современном этапе после аварии на ЧАЭС, в водных экосистемах, где: I - уровень мощности эквивалентных доз (Зв/год) от Pu для гидробионтов в Черном море; II – уровень мощности эквивалентных доз (Зв/год) от Pu в наиболее загрязненных водоемах 30-км зоны ЧАЭС; III – уровень мощности поглощенных доз (Гр/год) в гидробионтах от основных дозообразующих радионуклидов в этих же водоемах; IV – безопасный предел мощности дозы (Гр/год) для популяций гидробионтов.

Учитывая пятнистость радиоактивного загрязнения, особенности питания и биотопа (в донных отложениях содержится 90 -99 % всего содержания основных дозообразующих изотопов в пресноводных экосистемах), разную величину биоаккумуляции и сочетанное действие факторов, у разных представителей биотической компоненты экосистем в этих водоемах наблюдали поражающие эффекты на различных уровнях организации: от хромосомного до популяционного (Поликарпов и Цыцугина, 1996; Гудков, 2006), что свидетельствовало о неблагоприятной радиационно-экологической ситуации в экосистемах этих водоемов.

Согласно радиохеомозкологической концептуальной модели зон экологического воздействия хронического ионизирующего облучения (Поликарпов, 1997) уровни доз от радиоизотопов плутония для гидробионтов стоячих водоемов 30-км зоны отчуждения вокруг ЧАЭС составляли дозы, которые относятся к «зоне радиационного благополучия» и «зоне физиологической маскировки». Но уровни доз, созданные совместным действием основных дозообразующих радионуклидов ( $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{238, 239, 240}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ) относятся к «зоне экологической маскировки», а также к «зоне поражения экосистем».

По результатам проведенного анализа радиационно-экологической ситуации в отношении плутония можно заключить, что биоаккумулирующая способность повышает дозовые нагрузки на гидробионты на 1-3 порядка величин в зависимости от таксономической принадлежности гидробионтов. Оставаясь на многие сотни лет регистрируемым фактором среды, создающим хронические дозовые нагрузки на гидробионты, современное содержание плутония в Черном море не оказывает повреждающего действия на биологические компоненты черноморских экосистем.

Радиоизотопы плутония входят в группу основных дозообразующих антропогенных радионуклидов, которые на современном этапе в критических водоемах в зоне отчуждения вокруг ЧАЭС своим совместным действием сформировали в гидробионтах дозовые нагрузки, вызвавшие поражающие эффекты у представителей водной флоры и фауны на различных уровнях организации и послужили одной из причин неблагоприятной радиационно-экологической ситуации в этих водных экосистемах.

#### Список литературы

- Гродзинський Д.М. Радіобіологія. – Київ: Либідь. – 2000. – 448 с.
- Гудков Д.И., Деревец В.В., Кузьменко М.И., Назаров А.Б. Гидробионты в радиоэкологическом мониторинге водоемов зоны отчуждения ЧАЭС // Гигиена населенных мест. – Киев. – 2000. – Вып. 36. – Ч. I. – С. 404 - 413.
- Гудков Д.И. Радіонукліди в компонентах водних екосистем зони відчуження Чорнобильської АЕС: розподіл, міграція, дозові навантаження, біологічні ефекти Автореф. на здобуття наук. ступ. канд. біол. наук. – Київ, 2006. – 31 с.
- Коротков А.А. Депонирование трансуранов в живых и косных компонентах водоемов ближней зоны ЧАЭС, Каховском водохранилище и Северо-Крымском канале // Радиоэкология: успехи и перспективы. Матер. Междунар. семинара (Севастополь, 4 - 7 октября 1994 г.). – Севастополь, 1996. – С. 170 - 176.
- Поликарпов Г.Г., Цыцугина В.Г. Изучение последствий аварии на Чернобыльской АЭС для гидробионтов (1986–1996) // Радиационная биология. Радиоэкология. – 1996. – 36. – Вып. 4 – С. 460 – 468.
- Пути миграции искусственных радионуклидов в окружающей среде. Радиоэкология после Чернобыля / Под ред. Ф. Уорнера и Р. Харрисона. – Москва: Мир, 1999. – 511 с.
- Терещенко Н.Н. Радионуклиды плутония в компонентах прибрежных черноморских экосистем в акватории Севастополя // Наукові записки. – Серія біологія. - 2005. – № 4 (27). – С. 243 – 247.
- Терещенко Н.Н. Аккумуляция изотопов плутония гидробионтами Черного моря // V съезд по радиационным исследованиям (радиобиология, радиоэкология, радиационная безопасность) (Москва, 10 - 14 апреля 2006 г.). - Москва, 2006. – II. – (Секции VI - IXA). – С. 48.
- Терещенко Н.Н., Поликарпов Г.Г., Лазаренко Г.Е. Радиоэкологическая ситуация в Черном море в отношении плутония: уровни загрязнения компонентов экосистемы и дозовые нагрузки на биоту // Мор. Экол. Журн., 2007.- Т. VI, № 2. - С. 25 – 38.
- Amiro B.D. Radiobiological dose conversion factors for generic non-human biota used for screening potential ecological impacts // J. Environ. Radioactivity, 1997. – 33. - № 1 - P. 37 – 51.
- Blaylock B.G., Frank M.I., O'Neal B.R. Methodology for estimating radiation dose rates to freshwater biota exposed to radionuclides in the environment // Report ES/ER/TM-78 Oak Ridge Nation. Lab., TN. – 1993. – 10 p.
- Effects of ionizing radiation on plants and animals at levels implied by current radiation protection standards / IAEA Technical report. – Series N 332: International Atomic Energy Agency (IAEA), Vienna, 1992.

## ОЦЕНКА ТОКСИЧНОСТИ ВОДЫ ОЗЕР, РАСПОЛОЖЕННЫХ НА ЗАПОВЕДНЫХ ТЕРРИТОРИЯХ СЕВЕРО-ЗАПАДА РОССИИ

И.И. Томилина, В.А. Гремячих

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

Система мониторинга качества вод в России ориентирована на контроль загрязнения важных для народного хозяйства водных объектов, подвергающихся воздействию сточных вод. Значительно более редкая сеть наблюдений включает условно-фоновые объекты, малые озера, том числе расположенные на территории государственных заповедников, отсутствуют в системе мониторинга (Моисеенко, 2003).

Эколого-токсикологический контроль с использованием методов биотестирования, не выявляя прямых связей регистрируемых эффектов с определенным действующим агентом, позволяет оценивать и прогнозировать отклонения в состоянии биологических систем, вызванные воздействием многофакторной антропогенной нагрузки. Именно поэтому он и представляется перспективным для рекогносцировочной оценки экологического благополучия малых водоемов.



**Рис. 1.** Карта-схема расположения групп озер. 1 группа - озера Новгородской и Псковской областей (Рдейский и Полистовский государственный заповедник), 2 группа – озера Валдайского государственного заповедника, 3 группа – озера Окского заповедника, 4 группа - озера Вологодской области (Дарвинский государственный заповедник)

Среди многочисленных физико-химических факторов, влияющих на жизнедеятельность пресноводных организмов, ведущее экологическое значение имеет химический состав воды, и, в частности, концентрация водородных ионов. В крупных водоемах колебания значений рН находятся в пределах нормального существования большинства гидробионтов (6.5-8.5). Значительные отклонения от указанного диапазона наблюдаются, как правило, в малых и средних по площади водоемах (Комов, 2001; Комов, Лазарева, 1994). Кроме того, небольшие озера, преимущественно автономных ландшафтов, в большей степени подвержены аэротехногенному закислению (Моисеенко и др., 1999).

Цель настоящей работы – оценить токсичность воды озер заповедников северо-запада Европейской России, испытывающих влияние атмосферного антропогенного закисления и, в меньшей мере, хозяйственной деятельности человека.

Исследования проводили на четырех группах водоемов (рис.1). К первой относились 15 озер Рдейского и Полистовского заповедников (Новгородская и Псковская области), ко второй – 7 озер Валдайского заповедника (Новгородская область), к третьей – 12 озер Окского заповедника, к

четвертой – 6 озер Вологодской области, расположенных на территории Дарвинского государственного заповедника.

Пробы воды отбирали батометром Рутнера с разной частотой и периодичностью с 1991 по 2007 годы. В воде озер определяли pH, цветность и содержание основных ионов. В качестве тест-организма в работе использовали ветвистоусого рачка *Ceriodaphnia affinis* Lillijeborg. Критерием острой токсичности воды служила 50% гибель за 48 час, хронической – гибель более 20% особей за 7 дней и достоверное снижение репродуктивных показателей за тот же период (Mount D.I., Norberg T.J., 1984).

Для выявления влияния низких значений pH на токсичность воды озер, был проведен следующий эксперимент. Природную воду с низкими значениями pH (< 5.0) доводили титрованием 0.01 N NaHCO<sub>3</sub> до значений pH 6.5-6.8. Оставляли на 6-8 час, затем определяли pH и вновь проводили тестирование по стандартной методике.

Данные представляли в виде средних значений и их ошибок ( $\bar{x} \pm SE$ ). Результаты обрабатывали статистически, используя метод дисперсионного анализа (ANOVA) и процедуру LSD-теста при уровне значимости  $p=0.05$  (Sokal). Статистический и корреляционный анализ результатов проводили с помощью пакета программ STATGRAPHICS Plus 2.1.

Исследованные водоемы не испытывали вообще или испытывали минимальное влияние хозяйственной деятельности человека. Основные гидрохимические показатели, по которым различались озера - степень закисления и гумификации воды (Табл.1).

**Таблица 1.** Репродуктивные показатели *Ceriodaphnia affinis* при биотестировании воды озер, расположенных на заповедных территориях Северо-запада России

Заповедник	pH воды озер, (min-max)	Цветность, град, (min-max)	Репродуктивные показатели за 7 суток эксперимента, % от контроля			
			средняя плодовитость		среднее число пометов	
			pH≤5.0	pH>5.0	pH≤5.0	pH>5.0
Рдейско-Полистовский	4.9±0.03 <sup>a</sup> (4.1-5.9)	261.0±8.5 (53-624)	45.4±3.0 <sup>a</sup>	60.1±4.3 <sup>b</sup>	48.6±2.9 <sup>a</sup>	64.4±3.8 <sup>AB</sup>
Валдайский	6.5±0.1 <sup>c</sup> (5.2-7.7)	167.1±12.2 (30-370)	-	66.0±3.6 <sup>bc</sup>	-	80.8±3.7 <sup>c</sup>
Окский	7.6±0.08 <sup>d</sup> (6.7-9.8)	318.0±14.7 (40-540)	-	75.2±3.6 <sup>c</sup>	-	77.3±3.1 <sup>c</sup>
Дарвинский	5.5±0.07 <sup>b</sup> (4.8-7.2)	188.6±15.5 (19-778)	71.9±7.3 <sup>bc</sup>	114.9±13.3 <sup>d</sup>	53.4±5.8 <sup>ab</sup>	78.9±6.6 <sup>c</sup>

<sup>a, b</sup> - разные буквенные индексы достоверно различаются при уровне значимости  $p = 0.05$

Значения pH воды озер Валдайского и Дарвинского заповедников варьировали в более широких пределах, чем водоемов Рдейско-Полистовского заповедника: 4.8-7.7 и 4.1-5.9, соответственно. Ацидные озера (pH<5) составляли 33% исследованных озер Валдайского заповедника, 66% - Дарвинского и 73% - Рдейского заповедников. Вода озер Окского заповедника была нейтральной. Средние значения показателя цветности воды озер Рдейского заповедника, выше, чем Дарвинского. Среди них практически не встречались водоемы с неокрашенной водой, а гумифицированные - составляли 60% общего числа. Для озера Кривое Дарвинского заповедника зарегистрирована максимальная цветность среди всех исследованных озер – 778.

При биотестировании воды озер отмечено, что смертность рачка *C.affinis* не превышала допустимый методикой 20% уровень. Достоверных отличий по выживаемости тест-объекта в воде ацидных и умеренно закисленных и нейтральных озер не наблюдали. Количество выметанной молоди на 1 самку в течение 7 суток и среднее число пометов оказались более чувствительными показателями неблагоприятных условий, чем смертность. Это согласуется с результатами полевых экспериментов Тезира и Горовца на веслоногом рачке *Cyclops scutifer*, исчезновение которого из биотопа связано с нарушением естественного воспроизводства и отсутствием пополнения популяции, а не с прямым отравлением взрослых особей (Tesseir, Horowitz, 1988). Зарегистрированы достоверные отличия средней плодовитости за 7 суток, между рачками, экспонированными в воде ацидных озер Дарвинского и Рдейского заповедников. По этому показателю отмечено достоверное отличие ацидных озер Дарвинского и Рдейского заповедников от озер с уровнем pH воды > 5.0 (табл.1). Была выявлена статистически значимая связь между снижением репродуктивных функций цериодафний и низкими значениями pH воды озер Дарвинского государственного заповедника ( $r=0.43$ ,  $Rsq=18.4$ ,  $p = 0.007$ ).

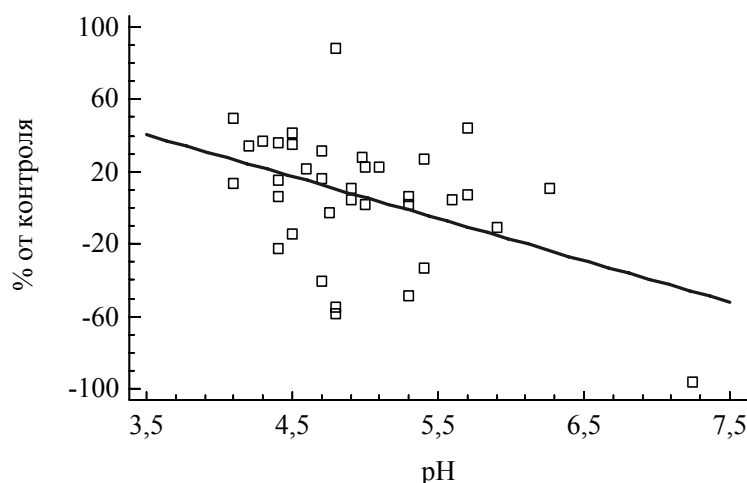
Для выявления роли низких значений pH в токсичности воды озер природную воду кислотных и умеренно закисленных озер Рдейского и Дарвинского заповедников доводили до значений pH 6.5-6.8. Зарегистрированы достоверные отличия между плодовитостью рачков, экспонированных в природной воде кислотных озер Рдейского-Полистовского и Дарвинского заповедников от таковой в озерах с уровнем pH > 5.0 (табл. 2).

**Таблица 2.** Репродуктивные показатели *Ceriodaphnia affinis* при биотестировании воды озер Рдейско-Полистовского и Дарвинского заповедников

Заповедник	n	Тип озера по степени ацидификации	Природная вода	Вода, доведенная до значений pH 6.5-6.8
Рдейско-Полистовский	220	кислотные, pH < 5.0	7.9 ± 0.5 <sup>a</sup>	9.7 ± 0.5 <sup>a</sup>
	101	умеренно закисленные и нейтральные, pH > 5.0	10.0 ± 0.8 <sup>b</sup>	9.1 ± 0.7 <sup>a</sup>
Дарвинский	20	кислотные, pH < 5.0	7.9 ± 1.7 <sup>a</sup>	9.1 ± 1.3 <sup>a</sup>
	19	умеренно закисленные и нейтральные, pH > 5.0	12.8 ± 1.7 <sup>b</sup>	9.2 ± 1.6 <sup>a</sup>

<sup>a, b</sup> - разные буквенные надстрочные индексы в каждом столбце указывают на достоверные различия при уровне значимости  $p = 0.05$  между типами озер заповедников

При доведении значений pH воды до 6.5-6.8 эти различия нивелировались. Отмечена достоверная отрицательная зависимость увеличения плодовитости тест-объекта от исходных значений pH воды (рис. 2).



**Рис. 2.** Увеличение плодовитости цериодафний при доведении pH до 6.5-6.8 в зависимости от исходных значений pH воды.  $r = -0.43$ ,  $Rsq = 18.2$ ,  $p = 0.01$

В результате экспериментальных исследований последствий антропогенного закисления по трем группам озер была выявлена зависимость репродуктивных показателей тест-объекта *C. affinis* от величины pH воды. На снижение pH цериодафнии реагировали уменьшением средней плодовитости и числа пометов. При нейтрализации кислотности среды плодовитость животных в эксперименте возрастала интенсивнее при более низких исходных значениях pH природной воды. Применение методов биотестирования, с одной стороны, представляется перспективным для прогнозирования последствий антропогенного закисления и рекогносцировочной оценки экологического благополучия малых водоемов, с другой - лабораторные эксперименты с использованием одного тест-объекта сла-

бо соотносятся с условиями «реальной жизни», что делает проблематичным экстраполяцию полученных в эксперименте результатов на природные водоемы. Таким образом, только сопоставление результатов биотестирования с геохимическими и гидробиологическими данными позволит наиболее информативно и комплексно оценить качество воды как среды обитания гидробионтов.

#### Список литературы

- Комов В.Т. Кислотное воздействие на водоемы // Экологические проблемы Верхней Волги. Ярославль. ИБВВ РАН. 2001. С.253-261.
- Комов В.Т., Лазарева В.И. Причины и последствия антропогенного закисления поверхностных вод северного региона на примере сравнительно-лимнологического исследования экосистем озер Дарвинского заповедника // Структура и функционирование экосистем кислых озер. С-Пб. Наука. 1994. С.3-30.
- Моисеенко Т.И. Закисление вод: факторы, механизмы и экологические последствия. М., Наука. 2003. 276 с.
- Моисеенко Т.И., Шаров А.Н., Вандыш О.И. Изменения биоразнообразия поверхностных вод Севера в условиях закисления, евтрофирования и токсичного загрязнения // Водные ресурсы. 1999. N 4. С. 492-501.
- 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.
- Tesseir A.J., Horowitz R.J. Analysis and interpretation of zooplankton samples collected during Phase II of the National Lake Survey // Acad. Natur. Sci. Philadelphia Rep. 1988. P. 1-313.
- Polikarpov G.G. Conceptual model of responses of organisms, populations and ecosystems in all possible dose rates of ionizing radiation in the environment // RADOC 96-97, Norwich/L;westoft, 8-11 April, 1997. Radiation Protection Dosimetry. – 1998. – 75, N 1-4. – P. 181 – 185.
- Polikarpov G. G., Kulebakina L. G., Timoshchuk V. I. et al. - Radionuclides migration in the Dnepr River Cascade, the Dnepr-Bug Estuary and the Black Sea shallow-waters // Biogeochemical Pathways of Artificial Radionuclides: SCOPE-RADPATH, 12 - 20 April, 1991. – RE.40.91 - 1991. – P. 16.

## КРИТЕРИИ ОЦЕНКИ ВЛИЯНИЯ МЕГАПОЛИСА НА КАЧЕСТВО ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД

Т.А. Хоружая, Т.В. Миронова  
Институт водных проблем РАН, Южный отдел  
ГУ Гидрохимический институт  
Ростов-на-Дону, Россия, ghi@aanet.ru

В связи с ростом урбанизации и увеличением загрязнения водных объектов, расположенных на территории городов, в том числе токсичными химическими соединениями была поставлена задача выявить критерии оценки влияния мегаполиса на уровень токсического загрязнения таких водных объектов. Исследование проведено на примере р.Дон в районе г.Ростова-на-Дону.

В отношении совокупного действия различных загрязняющих веществ на водную биоту все еще существует большая неопределенность. В частности, характерные для Нижнего Дона компоненты загрязнения вод: соединения меди, цинка, железа, а также кадмий, по данным одних авторов могут усиливать, по данным других - ослаблять токсические эффекты друг друга (Никаноров А.М., Жулидов А.В., 1991). Для проявления токсического воздействия металлов на водную биоту существенное значение имеет жесткость воды, снижающая их токсичность.

В этой связи представляют интерес данные по биотестированию токсичности воды р. Дон в районе г. Ростова-на-Дону. Биотестирование проводили с 1988 по 2000 гг. с использованием биотестов на разных группах гидробионтов: ветвистоусых ракообразных (дафниях), зеленых водорослях, парамециях, коловратках. Анализ результатов позволил заключить, что в целом в 1988-2000 гг. пробы воды р. Дон в районе г. Ростова-на-Дону проявляли высокий уровень токсичности (таблица 1). Из 24 отобранных проб токсическое действие оказывали 17 (71 %). Чаще всего острое токсическое действие проявляли пробы воды на участке впадения в р. Дон р. Темерник (створ №2), причем доля проб с токсическим действием составила 90 %. В створе № 3, расположенном ниже ПУ «Водоканал», 50 % проб оказывали токсическое действие на гидробионтов, в створе выше города (№ 1), 3 из 6 проб также оказались токсичными.

**Таблица 1.** Характеристика токсического загрязнения воды р. Дон по числу проб с токсическим действием на различные тест-организмы (в районе г. Ростов-н/Д)

Створ №	Створ	Число проб с токсическим действием в биотестах (общее число проб)				Всего по створу
		Дафнии	Водоросли	Парамеции	Коло- вратки	
11	Выше г. Ростов-н-Д	3 (4)	0 (1)	0 (1)	-	3 (6)
22	Устье р. Темерник	5 (5)	1 (2)	2 (2)	1 (1)	9 (10)
33	Ниже ПУ «Водоканал»	2 (3)	1 (2)	1 (2)	1 (1)	5 (10)
Всего		10 (12)	2 (5)	3 (5)	2 (2)	

Токсичность обнаружена на всех обследованных створах пункта наблюдений «г. Ростов-на-Дону» (таблица 2).

**Таблица 2.** Характеристика токсического загрязнения воды р. Дон по числу створов, где обнаружено различное токсическое действие на тест-организмы (в районе г. Ростов-н/Д)

Створ №	Створ	Число створов			
		общее	с острым токсическим действием		с токсическим действием на другие тест-организмы
			на дафний	на водоросли	
1	Выше г. Ростов-н-Д	2	1	1	2
2	Устье р. Темерник	1	1	1	1
3	Ниже ПУ «Водоканал»	1	0	1	1

Результаты биотестирования интересны и с точки зрения различий чувствительности гидробионтов - представителей различных трофических уровней к загрязнению природной воды. При биотестировании на дафниях токсичность обнаружена в 83 % проб, на водорослях в 40 % проб, на парамециях в 60 %, на коловратках – в 100 % проб (таблица 1).

Токсические свойства речной воды позволяют предполагать развитие процессов токсикофикации, которая представляет опасность для разных трофических звеньев водной экосистемы, в том числе и высокого уровня (Никаноров А.М., Хоружая Т.А. и др., 2000).

Обнаружение токсических свойств в природной воде указывает на нарушение установленных в РФ требований к качеству воды по биотестовым показателям, согласно которым природная вода (рыбохозяйственных водных объектов) при биотестировании не должна оказывать токсического действия (хронического и тем более острого) на тест-организмы (Правила..., 1978).

По данным Госдокладов, токсичность в отдельные периоды регистрируется в воде самой р. Темерник (Государственный доклад..., 1999).

Очевидно, что токсичность воды, выявляемая при биотестировании, обусловлена присутствием комплекс загрязняющих веществ, проявляющих свое влияние в условиях конкретного гидрохимического режима. По данным многолетних наблюдений сети Росгидромета в перечень характерных загрязняющих веществ (ЗВ) концентрации которых превышают ПДК более чем в 50 % проб (Ежегодники...2003-2005), входят соединения меди ( $\text{Cu}^{2+}$ ) и железа ( $\text{Fe}_{\text{общ}}$ ), нефтепродукты, (НФПР) сульфаты, нитритный азот ( $\text{NO}_2^-$ ).

Оценка непосредственного влияния города на основе анализа данных для створов, расположенных выше, в черте и ниже г. Ростова-на-Дону, в течение 1988-2000 гг. показала, что содержание характерных для состава загрязнения Нижнего Дона ЗВ в воде систематически превышало ПДК (Ежегодники...1979-1997; 2003-2005).

В створе, расположенном выше г. Ростова-на-Дону, наблюдалась более низкая загрязненность, чем на нижерасположенных участках, однако эта закономерность касается не всех ЗВ, а только соединений меди и железа (по внутригодовым - «разовым» величинам концентраций  $\text{Cu}^{2+}$  и  $\text{Fe}_{\text{общ}}$ , меньшему диапазону колебаний этих величин в течение года), нефтепродуктов и нитритного азота (более низким медианным концентрациям НФПР и  $\text{NO}_2^-$ ). Наиболее высокие внутригодовые концентрации  $\text{Cu}^{2+}$  и  $\text{Fe}_{\text{общ}}$ , медианы концентраций НФПР и  $\text{NO}_2^-$  регистрировались ниже города. Судя по повторяемости случаев превышения ПДК в пробах в течение года, загрязнение имеет устойчивый (хронический) характер. Уровень токсического загрязнения по химическим показателям, определяемый по разработанным нами критериям (Никаноров А.М., Хоружая Т.А., 2002), на всех створах р.Дон был высоким, вода чаще всего оценивалась как «умеренно - » или «высоко токсичная».

По различным комплексным оценкам и классификациям качество воды находится в диапазоне от «чистой» и «слабо токсичной» до «загрязненной» - «грязной» - «очень грязной», и от «умеренно-» до «высокотоксичной». По удельному комплексному индексу загрязнения вод (УКИЗВ) и индексу загрязнения вод (ИЗВ), используемым в системах государственного мониторинга поверхностных вод (РД 52.24.643-2002 и Методические рекомендации..., 1988 соответственно) наименее загрязненным был участок реки выше города, наиболее загрязненным - в черте города, ниже впадения р. Темерник. Число лет с наихудшими оценками качества воды здесь было наибольшим.

Таким образом, в плане оценки влияния урбанизации по данным многолетних наблюдений Росгидромета достаточно четко выделится «фоновый» створ: он расположен выше города. Во многих случаях ситуация по гидрохимическим показателям здесь более благополучная, чем на нижерасположенных стовах. Негативное влияние города Ростова-на-Дону на качество воды р.Дон по многолетним ежегодным данным наиболее четко отражают такие гидрохимические показатели как наиболее высокие «разовые» концентрации соединений меди и железа, наиболее высокие медианы концентраций нефтепродуктов и нитритного азота, комплексные показатели уровня загрязненности - УКИЗВ и ИЗВ.

Четких отличий на «фоновых» стовах по данным биотестирования воды р.Дон выявить не удалось: вода на «фоновом» створе в отдельные периоды проявляла токсические свойства по отношению к гидробионтам. Тем не менее наиболее токсичными при высокой повторяемости ее обнаружения были пробы на стовах, где уровень загрязнения по химическим показателям был максимальным. Более или менее надежными критериями по данным биотестирования может служить доля проб с токсическим действием и в ряде случаев показатель острого токсического действия (ОТД) при биотестировании на дафниях. При биотестировании на дафниях оценка по ОТД более предпочтительна по сравнению с показателем хронического токсического действия.

Очевидно, что для получения более достоверной оценки токсичности воды при биотестировании необходимо использовать более широкий набор биотестов (не менее 3-х) (Р 52.24.566-94).

Результаты биоиндикации по гидробиологическим показателям были неоднозначными (Водная экосистема..., 2006), а отличия от «фоновых» створов выявлялись только в отдельные периоды. Состояние экосистемы на стовах, расположенных выше и ниже г.Ростова-на-Дону, соответствует антропогенному экологическому напряжению (в основном по состоянию фитопланктона).

#### Список литературы

- Водная экосистема Нижнего Дона: многолетние изменения качества воды. Ред. А.М.Никаноров и др. С-Пб. Гидрометеиздат, 2006. 307 с.
- Государственный доклад «О состоянии окружающей природной среды Ростовской области в 1998 году». г. Ростов-на-Дону, Госкомэкологии РО, 1999 г. 273 с.
- Ежегодники качества поверхностных вод СССР.- Обнинск: Изд. ВНИИГМИ МЦД, 1979-1997 гг.
- Ежегодники. Качество поверхностных вод Российской Федерации. – СПб.: Гидрометеиздат, 2003-2005 гг.
- Методические рекомендации по формализованной комплексной оценке поверхностных и морских вод по гидрохимическим показателям. Госкомэкологии СССР. 1988.- 48 с.
- Никаноров А.М., Жулидов А.В. Биомониторинг металлов в пресноводных экосистемах. - Л-д, Гидрометеиздат, 1991, 311с.
- Никаноров А.М., Хоружая Т.А., Бражникова Л.В., Жулидов А.В. Мониторинг качества вод: оценка токсичности. С.П., Гидрометеиздат, 2000. – 159 с.
- Никаноров А.М., Т.А.Хоружая, А.Г.Страдомская, Т.В.Миронова. Химические показатели в оценке токсического загрязнения Нижнего Дона / Метеорология и гидрология, 2002, № 11. – С.68-74.
- Правила охраны поверхностных вод от загрязнения сточными водами // Охрана окружающей среды. – Л.: Судостроение, 1978. - С.193-222.
- Р 52.24.566-94. Методы токсикологической оценки загрязнения пресноводных экосистем. Федеральная служба России по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды. М.: 1994.
- РД 52. 24. 643 - 2002 Методические указания. Метод комплексной оценки степени загрязненности поверхностных вод по гидрохимическим показателям. – СПб.: Гидрометеиздат. – 49с.:



## ПРОСТРАНСТВЕННО–ВРЕМЕННОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ВЫСШИХ ВОДНЫХ РАСТЕНИЙ УРБАНИЗИРОВАННОГО ОЗЕРА ВЫРЛИЦА

Е.Н. Цаплина, И.М. Линчук

Институт гидробиологии НАН Украины

г. Киев, 04210, пр. Г. Сталинграда, 12, Украина, ukrtextbut@gmail.com

Озеро Вырлица карьерного типа, расположенное в пределах г. Киева, ощущает на себе влияние большого промышленного города. С северной стороны и слева (по улицам Бажана и Ревуцкого) проходит транспортная магистраль, справа находится средняя школа и спортивный комплекс, ниже к югу по правому берегу - завод по сжиганию мусора. И только небольшая часть озера с юга окружена лесопосадкой. Нежелательное влияние урбанизации распространяется на все биотические компоненты водной среды, в том числе и на видовой состав и структурно-функциональные показатели высших водных растений, интенсивно вегетирующих на мелководьях озера.

Целью является исследование особенностей пространственно-временного распределения высших водных растений в озере в условиях постоянного антропогенного евтрофирования.

Методика работы: геоботанические исследования распределения высших водных растений в озере Вырлица были проведены в осенне – зимний, весенний и летний период, используя методику Катанской (1981). Гидрохимические показатели: содержание растворенного кислорода в воде, органических веществ по перманганатному и бихроматному окислению, БПК<sub>5</sub>, минеральные формы азота и фосфора определяли общепринятыми гидрохимическими методами (Алекин, 1973). Для определения подобия растительных сообществ на мелководных участках озера использовали коэффициент Серенсена (Песенко, 1982).

Озеро Вырлица имеет большие по площади мелководья, расположенные по периметру. За литературными данными (Иванова, 2007), почти 5% водной поверхности озера зарастает высшими водными растениями.

Мелководная зона северной части озера (возле проспекта Бажана) неоднородна по глубине, образует заливы и пруды разной величины, общая площадь которых составляет 0,08 км<sup>2</sup>. Около 70% мелководий заняты высшими водными растениями, в основном, воздушно – водными с четким преобладанием ценозов тростника обыкновенного (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.). Сообщества рогоза широколистного (*Typha latifolia* L.), узколистного (*T. angustifolia* L.), Лаксмана (*T. Laxmannii* Lerech. L.) здесь играют второстепенную роль. Тростник обыкновенный занимает приблизительно 0,17 км<sup>2</sup> мелководий. Проективное покрытие достигает 100%, густота травостоя колеблется от 52 до 100 экземпляров /1м<sup>2</sup>. В центре зарослей количество растений тростника обыкновенного увеличивается до 150-160 экземпляров /1м<sup>2</sup>. Продуктивность его небольшая – 320г сырой массы с 1м<sup>2</sup>. Площади рогоза широколистного составляют около 0,3% площадей тростника обыкновенного, а рогозы узколистного и Лаксмана встречаются небольшими единичными куртинами.

На левом берегу озера (вдоль ул. Ревуцкого), ценозы тростника обыкновенного занимают 0,11км<sup>2</sup>. В некоторых местах ширина зарослей достигает 15-20м, ближе к югу уменьшаются до 3-5м. На противоположном правом берегу озера площади тростника обыкновенного незначительны (около 0,015км<sup>2</sup>).

В южной части озера возле завода по переработке мусора регистрировались большие по площади мелководья, занятые воздушно – водными растениями, но все же они были в 2 раза меньше (0,09 км<sup>2</sup>), чем в северной части. Эти мелководья также имели разные глубины, образуя среди зарослей пруды. Доминантом является тростник обыкновенный, но, по сравнению с мелководьями северной части озера, большую долю в зарастании (почти 20%) имеет рогоз широколистный. Кроме воздушно – водных растений летом на глубинах до 2 м (по переднему краю зарослей тростника) вегетировали растения с плавающими листьями и погруженные растения, которые составляли только 1% от общей фитомассы тростника обыкновенного в озере (Иванова и др., 2007). Распределение их сообществ определялось условиями среды. В северном районе, кроме ценозов тростника обыкновенного, в сообществах представлены единичные экземпляры кубышки желтой (*Nuphar lutea* (L.) Smith.), а погруженные – роголистником погруженным (*Ceratophyllum demersum* L.) и водяным лютиком (*Batrachium circinatus* (Silbth.) Spach.). В небольшом количестве регистрировался телорез алоеидный (*Stratiotes aloides* L.). На левом и правом берегах озера список видов погруженных растений увеличивается. У левого берега доминирует водяной лютик, субдоминантами - роголистник погруженный и рдест пронзеннолистный (*P. perfoliatus* L.), справа доминантом является уруть

колосистая (*Myriophyllum spicatum* L.), субдоминантами роголистник погруженный и рдест пронзеннолистный (табл. 1).

В состав фитоценозов входят элодея канадская (*Elodea canadensis* Michx), рдест гребенчатый (*P. pectinatus* L.), курчавый (*P. crispus* L.). Среди воздушно – водных регистрировались частуха подорожниковая (*Alisma plantago – aquatica* L.), манник большой (*Glyceria maxima* (C. Hartm) Holmb.), сусак зонтичный (*Butomus umbellatus* L.) и др. виды высших водных растений (см. табл. 1).

Таким образом, озеро Вырлица насчитывает 20 видов высших водных растений, представленных 12 семействами. Семейства *Typhaceae* Juss., *Hydrocharitaceae* Juss. и *Potamogetonaceae* Dumort. - три вида, *Poaceae* Barnhart и *Lemnaceae* S. F. Gray – два вида, остальные семейства были представлены одним видом. Зарегистрировано в озере воздушно – водных растений – 8 видов, растений с плавающими листьями – 2 вида, свободно плавающих – 2, погруженных – 8 видов.

Анализ результатов исследований дал возможность выделить на основании представленности каждого вида в сообществе несколько фитоценозов (Булахов, 1996) в разных районах озера: *Phragmites australis* (Cav.) Trin ex Steud. (мелководья №1 северного района), *Phragmites australis* (Cav.) Trin ex Steud. + *Typha latifolia* L. (мелководья №4 южного района), *Phragmites australis* (Cav.) Trin ex Steud.; i *Batrachium. circinatus* (Silbth.) Spach + *Ceratophyllum demersum* L. + *Potamogeton perfoliatus* L. (мелководья №2 левого берега озера), *Myriophyllum spicatum* L. + *Ceratophyllum demersum* L. + *P. perfoliatus* L. (мелководья №3 правого берега). Наиболее подобными между собой за коэффициентом Серенсена по видовому составу были фитоценозы северного и юного районов озера (60%) и левого и правого берега ( 74%).

**Таблица 1.** Видовой состав и представленность высших водных растений на мелководьях оз. Вырлица.

Видовой состав	Мелководные участки.			
	1	2	3	4
<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin ex Steud.	5	4	2	4
<i>Alisma plantago – aquatica</i> L.			/	
<i>Typha latifolia</i> L.	+	/	/	3
<i>Typha angustifolia</i> L.	/			
<i>Typha Laxmannii</i> Lepech. L.				
<i>Butomus umbellatus</i> L.		/	/	
<i>Glyceria maxima</i> (C. Hartm) Holmb.	/	/	+	
<i>Potamogeton pectinatus</i> L.			/	
<i>P. perfoliatus</i> L.		2	3	
<i>P. crispus</i> L.			/	
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	2	2	4	2
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.		+	5	/
<i>Elodea canadensis</i> Michx		+	/	
<i>Stratiotes aloides</i> L.	/			
<i>Batrachium. circinatus</i> (Silbth.) Spach	2	5	2	
<i>Poligonum amphibium</i> L.	/	/	+	
<i>Nuphar luteum</i> (L.) Smiht				+
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i> L.	/			
<i>L. minor</i> L.	/	/		/
<i>Spirodela polyrhiza</i> (L.) Schleid	/	/		/
Всього 20 видів				

Примечание: 1 – мелководья северного района, 2 – мелководья слева (возле улицы Ревуцкого), 3- мелководья справа (возле школы и спортивного комплекса), 4 – мелководья юного района озера.

/ - единичные виды, + - встречаются в малом количестве, 2 – проективное покрытие вида до 25%, 3 – проективное покрытие вида 25-50%, 4 – проективное покрытие вида 50-75%, 5 – проективне покрытие вида больше 75%.

Сравнение видового состава высших водных растений озера с 2005 годом (Иванова и др., 2007) показало увеличение их видового богатства, что связано с появлением и увеличением на мелководьях правого берега озера площадей рдеста гребенчатого и курчавого. Это свидетельствует о антропогенном загрязнении участка бытовыми сточными водами, а также, очевидно,

функционированием завода по переработке мусора. Рдесты курчавый и гребенчатый, которые вошли в фитоценоз правобережных мелководий озера, являются индикаторами евтрофных водоемов, богатых на кальций и органические соединения. Кроме этого, исчезновение сальвинии плавающей (*Salvinia natans* (L.) All. ), – индикатора умеренного загрязнения, отмечавшейся на мелководьях озера в 2005 году (Иванова, 2007), подтверждает постоянное антропогенное евтрофирование на экосистему озера. Vegetация на мелководьях северного района единичных экземпляров рогозов узколистного и Лаксмана, которые не были зарегистрированы в 2005 году, а также развитие рогоза широколистного (Макрофиты – индикаторы..., 1993), свидетельствуют о заболачивании этого участка в условиях грунтового и поверхностного подтопления. На заболачивание этого участка озера указывает и развитие телореза алоевидного, котрый не был зарегистрирован в 2005 году. Являясь сопутствующим видом асс. *Phragmitetum communis*, *Typhetum angustifoliae*, *T. latifoliae* (Макрофиты, индикаторы...1993), телорез алоевидный – индикатор заболачивания участков мезо-эвтрофных пресноводных водоемов среднего антропогенного загрязнения.

Таким образом, водоемы, испытывающие на себе влияние большого промышленного города, окликаются изменением своих структурно-функциональных показателей биоты и свидетельствуют об ухудшении экологического состояния своей экосистемы. Результаты гидрохимических показателей, проведенных на мелководьях озера (табл. 2), показали, качество воды озера Вырлица за оценкой комплексной экологической классификации качества поверхностных вод суши (Ромененко, Окснюк, Жукинський и др., 1993), относится к классу 4 "загрязненная", разряду 4а „умеренно загрязненная”.

**Таблица 2.** Гидрохимические показатели воды на мелководьях озера Вырлица (Лето, 2007 год)

Мелководья	O <sub>2</sub> % нас.	БПК <sub>5</sub> мг O <sub>2</sub> /дм <sup>2</sup>	ПО мгО/дм <sup>3</sup>	БО мгО/дм <sup>3</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> мгN/ дм <sup>3</sup>	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> мгN/ дм <sup>3</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> мгN/ дм <sup>3</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> мгP/ дм <sup>3</sup>
Северная часть	70	0,85	8,74	15,46	0,131	0,000	0,040	0,044
Левый берег	90	2,59	5,71	15,46	0,126	0,000	0,000	0,041
Правый берег	85	3,94	7,59	17,51	0,163	0,009	0,038	0,113
Южная часть	100	3,34	1,75	20,10	0,137	0,000	0,005	0,044

Закключение: Высшая водная растительность является репрезентативным биологическим показателем экологического состояния водоемов и может быть использованана как элемент в качестве разработки мероприятий по улучшению экологического состояния территорий.

#### Список литературы:

- Алекин А.О., Семенов А. Д., Скопинцев Б.А. Руководство по химическому анализу вод суши.- Л.: Гидрометеиздат, 1973.-269 с.
- Булахов А.Д. Экологическая оценка среды методом фитоиндикации. – Б:БГПИ, 1996. – с. 104.
- Иванова И.Ю., Т.А. Харченко, П.В. Ключенко. Высшая водная растительность водоемов г. Киева, гидроб. ж. , 2007. – 43. - № 1. – С.38 – 59.
- Катанская В.М. Высшая водная растительность континентальных водоемов СССР. – Л.: Наука, 1981, - 185с.
- Макрофиты – индикаторы изменений природной среды. – К.: Наукова думка, 1993.-433с.
- Песенко Ю.А. Принципы и методы количественного анализа в фаунастических исследованиях. – М.: Наука, 1982.- 188 с.
- Романенко В. Д., Жукинський В.М., Окснюк О.П. та інші. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями. – К: Символ Т, 1998.-28с.

# ЗАКОНОМЕРНОСТИ АНТРОПОГЕННОЙ ИЗМЕНЧИВОСТИ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ КРУПНЫХ ОЗЕР СЕВЕРО-ЗАПАДА РОССИИ

А.Н. Шаров

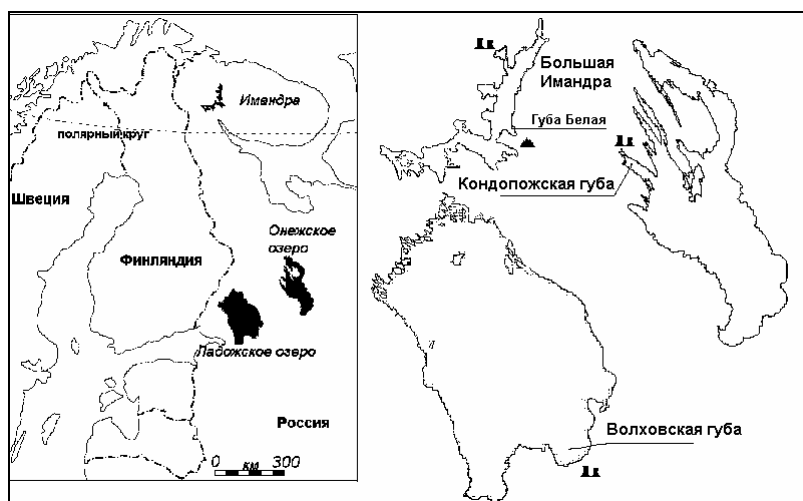
*Институт водных проблем РАН*

*ул. Губкина 3, г. Москва, 119333, Россия, Sharov\_AN@mail.ru*

Водные экосистемы, как правило, испытывают многофакторное загрязнение, поэтому процессы, как деградации, так и их восстановления протекают сложным путем. Примером многолетнего смешанного загрязнения являются крупные озера Севера Запада России: Ладожское, Онежское и Имандра (рис. 1). Эти три озера характеризуются единым генезисом формирования экосистем в постледниковый период, поэтому они имеют ряд общих черт, как водной химии, так и фауны. Они играют значительную роль в экономике России, используются в качестве источников питьевого и хозяйственного водоснабжения, имеют высокое рыбохозяйственное и рекреационное значение.

Задачами исследований являлось:

- дать ретроспективный анализ состояния элементов экосистемы и определить природные условия на основе пространственно временного анализа ключевых показателей состояния экосистемы;
- выявить основные закономерности сукцессий водных экосистем озер в условиях антропогенных нагрузок и их снижения;
- определить сходство и отличие экосистемных процессов при различных типах антропогенного воздействия;
- дать оценку возможности возврата к природному состоянию и влияния климатических факторов на данные процессы.



**Рис .1.** Карта-схема расположения озер и районов исследования

На основе проведенного анализа имеющихся литературных и собственных данных для всех трех озер были выделены ключевые периоды модификаций экосистем: природные условия; периоды интенсивного загрязнения и период восстановления. Основное внимание было сосредоточено на Волховской губе Ладожского озера, Кондопожской губе Онежского озера и плесе Большая Имандра (рис. 1), которые испытывали наибольшее загрязнение вод токсичными веществами и элементами.

Более 50 лет Волховская губа, Кондопожская губа и плес Большая Имандра загрязнялись токсичными веществами: тяжелыми металлами и органическими токсичными веществами, среди которых преобладали фенолы, лигносульфонаты. Промышленная активность в этот период сопровождалась формированием бытовых стоков, которые без должной оценки выпускались в те же участки озер, куда сбрасывались и токсичные воды. Под влиянием антропогенной нагрузки гидрохимический режим озер трансформировался по сходному типу – увеличилось содержание сульфатов и взвешенных веществ, появились токсичные вещества в концентрациях, оказывающих угнетающее действие на организмы и экосистему в целом. Резко возросшие содержания фосфора и

азота, включая концентрации их биодоступных форм, стимулировали эвтрофирование рассматриваемых водоемов.

На водосборе Ладожского озера (Волховская губа) в начале прошлого века был построен первый в России алюминиевый завод, целлюлозно-бумажная фабрика и другие производства. Загрязнение стоками данных производств достигло максимума в конце 60-х годов. Поступлению токсичных веществ в озеро сопутствовала биогенная нагрузка, как со стоками производств (особенно после перехода алюминиевого завода на новое сырье – фосфорсодержащие апатитнефелиновые руды), так и стоками города Волхов. По различным оценкам поток фосфора в озеро возрос в сотни раз, нагрузка фосфора в 70-х –80-х гг. составляла 6-7 тыс. тонн/год (на долю Волховской губы приходилось 50-60% общей величины) (Ладожское озеро..., 2002).

Кондопожская губа относится к наиболее эвтрофируемым районам Онежского озера. Главной причиной являются сточные воды расположенного в вершинной части губы целлюлозно-бумажного комбината. Важным компонентом сточных вод является органическое вещество. Кроме того, из очистных сооружений в залив поступает большое количество фосфора. Его содержание в заливе достигло критического уровня в конце 80-х годов (15-70 мкг/л) (Онежское озеро..., 1999).

Южная часть Большой Иmandры является наиболее загрязненной, она испытывает влияние стоков горно-обогатительного производства и коммунальных сточных вод с 40-х годов прошлого столетия. Загрязнение достигло максимума в конце 80-х годов (Моисеенко и др., 2002).

Вместе с тем, в целом для основной части акватории Ладожского и Онежского озер характерна низкая биопродуктивность, что связано с их холодноводностью невысоким содержанием биогенных элементов и низкой минерализацией воды. Обширный профундальный район озер сохраняет свое исходное олиготрофное состояние. Озеро Имандра наиболее близко к своему природному состоянию в юго-западной части.

В прошлом – все три озера характеризовались, как олиготрофные и ультрапресные с низкими концентрациями биогенных элементов, взвешенного материала и микроэлементов. Водное население было представлено преимущественно холодолюбивыми стенобионтными видами, характерными для пресных вод Севера.

Гидрохимия. В период максимальных антропогенных нагрузок изменения водной химии произошли во всех трех озерах по одному типу: снизилась прозрачность, увеличилась pH, содержание солей и биогенных элементов, появились контаминанты, обладающих токсичными свойствами. Озеро Имандра характеризовалось высокими концентрациями тяжелых металлов, среди которых преобладали никель и медь, как следствие поступления стоков медно-никелевого производства. Одновременно присутствовали и некоторые органические токсичные вещества, применяемые в флотации руды. В Ладожском и Онежском озерах появились токсичные лигносульфаты, как следствие поступления стоков целлюлозно-бумажного производства, а также фенолы, алюминий, тяжелые металлы, нефтепродукты.

Концентрации фосфора и азота в воде возросли в несколько раз, включая и биодоступные фосфаты и нитраты. Соответственно снизилось соотношение азота и фосфора с 43-45 до 12 – 17. Загрязняемые районы озер по содержаниям фосфора стали соответствовать эвтрофному состоянию, а прилегающие достаточно большие акватории - мезотрофному состоянию (Ладожское озеро..., 2002; Онежское озеро..., 1999; Моисеенко и др., 2002; и др.).

Таким образом, условия обитания для гидробионтов, в этот период в рассматриваемых районах стали отличными от природных характеристик, появилось новое свойство - токсичность вод, что повлекло изменения структуры всех звеньев экосистемы.

В 1990-х годах антропогенная нагрузка резко снизилась вследствие экономического кризиса и приостановки промышленного производства. В 2000-х годах оживление экономики сопровождалось модернизацией производств и введением систем очистных сооружений. В ответ на снижение антропогенной нагрузки на Волховскую и Кондопожскую губу, а так же плес Большая Имандра, в середине 1990-х годах обозначились тенденции к улучшению качества вод и оживлению экосистемы.

Содержание общих форм фосфора в Ладожском и Онежском озерах снизились более чем в два раза, в Имандре - остались на прежнем уровне; концентрации азота общего лишь слегка понизились во всех трех озерах. Соотношение азота к фосфору стало более высоким, но ниже чем в природных условиях. Концентрации биодоступных фосфатов и нитратов сократились значительно (в 6-20 раз), что свидетельствует об их более активной утилизации в изменившейся трофической структуре экосистемы. Интересна динамика кремния, концентрации которого не только не восстановились, но продолжали планомерно снижаться из года в год, что связано с его активным поглощением диатомовыми водорослями (Ладожское озеро..., 2002; Онежское озеро..., 1999; Моисеенко и др., 2002).

Фитопланктон. Состав и структура фитопланктона исследованных озер чрезвычайно сходна и типична для глубоких олиготрофных озер. Первые исследования видового состава фитопланктона оз. Имандра относятся к 1930-м гг. (Воронихин, 1935). Первое наиболее полное описание фитопланктона Ладожского и Онежского озер было выполнено в середине 60-х годов Н.А. Петровой (1968, 1971). В работах указывается преобладание в планктоне диатомовых водорослей. Отмечаются низкие значения численности и биомассы фитопланктона, в среднем  $0.1-0.4 \text{ кл}10^6/\text{л}$  и  $0.1 - 0.5 \text{ г/м}^3$  соответственно. И сегодня в отдаленных от промышленного влияния районах биомасса фитопланктона редко превышает  $1 \text{ г/м}^3$ , а средние значения за вегетационный период находятся в пределах  $0,3-0,5 \text{ г/м}^3$ .

Биомасса фитопланктона в загрязняемых районах исследованных озер в летний период увеличилась в 20-30 раз по причине огромных объемов поступления биогенных элементов. Отмечалось интенсивное цветение синезеленых водорослей в Онежском и Ладожском озерах, в меньшей степени – в озере Имандра. Произошли структурные изменения сообщества фитопланктона в направлении интенсивного развития видов, характерных для эвтрофных водоемов: синезеленые - *Oscillatoria tenuis*, *Oscillatoria planctonica*, *Anabaena lemmermanii*, *Anabaena hassalii*, *Aphanizomenon flos-aquae*, *Microcystis pulvereae*; зеленые - *Ankistrodesmus pseudomirabilis*, *Dictyosphaerium pulchellum*, *Coelastrum microporum*, *Pandorina morum*, *Eudorina elegans*.

В начале 2000-х обилие фитопланктона существенно снизилось лишь в Ладожском озере по сравнению с периодами максимального загрязнения, но остается высоким по сравнению с природными показателями. Средние значения биомассы в озерах варьировали от  $1.7$  до  $3.4 \text{ г/м}^3$ , концентрации хлорофилла «а» - от  $3.6$  до  $7.9 \text{ мг/м}^3$ . По-прежнему отмечается высокое обилие видов рода *Cryptomonas*, *Stephanodiscus* и *Aulacoseira islandica*. В южной части Ладожского озера преимущественно в тихую погоду в поверхностном слое воды преобладали сине-зеленые водоросли рода *Microcystis*, *Anabaena* и *Aphanizomenon flos-aquae* (Ладожское озеро..., 2002).

Зоопланктон. Преобладание ракообразных Cladocera и Copepoda в 40-х гг. прошлого века являлось характерной чертой зоопланктона озер Ладожского, Онежского и Имандра. Средние значения численности летного зоопланктона  $50 \text{ экз.}10^3/\text{м}^3$ . Средние значения биомассы в летний период для озер были  $0.1 \text{ г/м}^3 - 0.5 \text{ г/м}^3$  (Соколова, 1956; Петровская, 1966; Николаев, 1972 и др.).

В период интенсивного загрязнения озер стали преобладать эврибионтные виды *Keratella cochlearis*, *Asplanchna priodonta*, *Kellicottia longispina*, *Bosmina obtusirostris*. Увеличилось содержание коловраток (до 60%), что связано с их большей устойчивостью к действию загрязняющих веществ, тогда как содержание типичных обитателей вод севера *Collotheca sp.*, *Conochilus sp.*, *Holopedium gibberum* снизилось. По данным О.И. Вандыш (Моисеенко и др., 2002) в озере Имандра общая биомасса зоопланктонного сообщества возросла, тогда как индекс видового разнообразия снизился.

В конце 1990-х – начале 2000-х гг. отмечается снижение показателей численности зоопланктонного сообщества. Биомасса также снижается, но не столь значительно. В сообществе восстанавливается численность ветвистоусых (*Bosmina obtusirostris*) и веслоногих ракообразных (*Cyclops sp.*, *Cyclops*, *Mesocyclops leuckarti*), снижается доля мелких коловраток, типичных индикаторов загрязнения. Вновь были обнаружены ранее обычные в озере Имандра, но исчезнувшие в период максимального загрязнения вод, ценные в кормовом отношении ветвистоусые ракообразные - *Holopedium gibberum*, *Daphnia sp.*, *Leptodora kindtii*. Соответственно возрастает величина индекса видового разнообразия Шеннона. Однако наиболее чувствительные к загрязнению ракообразные *Leptodora kindtii*, *Polyphemus pediculus*, *Eudiaptomus graciloides*, *HeterosCOPE appendiculata* по-прежнему встречаются в незначительных количествах (по данным О.И. Вандыш (Моисеенко и др., 2002). Характерной особенностью зоопланктона Волховской губы Ладожского озера остается преобладание Cladocera над Copepoda (Ладожское озеро..., 2002).

Зообентос. В период, предшествующий интенсивному развитию индустрии на водосборной территории в зообентосе озер доминировали хирономиды (*Chironomidae*), двухстворчатые моллюски (*Euglesa spp*) и ракообразные (*Monoporeia affinis*, *M. relict*, *Pallasiola quadrispinosa*), среди малощетинковых червей были отмечены представители семейств *Lumbriculidae* и *Naididae*., средние значения биомассы зообентоса для озер были  $0.6 - 1.6 \text{ г м}^{-2}$  (Крохин, Семенович, 1940; Герд, 1949; Соколов, 1956).

В период интенсивного загрязнения общая численность и биомасса зообентоса во всех озерах также увеличились на фоне снижения видового разнообразия. Здесь сформировались сообщества высокой численности с ограниченным составом видов: *Chironomus*, *Procladius*, *Nematoda*, *Tubifex tubifex*, *Limnodrilus hoffmeisteri*. В озере Имандра преобладали олигохеты (до  $200 \text{ г/м}^2$ ) и хирономиды (до  $50 \text{ мг/м}^2$ ). При этом, доля как чувствительных к загрязнению личинок хирономид, так и двухстворчатых моллюсков, в общей численности донных беспозвоночных снизилась более чем в 2

паза. Из двух, ранее отмечаемых в оз. Имандра реликтовых ракообразных, *M. relictus*, вероятно, исчез из состава фауны. Вид *M. affinis* оказался значительно более устойчивым к загрязнению озера тяжелыми металлами и биогенными элементами (по данным Б.П. Ильящука (Моисеенко и др., 2002)). По данным Т.Н. Поляковой и Т.Д. Слепухиной (Ладожское озеро..., 2002; Онежское озеро..., 1999), в период катастрофических случаев сброса стоков целлюлозно-бумажного производства в донных отложениях Ладожского и Онежского озера наблюдалась полное уничтожение донных биоценозов, при умеренном загрязнении образовывались сообщества, представленные несколькими устойчивыми видами хирономидно-олигохетного комплекса.

В период снижения антропогенной нагрузки зообентос проявляет большую инертность к восстановлению. Если в озере Имандра его биомасса снизилась, то в Ладожском и Онежском озере продолжает нарастать. По данным Т.П. Поляковой (Калинкина, Полякова и др., 2006) в бентосе северной части Кондопожской губы по-прежнему главенствует олигохетно-хирономидный комплекс с преобладанием червей, а реликтовые амфиподы отсутствуют. Значительные площади техногенных отложений этой зоны по-прежнему лишены организмов макробентоса. Численность и биомасса макрозообентоса залива в настоящее время достигли 7.0 тыс.экз./м<sup>2</sup> и 12.0 г/м<sup>2</sup>.

Донные сообщества литоральной зоны Ладожского и Онежского озер в последнее время претерпели значительные структурные преобразования под натиском так называемого «биологического загрязнения» – инвазии бокоплава байкальского происхождения *Gmelinoides fasciatus* (Stebbing) (Ладожское озеро..., 2002; Калинкина, Полякова и др., 2006). Благодаря высоким количественным показателям и темпам продуцирования он быстро включается в экосистемные процессы трансформации вещества и энергии.

В условиях значительного снижения токсичной нагрузки и при хорошем обеспечении биогенными элементами в профундальном бентосе озера Имандра (плес Большая Имандра) среди групп беспозвоночных доминировали ракообразные, представленные реликтовым бокоплавом *M. Affinis*, их роль возросла почти в 2 раза – с 36 до 60% (по данным Б.П. Ильящука (Моисеенко и др., 2002)).

Пример многолетнего загрязнения больших озер Севера Европейской части России позволил выявить общие черты деградации экосистем, а также сходств и отличия процессов восстановления после снижения антропогенного стресса.

В условиях снижения токсичного загрязнения и продолжающегося биогенного загрязнения экосистема приобретает черты стабильности, но ее характеристики отличны от природных. Накопленные биогенные элементы вовлечены в биологический круговорот в экосистеме, о чем свидетельствуют значительное превышение общих концентраций фосфора над фосфатами. Содержание фосфатов в пик вегетации практически стало соответствовать природным показателям, но общие содержания по-прежнему высоки. Происходит реколонизация озер обитателями северных вод, что подтверждается сменой доминирующих комплексов и увеличением индекса биоразнообразия. Повышение такого показателя как условная индивидуальная масса организмов в планктонных сообществах является косвенным признаком увеличения в сообществах доли крупных и хищных форм. Снижение концентраций биодоступных форм биогенных элементов и содержания кремния является следствием утилизации их диатомовыми водорослями, которые в период реколонизации занимают доминирующее положение, но в более высокой численности. Поэтому, биомасса водорослей практически не снижается на протяжении последних десятилетий. Происходит увеличение числа крупных форм и хищных организмов в структуре зоопланктона и бентоса. При этом биомасса зоопланктона и бентоса снижается, что может быть объяснено двумя факторами: 1) увеличением доминирования хищных форм над мирными в составе этих сообществ, 2) фактором выедания рыбами.

Бентосные сообщества более инертны к восстановлению. Накопленные в донных отложениях тяжелые металлы могут вовлекаться в редокс-цикл вследствие окисления органического вещества и анаэробных условий у дна. Более высокий градиент концентраций металлов в придонных слоях вод озера оказывает угнетающее воздействие на донные организмы. Однако на участках с хорошим кислородным режимом обитатели придонных слоев, такие как бокоплав *Monoporeia affinis*, получают преимущества для своего развития в условиях снижения токсичной нагрузки и благоприятных для них кормовых условиях.

Приведенные материалы показывают основные тенденции антропогенных сукцессий водных экосистем под влиянием многофакторной антропогенной нагрузки, которые могут возникнуть и в других водных системах.

#### Список литературы

- Воронихин Н.Н.* Водоросли и их группировки в озерах Имандра и Нотозеро (Кольский полуостров) // Тр. Ботанического ин-та АН СССР. Сер. 2. 1935. Вып. 2. С. 107 – 150.
- Герд С.В.* Биоценозы бентоса больших озер Карелии. Петрозаводск, 1949. 198 с.
- Калинкина Н.М., Тимакова Т.М., Куликова Т.П., Чекрыжева Т.А., Рябинкин А.В., Сярки М.Т., Теканова Е.В., Полякова Т.Н.* Гидроэкологические исследования ИВПС на водоемах Карелии // Водные ресурсы Европейского Севера России: итоги и перспективы исследований. Материалы юбилейной конференции, посвященной 15-летию ИВПС. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2006. С. 273-294.
- Крохин Е.М., Семенович Н.И.* Материалы к познанию озера Умбозеро // Материалы к изучению поверхностных вод Кольского полуострова. Фонды КНЦ АН СССР. Апатиты, 1940. Сб.1. С. 151-191.;
- Ладожское озеро. Прошлое, настоящее, будущее.* Санкт-Петербург «Наука», 2002. 327 с.
- Моисеенко Т.И., Даувальтер В.А., Лукин А.А., Кудрявцева Л.П., Ильяшук Б.П., Шарова Ю.Н., Вандыш О.И.*
- Королева И.М.* Антропогенная модификация оз. Имандра. М.: Наука, 2002. 401с.
- Николаев И.И.* История исследования зоопланктона Онежского озера // Зоопланктон Онежского озера. Л., 1972. С. 5-23.
- Онежское озеро. Экологические проблемы. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 1999. 293 с.
- Петрова Н.А.* Фитопланктон Ладожского озера // Растительные ресурсы Ладожского озера. Л., 1968. С. 73-130.
- Петрова Н.А.* Фитопланктон Онежского озера // Растительные ресурсы Онежского озера. Л.: Наука, 1971. С. 88-129.
- Петровская М.В.* Характеристика зоопланктона озер Мурманской области // Рыбы Мурманской области. Мурманск, 1966. С. 84.
- Соколов И.И.* Зообентос литорали южной половины Ладожского озера // Тр. Карел. Фил. АН СССР. Петрозаводск, 1956. Вып. 5: Вопросы ихтиологии внутренних водоемов. С. 76-87.



## СОДЕРЖАНИЕ

### МЕТОДЫ И КРИТЕРИИ ОЦЕНКИ КАЧЕСТВ ВОД И СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ

<b>Бакаева Е.Н.</b> МЕТОДИКО-МЕТОДОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ БИОТЕСТИРОВАНИЯ ВОД С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ГИДРОБИОНТОВ, ОБЛАДАЮЩИХ ГЕТЕРОГОНИЕЙ .....	3
<b>Белоногова С.П., Сафонова Е.В., Духовная Н.И., Коломиец И.А., Тряпицына Г.А., Пряхин Е.А.</b> БИОТЕСТИРОВАНИЕ ВОДЫ ВОДОЕМА В-11 ТЕЧЕНСКОГО КАСКАДА ВОДОЕМОВ (ЧЕЛЯБИНСКАЯ ОБЛАСТЬ) С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ВОДОРΟΣЛЕЙ И СЕМЯН ЛАТУКА ...	6
<b>Богданов Г.О., Тряпицына Г.А., Дерябина Л.В., Пряхин Е.А.</b> ОЦЕНКА ОСТРОЙ И ПОДОСТРОЙ ТОКСИЧНОСТИ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ ВОДОЕМА В-11 ТЕЧЕНСКОГО КАСКАДА ВОДОЕМОВ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ TUBIFEX TUBIFEX .....	9
<b>Бродский Е.С.</b> АНАЛИЗ ПОВЕРХНОСТНЫХ И СТОЧНЫХ ВОД МЕТОДОМ ГАЗОВОЙ ХРОМАТО-МАСС-СПЕКТРОМЕТРИИ .....	13
<b>Власова Е.С., Григорьев Ю.С.</b> ОТНОСИТЕЛЬНЫЙ ПОКАЗАТЕЛЬ ЗАМЕДЛЕННОЙ ФЛУОРЕСЦЕНЦИИ В ОПЕРАТИВНОЙ ОЦЕНКЕ ТОКСИЧЕСКОГО ДЕЙСТВИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ НА ТЕСТ-КУЛЬТУРУ ВОДОРΟΣЛИ <i>CHLORELLA VULGARIS</i> .....	14
<b>Гандзюра В.П., Гандзюра Л.А.</b> ПОДХОДЫ К ОЦЕНКЕ КАЧЕСТВА ВОД И СОСТОЯНИЯ ЭКОСИСТЕМ В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ .....	18
<b>Гуляева В.В., Дементьева Е.В.</b> РЕСНИЧНЫЕ ИНФУЗОРИИ – КАК БИОИНДИКАТОРЫ .....	23
<b>Дементьева Е.В.</b> ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ ПРЕСНОВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ ПО ИНДИКАТОРНЫМ ОРГАНИЗМАМ .....	27
<b>Казмирук В.Д., Казмирук Т.Н.</b> СТРУКТУРА ВЫСШЕЙ ВОДНОЙ РАСТИТЕЛЬНОСТИ КАК ИНДИКАТОР ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ .....	31
<b>Киреева Н.А., Онегова Т.С., Григориади А.С.</b> ОЦЕНКА СТЕПЕНИ ОЧИСТКИ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ ОТ НЕФТЕПРОДУКТОВ ПО МИКРОБИОЛОГИЧЕСКИМ ПОКАЗАТЕЛЯМ ....	35
<b>Клишко О.К.</b> ЭКОТОКСИКОЛОГИЧЕСКИЙ ПОДХОД ДЛЯ РЕШЕНИЯ ЗАДАЧ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО НОРМИРОВАНИЯ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ НА ЭКОСИСТЕМЫ ....	38
<b>Клишко О.К.</b> ЭКОТОКСИКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ДОННЫХ БЕСПОЗВОНОЧНЫХ КАК КРИТЕРИЙ ОЦЕНКИ КАЧЕСТВА СРЕДЫ ИХ ОБИТАНИЯ .....	43
<b>Кожевников И.В., Кожевникова Н.А., Скоробогатько Н.Е.</b> ИЗУЧЕНИЕ ПОТЕНЦИАЛЬНОЙ МИКРОЦИСТИН ТОКСИЧНОСТИ СИНЕ-ЗЕЛЕННЫХ ВОДОРΟΣЛЕЙ КРАСНОЯРСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА .....	47
<b>Кренева С.В.</b> ОПЫТ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ВИДОВОГО СОСТАВА В КОНТРОЛЕ ЗАГРЯЗНЕНИЯ НА ПРИМЕРЕ ЛАДОЖСКОГО ОЗЕРА .....	51
<b>Крупа Е.Г.</b> <i>ACANTHOCYCLOPS TRAJANI</i> MIRABDULLAYEV ET DEFAYE (COPEPODA, CYCLOPOIDA) КАК ИНДИКАТОР ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДОЕМОВ КАЗАХСТАНА .....	56
<b>Лапина Е.Е.</b> РЕЗУЛЬТАТЫ БИОТЕСТИРОВАНИЯ ПРИРОДНЫХ ВОД РАЗНОГО ГЕНЕЗИСА С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ЛЮМИНЕСЦЕНТНОГО МЕТОДА (НА ПРИМЕРЕ ВОД ВОДОСБОРА ИВАНЬКОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА) .....	58
<b>Лапкина Л.Н.</b> О ВОЗМОЖНОСТЯХ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ЧЕРВЕЙ КЛ. <i>HIRUDINEA</i> В ФИЗИОЛОГО-ТОКСИКОЛОГИЧЕСКИХ ЭКСПЕРИМЕНТАХ И В САНИТАРНО-ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ПРАКТИКЕ .....	59
<b>Лисовенко А.В.</b> КОМПЛЕКСНАЯ ОЦЕНКА СТОЧНЫХ ВОД СЛОЖНОГО СОСТАВА .....	63
<b>Лукин А.А., Калинин Н.М., Сярки М.Т., Шарова Ю.Н.</b> КОМПЛЕКСНАЯ СИСТЕМА БИОИНДИКАЦИИ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ В УСЛОВИЯХ РАЗНОТИПНОГО АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ .....	68
<b>Лукьянова О.Н., Колпаков Н.В., Ирейкина С.А.</b> БИОИНДИКАТОРЫ И БИОМАРКЕРЫ СОСТОЯНИЯ БИОТЫ В ЭСТУАРНЫХ ЗОНАХ ЗАЛИВА ПЕТРА ВЕЛИКОГО ЯПОНСКОГО МОРЯ .....	72
<b>Майстренко Т.А., Белых Е.С., Евсеева Т.И.</b> ИСПОЛЬЗОВАНИЕ <i>CHLORELLA VULGARIS</i> ДЛЯ ОЦЕНКИ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДОЁМОВ С ТЕРРИТОРИИ ПРОВЕДЕНИЯ ПОДЗЕМНОГО ЯДЕРНОГО ВЗРЫВА «ЧАГАН» (СЕМИПАЛАТИНСКИЙ ИСПЫТАТЕЛЬНЫЙ ПОЛИГОН) .....	75
<b>Мамонтова Е.А., Тарасова Е.Н.</b> АНАЛИЗ РИСКА ЗДОРОВЬЮ ЧЕЛОВЕКА И ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ ОТ ВОЗДЕЙСТВИЯ СОЗ И РТУТИ В БАЙКАЛЕ И АНГАРСКИХ ВОДОХРАНИЛИЩАХ .....	79
<b>Маркина Ж.В., Айздайчер Н.А.</b> ПРИМЕНЕНИЕ МОРСКОЙ МИКРОВОДОРΟΣЛИ <i>DUNALIELLA SALINA</i> (CHLOROPHYTA) ДЛЯ БИОТЕСТИРОВАНИЯ ВОДЫ (НА ПРИМЕРЕ ЗАЛИВОВ НАХОДКА И ВОСТОК (ЯПОНСКОГО МОРЯ) .....	84

<i>Маторин Д.Н., Каратеева А.В., В.А. Осипов, Лукашев Е.П., Сейфуллина Н.Х., Шайтан К.В.</i> ИССЛЕДОВАНИЕ ВЛИЯНИЯ НАНОТРУБОК НА ПАРАМЕТРЫ ФЛУОРЕСЦЕНЦИИ ХЛОРОФИЛЛА ЗЕЛЕННОЙ ВОДОРΟΣЛИ <i>CHLAMYDOMONAS REINHARDTII</i> .....	87
<i>Маторин Д.Н., Погосян С.И., Венедиктов П.С., Осипов В.А., Рубин А.Б.</i> МЕТОДЫ ФЛУОРЕСЦЕНТНОГО ЗОНДИРОВАНИЯ ПРИРОДНОГО ФИТОПЛАНКТОНА .....	90
<i>Мингазова Н.М.</i> ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ: КРИТЕРИИ И ПОКАЗАТЕЛИ ДЛЯ РАБОТНЫХ ЦЕЛЕЙ ОЦЕНКИ СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ .....	91
<i>Михайлова Л.В., Гордеева Ф.В.</i> ХИМИЧЕСКАЯ И ТОКСИКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ ПОЧВ ВОКРУГ ШЛАМОВЫХ АМБАРОВ (ША) .....	93
<i>Мойсейченко Г.В., Дроздов А.Л.</i> ОЦЕНКА УРОВНЯ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ЯПОНСКОГО МОРЯ МЕТОДОМ БИОТЕСТИРОВАНИЯ .....	97
<i>Насырова М.Р., Мельницкий И.А., Труханова Н.В., Кантор Л.И.</i> ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ВОДОРΟΣЛЕЙ ПРИ ОЦЕНКЕ КАЧЕСТВА ВОДЫ ИСТОЧНИКА ВОДОСНАБЖЕНИЯ .....	100
<i>Недосекин А.Г., Малащенко Д.В., Недосекин А.А., Смирнова Я.Ю.</i> УДОБНАЯ ФОРМА РЕГИСТРАЦИИ ДАННЫХ О ВОДОЕМАХ БАСЕЙНА РЕКИ МОСКВЫ И ВАЗУЗСКОЙ ГИДРОТЕХНИЧЕСКОЙ СИСТЕМЫ .....	104
<i>Прокопов Г.А.</i> ОПЫТ ВЫДЕЛЕНИЯ РЕДКИХ И УНИКАЛЬНЫХ СООБЩЕСТВ НА РЕКАХ ГОРНОГО КРЫМА .....	106
<i>Разумовский Л.В.</i> НОВЫЕ ВОЗМОЖНОСТИ КОМПЛЕКСНОЙ ОЦЕНКИ ИЗМЕНЕНИЯ КАЧЕСТВА ПРЕСНЫХ ВОД ПО РЕЗУЛЬТАТАМ ДИАТОМОВОГО АНАЛИЗА .....	110
<i>Рыжков Л.П.</i> КОМПЛЕКСНАЯ ОЦЕНКА ВЛИЯНИЯ САДКОВЫХ ХОЗЯЙСТВ НА ВОДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ .....	114
<i>Сазонова С.В., Чуйко Г.М.</i> ИСПОЛЬЗОВАНИЕ АКТИВНОСТИ БУТИРИЛ-ХОЛИНЭСТЕРАЗЫ СЫВОРОТКИ КРОВИ ЛЕЩА ( <i>ABRAMIS BRAMA L.</i> ) ДЛЯ ОПРЕДЕЛЕНИЯ СОДЕРЖАНИЯ ФОСФОРОРГАНИЧЕСКИХ СОЕДИНЕНИЙ В ВОДЕ .....	117
<i>Светаишова Е.С.</i> НАКОПЛЕНИЕ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ И НОРМИРОВАНИЕ ИХ СОДЕРЖАНИЯ В ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ .....	121
<i>Субботин М.А., Григорьев Ю.С.</i> ФЛУОРЕСЦЕНТНЫЙ МЕТОД ОПЕРАТИВНОГО ОПРЕДЕЛЕНИЯ ДЕЙСТВИЯ ТОКСИКАНТОВ НА РЯСКУ МАЛУЮ .....	123
<i>Сухоруков Б.Л., Новиков И.В.</i> ИНФОРМАТИВНОСТЬ СПЕКТРОВ ЯРКОСТИ В ВИДИМОМ СПЕКТРЕ В НАТУРНОМ ЭКСПЕРИМЕНТЕ С ЭКОСИСТЕМАМИ ЭВТРОФНЫХ ВОДОЕМОВ .....	126
<i>Тимофеев М.А., Терехова В.А., Канискин М.А., Федосеева Е.В.</i> СРАВНЕНИЕ ЧУВСТВИТЕЛЬНОСТИ МИКРОМИЦЕТНОГО И СТАНДАРТНЫХ БИОТЕСТОВ .....	130
<i>Филатова Г.А., Филатов О.В., Барковский Ю.С., Розе Ю.Н.</i> ПЕРСПЕКТИВА ИСПОЛЬЗОВАНИЯ МЕТОДОВ ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНОГО МОДЕЛИРОВАНИЯ ПРИ ПРОГНОЗИРОВАНИИ ЭФФЕКТОВ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ .....	135
<i>Филенко О.Ф., Дмитриева А.Г., Медянкина М.В., Бойчук Т.В.</i> ИНТЕГРАЛЬНЫЙ ПОКАЗАТЕЛЬ ТОКСИЧЕСКОГО ЭФФЕКТА НА ВОДНЫЕ ОРГАНИЗМЫ .....	137
<i>Хоружая Т.А., Сергиенко Е.В.</i> БИОЛОГИЧЕСКИЕ ПОКАЗАТЕЛИ КАЧЕСТВА ВОДЫ В ОЦЕНКЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО НЕБЛАГОПОЛУЧИЯ ПРЕСНОВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ .....	140
<i>Черкашин С.А., Щеглов В.В.</i> БИОТЕСТИРОВАНИЕ И БИОИНДИКАЦИЯ СОСТОЯНИЯ КОМПОНЕНТОВ ЭКОСИСТЕМ СЕВЕРО-ЗАПАДНОЙ ЧАСТИ ТИХОГО ОКЕАНА .....	143

## ЭКОТОКСИКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ И ПРОБЛЕМА РЕГИОНАЛЬНОГО НОРМИРОВАНИЯ

<i>Акатьева Т.Г.</i> ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ОЗЕР БЕРДЮЖСКОГО РАЙОНА ТЮМЕНСКОЙ ОБЛАСТИ .....	148
<i>Арианица Н.М., Ляшенко О.А., Кузнецова О.А.</i> ЭКОЛОГО-ТОКСИКОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА НАРВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА В СВЯЗИ С ЕГО ГИДРОЛОГИЧЕСКИМИ ОСОБЕННОСТЯМИ .....	148
<i>Бугаев Л.А., Катаскова С.И., Войкина А.В., Жердев Н.А., Игнатенко И.Н., Матвейчук М.В., Радишевская Л.С., Баева В.А.</i> СОДЕРЖАНИЕ ДЕЙСТВУЮЩИХ ВЕЩЕСТВ ПЕСТИЦИДОВ В ВОДЕ АЗОВСКОГО МОРЯ И ОЦЕНКА ВОЗМОЖНОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ ЗАГРЯЗНЕНИЯ НА ГИДРОБИОНТОВ .....	156
<i>Воронова Г.П., Копылова Т.В.</i> СТРУКТУРНАЯ И ФУНКЦИОНАЛЬНАЯ ХАРАКТЕРИСТИКИ ЗООБЕНТОСА Р. ДНЕПР В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ .....	160
<i>Горгуленко В.В.</i> ТОКСИКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ВОД РЕКИ ТОМИ И ЕЕ ПРИТОКОВ МЕТОДАМИ БИОТЕСТИРОВАНИЯ (МАРТ, 2008 Г.) .....	164
<i>Григорьев Ю.С., Власова Е.С., Шапкова Т.Л.</i> БИОДОСТУПНОСТЬ ЗАГРЯЗНЯЮЩИХ ВЕЩЕСТВ В ВОДНЫХ ОБЪЕКТАХ ПРОБЛЕМА РЕГИОНАЛЬНОГО НОРМИРОВАНИЯ ...	168

<i>Двуреченская С.Я.</i> ИССЛЕДОВАНИЕ ЗАКОНОМЕРНОСТЕЙ ФОРМИРОВАНИЯ ГИДРОХИМИЧЕСКОГО РЕЖИМА НОВОСИБИРСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА .....	171
<i>Дерябина Л.В., Богданов Г.О., Пряхин Е.А.</i> ХИРОНОМИДЫ ШЕРШНЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА И ИХ ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ДЛЯ ОЦЕНКИ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДОЕМА .....	176
<i>Дзюбан А.Н., Цветков А.И.</i> МЕТАН И ЕГО ТРАНСФОРМАЦИЯ В ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОДАХ ВЕРХНЕЙ ВОЛГИ КАК ПОКАЗАТЕЛЬ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДОЕМОВ .....	179
<i>Еремкина Т.В., Ярушина М.И.</i> ГИДРОХИМИЧЕСКИЙ РЕЖИМ И ФИТОПЛАНКТОН ОЗЕР СЕВЕРНОЙ ЧАСТИ УВИЛЬДИНСКОЙ ЗОНЫ В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ .....	182
<i>Ермолаева Н.И., Бортникова С.Б., Бессонова Е.П.</i> ГИДРОБИОЛОГИЧЕСКИЕ И ГЕОХИМИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ТЕХНОГЕННЫХ ВОДОЕМОВ ЮГА ЗАПАДНОЙ СИБИРИ .....	186
<i>Иванов Д.В., Шагидуллин Р.Р., Горшкова А.Т., Тарасов О.Ю., Петров А.М., Зиганшин И.И., Осмелкин Е.В.</i> ОЦЕНКА ИНТЕНСИВНОСТИ ЗАИЛЕНИЯ ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ ЗАИНСКОЙ ГРЭС (РЕСПУБЛИКА ТАТАРСТАН) .....	189
<i>Игнатова Н.А., Черникова Г.Г., Бакаева Е.Н.</i> ЭКОЛОГО-ТОКСИКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ НИЖНЕГО ТЕЧЕНИЯ РЕКИ ДОН .....	193
<i>Карташева Н.В.</i> ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ РЕКИ МОСКВЫ ПО СТРУКТУРНЫМ ХАРАКТЕРИСТИКАМ ЗООПЛАНКТОНА .....	197
<i>Кочарян А.Г., Лебедева И.П.</i> КОЛИЧЕСТВЕННАЯ ОЦЕНКА ПОСТУПЛЕНИЯ ЗАГРЯЗНЯЮЩИХ ВЕЩЕСТВ В Р. ВОЛГУ ОТ КРУПНЫХ ГОРОДОВ .....	200
<i>Крот Ю.Г., Коновец И.Н., Кипнис Л.С., Киризий Т.Я., Гончарова М.Т., Подругина А.Б., Зорина-Сахарова Е.Е., Ляшенко А.Л.</i> КОМПЛЕКСНАЯ ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ Р. ДНЕПР В РАЙОНЕ Г. КИЕВА .....	205
<i>Ларикова Н.В.</i> МУТАГЕННАЯ АКТИВНОСТЬ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ ПРИТОКОВ РЕКИ ТОМЬ .....	210
<i>Левина С.Г., Шагина Н.Б., Аклеев А.В., Попова И.Я.</i> ДИНАМИКА УДЕЛЬНОЙ АКТИВНОСТИ <sup>90</sup> Sr В ВОДНОЙ МАССЕ НЕКОТОРЫХ ОЗЕР ВОСТОЧНО-УРАЛЬСКОГО РАДИОАКТИВНОГО СЛЕДА .....	213
<i>Макаренкова И.Ю., Уварова В.И.</i> ОЦЕНКА КАЧЕСТВА ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ ТЕРРИТОРИИ СЕВЕРО-ПУРОВСКОГО МЕСТОРОЖДЕНИЯ ТЮМЕНСКОЙ ОБЛАСТИ .....	217
<i>Малышева Н.Н., Егоров С.Н.</i> МЕЖГОДОВАЯ ИЗМЕНЧИВОСТЬ СОДЕРЖАНИЯ ОСНОВНЫХ БИОГЕННЫХ ЭЛЕМЕНТОВ НА АКВАТОРИИ ЗАПАДНОЙ ЧАСТИ СЕВЕРНОГО КАСПИЯ .....	221
<i>Масленко Е.А., Ноженкина Н.Н.</i> ИССЛЕДОВАНИЕ ТОКСИЧНОСТИ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ ВОДОЕМОВ ГОРОДА ТЮМЕНИ С ПОМОЩЬЮ РЯСКИ МАЛОЙ .....	226
<i>Мосин А.В., Вундцеттель М.Ф.</i> ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ КАНАЛА ИМ. МОСКВЫ .	230
<i>Предеина Л.М., Хоружая Т.А., Бакаева Е.Н.</i> БИОТЕСТИРОВАНИЕ И БИОИНДИКАЦИЯ В ОЦЕНКЕ ЭКОТОКСИКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ БАСЕЙНА НИЖНЕГО ДОНА .....	233
<i>Пряхин Е.А., Мокров Ю.Г., Ровный С.И., Аклеев А.В.</i> КОМПЛЕКСНАЯ ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА СОВРЕМЕННОГО СОСТОЯНИЯ ВОДОЕМА В-11 ТЕЧЕНСКОГО КАСКАДА ВОДОЕМОВ .....	235
<i>Руднева И.И., Шайда В.Г., Гулов О.А., Голуб М.А.</i> ТРАНСФОРМАЦИЯ КРЫМСКИХ СОЛЕННЫХ ОЗЕР В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ РЕГИОНАЛЬНЫЕ ОСОБЕННОСТИ НОРМИРОВАНИЯ .....	239
<i>Селезнева А.В., Селезнев В.А.</i> АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ ОТ ТОЧЕЧНЫХ ИСТОЧНИКОВ ЗАГРЯЗНЕНИЯ .....	242
<i>Семенова А.С.</i> ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ПОКАЗАТЕЛЕЙ СМЕРТНОСТИ ЗООПЛАНКТОНА ДЛЯ ОЦЕНКИ СОСТОЯНИЯ КУРШСКОГО ЗАЛИВА .....	246
<i>Станиславская Е.В.</i> ОЦЕНКА КАЧЕСТВА ВОД ДУДЕРГОВСКОЙ ОЗЕРНО-РЕЧНОЙ СИСТЕМЫ ПО САПРОБИОЛОГИЧЕСКИМ ПОКАЗАТЕЛЯМ ПЕРИФИТОНА .....	250
<i>Стуге Т.С., Крупа Е.Г., Лопатин О.Е., Мамилов Н.Ш., Матмуратов С.А., Трошина Т.Т., Акбердина Г.Ж., Приходько Д.Е., Сливинский Г.Г.</i> СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ГИДРОЦЕНОЗОВ БАСЕЙНА РЕКИ НУРЫ В ЗОНЕ ВЛИЯНИЯ ТЕМИРТАУ-КАРАГАНДИНСКОГО ПРОМЫШЛЕННОГО КОМПЛЕКСА .....	253
<i>Терещенко Н.Н.</i> БИОАККУМУЛЯЦИЯ РАДИОИЗОТОПОВ И ЕЕ РОЛЬ В ФОРМИРОВАНИИ ДОЗОВЫХ НАГРУЗОК ГИДРОБИОНТОВ ОТ <sup>239</sup> , <sup>240</sup> Pu В ПОСТЧЕРНОБЫЛЬСКИЙ ПЕРИОД	255
<i>Томилина И.И., Гремячих В.А.</i> ОЦЕНКА ТОКСИЧНОСТИ ВОДЫ ОЗЕР, РАСПОЛОЖЕННЫХ НА ЗАПОВЕДНЫХ ТЕРРИТОРИЯХ СЕВЕРО-ЗАПАДА РОССИИ .....	260

<i>Хоружая Т.А., Миронова Т.В.</i> КРИТЕРИИ ОЦЕНКИ ВЛИЯНИЯ МЕГАПОЛИСА НА КАЧЕСТВО ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД .....	263
<i>Цаплина Е.Н., Линчук И.М.</i> ПРОСТРАНСТВЕННО–ВРЕМЕННОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ВЫСШИХ ВОДНЫХ РАСТЕНИЙ УРБАНИЗИРОВАННОГО ОЗЕРА ВЫРЛИЦА .....	266
<i>Шаров А.Н.</i> ЗАКОНОМЕРНОСТИ АНТРОПОГЕННОЙ ИЗМЕНЧИВОСТИ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ КРУПНЫХ ОЗЕР СЕВЕРО-ЗАПАДА РОССИИ .....	268

<b>СОДЕРЖАНИЕ</b>	274
-------------------	-----