

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 1**

**БОРОК 2008**

# **ОССИЙСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК**

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



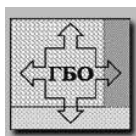
**ИНСТИТУТ ВОДНЫХ ПРОБЛЕМ РАН**



**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 ноября 2008 г.**

**ЧАСТЬ 1**

**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 1. (Борок, 11-16 ноября 2008 г.). – Борок, 2008. – 160 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 1 объединены материалы докладов двух конференций, касающиеся вопросов судьбы, биодоступности, биотрансформации, биоаккумуляции загрязняющих веществ, и лекции школы–семинара по современным методам исследования и оценки качества вод, состояния водных организмов и экосистем в условиях антропогенной нагрузки.

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



Воды суши и океанов являются необходимым ресурсом для всего живого на планете и средой обитания для водных организмов. При достаточной количественной обеспеченности водными ресурсами в России остро стоит проблема их качества, на которое влияют антропогенные нагрузки локального, регионального и глобального масштаба. Стремительный рост численности населения на планете, экстенсивное вовлечение в эксплуатацию минерально-сырьевых ресурсов и рост промышленного и сельскохозяйственного производства драматическим образом отразились на состоянии окружающей среды. Тысячи новых химических соединений, обладающих токсичными свойствами, синтезированы в настоящее время и сотни ежегодно добавляются к их числу, многие химические элементы, извлеченные из недр и обогащенные в технологических циклах, приобретают токсичные свойства в природных средах. Токсичные химические элементы и вещества – самый опасный вид загрязнения окружающей среды с еще до конца не исследованными отдаленными последствиями для живых систем и человека.

В настоящее время практически невозможно встретить водные объекты, не подверженные тем или иным антропогенным изменениям. Высокое качество вод является необходимым условием сохранения здоровья населения и поддержания биоразнообразия, эстетического и рекреационного потенциала природы, обеспечения самовозобновляемой рыбной продукции. Антропогенное воздействие на водные объекты привело к резкому ухудшению качества вод в большинстве регионов России и сопредельных стран, а в Поволжье, на Урале и в ряде южных районов Сибири ситуация близка к катастрофической. Вода, в конечном счете, наряду с почвой, является носителем и аккумулятором всех загрязнений. И, если учесть образное выражение В.И. Вернадского «Все природные воды, где бы они не находились, теснейшим образом связаны между собой и представляют единое целое», то становится ясно, к каким необратимым последствиям может привести загрязнение водной среды. Было бы наивно полагать, что тем или иным способом удастся полностью исключить влияние хозяйственной деятельности на водные объекты. Какие бы совершенные технологии не внедрялись, прямо или косвенно человек своей деятельностью будет воздействовать на воды суши и океанов. Задача состоит в том, чтобы минимизировать негативные последствия этого влияния. На решение данной задачи и направлены усилия современной водной токсикологии.

Основы отечественной водной токсикологии в России и бывших советских республиках были заложены Н.С. Строгановым еще в период существования СССР, когда проявились первые негативные последствия токсического действия промышленных сбросов на водные организмы и экосистемы. В 1941 г. он ввел термин «водная токсикология» и дал ей определение как науке, «изучающей закономерности токсического влияния водной среды на водные организмы и на биологические процессы, протекающие в водоеме». Им сформулировано представление о биологической норме и патологии в водной токсикологии. В последующие годы, благодаря усилиям Н. С. Строганова и его последователей, исследования в области водной токсикологии получили в СССР широкое распространение и развитие. В ряде институтов создаются научные школы и целые лаборатории, разрабатывающие теоретические и практические аспекты водной токсикологии. Широкую известность среди специалистов приобретают работы О.Ф. Филенко, А.И. Путинцева, О.П. Данильченко (МГУ, кафедра гидробиологии); Л.А. Лесникова, М.А. Перевозникова, М.А. Аршаницы (ГосНИОРХ, Ленинград); М.М. Камшилова, Б.А. Флерова, В.И. Лукьяненко, В.И. Козловской, Г.А. Виноградова (ИБВВ РАН); Л.П. Брагинского, В.Д. Романенко, Ф.Я. Комаровского, А.Я. Маляревной (Институт гидробиологии, Киев, Украина); К.К. Врочинского (ВНИИГИНТОКС, Киев, Украина); П.А. Коржуева (ИЭМЭЖ РАН); коллективов под руководством А.М. Никанорова (Гидрохимический институт ГИДРОМЕТ, Ростов-на-Дону); И.С. Сидорова (Институт биологии КарНЦ РАН, Петрозаводск), С.А. Патиной (ВНИИ рыбного хозяйства и океанографии), А.М. Бейма (Институт экологической токсикологии, Байкальск) и многих других. Достижения советской водной токсикологии получили высокую оценку международной научной общественности. В 1972 г. в рамках межгосударственного соглашения между СССР и США был заключен Договор о сотрудничестве в области защиты окружающей среды. Одним из направлений этого сотрудничества был проект «Влияние загрязняющих веществ на водные организмы и экосистемы: разработка критериев качества воды». Регулярно проводились всесоюзные и международные конференции по водной токсикологии.

В начале 90-х XX века после распада СССР и образования на его территории независимых государств, в связи с кризисом их экономик и резким сокращением финансирования науки, исследования в области водной токсикологии фактически прекращаются, а связи между научными центрами значительно ослабевают. Прекращаются регулярные научные встречи специалистов в области водной токсикологии. Лишь в 2002 г., благодаря усилиям Б.А. Флерова и сотрудников возглавляемой им лаборатории физиологии и токсикологии водных животных, в Борке, на базе Института биологии внутренних вод им И.Д. Папанина РАН, прошла первая Всероссийская конференция с привлечением специалистов из стран ближнего и дальнего зарубежья «Современные проблемы водной токсикологии», на которой был рассмотрен широкий круг проблем этой науки, проанализировано ее состояние и намечены направления развития. Этим было положено начало новому циклу регулярных встреч исследователей в области изучения качества окружающей водной среды и состояния водных организмов и экосистем в условиях антропогенного воздействия.

В последнее время выполнено много исследований, которые внесли вклад в понимание закономерностей антропогенных преобразований окружающей среды и ответов биологических систем на антропогенные воздействия, включая токсическое загрязнение вод. Однако в настоящий момент невозможно предсказать все сценарии будущих изменений водной среды под прессом воздействия человека. Это особенно справедливо по отношению к отдаленным последствиям длительного действия малых доз токсичных веществ. Поэтому, значимость водной токсикологии как междисциплинарного направления в перспективе, будет только возрастать. Приведем ряд доводов в пользу этого утверждения:

1. Стремительно возрастающая популярность и внедрение нанотехнологий в современном обществе неизбежно приведут к рассеиванию наночастиц в биосфере. Наночастицы могут оказывать негативное действие на биологические системы, включая отдаленные генотоксичные и геномодифицирующие последствия. Очевидно, что экотоксикология, как научное междисциплинарное направление, должна играть ключевую роль в понимании значимости круговорота и обогащения природных сред наночастицами и их воздействия на организмы, популяции и экосистемы. Уже в настоящее время большое внимание в исследованиях уделяется изучению влияния пролонгированных доз наноконцентраций многих опасных элементов и синтезированных органических веществ.

2. По мере развития науки и повышения точности аналитических измерений появляется все больше и больше данных о токсических свойствах тех или иных веществ и элементов в природных средах, или о формах их нахождения в окружающей среде. Примером может служить алюминий, который широко распространен в земной коре, но в определенных формах, воздействуя на человека, способен вызывать ряд неврологических заболеваний. В результате широкого развития электронной индустрии в последние годы отмечается рост содержания в окружающей среде таких редкоземельных элементов как La, Pr, Nd, Pm, Sm и т. д., а также металлов - Pt, Rh, Pd, Ga. Их экотоксические свойства до конца не выяснены.

3. В два последних десятилетия стали накапливаться данные о восстановлении экосистем после прекращения или сокращения их загрязнения. Поэтому, необходимы междисциплинарные знания, которые могут послужить не только для того, чтобы предвидеть и предотвращать опасные для человечества явления, но и грамотно направить усилия на помощь естественным процессам восстановления экосистем. Это значительно снизит трудовые и финансовые затраты.

Загрязнение водных ресурсов под воздействием антропогенных факторов локального и глобального масштаба обуславливает необходимость концентрации усилий ученых на углубленные исследования поведения, распространения и круговорота токсических веществ, их воздействия на организмы, популяции и сообщества. Это обусловило необходимость объединения двух взаимосвязанных конференций по проблемам антропогенных влияний на водную среду: «Антропогенное влияние на водные организмы и экосистемы» и «Критерии оценки качества вод и методы нормирования антропогенных нагрузок». На этих конференциях представлены достижения ученых различных дисциплин в области наук о Земле и биологических наук, что позволит объединить их усилия, вооружить практику методами оценки качества вод и разработать процедуры нормирования загрязняющих веществ в водных экосистемах.

Публикуемые ниже материалы являются обобщением результатов исследований, выполненных в данном направлении за последние три года, прошедшие с момента предыдущей конференции «Современные проблемы водной токсикологии» (Борк, 2005).

чл.-корр. РАН Т.И. Моисеенко  
д.б.н. Г.М. Чуйко

**РТУТЬ В ВЫСШИХ ВОДНЫХ РАСТЕНИЯХ БРАТСКОГО  
И ДРУГИХ ВОДОХРАНИЛИЩ АНГАРСКОГО КАСКАДА**

М.Г. Азовский, М.В. Пастухов, В.И. Гребенщикова

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

*г. Иркутск, ул. Фаворского 1а, Россия, azovsky@igc.irk.ru*

Среди построенных на реке Ангаре искусственных водоемов по своим размерам выделяется Братское водохранилище. В его бассейне сосредоточен основной индустриальный и аграрный потенциал региона. В Братское водохранилище поступают различного состава стоки и сбросы от многих предприятий, расположенных по его берегам. Особенно усилилось загрязнение водоема с пуском цеха ртутного электролиза на комбинате ООО «Усольехимпром» (1972), а позднее и на ООО «Саянскимпласт» (1979). Ртутное загрязнение Приангарья, в частности Братского водохранилища стало одной из серьезных экологических проблем региона (Коваль и др., 2000, 2004; Koval et al., 1999, 2000). Было установлено, что повышенным содержанием ртути в этом водоеме отличаются не только абиотические компоненты водоема (вода, донные отложения), но и биотические (планктон, рыба). И хотя после прекращения ртутного электролиза на комбинате ООО «Усольехимпром» (1998 г.) в балансе ртути экосистемы водоема произошли принципиальные изменения (Коваль и др., 2003), но все равно содержание этого металла в отдельных звеньях биоты продолжает быть высоким.

Нашей задачей было изучение антропогенного загрязнения ртутью одного из звеньев биоты – высших водных растений (гидрофитов) Братского водохранилища и расположенного ниже по течению Усть-Илимского. Иркутское водохранилище, находящее вне зоны загрязнения, нами рассматривается как относительно чистое, фоновое.

Известно, что высшие водные растения играют значительную роль в биогеохимическом круговороте химических элементов во внутренних водоемах, так как они могут аккумулировать и переводить растворимые поллютанты в биологически связанное состояние. Высшие водные растения поглощают многие тяжелые металлы, в том числе и ртуть, находящуюся в поровых (иловых) и свободных водах в подвижных легко доступных для растений формах. Ими специально, как объект для исследований ртутного загрязнения в Ангарских водохранилищах практически не занимались, хотя они уже давно в нашей стране и за рубежом используются для биогеохимической индикации. Сравнительный анализ данных по водоемам основан на полевых материалах, собранных в основном авторами.

Концентрация ртути в водных растениях определялась методом беспламенной атомной абсорбции на анализаторе РА-915+. Предел обнаружения ртути на этом приборе равен 0.0005-0.003 мкг/г. Для проведения измерений высушенные истертые растения разлагаются и переводятся в раствор с помощью концентрированной азотной кислоты. Навеска пробы вводится в пиролитическую приставку ПИРО-915, где происходит атомизация содержащей в пробе ртути при высокой температуре.

Иркутское водохранилище из всех искусственных водоемов Ангарского каскада начало создаваться раньше всех (1956 г). В его верхней части берега практически не изрезаны, здесь почти полностью сохранился речной режим. Слабовыраженные заливы начинаются от пос. Большая Речка и простираются примерно до р. Каралок. Нижний участок водохранилища расширен, для него характерны многочисленные узкие, глубоко врезаемые в оба берега заливы.

По данным 1974 года (Паутова, Азовский, 1985) нашим наблюдениям в настоящее время гидрофиты, как правило, обычны на мелководных водохранилищах. В верхней части водохранилища из-за отсутствия подходящих условий для их произрастания водные растения встречаются единично. Среди доминирующих видов в заливах средней части водоема выделяются рдест альпийский (*Potamogeton alpinus* Balb.), шелковник волосистый (*Batrachium trichophyllum* (Chaix) Bosch), уруть колосистая (*Myriophyllum spicatum* L.). Элодея канадская (*Elodea canadensis* Michx.), реже уруть колосистая, рдест гребенчатый (*Potamogeton pectinatus* L.) преобладают в заливах нижней части. В транзитной части водоема гидрофиты отсутствуют, лишь вблизи берегов на мелководье были отмечены отдельные экземпляры шелковника волосистого. Существенных изменений в распределении высших водных растений по акватории водоема в настоящее время по сравнению с 1974 годом мы не обнаружили.

Считая Иркутское водохранилище практически чистым водоемом, так как по его берегам нет предприятий химической промышленности, в 2005-2007 гг. в зал. Курма, Мельничная падь, Новогрудинино были отобраны для анализа на ртуть образцы элодеи канадской, рдеста злакового (*Potamogeton gramineus* L.), урути колосистой. Для сравнения были проанализированы также пробы элодеи канадской, рдестов пронзеннолистного (*Potamogeton perfoliatus* L.) и гребенчатого, шелковника волосистого, собранные здесь в заливах Уладово, Волчья, Еловая, у пос. Бурдаковка В.Н.Паутовой в 1974 году. Оказалось, что практически особых изменений в содержании ртути у растений за этот период не произошло. Если в 1974 году оно варьировало от 0.01 до 0.035 мкг/г, лишь в шелковнике волосистом отобранном у пос. Бурдаковка было несколько выше – 0.064 мкг/г, то в 2005-2007 годах содержание ртути в растениях колебалось в пределах от 0.006 до 0.038 мкг/г.

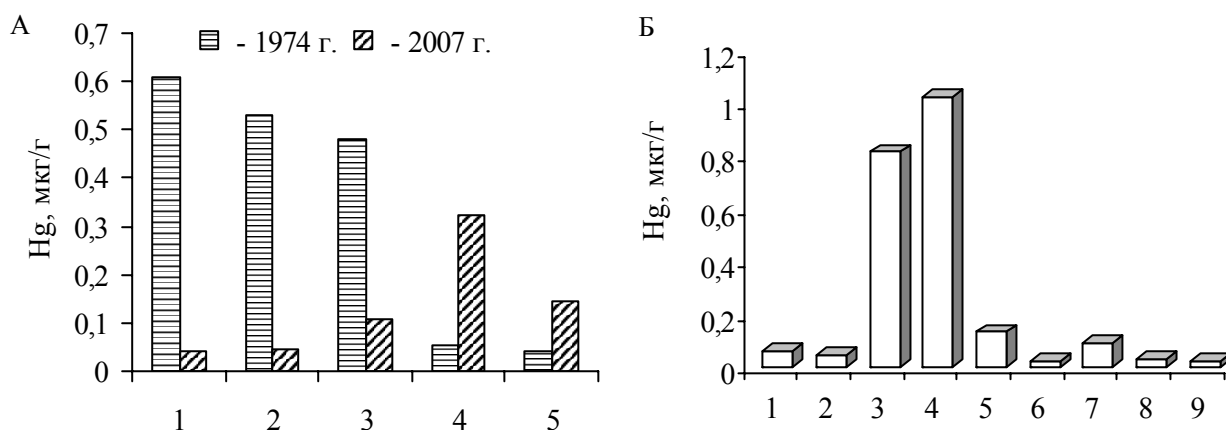
Братское водохранилище – одно из крупнейших искусственных водоемов мира. Начало формироваться с 1961 года. По конфигурации - это сложный водоем, в котором озеровидные расширения чередуются с узкими участками.

Впервые специально исследованиями высшими водными растениями Братского водохранилища начали заниматься в 1973-1974 годах (Паутова, Азовский, 1985). Было установлено, что в северной таежной части водоема они встречаются лишь спорадически. Гидрофиты характерны для его речного участка – от Иркутской ГЭС и до зоны выклинивания подпора, где среди множества островов наиболее распространенными являются рдест пронзеннолистный, элодея канадская, реже встречаются шелковник волосистый и уруть колосистая. Группировки рдестов, урути, элодеи были выявлены также и в некоторых заливах южной лесостепной части водохранилища. В целом, на основе наших наблюдений в 2002-2007 гг. можно отметить, что по сравнению с данными прошлых лет (Паутова, Азовский, 1982, 1985) видовой состав высших водных растений остался практически прежним. Произошли лишь некоторые изменения структуры сообществ в некоторых заливах из-за более широкого распространения элодеи в прибрежной части водоема. По-прежнему, на мелководьях Братского водохранилища в основном наблюдаются рдестовые, урутьевые и шелковниковые фитоценозы. Только в отдельных сильно врезанных бухтах сообщества элодеи потеснили аборигенную растительность.

В 1972 году на комбинате ООО «Усольехимпром» был запущен цех ртутного электролиза. С этого времени началось загрязнение ртутью экосистемы Братского водохранилища, в том числе и ее накопление в высших водных растениях, произрастающих здесь. К сожалению, нет материалов по его содержанию в гидрофитах Братского водохранилища до этого периода. Впервые образцы водных растений, а именно, рдеста гребенчатого специально на ртуть были отобраны в 1992 году. Было установлено повышенное содержание металла в растении (Леонова и др., 2006). Исходя из этого факта, нами в прошлом году были проанализированы гербарные образцы гидрофитов, собранные в водохранилище в 1974 году, т.е. чуть позже пуска цеха ртутного электролиза. Уже тогда в верхней части водоема была зафиксирована повышенная концентрация металла в растениях, причем она в различных видах колебалась в довольно значительных пределах. Например, в Балаганском расширении (залив Одисса) самая низкая величина (0.041 мкг/г) была отмечена у персикарии земноводной (*Persicaria amphibia* (L.) S.F.Gray), а самая высокая концентрация (0.479 мкг/г) – в шелковнике волосистом. Еще выше содержание ртути было обнаружено в растениях из близлежащих мест, где оно достигало 0.529 мкг/г в урути колосистой из залива Ида и 0.610 мкг/г в рдесте пронзеннолистном из залива Бахтай (рис. 1А). Эти данные показывают, что уже в это время вода и донные отложения заливов верхней части водохранилища были «загрязнены» ртутью.

Для оценки современного состояния ртутного загрязнения Братского водохранилища нами в 2002-2007 годах были проведены натурные наблюдения и отбор проб различных видов гидрофитов во многих заливах водоема, причем основное внимание уделялось верхней части водоема, так она более всего подвержена влиянию промстоков г. Усолье-Сибирского, прежде всего ООО «Усольехимпром». На участке от зоны выклинивания подпора (район пос. Железнодорожник) до пос. Заславск для химического анализа были взяты растения разных жизненных форм, в том числе укореняющиеся погруженные в воду: рдесты пронзеннолистный и гребенчатый, шелковник волосистый, уруть колосистая; укореняющиеся растения с плавающими листьями: персикария земноводная и неукореняющиеся погруженные в воду: элодея канадская. В качестве фоновых были использованы пробы тех же видов из Иркутского водохранилища. В сентябре 2002 г., чтобы оценить остаточное влияние промышленных сбросов комбината «Усольехимпром» на водные растения, были взяты пробы их в реке выше и ниже его основного выпуска. Оказалось, что в шелковнике волосистом, отобранным в нескольких километрах выше выпуска (пос. Железнодорожник) содержание ртути составило 0.065 мкг/г, в то время как в элодее канадской и рдесте гребенчатом, собранных в 5,5 км ниже выпуска, было соответственно 3.5 и 2.8 мкг/г. При дальнейших

исследованиях было установлено, что различные районы водохранилища отличаются по накоплению ртути в гидрофитах. Так, по данным 2003 г., на речном участке водоема, ниже г. Иркутска и до г. Усолье-Сибирское, оно варьировало от 0.016 до 0.065 мкг/г. В акватории водохранилища, прилегающего к г. Усолье-Сибирскому и устью р. Белой, содержание ртути в высших водных растениях, по данным 2007 года, колебалось в пределах от 0.034 до 0.108 мкг/г, в среднем составляя 0.056 мкг/г. Более высокие величины характерны для растений, произрастающих между г. Усолье-Сибирское и Балаганским расширением. В первую очередь, это районы г. Свирска и пос. Казачьего (рис. 1Б). Здесь, в 2007 году уровень накопления металла в различных видах гидрофитов колебался от 0.052 до 2.3 мкг/г. Такие высокие показатели ртутного загрязнения объясняются тем, что эти участки находятся в зоне основного седиментационного барьера, где происходит оседание большей части ртути, сорбированной на органической и минеральной взвеси, которая переносится течением из зоны непосредственного влияния ООО «Усольехимпром». Осевшая на дно водоема ртуть, подвергается трансформации в более подвижные формы под действием микробиологических процессов являющиеся в дальнейшем источником вторичного загрязнения водной среды и биоты.



**Рис. 1.** (А) – Содержание ртути в различных видах водных растений верхней части Братского водохранилища в 1974 и 2007 годах. 1 – рдест пронзеннолистный; 2 – уруть колосистая; 3 – шелковник волосистый; 4 – рдест гребенчатый; 5 – персикария земноводная. (Б) – Средние содержания ртути в водных растениях на различных станциях верхней части водохранилища, начиная сверху по течению. 1 – г. Усолье-Сибирское; 2 – устье р. Белой; 3 – г. Свирск; 4 – пос. Казачье; 5 – о. Осинский; 6 – зал. Муруй; 7 – зал. Талькино; 8 – пос. Балаганск; 9 – пос. Заславск.

Надо отметить, что высокие концентрации ртути в растениях наблюдаются не только в верхней ангарской части водоема, но и в окинской части водохранилища, где в низовьях реки Оки расположен комбинат «Саянскхимпласт», на котором имеется цех ртутного электролиза. Так, по данным 2007 года, напротив села Яда содержание ртути в роголистнике погруженном (*Ceratophyllum demersum* L.) составляло 0.055, а в рдесте злаковом – 0.252 мкг/г.

В нижней части водохранилища концентрация металла в растениях значительно уменьшается. Так, в заливах Чама и Егирма в урути колосистой она составила в 2003 году соответственно 0.012 и 0.018 мкг/г. Эти величины близки к содержанию ртути (0.016 мкг/г) в персикарии земноводной, собранной у мыса Братский в 1973 году. Выходит, что за этот промежуток времени концентрация металла в растениях нижней части Братского водохранилища не увеличилась.

В каскаде Ангарских водохранилищ Усть-Илимское занимает промежуточное положение между двумя другими по своим размерам и глубине. Оно начинается сразу после окончания Братского водохранилища.

В литературе первые отрывочные сведения о высших водных растениях средней части реки Ангары можно найти в работе М.М. Кожова (1950). На основании этих данных и результатов исследований В.Н. Паутовой, М.Г. Азовского (1982), выполненных в 1973-1974 годах, в районе, где сейчас находится Усть-Илимское водохранилище, приведем в общих чертах распределение гидрофитов в реке Ангаре до начала ее зарегулирования. Для центральной части реки от Братской ГЭС и вниз по течению до Шаманского расширения были характерны шелковник волосистый, реже водные мхи, в основном фонтиналис противопожарный (*Fontinalis antipyretica* Hedw.), а в прибрежье отмечались еще различные виды рдестов и урутей. Далее, еще ниже по течению в Воробьевском и Сизовском расширениях в транзитной части реки доминировали в основном уже рдесты. В районе Седановского расширения и до места будущей плотины ГЭС у берегов появляется уже сплошной



пояс различных видов рдестов, который отсутствует только на перекатах, шиверах и порогах. При комплексных исследованиях Усть-Илимского водохранилища в 2004 году было выявлено, что преобладающие виды высших водных растений остались те же самые, однако в центральной части водоема гидрофиты стали реже встречаться.

В Усть-Илимском водохранилище высшие водные растения специально для анализа на ртуть начали собирать в 2004 г. Были отобраны пробы, начиная от плотины Братской ГЭС и ниже по течению: у пос. Ершово, в Подъеланском и Воробьевском расширениях, а также у приплотинной части Усть-Илимской ГЭС. Установлено, что по содержанию ртути гидрофиты, собранные из различных мест водоема существенно не отличаются. Так, в районе ниже плотины Братской ГЭС концентрация металла в растениях (рдест длиннейший (*Potamogeton praelongus* Wulf.), уруть колосистая, ряска трехдольная (*Lemna trisulca* L.), шелковники волосистый и Кауффмана (*Batrachium kauffmanii* (Clerc) V.Krecz.) составила 0.013-0.015 мкг/г, у пос. Ершово содержание ртути (рдест Фриса (*Potamogeton friesii* Rupr.), элодея канадская) было 0.016-0.017, в Подъеланском расширении (элодея канадская, рдесты пронзеннолистный и гребенчатый) оно колебалось в пределах от 0.018 до 0.026, в Воробьевском расширении (рдесты Фриса и пронзеннолистный, уруть сибирская, элодея канадская) – 0.009-0.016 и в приплотинной части Усть-Илимской ГЭС концентрация ртути в растениях (рдесты сжатый и Фриса, уруть сибирская, болотник обоеполый) составляла 0.004-0.016 мкг/г. Интересно, что в образцах растений (рдесты влагищный, длиннейший и пронзеннолистный), собранных в реке Ангаре на месте будущего водохранилища в 1974 году, содержание ртути оказалось близко к таковой у растений отобранных в 2004-2005 годах. Так, в Воробьевском расширении она составила 0.023-0.026, в районе впадения р.Эдучанки – 0.02 и лишь в Сизовском расширении была несколько выше – 0.07 мкг/г. Как видим, содержание ртути в гидрофитах Усть-Илимское водохранилища за последние десятилетия практически не изменилось, и оно по сравнению с таковыми Братского водохранилища, особенно его верхней части, отличается более низкими величинами.

Таким образом, рассмотрев результаты анализа содержания ртути в высших водных растениях ангарских водохранилищ, можно отметить следующее. Как и следовало ожидать, мало ртути обнаружено в гидрофитах Иркутского водохранилища, причем в настоящее время ее уровень остается таким же, что и тридцать лет назад. Также небольшими концентрациями металла отличаются водные растения Усть-Илимского водохранилища, как и тридцать лет назад, так и в настоящее время. Больше всего она накапливается в гидрофитах Братского водохранилища, особенно в ее верхней части на отрезке от г. Усолья-Сибирского до Балаганского расширения. Спустя уже два года после пуска цеха ртутного электролиза на комбинате «Усольехимпром» в некоторых растениях из Балаганского расширения были зафиксированы повышенные концентрации ртути. И хотя этот цех в 1998 году был закрыт, до сих пор в высших водных растениях верхней части Братского водохранилища отмечается ее высокое содержание, особенно на участке между г. Свирском и пос. Казачье. Также высоким накоплением ртути отличаются гидрофиты в низовьях р. Оки, где выше по течению реки расположен комбинат ООО «Саянскхимпласт» с его рабочим цехом ртутного электролиза. В нижней части Братского водохранилища содержание металла в растениях небольшое.

Авторы признательны Л.Д. Андрулайтис и О.С. Рязанцевой, выполнивших большой объем аналитических работ. Работа выполнена при поддержке гранта РФФИ 05-05-64626.

#### Список литературы

- Коваль П.В., Калмычков Г.В., Удодов Ю.Н., Лавров С.М., Остроумов В.А., Андрулайтис Л.Д. Ртутное загрязнение реки Ангары // Материалы 3-го научно-методического семинара «Проблемы управления качеством воды в бассейне р. Ангары» (Иркутск, 12-13 октября 1999 г.). М.: Московский общественный фонд, 2000. С. 85-110.
- Коваль П.В., Калмычков Г.В., Лавров С.М., Удодов Ю.Н., Бутаков Е.В., Файфел Ф.В., Алиева В.И. Антропогенная компонента и баланс ртути в экосистеме Братского водохранилища // ДАН. 2003. Т. 388. № 2. С. 235-238.
- Коваль П.В., Руш Е.А., Удодов Ю.Н., Королева Г.П., Андрулайтис Л.Д., Заринов Р.Х. Геоэкология: воздействие сосредоточенного источника ртутного загрязнения на компоненты природной среды Приангарья // Инженерная экология, 2004, № 4. С. 18-45.
- Кожов М.М. Пресные воды Восточной Сибири. Иркутск: Областн. государт. изд-во, 1950. 368 с.
- Леонова Г.А., Калмычков Г.В., Гелетий В.Ф., Андрулайтис Л.Д. Уровни содержания и характер распределения ртути в абиотических и биотических компонентах Братского водохранилища // Биология внутренних вод, 2006. № 2. С. 167-175.
- Паутова В.Н., Азовский М.Г. Гидрофиты р. Ангары // Изв. СО АН СССР, 1982. Сер. биол. наук. Вып. 3. С. 18- 23.
- Паутова В.Н., Азовский М.Г. Высшая водная растительность ангарских водохранилищ // Гидробиол. журн., 1985. Т. 21. № 2. С. 30- 35.

Koval P.V., Kalmychkov G.V., Gelety V.F., Leonova G.A., Medvedev V.I., Andrulaitis L.D. Correlation of natural and technogenic mercury sources in the Baikal polygon // Russia. J. Geochem. Expl. 1999. V. 66 (1-2). P. 277 - 290.  
 Koval P.V., Kalmychkov G.V., Gelety V.F., Andrulaitis L.D. Mercury distribution in bottom and stream sediments of the Baikal Lake, water reservoirs of the Angara river cascade and the adjacent drainage basins // In: Lake Baikal – A Mirror in time and Space for Understanding Global Change Processes. Elsevier, 2000. P. 165 – 175.

## СОДЕРЖАНИЕ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ТКАНЯХ НЕКОТОРЫХ ВИДОВ РЫБ ЗАПАДА УКРАИНЫ

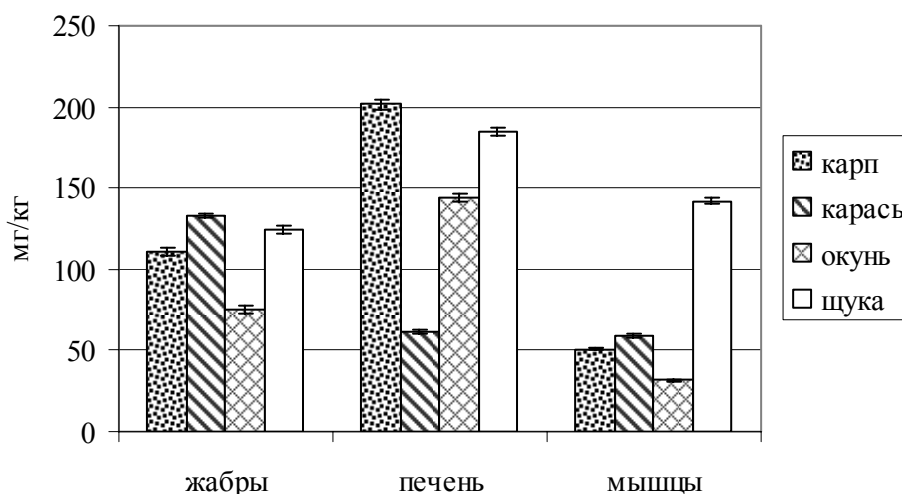
В.Я. Бияк, В.О. Хоменчук, В.З. Курант

*Тернопольский национальный педагогический университет им. В. Гнатюка  
 ул. М. Кривоноса, 2, г. Тернополь, Украина, vityok@tnpu.edu.ua*

Среди общего количества загрязняющих веществ в пресных водоемах наиболее распространенными являются тяжелые металлы. Это предопределяется, прежде всего, их стойкостью в среде и включением в круговорот веществ (растворимость в атмосферных осадках, способность к сорбции почвами и донными отложениями).

Цель нашего исследования состояла в изучении содержания ионов пяти металлов в жабрах, печени и мышцах карпа, карася, окуня и щуки, выловленных в реке Стрыпа (приток Днестра) в Западной Украине (Тернопольская обл.). Исследование содержания железа, кобальта, марганца, цинка и меди в тканях производили методом атомно-адсорбционной спектрофотометрии, концентрацию металлов выражали в мг/кг сырой массы.

Анализ полученных данных дает возможность выявить закономерности тканевого распределения исследуемых металлов и особенности их накопления в зависимости от функциональных особенностей органов и тканей. Экспериментальные данные свидетельствуют о том, что поглощающая способность тканей рыб различная в силу их функциональных и морфологических особенностей, а также разных физико-химических свойств самих металлов. Основная часть металлов попадает в организм рыб двумя главными путями – через желудочно-кишечный тракт и жабры, между которыми существует четкое взаимодействие относительно регуляции количества поступления металлов в организм. Данные особенности обуславливают разное родство отдельных тканей по отношению к тому или другому металлу, и, следовательно, разную способность к их аккумуляции. Высокое содержание большинства исследуемых металлов выявлено в печени и жабрах рыб.

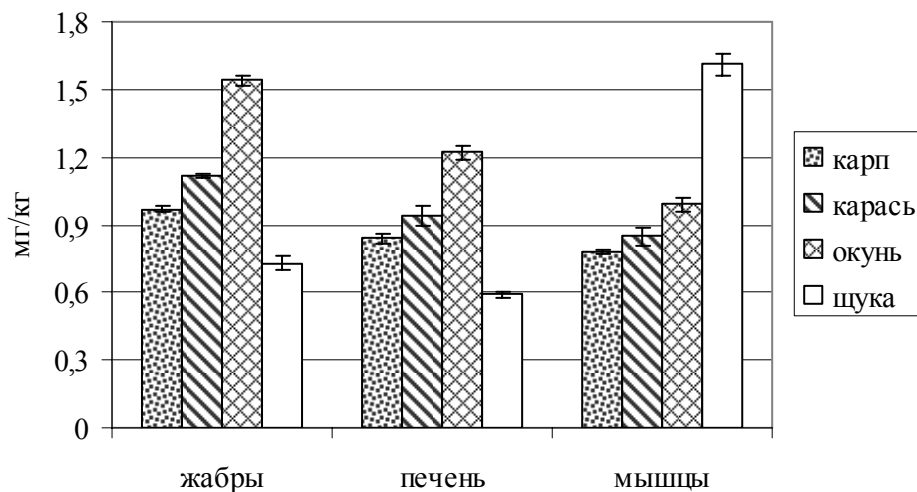


**Рис. 1.** Содержание железа в отдельных тканях различных видов рыб ( $M \pm m$ ,  $n=5$ )

Железо является металлом, важным для жизнедеятельности как растительных, так и животных организмов. Так, в печени концентрация ионов железа (рис. 1), превышающая концентрацию всех исследуемых металлов, составляет у карпа около 200 мг/кг, щуки – 185, окуня – 144 и карася 61 мг/кг. Содержание железа в жабрах рыб несколько ниже, чем в печени: у карпа, окуня и щуки соответственно – 111, 124, 75.1 мг/кг, а у карася оно превышает показатель данного металла в печени почти в 2 раза. Самое низкое содержание металлов, в том числе и железа, у всех исследованных

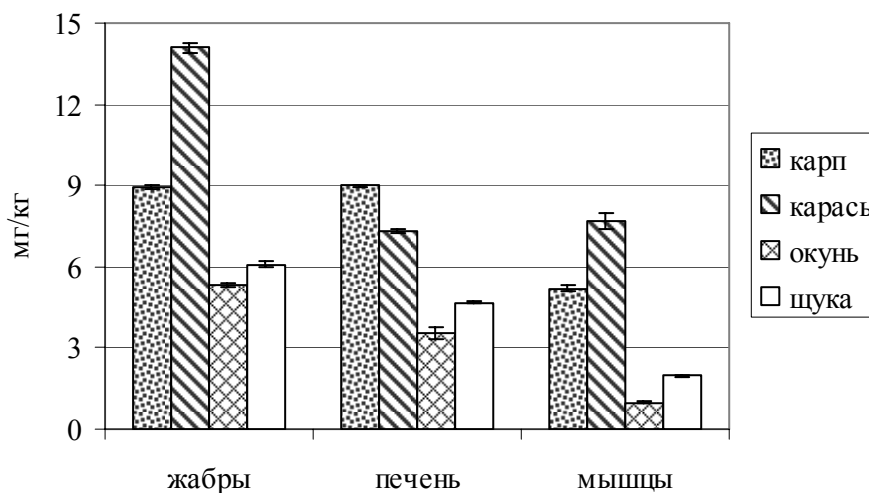
тканях выявлено в мышцах рыб. Наивысшая концентрация железа обнаружена в мышцах щуки (около 142 мг/кг), почти втрое она ниже в мышцах карпа и карася и в 5 раз она ниже в этой же ткани у окуня.

В наших исследованиях кобальт (рис. 2) найден в тканях всех четырех видов рыб в очень незначительных количествах. Эти значения колеблются от 0.6 до 1.5 мг/кг сырой массы и отличия в показателях незначительные. Наибольшая концентрация этого металла обнаружена в жабрах рыб и преобладает она у окуня (1.5 мг/кг), у карася, карпа и щуки она ниже и составляет 1.12 мг/кг, 0.97 и 0.73 мг/кг соответственно. Меньше всего кобальта содержится в печени исследованных видов рыб – около 1.2 мг/кг у окуня (максимум) и около 0.6 мг/кг у щуки (минимум). Мышцы за содержанием кобальта занимают промежуточное место между жабрами и печенью.



**Рис.2.** Содержание кобальта в отдельных тканях различных видов рыб ( $M \pm m$ ,  $n=5$ )

Наибольшая концентрация ионов марганца (рис. 3) обнаружена в жабрах исследованных видов рыб. У карася этот показатель наивысший (14 мг/кг), у карпа – 8.9 мг/кг, щуки – 6.1 и окуня – 5.3 мг/кг. В печени содержание этого металла несколько ниже, причем наивысший уровень у карпа, а самый низкий – у щуки. При исследовании тканей мышц самый низкий показатель концентрации марганца обнаружен у окуня (около 1 мг/кг), у щуки, карпа и карася он выше в 2, 5 и 7 раз соответственно.

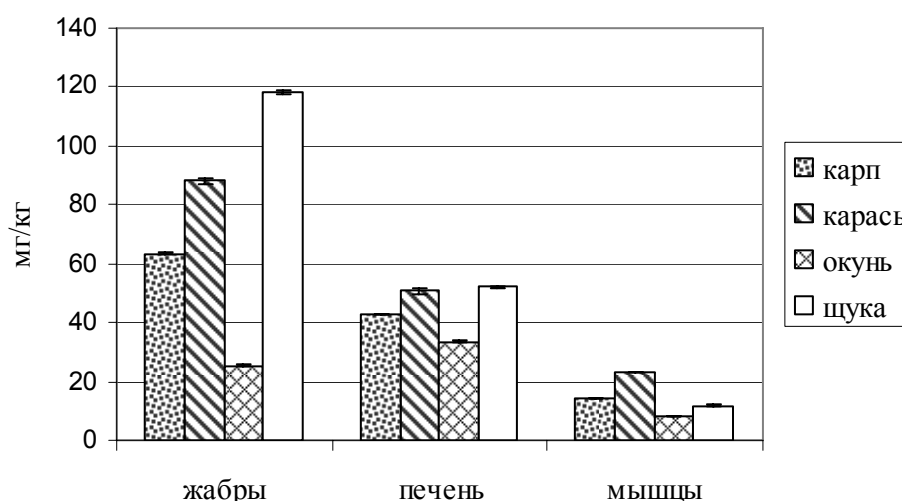


**Рис.3.** Содержание марганца в отдельных тканях различных видов рыб ( $M \pm m$ ,  $n=5$ )

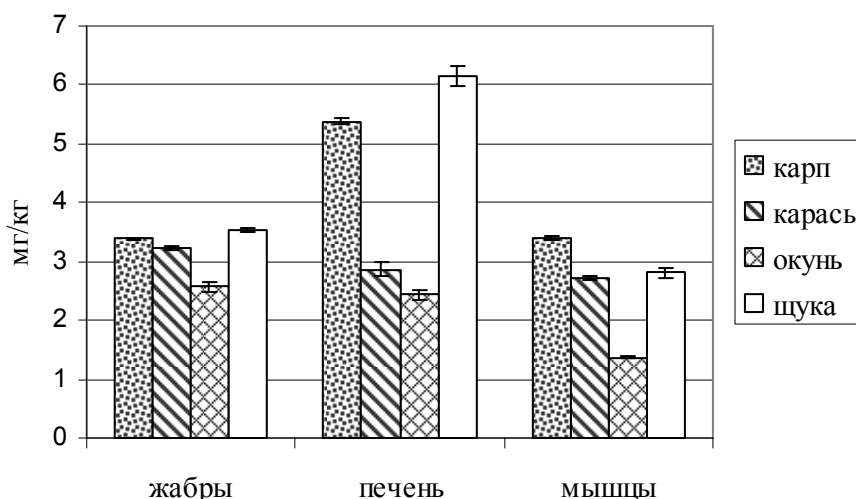
Содержание цинка (рис. 4) в больших количествах наблюдается в жабрах, особенно высокие показатели в этом органе отмечено у щуки (118 мг/кг), у карася (около 88 мг/кг), немного ниже содержание этого элемента у карпа (около 43 мг/кг) и самый низкий показатель у окуня (25.4 мг/кг). В печени, концентрация ионов цинка, около 50 мг/кг выявлена у карася и щуки и превышает в 1.2 и 1.5 раза показатели этого металла у карпа и окуня соответственно. Содержание цинка в мышцах

сравнительно ниже, чем в жабрах и печени и составляет 14.4 мг/кг, 22.9 мг/кг, 8.2 мг/кг, 11.7 мг/кг у карпа, карася, щуки и окуня соответственно.

Полученные нами данные свидетельствуют о том, что медь содержится в тканях исследованных видов рыб в небольших количествах (рис. 5). За содержанием в тканях этот металл только немного превышает содержание кобальта. Наивысшая концентрация меди обнаружена в жабрах щуки (3.5 мг/кг), немного ниже она в этом органе у карпа (3.3 мг/кг), у карася (3.2 мг/кг) и у окуня (2.6 мг/кг). Основным, депонирующим медь органом, является печень. Содержание ее в этом органе у исследованных видов рыб является наивысшим. В особенности по этому показателю выделяется печень щуки (6.1 мг/кг), где концентрация меди вдвое больше, чем у карася и окуня. В печени карпа содержание отмеченного металла немного ниже, чем у щуки (5.4 мг/кг). Самые низкие концентрации меди обнаружены в мышцах всех исследованных видов рыб. При этом самый низкий показатель отмечен у окуня (1.4 мг/кг), а наивысший – у карпа (3.4 мг/кг). Карась и щука за содержанием меди в мышечной ткани занимают промежуточное положение (около 2.8 мг/кг).



**Рис.4** Содержание цинка в отдельных тканях различных видов рыб ( $M \pm m$ ,  $n=5$ )



**Рис.5.** Содержание меди в отдельных тканях различных видов рыб ( $M \pm m$ ,  $n=5$ )

Следовательно, для различных металлов существуют индивидуальные закономерности накопления. Однако общими тенденциями, определяющими трансформации металлов в организме рыб, являются: тканевая специфика клеток, связанная с их морфологией, химическим составом и мембранной активностью; химическая активность иона металла, в особенности его комплексообразующая способность с определенными молекулами; концентрация ионов, влияющая на общий ионный гомеостаз и скорость трансформации ионов в организме.

# СРАВНИТЕЛЬНАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ПРОМЫСЛОВЫХ РЫБ АЗОВСКОГО МОРЯ ПО СТЕПЕНИ ИНТОКСИКАЦИИ ДЕЙСТВУЮЩИМИ ВЕЩЕСТВАМИ ПЕСТИЦИДОВ

Л.А. Бугаев, 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*

Интенсивное использование сельскохозяйственными предприятиями пестицидных препаратов приводит к загрязнению окружающей среды, как самими пестицидами, так и продуктами их физико-химической и биологической трансформации. При этом загрязнению подвергаются не только наземные и почвенные экосистемы с соответствующим распределением поллютантов в звеньях пищевых цепей. Через осадки, грунтовые воды и поверхностные стоки химикаты попадают в водоемы и течением могут переноситься на значительные расстояния, загрязняя, таким образом, большие акватории.

При нормальных условиях применения пестицидов в сельском хозяйстве в водоемы попадает минимальное количество препаратов (Руденко, 1974). Это подтверждается исследованиями заморных явлений рыбы в водоемах по причине хозяйственной деятельности человека. Ведущее место здесь принадлежит промышленным и муниципальным стокам воды (80–90 % случаев). Предполагается, что заморы рыбы из-за попадания в водоем пестицидов возникают только в 2 % (и даже реже) всех наблюдаемых случаев. Гораздо более серьезным вопросом является накопление персистентных пестицидов и других химических продуктов в отдельных видах водных организмов, в которых стойкие соединения могут накапливаться в довольно значительных количествах.

Исследование накопления тех или иных поллютантов в тканях гидробионтов позволяет оценить персистентность веществ, их устойчивость к биотрансформации. Накопление чужеродных веществ в тканях организма потенциально опасно и может сказаться на физиологических и биохимических процессах, а в некоторых случаях интенсивного токсического воздействия и на морфологии особи. Степень накопления веществ зависит от многих факторов: спектра питания, подвижности (способности активно избегать участков с загрязнением), возраста, климатических условий обитания, персистентности вещества.

Целью исследований являлся анализ токсикологического состояния промысловых рыб Азовского бассейна при пестицидной интоксикации. В качестве объектов исследования были выбраны бычок-кругляк, тарань, пиленгас, судак, вылавливаемые на акватории Таганрогского залива и в Азовском море. Все исследуемые объекты занимают различные экологические ниши в экосистеме Азовского моря, у них наблюдаются значительные различия в миграционной активности, горизонтах обитания, спектрах питания. Перечисленные особенности являются очень важными факторами, определяющими степень риска подверженности интоксикации загрязняющими акваторию веществами, в том числе и пестицидами.

Для токсикологических исследований производился анализ содержания действующих веществ пестицидов в печени рыб. Акцентирование на этом органе связано с тем, что печень выполняет в организме роль активного биологического барьера между организмом и окружающей средой, а высокое содержание жира обеспечивает условие для накопления в органе липофильных, в том числе и чужеродных, веществ.

После вылова рыбы печень замораживалась при  $T -20^{\circ}C$ . Экстракция веществ производилась по методикам, описанным в руководствах по проведению экологических анализов (Другов, Родин, 2002а, б). Химический анализ предусматривал количественное определение содержания действующих веществ пестицидов в печени методом высокоэффективной жидкостной хроматографии. Колонка 4.6x150 мм Reprosil-PUR ODS-3, 5 мкм (Элсико, Россия); термостатирование —  $40^{\circ}C$ ; подвижная фаза: Ацетонитрил/вода (70/30) в изократическом режиме; скорость потока 0.3 мл/мин; объем вводимого в хроматограф экстракта пробы -10 мкл.

Вылов рыбы производился в осенний (2006 г.) и весенний (2007 г.) периоды, характеризующиеся различными экологическими стратегиями в биологии рыб. Известно, что в течение всего нагульного сезона, который начинается по окончании нереста, рыбы активно питаются, что отражается в активном полостном жиронакоплении, увеличении массы печени. Логично предположить, что к началу зимы в тканях рыб накапливается максимальное в течение года количество инородных липофильных веществ. В весенний период на фоне активизации обменных процессов происходит активное сжигание пластических резервов организма и доминирующей стратегией становится



подготовка репродуктивной системы к предстоящему нересту. Весенний период характеризуется также увеличением объемов поступления в водоем с талыми и грунтовыми водами загрязнителей различной природы.

Исследования показали, что в тканях производителей пиленгаса, выловленного осенью было обнаружено 10 действующих веществ (Имазалил, Имидаклоприд, Ленацил, Метрибузин, Римсульфурон, Тебуконазол, Тиабендазол, Фамоксадон, Цинидон-этил, Ципроконазол). Доля рыб с обнаруженными теми или иными веществами была высока: Имазалил — 100 %, Имидаклоприд — 100 %, Метрибузин — 80 %, Римсульфурон — 80 %, Тиабендазол — 100 %, Цинидон-этил — 80 %, Ципроконазол — 80 %.

Обнаруженные в тканях рыб вещества различаются уровнем своей токсичности и стабильности, поэтому концентрация веществ в печени сама по себе мало информативна. Для проведения сравнительного анализа полученные данные были стандартизованы. В токсикологии количественной мерой токсичности веществ могут выступать различные показатели: пороговые концентрации, ПДК, те или иные летальные концентрации. Наиболее точной количественной характеристикой токсичности является значение среднелетальной концентрации ( $ЛК_{50}$ ) так как чувствительность большинства животных в популяции близка среднему значению. Для стандартизации данных нам представляется возможным опираться на относительные единицы: концентрация вещества в печени к среднелетальной концентрации в воде. В данном случае наибольший вклад в суммарную токсичность вносил Имазалил, обладающий очень высокой токсичностью для рыб ( $ЛК_{50}=0.037$  мг/л).

В тканях производителей судака, выловленного в осенний период были обнаружены: Дикамба, Имазалил, Имидаклоприд, Ленацил, Метрибузин, Пенцикурон, Римсульфурон, Тебуконазол, Тиабендазол, Фамоксадон, Цинидон-этил, Ципроконазол, Этофумесат. Наиболее часто в тканях обнаруживались: Имазалил — 100 %, Имидаклоприд — 100 %, Ленацил, Метрибузин — 71 %, Пенцикурон — 71 %, Римсульфурон — 100 %, Тебуконазол — 71 %, Тиабендазол — 86 %, Цинидон-этил — 71 %, Ципроконазол — 71 %. Как и в предыдущем случае, общая токсичность определялась Имазалилом.

В тканях производителей пиленгаса, отловленных в Азовском море в апреле 2007 г. были обнаружены следующие вещества: Дикамба, Имидаклоприд, Клопиралид, Метрибузин, Римсульфурон, Тиабендазол, Цинидон-этил, Ципроконазол. Наиболее часто в тканях обнаруживались: Имидаклоприд — 100 %, Римсульфурон — 100 %, Тиабендазол — 86 %, Цинидон-этил — 100 %. Общий уровень токсичности обнаруженных веществ в данной выборке был значительно ниже, чем у пиленгаса, отловленного в осенний период в основном за счет отсутствия среди обнаруженных веществ Имазалила. По уровню токсичности наиболее часто встречавшихся веществ (Имидаклоприд, Римсульфурон, Тиабендазол, Цинидон-этил) различий между выборками не было.

У судака, отловленного в Азовском море в этот же период были обнаружены следующие вещества: Дикамба, Имидаклоприд, Клопиралид, Метрибузин, Римсульфурон, Тебуконазол, Тиабендазол, Фамоксадон, Цинидон-этил, Ципроконазол, Этофумесат. Наиболее часто в тканях обнаруживались: Имидаклоприд — 100 %, Клопиралид — 56 %, Римсульфурон — 100 %, Тиабендазол — 86 %, Цинидон-этил — 89 %. Суммарная токсичность обнаруженных веществ в осенний период была выше (в основном, за счет Имазалила), чем в весенний.

Отловленных в апреле 2007 г. особей судака можно разделить на две возрастные группы: первая — двухлетки с массой тела до 900 г. в стадии зрелости I—II, вторая — зрелые особи с массой тела более 1300 г. Сравнение этих двух групп по уровню интоксикации действующими веществами пестицидов показало отсутствие отличий, как в качественном составе обнаруженных веществ, так и в их количестве.

У производителей тарани, отловленных в Ейском лимане в марте 2007 г. во время нерестового хода были обнаружены следующие вещества: Имидаклоприд, Метрибузин, Римсульфурон, Тиабендазол, Фамоксадон, Цинидон-этил, Ципроконазол. Наиболее часто в тканях обнаруживались: Имидаклоприд — 100 %, Римсульфурон — 100 %, Тиабендазол — 100 %.

У производителей тарани, отловленных в Ясенском заливе в марте 2007 г. были обнаружены следующие вещества: Имидаклоприд, Ленацил, Метрибузин, Римсульфурон, Тиабендазол, Цинидон-этил, Ципроконазол. Наиболее часто в тканях обнаруживались: Имидаклоприд — 100 %, Римсульфурон — 100 %, Тиабендазол — 100 %, Цинидон-этил — 100 %, Ципроконазол — 63 %.

Сравнение данных по интоксикации производителей тарани, отловленных в разных местах, показало, что имеется ряд веществ, одинаково часто обнаруживаемых в тканях обеих популяций. Это Имидаклоприд, Римсульфурон и Тиабендазол. Средние концентрации веществ в выборках были различны. Основные различия касались обнаруженных у большинства особей, отловленных в Ясенском заливе, Цинидон-этила и Ципроконазола, которые у тарани из Ейского лимана встречались единично. Также, у тарани, отловленной в Ясенском заливе средняя концентрация имидаклоприда в

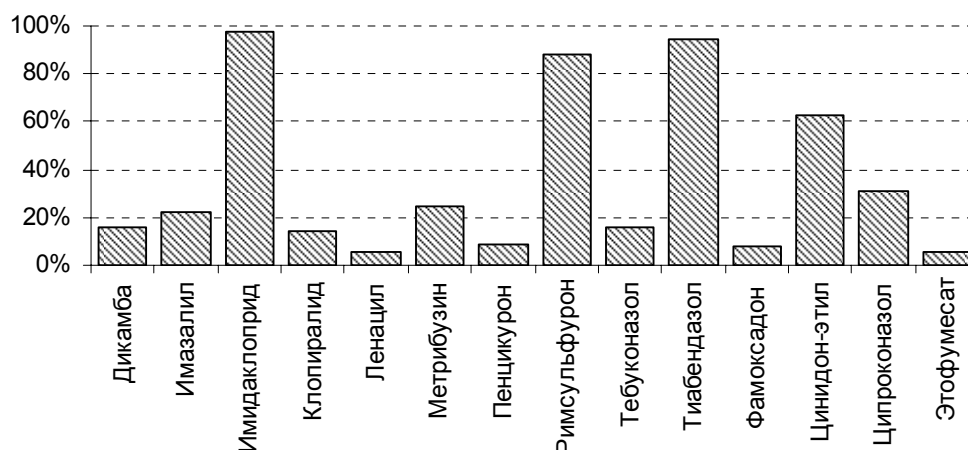
печени почти в три раза превышала концентрацию этого вещества в печени тарани, отловленной в Ейском лимане. Различие обнаружено также по Тиабендазолу: средняя концентрация этого вещества в печени рыб из Ейского лимана почти в два раза превышала значения у рыб из Ясенского залива. В целом, можно сказать, что данные по интоксикации обеих популяций сопоставимы по своим значениям и набору поллютантов.

У половозрелых самцов бычка-кругляка, отловленного в Ясенском заливе в апреле 2007 г. были обнаружены следующие вещества: Дикамба, Имидаклоприд, Метрибузин, Римсульфурон, Тиабендазол, Цинидон-этил, Ципроконазол, Этофумесат. Наиболее часто в тканях обнаруживались: Имидаклоприд — 100 %, Римсульфурон — 100 %, Тиабендазол — 100 %, Цинидон-этил — 89 %.

У производителей бычка-кругляка, отловленного в Ейском лимане в мае 2007 г. были обнаружены следующие вещества: Дикамба, Имазалил, Имидаклоприд, Клопиралид, Метрибузин, Римсульфурон, Тиабендазол, Цинидон-этил, Ципроконазол, Этофумесат. Наиболее часто в тканях обнаруживались: Имидаклоприд — 100 %, Римсульфурон — 100 %, Тиабендазол — 100 %.

Сравнительный анализ популяций бычка-кругляка, отловленного в Ясенском заливе и в Ейском лимане показывает, что помимо общих поллютантов, встречающихся у большинства рыб (Имидаклоприд, Римсульфурон, Тиабендазол), имеются различия в наборе обнаруженных веществ. В Ейском лимане у значительной части рыб обнаружены Дикамба, Имазалил, Клопиралид и Метрибузин; в Ясенском заливе — Цинидон-этил. Суммарная интоксикация действующими веществами была выше у бычка из Ейского лимана за счет токсичного Имазалила.

Обобщая результаты по интоксикации рыб действующими веществами современных пестицидов можно констатировать, что наиболее часто в печени следующие вещества: Имидаклоприд, Римсульфурон, Тиабендазол, Цинидон-этил (рис. 1). Остальные действующие вещества встречались значительно реже или в единичных случаях.



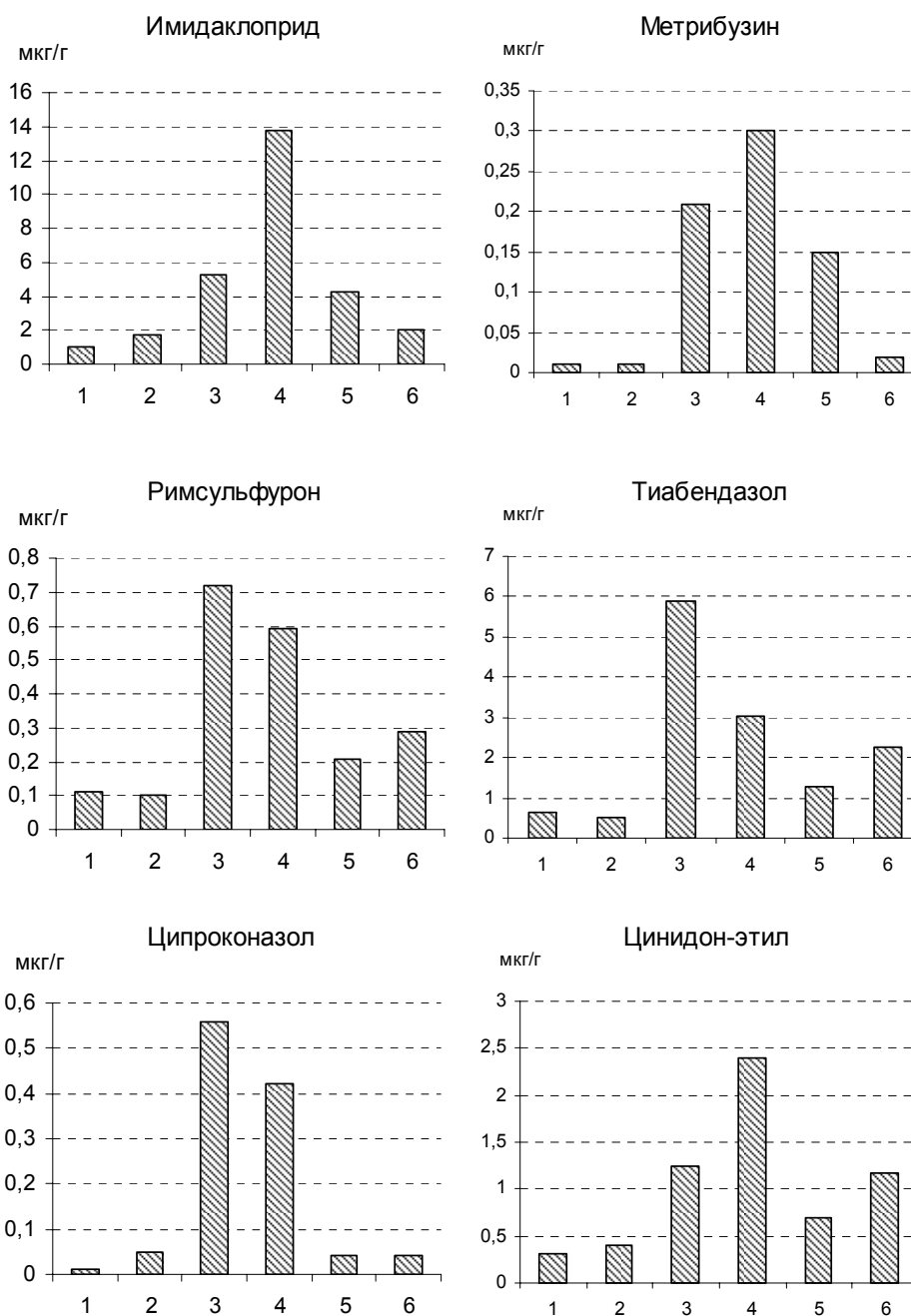
**Рис. 1.** Частота встречаемости интоксикации действующими веществами пестицидов во всей обследованной выборке рыб

При исследовании рыб, относящихся к различным экологическим группам, закономерен вопрос об их различиях в уровнях интоксикации действующими веществами пестицидов. Источники отличий могут быть многочисленны: это и ареал обитания, и активность избегания загрязненных участков, и спектр питания.

Если анализировать рыб, отловленных примерно в одни сроки (в данном случае это март-апрель) по концентрации тех веществ, которые встречались у всех видов (Имидаклоприд, Метрибузин, Римсульфурон, Тиабендазол, Цинидон-этил, Ципроконазол), можно отметить, что наименьшие концентрации этих веществ обнаруживались у пиленгаса и судака, нагуливавшихся в Азовском море и имеющих высокую миграционную активность (рис. 2). Несколько большие концентрации были у оседлого хищника и бентофага бычка-кругляка. Наибольшие концентрации веществ выявлены у тарани, которая, несмотря на высокую миграционную активность, занимает ареал приазовских лиманов, Таганрогского залива и прибрежной зоны восточной и северо-восточной части Азовского моря, как правило, в определенных районах моря.

Анализ токсикологического состояния исследуемых видов рыб позволяет сделать заключение о том, что современный уровень пестицидного загрязнения акватории Азовского моря не оказывает выраженного негативного и лимитирующего воздействия на верхние, как правило, самые уязвимые звенья трофических цепей. Тем не менее, несмотря на небольшую историю применения этих

пестицидов в сельском хозяйстве, обнаружение их в тканях рыб является сигналом для актуализации мониторинговых наблюдений с целью предотвращения отрицательных влияний на количественные и качественные параметры экосистемы Азовского моря.



**Рис. 2.** Средние значения концентрации действующих веществ пестицидов в печени рыб  
 Примечание: 1 — Пиленгас — Азовское море (апрель 2007); 2 — Судак — Азовское море (апрель 2007); 3 — Тарань — Ейский лиман (март 2007); 4 — Тарань — Ясенский залив (март 2007); 5 — Бычок-кругляк — Ясенский залив (апрель 2007); 6 — Бычок-кругляк — Ейский лиман (май 2007)

#### 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.  
 Санитарная охрана внешней среды. Под редакцией В.А. Руденко. Л., 1974. 191 с.

# РАСПРЕДЕЛЕНИЕ МИКРОЭЛЕМЕНТОВ И ОСОБЕННОСТИ ИХ МИГРАЦИИ В ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОДАХ СУШИ ПОД ВОЗДЕЙСТВИЕМ АНТРОПОГЕННЫХ НАГРУЗОК

Н.А. Гашкина

*Институт водных проблем РАН*

*199333 Москва, ул. Губкина 3, Россия, gashkina@aqua.laser.ru*

Понимание закономерностей распространения элементов в поверхностных водах суши и причин повышения их концентраций на региональном и глобальном уровне – одной из актуальных проблем современной экологии и геохимии. Химический состав вод малых озер (при отсутствии каких либо непосредственных источников загрязнения) более четко отражают зональные, региональные и локальные особенности распределения микроэлементов в воде, а также влияние тех глобальных антропогенных процессов, которые происходят в последнее время в окружающей среде.

Выщелачивание подстилающих пород является основным источником поступления элементов в водные объекты. Кроме влияния источников поступления и зональных условий формирования химического состава вод, микроэлементный состав вод озер подвержен трансформации, связанной с развитием как природных (органическое подкисление вод), так и антропогенно-обусловленных процессов, таких как эвтрофирование и антропогенное закисление. Выпадение из загрязненной атмосферы и активное опосредованное выщелачивание кислотными осадками в последние годы также можно отнести к явлениям техногенной миграции элементов (Моисеенко, 2003).

Цель – сформировать представление о зональных особенностях и вариабельности элементного состава вод малых озер, выделить ключевые природные и антропогенные процессы, определяющие содержания микроэлементов, рассчитать коэффициенты водной миграции элементов для различных природно-климатических зон.

В основу работы легло обобщение результатов исследований химического состава 280 малых озер Восточно-Европейской равнины. Концентрации микроэлементов в подготовленных водных пробах определялись параллельно двумя методами: Sr, Al, Fe, Mn, Cr, Cu, Ni, Zn, Cd, Co, Pb, As - атомно-абсорбционным (GFAAS, Perkin-Elmer-5000, Corp. Norwalk, USA) методом с непламенной атомизацией (HGA-400) и более 60 элементов - методом индуктивно связанной плазмы на масс-спектрометре Plasma Quad-3 фирмы Fisons Instruments Elemental Analysis (Великобритания). В анализ не включались элементы, не имеющие токсикологического порога вредности согласно (Перечень рыбохозяйственных нормативов..., 1999), а также значения медиан которых для всех исследованных озер были ниже порога аналитического обнаружения: Te, Hg (с порогом обнаружения <0.05 мкг/л).

Для удобства интерпретации полученных результатов по элементному составу вод природные зоны, в которых находятся исследованные озера, объединены по близким природно-климатическим условиям в следующие регионы: тундровый (тундра и лесотундра), таежный (северная и средняя тайги), лесов (смешанные и широколиственные леса), субаридный (лесостепи и степи).

## ***Тундровый регион.***

Повышение концентраций Ti в регионе происходит вследствие увеличения его миграции в кислых водах, а J и Vg связано с миграцией в составе морских аэрозолей. Влияние аэротехногенных выбросов комбината «Печенганикель» приводит к обогащению вод Ni и Cu, а также и Co, Cd, Se, которые могут являться спутниками выбросов медно-никелевой индустрии.

## ***Таежный регион.***

В высокоцветных озерах ( $C_{\text{в}} > 100^{\circ}\text{Pt}$ ) региона естественные процессы оглеения сопровождаются выносом Fe, Al, Ti, Cr происходит обогащение вод V и As. Кислая среда озер препятствует миграции Mo.

В регионе значима доля сульфатных озер (8,5%) с минерализацией вдвое меньше, чем у остальных озер. Повышение содержания сульфатов наряду с низкой цветностью ( $< 20^{\circ}\text{Pt}$ ) и значениями pH (~5,0) вод указывают на антропогенное закисление вод этих озер, обусловленным региональным и трансграничным переносами техногенных сульфатов. Кислая среда этих озер активизирует миграцию Al, Ni, Cu и Zn, но снижает Mo.

Для озер эвтрофного типа характерно усиление миграции Sr, Mn, Rb.

Высокая внутризональная вариабельность микроэлементного состава вод этого региона связана с различными сочетаниями природных факторов и антропогенной нагрузки в региональном масштабе, формирующими озера различных типов: с высокими содержаниями гумусовых кислот; техногенно-закисленных, а также олиго-, мезо- и эвтрофных. Высокая вариабельность концентраций Fe и Al на уровнях в несколько раз превышающих значения ПДК связана с природными процессами,

а именно с различной степенью заболоченности водосборов, которая характерна для данного региона в наибольшей степени.

#### ***Регион лесов.***

Для высокоцветных озер лесных и заболоченных водосборов характерны высокие концентрации Fe и Al, в отличие от тайги миграция Ti, Cr не выражена (возможно из-за снижения доли фульвокислот в составе гумуса).

В регионе выявлены антропогенно-закисленные озера (около 5 %) с очень низкой минерализацией вод и доминированием сульфатов в ионной композиции. Формирование этого типа озер происходит при сочетании двух основных факторов: развития песчаных подстилающих пород на водосборах, на которых формируются воды с крайне низкой насыщенностью основаниями ( $\chi \sim 23$  мкСм/см), и повышенным уровнем выпадения техногенных сульфатов, которое приводит к их доминирующему положению в анионном составе. Сульфатное выщелачивание, кислая и слабокислая среда вод этих озер (pH 4,7-6,5) способствует активизации миграции Zn, Ni, Cr. Отметим, что низкие значения pH сульфатных и высокоцветных озер как и в озерах более высоких широт снижают миграцию Mo.

Несмотря на то, что обследованные озера находились вне зоны прямого антропогенного воздействия, общерегиональная биогенная нагрузка в сочетании с зональным повышением температур воды приводит к ускорению процессов эвтрофирования водоемов, в особенности малых озер. Развитие трофности озер сопряжено с выносом в поверхностные воды Mn, Fe и Sr вследствие увеличения гумификации водосборов.

Увеличение концентраций Mn (превышающих значения ПДК) в водах озер лесного региона происходит вследствие природных процессов гумификации водосборов озер. Увеличение биомассы растительности на водосборах и в водоемах способствует утилизации Br.

#### ***Субаридный регион.***

Сульфатные озера, составляющие 17% от исследованных в этой зоне, в отличие от таковых более высоких широт, имеют повышенную минерализацию и нейтральную и слабощелочную реакцию среды (pH ~7,7). В формирование химического состава их вод существенный вклад вносят не столько атмосферное выпадение сульфатов, сколько выветривание неогеновых и пермских отложений, содержащих много солей и особенно гипса. Выветривание и растворение пород, в том числе гипса, способствует повышению концентрации как Ca (~85, в отдельных случаях до 116 мг/л), так и Sr, Ba, Br, B, а также большинства микроэлементов.

Как и в других регионах, здесь также можно встретить озера с высокой цветностью вод, содержащих в больших количествах гумусовые вещества. В единичном высокоцветном озере (pH 6,8) повышаются концентрации многих микроэлементов (в частности, Fe, Zn, Cu Pb, Ni и др.),

В эвтрофных и гипертрофных озерах слабощелочная среда активизирует миграционную способность аниогенных элементов - V, As, но снижает катиогенных - Al, Fe, Zn, Ni, Pb, Cd. Повышаются концентрации активных мигрантов Sr и Li, а также в результате интенсивного биогеохимического круговорота - B, Br.

В целом региону присущи следующие черты: рост концентраций B, J, Br как в результате интенсивных биогеохимических процессов, так и распространения соленосных пород. Щелочная среда многих озер ограничивает миграцию Fe, Al; тогда как высокие концентрации Cd, Cr очевидно, связаны с антропогенными факторами их поступления в водные объекты.

Важным аспектом рассмотрения элементного состава вод является оценка их обогащения или рассеивания в водах суши по отношению к содержанию в различных типах пород, которые определены для земной коры и магматических горных пород (Виноградов, 1962); для осадочных пород (Turekian, Wedepohl, 1961). Для этих целей были рассчитаны средние процентные содержания элементов, находящихся в ионной или взвешенной минеральной и органической формах в сухом остатке вод озер.

Основные породы содержат максимальные количества Fe, Mn, Al, Co, Zn, Cu, V, Ti и Cr. Воды озер, сформированные на этих отложениях, имеют нейтральную реакцию среды (pH ~6,8), которая препятствует их обогащению. В этих условиях активно мигрируют щелочные и щелочноземельные металлы, а также большинство аниогенных элементов.

Кислые породы содержат повышенные количества щелочных металлов, Ba. Однако воды озер, расположенные в районе распространения кислых пород, этими элементами не обогащаются (за исключением Rb и Cs). На кислых породах могут быть различные условия для выщелачивания элементов. Для большинства озер характерна слабокислая среда (pH ~6,3), многие водосборы заболоченны. В таких озерах слабокислая среда вод способствует насыщению вод Zn, Cu, Ni и Cd. Выносимые с водосбора гумусовые кислоты вовлекают в транспортные потоки Sn (коэффициенты корреляции этих элементов с цветностью вод -  $r \sim 0,70$ ,  $n=8$ ), что приводит к обогащению ими вод цветных озер. В условиях эвтрофирования водоемов усиливается биогеохимический круговорот Mn,



что подтверждается коэффициентом его корреляции с содержаниями общего фосфора ( $r=0,70$ ,  $n=38$ ), а также Rb ( $r=0,95$ ,  $n=8$ ).

В осадочных породах глинистые отложения концентрируют большинство элементов. Однако следует учитывать, что глинистые породы являются не только источником элементов, но и сорбционным барьером на пути их водной миграции. Поэтому воды озер, водосборы которых сложены преимущественно этими породами, обогащения вод большей частью элементов не наблюдается. Исключение составляют J, Br, B, As, Mo, Se, а также Cd (в регионе лесов).

Карбонатные породы подвержены быстрому выщелачиванию, насыщены преимущественно Sr, Br, Mn и V. Воды озер, сформированных на этих породах, помимо указанных элементов, насыщены также Li, Ba, Zn, Cu, Co, Sn.

Песчанистые породы менее насыщены элементами. В регионе лесов песчанистые породы предопределяют антропогенное закисление вод ( $pH \leq 6,0$ ), которое приводит к обогащению вод Zn, Co, Cr, Cd, что подтверждается их достоверной корреляцией с pH ( $r > 0,75$ ,  $n=6$ ).

А.И. Перельманом (Перельман, 1982) предложена оценка водной миграции химических элементов по коэффициенту, который определяется как отношение содержания элемента в минеральном остатке воды к его содержанию в горных породах или почвах (или к кларку литосферы). Этот коэффициент отражает интенсивность водной миграции, определяемую свойствами самого элемента, а также степень их концентрации или рассеяния в поверхностных водах суши.

**Таблица 3.** Интенсивность водной миграции (концентрации и рассеяния) элементов в поверхностных водах суши (озера), в подземных и океанских водах.

Интенсивность водной миграции (концентрации и рассеяния)	Коэффициент водной миграции (концентрации и рассеяния)	Воды суши (озера Европейской части России)				Подземные воды зоны гипергенеза (Перельман, 1982)	Океанские воды (Перельман, 1982)
		Тундрово-таежный регион	Регион лесов	Субаридный регион	Европейская часть России		
Очень сильная	$> 100$	J, <b>Se</b> , Cs?	J	J, <b>Mo</b>	J, Br	B, Br, J	Br
Сильная	1 - 100	Br, <b>Cd</b> , Ni, Rb, <b>Mo</b> , <b>As</b> , Sn, Sr, V, B, Li	<b>Mo</b> , <b>Se</b> , Rb, Ba, <b>Cd</b> , <b>As</b> , Sr, Co, Mn, B, Br, Zn, Cu, Ni, Li	Br, <b>Se</b> , <b>Cd</b> , Sr, Rb, Ni, B, Ba, <b>As</b> , Co, Li, Zn, Cu, Mn	<b>Se</b> , <b>Cd</b> , B, Cs?, <b>Mo</b> , <b>As</b> , Sr, Li, Rb	Sr, Zn, Mo, Se	J, B
Средняя	0,05 - 1	W, Ba, Zn, Cu, Mn, Be, Fe, Cr, Pb, Co	Be, Pb, Cr, V, Sn, Cs, Fe	Sn, Cr, Pb, V, Be, W	Sn, Zn, Ba, Cu, Ni, Mn, W, Cr, Fe	Mn, Ba, Rb, Ni, Cu, Li, Co, Cs, As	Co, Sr, Li, Mo
Слабая	0,001 – 0,05	Al, Ti	W, Ti, Al	Cs, Fe, Ti, Al	Be, Co, Pb, Ti, Al, V	Al, Fe, Cr, V, Ti	As, Se, Ni, Zn, Cd, Cu, Hg, Rb, Cs, Sn, V, W
Очень слабая	$< 0,001$						Ba, Mn, Fe, Cr, Ti, Co, Pb, Al, Be

Значения коэффициента водной миграции зависят от: степени распространенности элемента в литосфере (породах), его участия в биогеохимических процессах на водосборе и в водоеме, антропогенного поступления. Следует отметить и высокую меж- и внутризональную дифференциацию природных условий формирования вод, а также уровня антропогенной нагрузки, которая определяет и различия коэффициентов миграции элементов для выделенных регионов и вод Европейской части России в целом.

Наиболее распространены в земной коре такие элементы как Fe, Al, Mn и Ti, но они не накапливаются в конечных водоемах стока и в миграционном отношении наиболее инертны (табл.3). Однако подвижность Fe несколько возрастает в тундрово-таежном и лесном регионах вследствие распространения там наибольших площадей заболоченных территорий, а Mn – в лесном и субаридном регионах за счет усиления его биогенной миграции. Далее по распространенности в

горных породах следуют Ba, Sr, Rb которые являются активными водными мигрантами. Среди редких элементов вариации их коэффициентов миграции также значительны. Миграционные свойства Br и J увеличиваются за счет их воздушной миграции. Подобно Fe в тундрово-таежном регионе возрастает миграция Sn, а подобно Mn в лесном и субаридном регионах усиливается биогенная миграция B, Zn, Cu. На увеличение коэффициента миграции Zn и Cu в поверхностных водах оказывает влияние и значительное их вовлечение в техногенные потоки, особенно в южных регионах. Антропогенно обусловлена и концентрация в водах Ni. Высокая технофильность Pb, Cr в меньшей степени влияет на их миграцию и концентрацию в поверхностных водах, исключая южные регионы. Li в миграционном отношении достаточно активен, несмотря на слабое его вовлечение в хозяйственную деятельность. Такие элементы как Be, Ga, Nb, Y и редкоземельные в поверхностных водах рассеиваются.

По всей территории Восточно-Европейской равнины (вне зависимости от типа подстилающих пород, условий выщелачивания и миграции, зональной специфики) наблюдается значительное обогащение вод озер такими элементами как J, Br, B, Se, As, Mo, Cd, Ni. Многие из этих элементов вовлечены человеческой деятельностью в геохимический круговорот, что находит отражение в их концентрировании в поверхностных водах суши в глобальном масштабе (в таблице выделены жирным шрифтом). Заслуживают большего внимания такие опасные анионогенные элементы, как As и особенно Se, V и Mo, концентрации последних в водах озер обнаруживаются на уровне токсикологического порога.

#### Список литературы

Перельман А.И. Геохимия природных вод. М.: Наука, 1982. 154 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-во ВНИРО, 1999. 304 с.

Виноградов А.П. Среднее содержание химических элементов в главных типах изверженных горных пород земной коры // Геохимия. 1962. № 7. С. 565-571.

Моисеенко Т.И. Закисление вод: факторы, механизмы и экологические последствия. М: Наука, 2003. 276 с.

Turekian K.K., Wedepohl K.H. Distribution of elements in some major units of the earth's crust //Bull. Geol. Soc. Am. 1961.V. 72. P. 175.

### ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ И РЕДКОЗЕМЕЛЬНЫЕ ЭЛЕМЕНТЫ В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ И ДРЕЙССЕНИДАХ РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

З.И. Горайнова<sup>1</sup>, Д.Ф. Павлов<sup>2</sup>, М.В. Фронтасьева<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Лаборатория нейтронной физики, Объединенный институт ядерных исследований  
141980 г. Дубна, Московская область, ул. Жолио-Кюри, 6, Россия

<sup>2</sup>Институт биологии внутренних вод им. И. Д. Папанина РАН  
152742 п. Борок, Ярославская область, Россия, Pavlov@biw.yaroslavl.ru

Тяжелые металлы (ТМ) – глобальные приоритетные загрязнители. Проблема их мониторинга остается актуальной в ближайшей исторической перспективе (Summaries of the EU legislation, Protocol on Heavy Metals, 2001). В последние десятилетия резко возросли добыча редкоземельных элементов (РЗЭ) и их использование в промышленности и быту, а следовательно возрасли и масштабы их поступления в окружающую среду, в водоемы, в первую очередь (Weltje et al. 200; Pavlov, Frontasyeva, 2005, Pavlov, Frontasyeva et al., 2005).

Для биомониторинга ТМ и РЗЭ в пресноводном Рыбинском водохранилище в качестве индикаторных организмов были использованы дрейссениды (двустворчатые моллюски *Dreissena polymorpha*, и *D. bugensis*). Они отличаются оседлостью (а значит, репрезентативностью по отношению к данному, конкретному водоему или его части), фильтрационной активностью (то есть способностью к активному накоплению ксенобиотиков), устойчивостью к острому действию загрязняющих веществ (Klerks et al., 1997; Pavlov, Frontasyeva, 2005).

Однако, несмотря на то, что индикаторная роль дрейссенид чаще всего оценивается высоко (см., например, Camuso et al., 2001), есть работы, в которых их ценность и адекватность в данном аспекте подвергаются сомнению (Wiesner et al., 2001). В последней работе указано, что средние концентрации некоторых ТМ в мягких тканях моллюсков были в 9, а иногда даже в 170 раз ниже, чем в сестоне и донных отложениях (ДО). Авторы предполагают, что дрейссена обладает значительной способностью к детоксикации ТМ, что приводит к установлению определенного баланса между уровнями этих

токсикантов в среде и тканях моллюсков и, следовательно, снижает индикаторную ценность дрейссенид. ДО в этом смысле могут служить более надежным и «простым» индикатором. Неопределенность в использовании дрейссенид в системе мониторинга пресноводных объектов (по типу системы «Mussel Watch», широко применяемой в морских экосистемах) усугубляется практически полным отсутствием данных по способности дрейссенид аккумулировать РЗЭ.

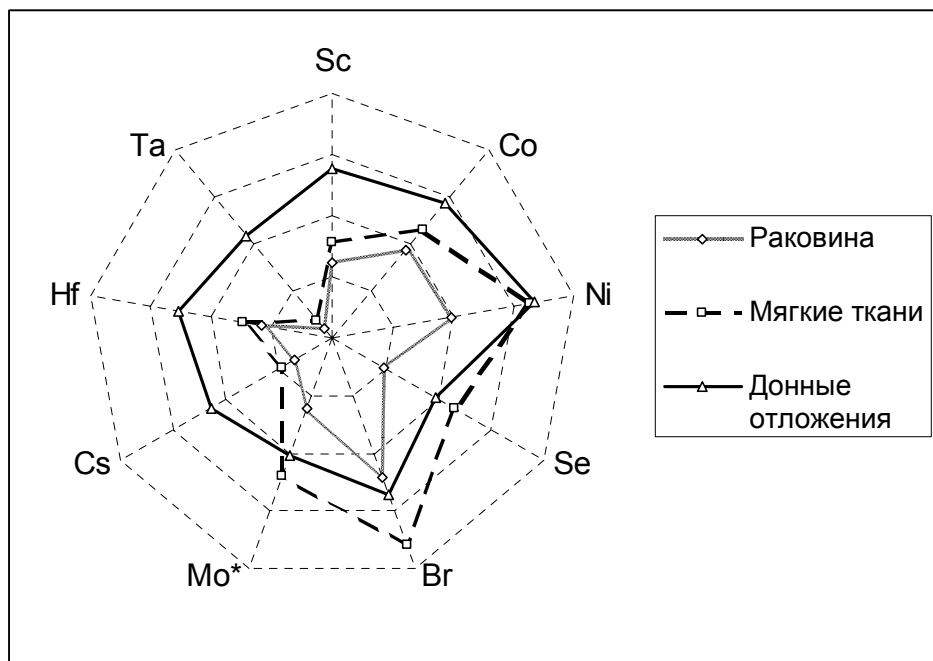
Цель настоящей работы – определить уровни химических элементов, включая ТМ и РЗЭ, в тканях дрейссенид и в ДО в разных районах Рыбинского водохранилища. Это позволит оценить уровни загрязнения водоема элементами-токсикантами, а также прояснить возможность использования дрейссенид для мониторинга загрязнения водных экосистем. Данная работа выполнена в развитие исследований, начатых ранее (Pavlov, Frontasyeva, 2005).

Пробы ДО и моллюсков отбирали в ходе экспедиций 2005-2006 г. на исследовательских судах ИБВВ РАН. ДО отбирали дночерпателем. Пробы дрейссенид собирали из донного трала при отлове рыб, на затопленных корягах, а также при помощи дночерпателей при сборе проб бентоса. Моллюски промывались заборной водой, замораживались на борту судна и хранились при температуре  $-18^{\circ}\text{C}$  до подготовки проб для анализа. Пробы раковин и мягких тканей дрейссенид готовили отдельно. Ткани моллюсков и ДО сушили до постоянной массы при температуре не более  $40^{\circ}\text{C}$ , растирали в агатовых или яшмовых ступках, упаковывали в соответствующие контейнеры (алюминиевые или полиэтиленовые, для длительного или кратковременного облучения, соответственно) и анализировали на содержание ТМ и РЗЭ методом эпитеpmальной нейтронной активации на реакторе ИБР-2 ЛНФ ОИЯИ. Более детально аналитические процедуры описаны в работе (Frontasyeva, Pavlov, 2000). Пробы обоих видов дрейссенид были одновременно отобраны только на двух станциях. Поэтому основные данные, представленные в настоящей работе, касаются только одного вида – *Dreissena polymorpha* (сравнительный анализ данных по двум видам планируется в будущем).

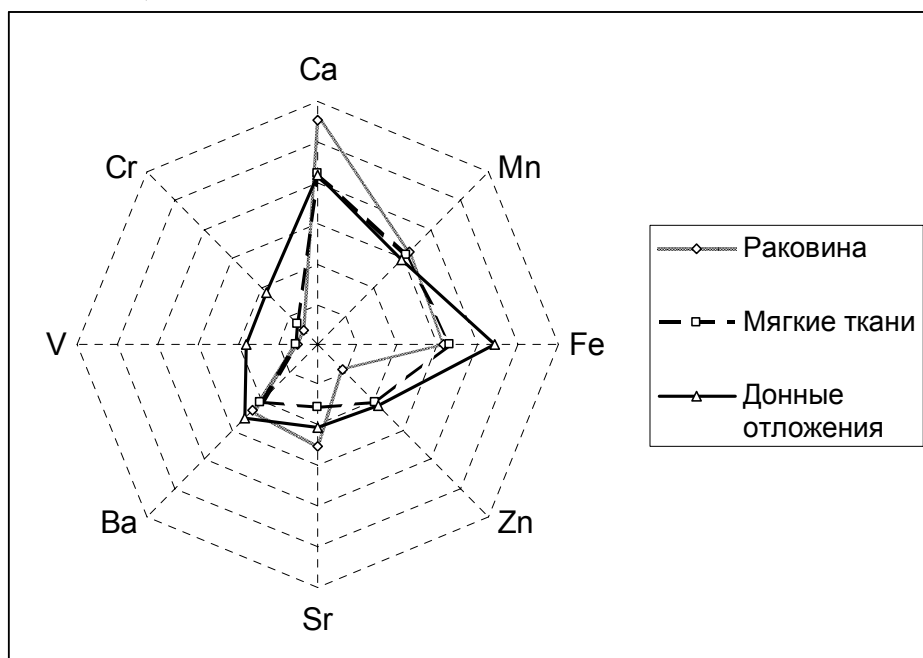
Концентрации таких элементов, как скандий, ванадий, марганец, барий, лантан, самарий, гафний, тантал в мягких тканях дрейссены незначительно отличаются от концентраций соответствующих элементов в раковинах. Уровни лантана, самария, гафния, тантала в мягких тканях не более чем в два раза превышают уровни этих элементов в раковинах, а содержание марганца и бария оказалось несколько выше в раковинах, по сравнению с мягкими тканями. В то же время, концентрации кобальта, никеля, цинка, селена и брома в мягких тканях на 1–2 порядка превышают таковые в раковине, а содержание стронция и кальция в раковине значительно превалирует над таковым в мягких тканях (Рис. 1 и 2). Последний факт не должен вызвать удивления, поскольку кальций – минеральная основа («наполнитель», с точки зрения теории композитов) состава раковин, а стронций способен к активному замещению кальция в этой ткани.

Корреляционный анализ с оценкой размеров выборки и заданном уровне значимости  $p=0,05$  (стандартный статистический пакет STATISTICA) не выявил достоверной связи между содержаниями ТМ и РЗЭ в мягких тканях, раковинах дрейссены и ДО ни по одному элементу. Возможно, такая связь была бы выявлена по отношению к концентрациям изученных элементов в воде и пищевом субстрате дрейссены – сестоне. Анализ компонентов экосистемы водохранилища запланирован нами на ближайшее будущее.

Концентрации большинства элементов в ДО превышают концентрации соответствующих элементов в мягких тканях дрейссены на порядок. Противоположная закономерность обнаружена только для кальция, кобальта, никеля и цинка, концентрации которых в теле дрейссены отличались не более чем в два раза от концентраций этих элементов в донных отложениях, а концентрации селена и брома в теле дрейссены на порядок превышают соответствующие концентрации в донных отложениях (Рис. 1 и 2). Это означает не только то, что большинство элементов, поглощаемых моллюсками, могут не аккумулироваться, а выводятся из организма (Wiesner et. al., 2001), но также указывает на физиологическую значимость ряда проанализированных химических элементов, выступающих не в качестве загрязнителей, а «эссенциальных» макро- и микрокомпонентов организма моллюсков. В то же время известно, что при значительном антропогенном загрязнении «микроэлементы» могут накапливаться в организме в концентрациях, превышающих физиологически необходимые уровни. В этих условиях организм уже не способен контролировать процессы их поглощения и выделения. Поэтому не исключено, что высокие концентрации цинка, кобальта, никеля в теле дрейссены в нашем случае связаны с влиянием Череповецкого металлургического комплекса, ответственного за поступающие в экосистему антропогенные загрязнители.



**Рис.1.** Концентрации некоторых элементов в раковине, мягких тканях и донных отложениях (логарифмическая шкала)



**Рис. 2.** Концентрации некоторых элементов в раковине, мягких тканях и донных отложениях (логарифмическая шкала)

Определенные нами концентрации ряда металлов в мягких тканях *D. polymorpha* Рыбинского водохранилища, согласуются с уровнями этих элементов, обнаруженными (отметим – зачастую, с использованием иных аналитических методов) в других водных экосистемах (Bervoets et. al., 2001; Lowe and Day, 2002; Ravera, 2003). Содержание железа, никеля, хрома, кобальта и цинка в теле дрейссены сходно с таковым, описанным для «незагрязненных» либо «слабозагрязненных» водных экосистем бывшего СССР (Никаноров, Жулидов, 1991).

Для большинства элементов, как в раковинах, так и в мягких тканях дрейссены, не было также обнаружено существенных различий в пространственном распределении концентраций большинства элементов по акватории водохранилища. Это подтверждает ранее полученные нами результаты при предварительной оценке уровней РЗЭ (Pavlov, Frontasyeva, 2005), свидетельствующие об отсутствии выраженных точечных источников загрязнения этими элементами. Тем не менее, концентрации кобальта и цинка в раковинах дрейссены на станции Торова (в непосредственной близости от Череповца) превышают их содержание в остальных точках (превышение для кобальта над

остальными точками — в 2–20 раз, для цинка — в 4–10 раз). В мягких тканях в Торово концентрация кобальта близка к максимальной, а цинка — превышает концентрации в остальных точках в 2 раза. Это может свидетельствовать о загрязнении водоема стоками Череповецкого промузла, которое в настоящее время может быть оценено как умеренно-слабое. Результаты проведенного исследования говорят о том, что раковины дрейссены как объект биоиндикации вполне удовлетворительно отражают влияние антропогенного источника загрязнения. Однако в отношении к некоторым отмеченным выше элементам, анализ их уровней в ДО представляется достаточно информативным и более простым для практического применения в системе биомониторинга загрязнения ТМ и РЗЭ.

#### Список литературы

- Никаноров А. М., Жулидов А. В. Биомониторинг металлов в пресноводных экосистемах. Л.: Гидрометеиздат. 1991. 310 с.
- Bervoets L. et. al. Metal accumulation and condition of transplanted zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) in metal polluted rivers. Department of Biology, Ecophysiology, Biochemistry and Toxicology Group, University of Antwerp., 2001.
- Frontasyeva M. V., Pavlov S.S. REGATA experimental setup for air pollution studies. In «Problems of Modern Physics». Editors: A.N. Sissakian, D.I. Trubetskoy. Dubna, JINR, 1999. P. 152-158.
- Klerks, P.L., P.C. Fraleigh, J.E. Lawniczak. Effects of the exotic Zebra Mussel (*Dreissena polymorpha*) on the metal cycling in Lake Erie. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 1997, V. 54. P. 1630-1638.
- Lowe T. P., Day D. D. Metal Concentrations in Zebra Mussels and sediments from embayments and riverine environments of Eastern Lake Erie, Southern Lake Ontario, and the Niagara River. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 2002, V. 43. P. 301–308.
- Pavlov D. F., Frontasyeva M. V. Comparative chemical composition of two invasive dreissenids, *Dreissena polymorpha* and *D. bugensis* in the Rybinsk Reservoir (the Upper Volga basin, Russia) and assessment of invasion-related modification of exchange and balance of chemical elements in the reservoir ecosystem// Alien Species in Holarctic (Borok-2). Book of abstracts. Second Intern. Symp., Borok, Russia, 27 Sept. - 1 Oct. 2005, Rybinsk-Borok, 2005, P. 126-127.
- Pavlov D. F., Frontasyeva M. V., Pavlov S. S., Pankratova Yu. Distribution of trace elements in freshwater ecosystem compartments of man-made Rybinsk Reservoir (Central Russia) using epithermal neutron activation analysis. Ovidius University Annals of Chemistry. 2005. 16. N 1. P. 72-75.
- Ravera O. Metal concentrations in *Unio pictorum* *manicus* (Mollusca, Lamellibranchia) from of 12 Northern Italian lakes in relation to their trophic level. J. Limnol., 2003; V. 62, No. 2, P. 121-138.
- Summaries of the EU legislation, Protocol on Heavy Metals, 2001, <http://europa.eu/scadplus/leg/en/lvb/l28035.htm>
- Weltje L., Heidenreich H., Zhu Wangzhao, Wolterbeek H.Th., Korhammer S., de Goeij J.J.M., Markert B. Lanthanide concentrations in freshwater plants and molluscs, related to those in surface water, pore water and sediment. A case study in The Netherlands. The Science of the Total Environment, 2002 .V. 286. P. 191-214.
- Wiesner L., Günter B., Fenske C. Temporal and spatial variability in the heavy-metal content of *Dreissena polymorpha* (Pallas) (Mollusca: Bivalvia) from the Kleines Haff (northeastern Germany). Hydrobiologia, 2001, V. 443, No. 1-3. P. 137-145.

### РАСПРЕДЕЛЕНИЕ И МИГРАЦИЯ ДОЛГОЖИВУЩИХ РАДИОНУКЛИДОВ И МИКРОЭЛЕМЕНТОВ В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ НЕКОТОРЫХ ОЗЕРНЫХ ЭКОСИСТЕМ ВУРСА

В.В. Дерягин<sup>1</sup>, В.Н. Удачин<sup>2</sup>, С.Г. Левина<sup>1</sup>, Л.Ф. Мухаметшина<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Челябинский государственный педагогический университет  
454074, г. Челябинск, ул. Бажова 48, Россия, [sss85@mail.ru](mailto:sss85@mail.ru)

<sup>2</sup>Институт минералогии УрО РАН, г. Миасс, Россия

В период 2003-2007 гг. были проведены исследовательские работы на некоторых озерах Восточно-Уральского радиоактивного следа (ВУРС). Интегральным выражением взаимовлияния лимнических и водосборных процессов является формирование донных отложений, которые можно назвать «зеркалом озерной экосистемы». Целью данного исследования являлось изучение содержания и распределения <sup>90</sup>Sr и <sup>137</sup>Cs, а также микроэлементов в донных отложениях двух рядом расположенных озер Б. и М. Игиш (центральная зона ВУРСа).

Озера Б. Игиш и М. Игиш расположены у границы Южного и Среднего Урала (Каслинский район) в зоне геоморфологических структур Зауральского пенеплена на водоразделе рек Синары и Боевки (бассейн р. Тобол) на расстоянии двух км друг от друга. В результате аварии 1957 г. с водосборной территории озера Б.



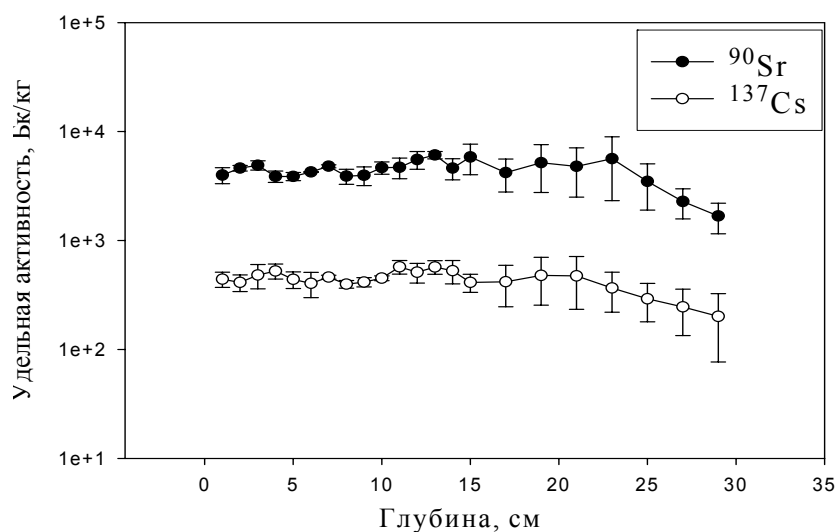
Игиш была отселена деревня Игиш. Населенных пунктов на водосборе озера М. Игиш нет, после аварии прекратили существование в окрестностях оз. М. Игиш поселки Юго-Коневских рудников и д. Юго-Конево. С 1958 г. экосистема озера Б. Игиш развивается практически без влияния хозяйственной деятельности (естественным путем), что представляет интерес в исследовании распределения радионуклидов в компонентах экосистемы (Левина и др., 2005, 2006).

Отбор проб донных отложений осуществлялся с использованием стандартного гидрологического оборудования, позволяющего получать образцы с ненарушенной стратификацией. Колонки донных отложений на исследованных озерах отбирались до подстилающих пород, также неоднократно производился отбор колонок грунтов глубиной до 30 см, в отдельных случаях до 65 см с необходимым шагом (1 см, 2 см, 5 см). Для отбора колонок донных отложений в конце гидрологической зимы применялась поршневая трубка Ливингстона в модификации Д.А. Субетто. Для отбора стратифицированных проб также использовались коробчатые дночерпатели (в частности, Экмана-Берджи) или цилиндрические гравитационного типа с нижней диафрагмой (Дерягин, 1999).

Исследуемые озера лежат в гидрохимической провинции преимущественного распространения гидрокарбонатных вод смешанного катионного состава с общей минерализацией 0,5 – 1,0 г/л (Захаров С.Г. и др., 2005). По сравнению с периодом 1956 – 1970 гг. (Черняева, 1977) в последние годы наблюдается общее распреснение изученных водоемов, как следствие водных 1999 – 2006 гг.

Структура и консистенция донных отложений оз. Б. Игиш отличаются от таковых для оз. М. Игиш: илы торфообразные, с большим количеством растительных остатков, имеет место неравномерность залегания слоев донных грунтов. Можно предположить, что эти особенности являются следствием целенаправленного антропогенного воздействия. В начале 1960-х годов на оз. Б. Игиш было вывезено 20 тонн радиоактивного навоза неизвестной активности с целью ликвидации озерной рыбы, которая входила в рацион местного населения (Экологические и медицинские последствия..., 2001).

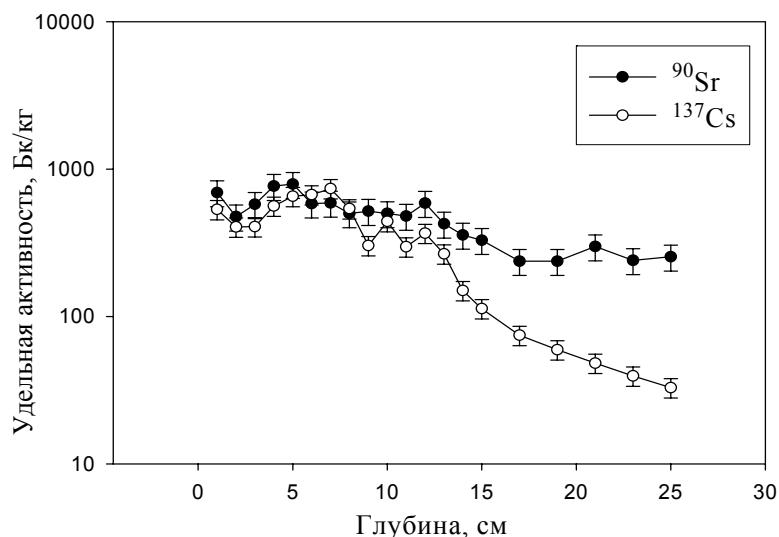
На рис. 1 представлены средние значения удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в донных отложениях оз. Б. Игиш (2003 – 2005 гг.). Величина удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  вниз по профилю донных отложений до 21 см колеблется в пределах 404-571 Бк/кг. Закономерный и вполне объяснимый характер имеет повышение значений удельной активности в слое 12-15 см, так как данный слой соответствует горизонту аварии 1957 г. (Левина, 2008). Можно предположить, что скорость осадконакопления в этом случае составляет около 3 мм/год.



**Рис. 1.** Средние значения удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в донных отложениях оз. Б. Игиш (2003–2005 гг.)

Средняя величина суммарной плотности загрязнения  $^{90}\text{Sr}$  донных отложений оз. Б. Игиш (с 2003 по 2005 гг.) в слое 0-20 см равна  $61 \pm 24$  кБк/м<sup>2</sup> ( $1,64 \pm 0,60$  Ки/км<sup>2</sup>), что указывает на загрязненность илов данного водоема.

Исследование содержания радионуклидов  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  по вертикальному профилю донных отложений оз. М. Игиш в верхнем слое 0-10 см показало, что значения удельной активности данных радионуклидов составляют в среднем  $600 \pm 36$  Бк/кг и  $525 \pm 43$  Бк/кг соответственно (рис. 2).

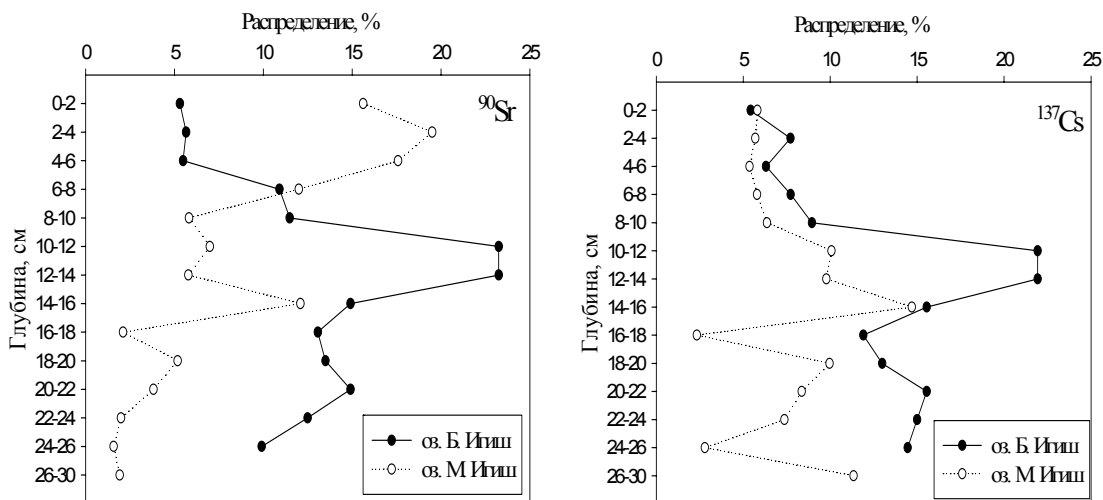


**Рис. 2.** Средние значения удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в донных отложениях оз. М. Игиш (2003 – 2005 гг.)

Рассчитанная плотность загрязнения  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в исследованной колонке донных отложений оз. М. Игиш (0-25 см) составляет  $7,7 \text{ кБк/м}^2$  ( $0,21 \text{ Ки/км}^2$ ) и  $4,9 \text{ кБк/м}^2$  ( $0,13 \text{ Ки/км}^2$ ) соответственно (Левина, 2008).

На рис. 3 представлено распределение радионуклидов  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  (%) по профилю донных отложений озер Б. и М. Игиш за 2003 г. Анализируя распределение  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  по вертикальной колонке донных отложений в слое 0-30 см, можно отметить следующее:

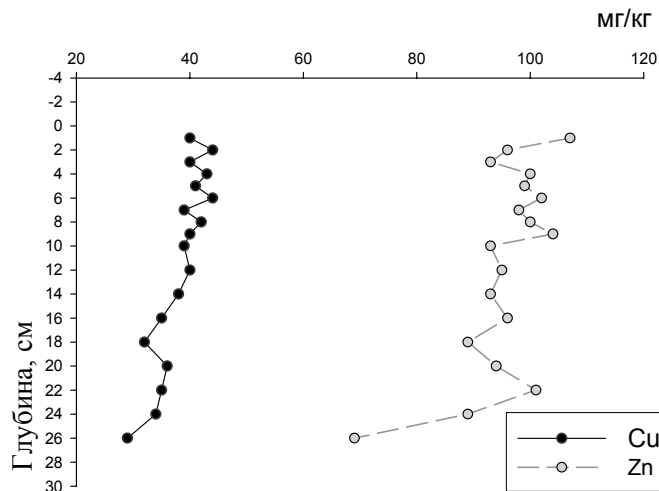
- большая часть  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  находится в слое 0-20 см, где их содержание составляет 80-90 %;
- наблюдается пик содержания радионуклидов на глубине 15 см (Дерягин и др., 2006);
- в приповерхностных слоях локализовано до 17 % исследованных радионуклидов, а с 25-го см происходит снижение содержания  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ .



**Рис. 3.** Распределение  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в донных отложениях озер Б. и М. Игиш

Установлено, что возникновение различий в содержании и распределении долгоживущих радионуклидов  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в донных отложениях исследуемых озер связано с гидрохимическими особенностями их водной массы. Оз. М. Игиш за всю историю развития не осолонялось и является ультрапресным водоемом, формируя соответствующие илы. Оз. Б. Игиш, напротив, в засушливые периоды было солоноватоводным, в настоящее время является более минерализованным водоемом (Левина и др., 2006).

Для изучения распределения и миграции микроэлементов в донных отложениях исследованных водоемов проводилось изучение послойного распределения некоторых металлов в верхнем слое илов озер. На рис. 4 представлено содержание Cu и Zn по вертикальной колонке донных отложений оз. Б. Игиш (0 - 30 см).

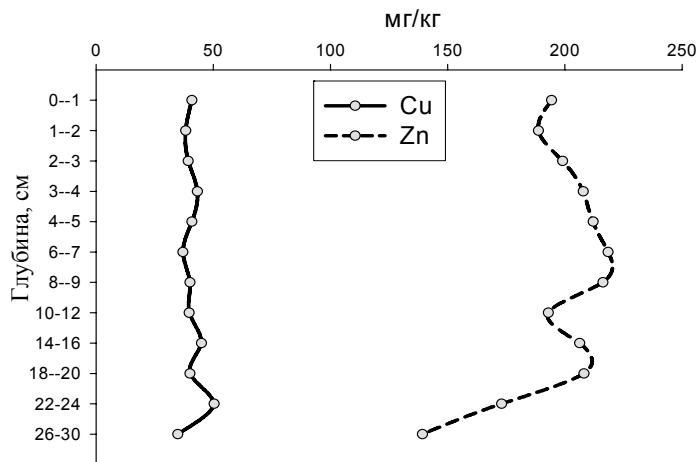


**Рис. 4.** Содержание Cu и Zn (мг/кг) по вертикальному профилю донных отложений оз. Б. Игиш (2005 г.)

Концентрации Cu на уровне 30-45 мг/кг и амплитуда колебания значений по слоям донных отложений позволяют утверждать, что это естественный геохимический фон для данного металла. Концентрация цинка в пределах 70-110 мг/кг показывает несколько повышенный геохимический фон для данной озерной экосистемы.

Для таких биофильных металлов, какими являются Fe и Mn, характерно значительное (до 700-1000 мг/кг) содержание в первых 3 см донных отложений. В основном это те металлы, что включены в круговорот веществ и энергии озерной экосистемы. Глубже слоя 3-5 см концентрации биофильных элементов отражают количество выведенных из круговорота Fe и Mn. Вероятно, эти металлы не отражают возрастание хозяйственного пресса по причине отсутствия антропогенного источника поступления их в водоем.

На рис. 5 представлено содержание Cu и Zn по вертикальной колонке донных осадков оз. М. Игиш (слой 0-30 см).



**Рис. 5.** Содержание Cu и Zn (мг/кг) по вертикальному профилю донных отложений оз. М. Игиш (2005 г.)

Анализируя рис. 5, можно отметить, что концентрация меди в слое 0 – 30 см донных отложений практически не имеет флуктуаций, находясь на уровне 40 мг/кг. Некоторые колебания концентрации меди начинаются на глубине 22 – 24 см и достигают значения 34 мг/кг. Концентрации цинка изменяются от 130 до 220 мг/кг, причем наибольшие колебания наблюдаются в слое 9 – 30 см. Амплитуда значений концентраций для соседних горизонтов составляет не более 25 мг/кг (в среднем  $\pm 7$  мг/кг). Максимальные значения концентраций установлены в горизонтах 4 – 9 см и 14 – 20 см, минимальные – 0 – 4, 10 – 12 и 22 – 30 см.

Содержание железа по вертикальному профилю илов характеризуется незначительным накоплением к поверхностному слою: в колонке 0 – 12 см концентрация колеблется в пределах 21219 – 15136 мг/кг; в слое 12 – 30 см приближается к значению 14130 мг/кг.

Наибольшая концентрация марганца в слое 0 – 2 см составляет 811 мг/кг, далее наблюдается снижение его содержания до 404 мг/кг.

Общие особенности распределения тяжелых металлов по верхнему слою (0 - 30 см) донных отложений характеризуются относительно небольшой амплитудой колебаний всех значений концентраций Fe, Mn, Cu и Zn по сравнению с озерами, которые расположены в промышленных зонах Челябинской области и испытывают техногенное воздействие (Удачин и др., 2002). По загрязнению тяжелыми металлами М. Игиш можно также считать фоновым озером с устойчивым гидрохимическим режимом озерной экосистемы, который способствовал равномерному распределению исследованных элементов в верхних 30 см донного осадка. Равномерное распределение значений содержания тяжелых металлов по колонке позволяет исключить антропогенное влияние на илы. Все флуктуации носят выраженный природный характер (Даувальтер, 1999).

*Авторы выражают глубокую благодарность директору УН ПЦРМ, Заслуженному деятелю науки РФ, д.м.н., профессору А.В. Аксееву, д.б.н., зав. отделом внешней среды УНПЦ РМ Костюченко В.А., старшему научному сотруднику отдела окружающей среды УНПЦ РМ Поповой И.Я., научным сотрудникам Института минералогии УрО РАН Удачиной Л.Г. и Лоницаковой Г.Ф. за помощь в проведении исследовательской работы.*

#### Список литературы

- Даувальтер В.А. Закономерности осадконакопления в водных объектах Европейской субарктики (природоохранные аспекты проблемы): автореф. дис. ... д-ра геогр. наук. М., 1999. 52 с.
- Дерягин В.В., Левина С.Г., Шибкова Д.З., Попова И.Я., Захаров С.Г. Особенности миграции и формы нахождения  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в донных отложениях некоторых озерных экосистем Восточно-Уральского радиоактивного следа // Радиационная биология. Радиоэкология. 2006. Т. 46. №5. С. 533 – 539.
- Дерягин В.В. Озерные геосистемы восточного склона Южного Урала в условиях техногенного воздействия: автореф. дис. ... канд. геогр. наук / Пермь, 1999. 23 с.
- Захаров С.Г., Дерягин В.В., Левина С.Г. Пространственное распределение радионуклидов аварии 1957 г. в компонентах озерных геосистем Восточно-Уральского радиоактивного следа // Геоэкология и природопользование: тр. 12 съезда Рус. геогр. о-ва. СПб., 2005. Т.4. С.193-197.
- Куликов Н.В. Радиоэкология пресноводных растений и животных // Современные проблемы радиобиологии. М., 1971. Т.2: Радиобиология. С.395–421.
- 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.
- Левина С.Г., Попова И.Я., Захаров С.Г., Дерягин В.В., Шибкова Д.З. Современное радиационное состояние экосистемы озера Большой Игиш, расположенного на осевой части Восточно-Уральского радиоактивного следа // Радиационная биология. Радиоэкология. 2005. Т.45, № 1. С.96-99.
- Левина С.Г., Шибкова Д.З., Дерягин В.В., Захаров С.Г., Попова И.Я. Современное радиоэкологическое состояние озера Малый Игиш, расположенного на осевой части Восточно-Уральского радиоактивного следа // Радиационная биология. Радиоэкология. 2006. Т.46, №1. С.111–116.
- Удачин В.Н., Дерягин В.В., Лоницакова Г.Ф. Накопление рудных концентраций халькофильных и сидерофильных элементов в донных отложениях озер под влиянием антропогенного фактора // Металлогения древних и современных океанов - 99. Рудоносность гидротермальных систем. Миасс, 2002. С.228-233.
- Черняева Л.Е., Черняев А.М., Еремеева М.Н. Гидрохимия озер Л.: Гидрометеоиздат, 1997. 336 с.
- Экологические и медицинские последствия радиационной аварии 1957 г. на ПО «Маяк». М.: ГУП Вторая типография ФУ «Медбиоэкстрем» при Минздраве РФ, 2001. 294 с.

### **ВЛИЯНИЕ КОМПЛЕКСООБРАЗУЮЩИХ СПОСОБНОСТЕЙ ГУМИНОВЫХ И ФУЛЬВОВОКИСЛОТ С ИОНАМИ ЖЕЛЕЗА(III), ЖЕЛЕЗА(II) И ЦИНКА(II) НА СОДЕРЖАНИЕ ЛАБИЛЬНЫХ ФРАКЦИЙ ОТДЕЛЬНЫХ МЕТАЛЛОВ**

М.И. Дину

*Институт водных проблем РАН*

*119991 Москва, ул. Губкина, 3, Россия, marinadinu@rambler.ru*

В водных системах ионы тяжелых металлов включаются в существующие миграционные циклы. Они распространяются и накапливаются во всех компонентах водной среды: в самой воде, взвешях, донных отложениях, живых организмах.

Это приводит к нарушению взаимосвязей в водных экосистемах, изменяется их структура, возникают техногенные геохимические аномалии. Металлы не подвергаются биodeградации и в значительных количествах могут накапливаться в воде, водных организмах и донных отложениях

(Веницианов, Кочарян, 1994).

Пресноводные экосистемы обладают буферной емкостью к ионам тяжелых металлов, под которой многие исследователи понимают показатель, характеризующий такую дозу металла, поступление которой существенным образом не нарушает естественное функционирование всей водной экосистемы. Поэтому очень важна информация не только о количестве ионов тяжелых металлов, но и о формах их существования.

Токсичность природных вод в большей мере зависит от физико-химического и химического состояния элементов в них. В водных средах тяжелые металлы находятся в трех формах:

- взвешенной
- коллоидной
- растворенной

Растворенная форма представлена растворимыми комплексами с органическими и неорганическими лигандами и свободными ионами.

Ионные формы тяжелых металлов в воде обладают максимальной токсичностью, но при их переходе в устойчивые высокомолекулярные комплексы токсичность металлов резко уменьшается, вплоть до полной нетоксичности. Все поверхностные воды содержат в растворенном состоянии органические вещества, 80% которых представлено гумусовыми веществами, именно они связывают ионы металлов.

Растворимые органические вещества, находящиеся в природных водных объектах, являются определяющими в миграции ионов тяжелых металлов. Связывая ионы в прочные и малотоксичные комплексы, высокомолекулярные природные органические вещества в значительной степени снижают токсическое действие поллютантов (Веницианов, Кочарян, 1994).

Преобладающее количество органического вещества поверхностных вод приходится на гумусовые вещества, представляющие собой высокомолекулярные окрашенные полифункциональные соединения. Фульвокислоты и гуминовые кислоты, благодаря различному количественному составу и химическим внутримолекулярным превращениям в водной среде, характеризуются различной комплексообразующей способностью (Орлов, 1992).

В свою очередь, ионы тяжелых металлов также отличаются друг от друга способностью к комплексообразованию. Что объясняется как природой иона, так и преобладанием определенного типа лиганд в системе.

Исследования в модельных экспериментальных взаимодействиях ионов железа(III), железа(II) и цинк(II) с фульвокислотами и гуминовыми кислотами, выделенными из 20 различных видов почв (торфяные, черноземные), выявили тенденцию в сравнении самих кислот и в сопоставлении активностей ионов тяжелых металлов.

Показано, что с увеличением концентрации растворимых органических веществ увеличивается количество поглощенных ионов тяжелых металлов, вне зависимости от вида иона. Так, в природных водных объектах большое количество растворимых органических веществ способствует уменьшению свободных ионных (гидратированных/акваформ) форм тяжелых металлов. Но, комплексообразование с гуминовых кислот и фульвокислот – это примеры двух качественно разных процессов. Фульвокислоты усиливает миграцию тяжелых металлов и уменьшает его токсичность, соответственно. Гуминовые кислоты, в свою очередь, как комплексообразующий сорбент, концентрирует тяжелые металлы, например в донных отложениях, также снижая их токсичность.

В результате взаимодействия образуются комплексы с различным количеством лиганд. Это объясняется многоосновным полифункциональным характером гуминовых кислот и фульвокислот.

Различная способность к комплексообразованию у ионов тяжелых металлов, вследствие их химической природы и конкретных условий нахождения в системе отражена на рисунке 1.

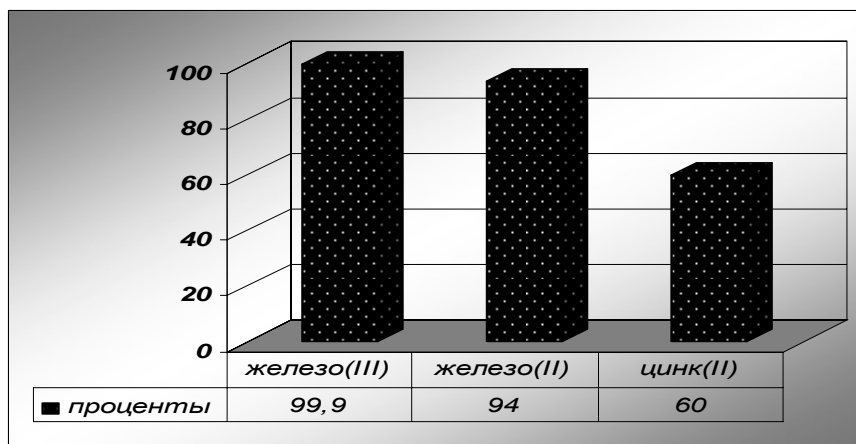
В природных водных объектах данная зависимость также характерна. Что позволяет предположить доминирующее комплексообразование трехвалентного железа, которое будет оказывать воздействие на такие же реакции с двухвалентным железом и двухвалентным цинком. В условиях большей конкуренции будет происходить взаимное влияние ионов тяжелых металлов друг на друга. И в, определенной мере, общее снижение реакционной способности.

Экспериментально доказано более высокая способность к образованию комплексов у трехвалентного железа, затем двухвалентное железо и наименее характерно для цинка.

Явное сродство трехвалентного железа к растворимым органическим веществам можно объяснить: во-первых, ион (октаэдрический трехзарядный комплекс) обладает минимальным радиусом из всех представленных, что позволяет легко проникать между различными функциональными группами и максимально эффективно адсорбироваться на поверхности гуминовых



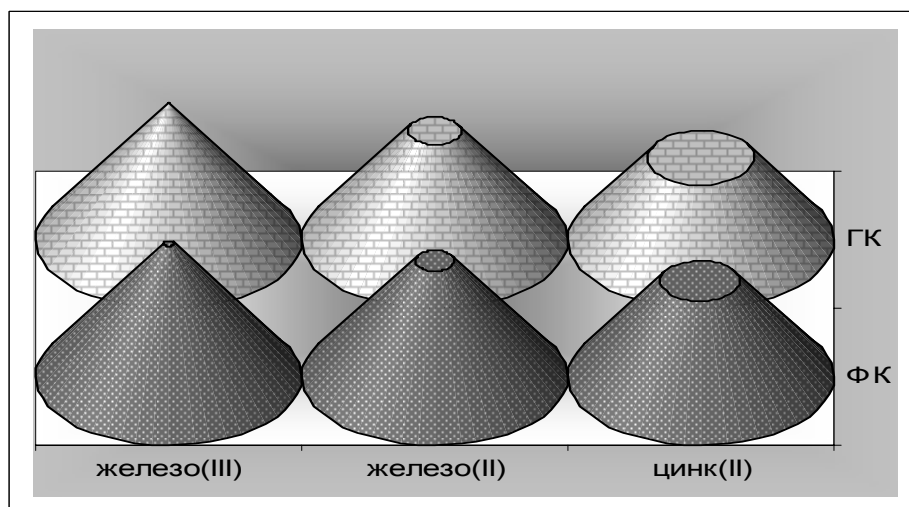
кислот; во-вторых, по теории Пирсона – это самый «жесткий центр», «жесткая кислота», для которого предпочтительно «жесткое основание», такое как атом кислорода.



**Рис. 1.** Диаграмма способности тяжелых металлов к комплексообразованию с растворимыми органическими веществами

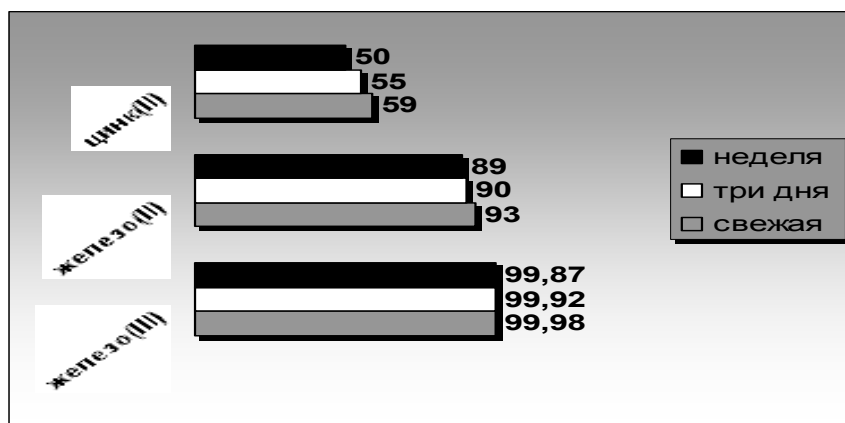
Двухвалентное железо (в водных растворах в виде гексааквакомплексов двузарядных) – обладает большим размером. В водной среде двухвалентный ион цинка образует тетра- и гексааквакомплексы. Размер иона превышает размеры ионов железа, что способствует меньшей подвижности и трудной адсорбции.

Фульвокислоты и гуминовые кислоты по-разному проявляют себя в реакциях комплексообразования. Поглотительная способность гуминовых кислот намного выше и не меняется с течением времени, на что и указывают результаты экспериментов. Например, на рисунке 2.



**Рис. 2.** Диаграмма сопоставления комплексообразующих способностей фульвокислот (ФК) и гуминовых кислот (ГК)

Данный факт связан с количественной и качественной неоднородностью кислот, их растворимости. Для фульвокислот характерна склонность к сложным внутримолекулярным перегруппировкам. Как результат есть возможность дезактивации активных центров. Что и наблюдалось - фульвокислоты при хранении теряли свою активность, за счет внутримолекулярных химических превращений. В итоге, поглотительная способность резко снижалась с течением времени, что отражено на рисунке 3



**Рис. 3.** Диаграмма изменения активности фульвокислот в процентах с течением времени

Наиболее важными реакциями для ионов тяжелых металлов в природных водных системах являются взаимодействия с фульво- и гуминовыми кислотами – доминирующими органическими веществами вод и почв. Понимание механизма миграции ионов тяжелых металлов напрямую зависит от изученности взаимодействия ионов металлов с гумусовыми веществами.

Полученные экспериментальные данные показали математическую и логическую зависимость поглощаемого металла от количества фульвокислот и гуминовых кислот. Различное сродство тяжелых металлов к комплексообразованию с растворимыми органическими веществами.

Также показано временное влияние на эффективность фульвокислоты и отсутствие такового для гуминовых кислот.

Ярко заметно различие в способности к комплексообразованию у родственных ионов железа - трехвалентного и двухвалентного; и двухвалентного цинка относительно ионов железа.

Полученные данные показывают способность фульвокислот концентрировать ионы тяжелых металлов в водной фазе и способствуют его перемещению. Гуминовые кислоты являются прекрасным сорбентом и комплексообразующим источником.

Результаты позволяют выявить основные формы нахождения тяжелых металлов в конкурентной природной системе, и предположить механизмы их миграции.

#### Список литературы

- Ахметов Н.С. Общая и неорганическая химия. М.: Высшая школа, 1988
- Веницианов Е.В., Кочарян А.Г. Тяжелые металлы в природных водах. М.: ИВП РАН, 1994. С. 299-326.
- Гранина Л.З., Каллендер Е. Элементы круговорота железа и марганца в Байкале// Геохимия. №9. 2007. С. 999-1007
- Ершова Е.Ю., Веницианов Е.В., Кочарян А.Г., Вульфсон Е.К. Тяжелые металлы в донных отложениях Куйбышевского водохранилища//Водные ресурсы. 1996. том 23. №1.
- Жилин Д.М. Исследование реакционной способности и детоксических свойств ГК по отношению к соединениям ртути. М. МГУ. 1998
- Кощеева И.Я., Хушвахтова С.Д., Левинский В.В., Данилова В.Н., Холин Ю.В. О взаимодействии хрома(III) с гумусовыми веществами почв, вод, донных осадков// Геохимия. № 2. 2007. С. 208-215
- Лапин И.А., Красюков В.Н. Роль гумусовых веществ в процессах комплексообразования и миграции металлов в природных водах// Водные ресурсы. № 1. 1986. С. 134-143
- Моисеенко Т.И. Рассеянные элементы в поверхностных водах суши: Технофильность, биоаккумуляция и экотоксикология / Т.И. Моисеенко, Л.П. Кудрявцева, Н.А. Гашкина. Ин-т вод.проблем РАН. М.: Наука, 2006. 261с.
- Моисеенко Т.И., Родюшкин И.В., Дувальтер В.А., Кудрявцева Л.П. Формирование качества поверхностных вод и донных отложений в условиях антропогенных нагрузок на водосборы арктического бассейна (на примере Кольского Севера). Апатиты. Изд. Кольск.науч.центр, 1996. 263 с.
- Орлов Д.С. Химия почв. – М.: Изд-во МГУ, 1992. 400с.
- Федоров А.А., Казиев Г.З., Казакова Г.Д. Методы анализа объектов природной среды. М.: КолосС, 2007. 60с.
- Федоров А.А., Казиев Г.З., Казакова Г.Д. Методы анализа объектов природной среды. Практическое руководство для студентов педагогических университетов. М. Прометей, 2002. 56с.
- Шварценбах Г., Флашка Г. Комплексометрическое титрование. М.: Химия, 1970. 360с.
- Methtosh, P.L. Bezonik, S.O. King A.W. The influence of Water Chemistry on Trace Metal Bioavailability and Toxicity to Aquatic Organisms // Metal ecotoxicology: Concepts and Application. 1991.

# НАКОПЛЕНИЕ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ ВЫСШЕЙ ВОДНОЙ РАСТИТЕЛЬНОСТЬЮ РАЗЛИЧНЫХ БИОТОПОВ УСТЬЕВОЙ ОБЛАСТИ ВОЛГИ

В.Д. Казмирук

*Институт водных проблем РАН*

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

Устьевые области рек занимают обширные территории приморских равнин, низовьев рек и прибрежных акваторий морей. Это особые географические объекты, охватывающие район впадения реки в приемный водоем, со специфическим природным комплексом, структура и формирование которого регулируется устьевыми процессами: взаимодействием и смешением вод реки и приемного водоема, отложением и переотложением речных и частично морских наносов.

Устьевая область Волги - одна из крупнейших в мире, она занимает в современных условиях 39000 км<sup>2</sup> и состоит из дельты (11000 км<sup>2</sup>) и устьевого взморья (28000 км<sup>2</sup>). Это оазис в полупустынной зоне Нижней Волги с азональным природным комплексом, сформировавшийся за исторически длительный период в условиях, свойственного только этой части территории, климатического, гидрологического и гидрогеологического режима. Решающее значение в становлении природного разнообразия территории имел водный фактор - режим стока р. Волги, режим затопления и увлажнения земель территории. Все это, наряду со сложным рельефом местности, сформированным прадельтой Волги, обусловило огромное многообразие морфологических элементов гидрографической сети и связанных с ними биотопов.

Природная гидрографическая сеть - рукава, протоки, ерики, озёра, ильмени - существенно дополнена антропогенными гидросистемами - каналами, водоводами, оросительными системами, прудами рыборазведения, водохранилищами. Сеть затопленных и заросших высшей водной растительностью (ВВР) мелководных участков, непосредственно не связанная с приемным водоемом и включающая устьевые водоемы и протоки между ними, образует плавни. В устьевой области Волги плавневые массивы занимают большую часть отмелей зоны устьевого взморья площадью около 10000 км<sup>2</sup>. Более 70% этой территории покрыто зарослями ВВР. Выше по течению реки образуются крепи - периодически затапливаемые заросли из жесткой воздушно-водной растительности (преимущественно тростника). Волжская вода поступает в отмелую зону устьевого взморья по более чем 1000 проток, ериков и каналов, заканчивающихся баровыми отмелями, которые образуются в результате отложения речных наносов. Специфической особенностью устьевой области Волги является наличие таких морфологических элементов как култуки и кулисы, сформировавшиеся в результате строительства рыбоходных каналов.

Вместе с тем, устьевая область Волги фильтрует и накапливает загрязняющие вещества, поступающие с волжским стоком с территории, где проживает более 40 % населения России и сосредоточено 3/4 промышленного производства страны. Ежегодно в Волгу на всём её протяжении поступает более 23 км<sup>3</sup> промышленных сточных и коллекторно-дренажных вод. По данным Комитета по экологии и природных ресурсов Астраханской области и Лаборатории мониторинга загрязнения поверхностных вод Астраханского областного центра по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды в воде дельты р. Волги наблюдается систематическое превышение предельно допустимых концентраций (ПДК) тяжёлых металлов. За период с 1985 по 2007 гг. средние концентрации меди составляли 3-12 ПДК. Максимальные разовые концентрации меди в районе г. Астрахани составляли 33-97 ПДК, г. Камызяка - 42 ПДК, пос. Подчалык - 33-36 ПДК, пос. Аксарайский - 40 ПДК.

За тот же период загрязнение воды цинком составляло 1-6 ПДК. Повторяемость концентраций выше ПДК - 80-99 %. Максимальные разовые концентрации цинка равнялись: у г. Астрахань - 24 ПДК, д. Верхнее Лебяжье - 13 ПДК, по рукавам Бахтемир - 19 ПДК, Кизань - 21 ПДК, Ахтуба - 24 ПДК, Бузан - 18 ПДК. Среднегодовые уровни загрязнения вод соединениями железа находятся в пределах 2-3 ПДК. Максимальная концентрация соединений железа (6 ПДК) отмечалась в створе с. Ильинка, а соединений ртути - в районе г. Астрахань (5-7 ПДК). В отмелой зоне устьевого взморья происходит интенсивное накопление органических илов. По нашим данным, количество накопившегося в настоящее время ила составляет 1.7 млрд. т.

ВВР оказывает разностороннее воздействие на динамику водных масс и донных отложений. Прежде всего, она оказывает механическое сопротивление движению воды и тем самым способствует осаждению взвешенных в воде веществ и их накоплению. Кроме того, растительность накапливает (сорбирует) различные вещества на листьях и стеблях, а также поглощает их в процессе обмена с внешней средой. Количество накапливаемых растительностью биогенных элементов, металлов и других загрязняющих веществ может исчисляться десятками и сотнями тысяч тонн. По некоторым оценкам

растительность низовий Волги накапливает до 5% всех загрязняющих веществ, поступающих со стоком реки, что соизмеримо с эффектом работы очистных сооружений в бассейне р. Волги.

Очевидно, что для столь сложного водного объекта с многофакторной антропогенной нагрузкой должна существовать дифференциация накопления ВВР тяжелых металлов. Первые масштабные исследования биогеохимической дифференциации макрофитов дельты Волги были выполнены в МГУ им. М.В.Ломоносова в 1995-97 гг. в основном в пределах участков Астраханского биосферного заповедника, расположенного в низовьях дельты (Лычагина, Касимов, Лычагин, 1998).

Наши исследования проводились в 2001 и 2004 гг. на различных участках дельты и отмелей зоны устьевого взморья Волги, а также в районе свала глубин и островах Северного Каспия. Пробы воды, донных отложений и ВВР отбирались в однородных характерных местах. При выборе характерных мест измерений и отбора проб руководствовались косвенными признаками их функционального значения, т.е. в какой мере то или иное место может являться источником или индикатором физико-химических процессов на данном участке водного объекта и репрезентативным показателем накопления тяжелых металлов в тканях ВВР. В состав наблюдений входили: глубина и температура воды, видовой состав, проективное покрытие, зона распространения и грунты произрастания ВВР. Отобрались пробы ВВР и воды (в зарослях ВВР и на чистоводе). Пробы донных отложений отбирались в слое грунта толщиной до 30 см с последующим делением на слои толщиной 3 см.

Тяжелые металлы относят к числу микроэлементов. Попадая в растения из донных отложений и воды, они весьма опасны для макрофитов, а передвигаясь по трофической цепи оказывают токсичный эффект и на животное население водоемов. Около десяти микроэлементов входят в список особо опасных для биоты токсикантов. Их опасность связывают, прежде всего, с возникновением в водоеме зон токсического риска. Высокие концентрации ряда токсичных элементов в донных отложениях представляют непосредственную опасность для бентоса и рыб, обитающих в придонном слое. По токсикологическим оценкам «стресс-индексов» тяжелые металлы занимают второе место после пестицидов. Особенно токсичны соли тяжелых металлов, которые по убыванию токсичности можно расположить в ряд:  $Hg > Sb > Pb > Cr > Cd > Ni > Zn > Cu > Fe$ . Ртуть остается в ризосфере и связывается с компонентами клеточного сока. Кадмий ослабляет фотосинтез. Избыток кобальта ингибирует прорастание семян. Никель способствует накоплению фенолов в растениях и влияет на метаболические процессы их разложения. Мышьяк и ртуть являются ферментными ядами. Фтор не относится к тяжелым металлам, но также токсичен. Он вызывает нарушение пигментного аппарата и хлороз растений (Эйнон, 1992).

На современном уровне знаний о жизнедеятельности ВВР внутренние механизмы поглощения растительностью многих веществ не вполне ясны. Достоверно установлено, что поглощение зависит от вида ВВР (экологических и физиологических ее особенностей), сезона года, состава самого вещества. При этом уровень накопления не имеет линейной зависимости от концентрации вещества во внешней среде. Содержание тяжелых металлов в растениях может различаться в десятки и сотни раз, что объясняется существованием видов-концентраторов и деконцентраторов элементов. Максимальные концентрации железа и марганца в разных видах могут превышать минимальные в 400-500 раз, концентрации никеля, кобальта, меди, свинца, хрома - 1000 раз, а в растениях одного вида - в десятки раз. ВВР пресноводных водотоков и водоемов занимает промежуточное положение между наземной и морской растительностью (табл. 1). При этом существенное влияние на уровень содержания тяжелых металлов в тканях растений оказывает специфическое отношение данного вида к концентрации металла во внешней среде. Так, узкие пределы колебаний концентрации меди в тканях растений объясняются ее токсичностью, свинца - слабой подвижностью в растениях, цинка - большой физиологической потребностью в нем растений, которые накапливают этот элемент независимо от содержания в среде (Школьник, 1974).

**Таблица 1.** Пределы содержания тяжелых металлов в тканях различных групп растений, мг/кг сухого веса

Группы растений	Fe	Mn	Zn	Ni	Co	Cu	Pb	Cr
Наземные растения (Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989)	18-1500	16-1840	12-300	0.07-48	0.01-200	1-150	0.1-300	-
Водные растения незагрязненных эстуариев (Мур, Рамоурти, 1987)	50-40000	70-15000	10-100	3-40	-	4.5-8.9	2-49	0.2-50
Морские растения (Саенко, 1992)	20-5000	7-1740	1.4-165	1-154	0.1-1090	1.2-86	2.6-19	-

Выполненное нами исследование содержания тяжелых металлов в растениях, донных отложениях и воде дельты и отмелой зоны устьевого взморья Волги показывает, что прямые зависимости между этими показателями экосистемы отсутствуют (табл. 2).

**Таблица 2.** Содержание тяжелых металлов в воде, донных отложениях и ВВР в дельте и отмелой зоне устьевого взморья Волги в августе 2004 г.

Местоположение станции отбора проб	Описание отобранных проб	Fe	Mn	Zn	Ni	Co	Cu	Pb	Cd
Белинский банк	Тростник обыкновенный, мг/кг	76.0	38.0	4.4	11.5	6.4	0.2	0.5	0.4
	Рогоз узколистный, мг/кг	58.0	282.0	11.1	0.8	2.5	0.4	0.5	0.1
	Рогоз широколистный, мг/кг	455.0	1020.0	15.3	0.8	2.0	1.4	0.5	0.6
	Ежеголовник прямой, мг/кг	671.0	292.0	9.4	4.7	5.2	2.4	1.2	0.8
	Рдест блестящий, мг/кг	357.0	310.0	26.0	0.8	20.5	2.0	6.2	1.3
	Водокрас, мг/кг	1041.0	131.0	11.5	1.0	1.7	4.8	0.5	0.1
	Вода, мкг/л	59.8	12.1	6.7	6.0	0.006	1.9	0.070	0.58
	Грунт (илистый песок) по слоям, мкг/г: 0-5 см	23700	507	56	27	-	26	-	18
	5-10 см	29100	714	80	11	-	22	-	18
	10-15 см	11900	288	13	10	-	11	-	5
	15-20 см	10300	220	30	32	-	7	-	3
	20-25 см	10300	169	23	10	-	11	-	3
Рытый банк	Тростник обыкновенный, мг/кг	39.0	78.0	2.1	3.5	0.2	0.2	0.5	1.1
	Рогоз узколистный, мг/кг	56.0	310.0	5.5	7.1	1.7	0.4	0.5	0.6
	Кубышка желтая, мг/кг	558.0	346.0	8.3	8.0	3.5	0.4	0.5	0.8
	Чилим, мг/кг	2030.0	1180.0	8.4	1.7	0.2	2.0	0.5	1.4
	Рдест блестящий, мг/кг	973.0	730.0	6.5	6.2	0.6	1.0	0.5	1.0
	Роголистник темно-зеленый, мг/кг	4800.0	4490.0	13.3	20.6	4.7	3.1	3.4	1.7
	Сальвиния, мг/кг	4510.0	1550.0	14.1	11.6	0.2	3.3	0.5	1.3
	Вода, мкг/л	15.2	23.0	14.9	8.5	0.006	2.8	0.079	3.3
	Грунт (ил) по слоям, мкг/г: 0-5 см	49200	524	83	49	-	40	19	11
	5-10 см	49900	457	90	49	-	48	18	5
	10-15 см	32200	389	56	32	-	26	14	3
	15-20 см	23000	254	26	27	-	18	12	3
	20-25 см	17500	254	13	10	-	18	12	3
	25-30 см	6800	152	20	103	-	7	1	3
Район о. Искусственный	Тростник обыкновенный, мг/кг	65.0	42.0	6.3	13.4	0.2	0.4	0.5	1.0
	Тростник обыкновенный, мг/кг	119.0	10.0	4.9	7.1	0.2	0.3	0.5	0.7
	Рогоз узколистный, мг/кг	90.0	186.0	4.7	0.5	1.2	0.4	0.5	1.4
	Рогоз узколистный, мг/кг	6240.0	205.0	20.0	24.3	5.9	2.0	3.4	1.3
	Ежеголовник прямой, мг/кг	363.0	66.0	9.5	14.3	1.0	0.8	0.5	1.3
	Рдест плавающий, мг/кг	3170.0	96.0	19.7	16.4	3.2	1.9	6.3	1.5
	Водокрас, мг/кг	3320.0	446.0	10.8	8.0	3.5	1.6	3.4	1.8
	Сальвиния, мг/кг	7740.0	459.0	22.7	35.4	5.4	3.2	8.7	2.8
	Вода, мкг/л	3.6	21.0	12.1	5.7	0.006	2.6	0.156	1.13
	Грунт (ил с остатками растительности) по слоям, мкг/г: 0-5 см	27800	424	43	43	-	18	16	7
	5-10 см	28000	372	66	54	-	22	15	11
	10-15 см	30800	440	70	54	-	18	40	7
	15-20 см	30500	389	66	10	-	29	16	3
	20-25 см	36700	406	80	54	-	33	20	7
	25-30 см	18400	304	40	43	-	11	14	16

Коэффициенты корреляции близки к нулю. Наиболее низкие концентрации всех изученных микроэлементов характерны для тростника обыкновенного, рогоза узколистного и ежеголовника прямого. Сусак зонтичный и кубышка желтая близки к ним по химическому составу, за исключением никеля, содержание которого в несколько раз выше. Чилим, рдест блестящий, наяда малая и водокрас отличаются на порядок более высокими концентрациями железа, которые достигают 0.21-0.24%

сухого веса, и некоторым увеличением содержания цинка и марганца. Для сальвинии и роголистника темно-зеленого отмечаются максимальные концентрации марганца (0.14-0.15%) на фоне общего увеличения интенсивности накопления металлов. Наибольшее содержание практически всех тяжелых металлов наблюдается у валлиснерии. Бурая водоросль, произрастающая в зоне смешения речных и морских вод, также обладает способностью эффективно концентрировать микроэлементы. Лучше всего задерживают мелкодисперсные частицы и образуют илы заросли погруженной растительности: роголистник темно-зеленый и наяда малая. Накопившиеся за вегетационный период тяжелые металлы на поверхности и в тканях растений, после отмирания последних поступают в донные отложения. В зарослях растительности, по сравнению с донными отложениями каналов отмелей зоны, содержание тяжелых металлов выше: Mn - в 1,8-2,3 раза, Co - 1,4, Ni - 1,4, Cu - 1,5-1,6, Zn - 1,7-1,8, Pb - 1,4.

Полученные данные подтверждают ранее установленные закономерности об увеличении концентраций тяжелых металлов от жестких прибрежных растений-гигрофитов (тростник обыкновенный, ежеголовник прямой, рогозы узколистый и широколистный) к погруженным водным растениям-гидатофитам (роголистник темно-зеленый), а также от крупнолистных видов растений-гидрофитов, занимающих промежуточное положение между гидро- и гидатофитами, к мелколистным. Повышенные количества всех тяжелых металлов у этих групп растений объясняются в первую очередь большей потребностью растений в этих элементах, а также более интенсивным поглощением из воды растворенных форм и их сорбцией из взвешенных форм листовыми пластинками этих растений. Как правило, в пресноводных водоемах максимальные концентрации большинства тяжелых металлов наблюдаются у роголистника темно-зеленого и сальвинии. Роголистник имеет самые высокие среди ВВР содержания кобальта, что объясняется хорошей способностью этого элемента проникать в растения через поверхность листовых пластинок (Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989). Содержание кадмия в роголистнике темно-зеленом на порядок выше, чем у других видов ВВР. Средние содержания цинка, никеля, кобальта, меди, хрома в сальвинии и роголистнике темно-зеленом близки к их содержанию в морских растениях-концентраторах. Наибольшее количество ртути (6-9 мг/кг сухого веса) отмечено в листьях валлиснерии.

Наблюдается значительная дифференциация накопления тяжелых металлов различными органами растений. Так, особенностью онтогенетической специализации лотоса орехоносного в устьевой области Волги является активное накопление железа и марганца в листьях. Эти элементы, а также цинк играют важную роль в окислительно-восстановительных реакциях в хлоропластах листьев и синтезе хлорофилла (Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989; Школьник, 1974). Для остальных органов содержание железа значительно ниже, так как они не испытывают в данной обстановке дефицита этого элемента. Вместе с тем содержание кобальта, хрома, меди и цинка в листьях лотоса орехоносного наиболее низкое. Аналогичное накопление металлов наблюдается у кувшинки чисто-белой и кубышки желтой. В отличие от лотоса, у этих видов низкие содержания никеля и марганца в листьях растений и повышенные количества железа и свинца в лепестках. (Лычагина, Касимов, Лычагин, 1998).

#### Список литературы

- Кабата-Пендиас А. Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях. М.: Мир, 1989. 437 с.  
Лычагина Н.Ю., Касимов Н.С., Лычагин М.Ю. Биогеохимия макрофитов дельты Волги. М.: Изд-во МГУ, 1998. 84 с.  
Мур Дж.В., Рамамурти С. Тяжелые металлы в природных водах. М.: Мир, 1987. 285с.  
Саенко Г.С. Металлы и галогены в морских организмах. М.: Наука, 1992. 200 с.  
Школьник М.Л. Микроэлементы в жизни растений. Л.: Наука, 1974. 324 с.  
Эйнон Л.О. Макрофиты в экологии водоема. М.: Издание ИВП РАН, 1992. 256 с.

## СОДЕРЖАНИЕ РТУТИ В ПРЕДСТАВИТЕЛЯХ МАССОВЫХ ВИДОВ ПОЗВОНОЧНЫХ ЖИВОТНЫХ, ОТНОСЯЩИХСЯ К РАЗНЫМ ТАКСОНОМИЧЕСКИМ И ТРОФИЧЕСКИМ ГРУППАМ

В.Т. Комов<sup>1</sup>, В.А. Гремячих<sup>1</sup>, Н.В. Лобус<sup>1</sup>, Е.С. Степина<sup>2</sup>, Н.А. Касьянов<sup>1</sup>,  
Л.Ф. Завьялова<sup>3</sup>, Д.В. Транквилевский<sup>4</sup>, М.И. Чубирко<sup>4</sup>

<sup>1</sup>Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН,  
152742 пос. Борок, Некоузский район, Ярославская обл. Россия, [vkotov@ibiw.yaroslavl.ru](mailto:vkotov@ibiw.yaroslavl.ru)

<sup>2</sup>Вологодский государственный педагогический университет г. Вологда, Россия

<sup>3</sup>Рдейский государственный природный заповедник, г. Нижний Новгород, Россия

<sup>4</sup>ФГУЗ «Центр гигиены и эпидемиологии в Воронежской области», г. Воронеж, Россия

Уровни содержания ртути в окружающей среде определяются совокупностью факторов, в том числе путями поступления и близостью природных и антропогенных источников. Однако даже в случае отсутствия последних, металл встречается повсеместно, что связано с его уникальными физико-химическими свойствами (летучестью, длительным пребыванием в атмосфере, образованием ртутьорганических соединений, растворимых в воде и липидах) и возможностью атмосферного переноса и осаждения на значительных расстояниях от источников (Arctic Pollution, 2002).

Ртуть и ее соединения не относятся к жизненно важным элементам для живых организмов. Вместе с тем, даже в небольших дозах Hg, как стимулирует, так и угнетает многие биологические процессы (Голованова и др., 2006). Механизмы такого воздействия, также как и пути миграции металла в экосистемах, слабо изучены. В первую очередь это относится к наземным биотопам. Большая часть исследований распространения и трансформации различных форм ртути проведена на природных водных системах, преимущественно морских; о пресноводных и наземных экосистемах в настоящее время известно гораздо меньше (Arctic Pollution, 2002).

Оценка влияния на биоту соединений ртути, количество которых в окружающей среде увеличивается с каждым годом, невозможна без анализа потоков металла из водных экосистем в наземные и уровней содержания его в организме животных, относящихся к разным таксономическим и трофическим группам, что и составило задачу настоящего исследования.

Водная среда считается основным источником поступления метилированных соединений ртути в трофические сети в силу того, что именно в водоемах и на заболоченных территориях присутствуют условия для бактериального процесса образования ртутьорганических соединений (Cossa et al., 1994). Следовательно, содержание ртути в рыбе может быть использовано для характеристики не только уровней поступления металла в окружающую среду, но и для оценки потенциального воздействия Hg на экосистемы в целом.

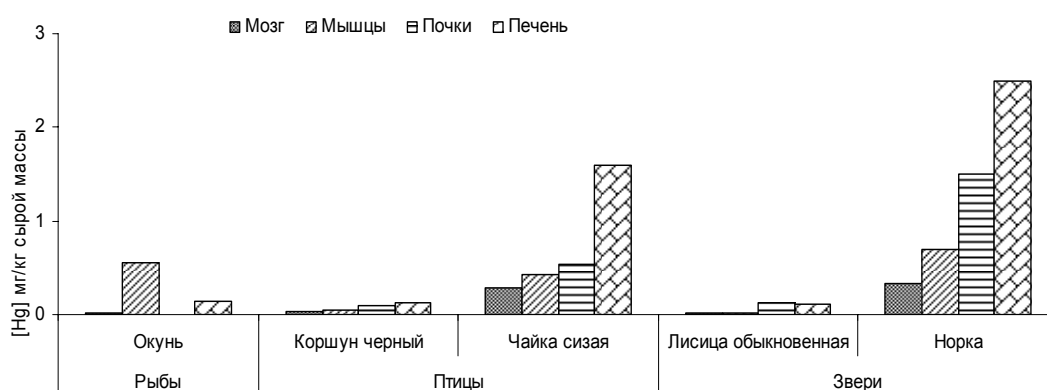
Распределение ртути по органам и тканям рыб неравномерно. Максимальное ее количество содержится в мышечной ткани, меньше в печени и мозге. Не хищные виды рыб (плотва, лещ, синец) накапливают металл менее интенсивно, чем хищные (окунь, щука). Максимальное содержание ртути в мышцах окуня из водоемов северо-запада Европейской России (0.6–3.0 мг/кг сырой массы) отмечено для рыбы из озер Вологодской (Темное, Утешково, Мотыкино, Дубровское), Новгородской (Большое Горецкое, Малое Горецкое) и Псковской (Межницкое) областей. Минимальные (0.04–0.06 мг/кг сырой массы) – в окуне из оз. Юхор (Владимирская обл.), оз. Чухломское (Костромская обл.) и оз. Неро (Ярославская обл.). Содержание металла в окуне из крупных водохранилищ также варьирует в широких пределах: в Ивановском – 0.01-0.43, Угличском – 0.1-0.40, Рыбинском – 0.01-0.58, Увдовском – 0.2-0.7 мг Hg /кг сырой массы.

Анализ содержания ртути в органах и тканях птиц и хищных млекопитающих позволяет проследить степень связи того или иного вида с водной экосистемой (Таблица 1).

Максимальные уровни содержания ртути свойственны рыбоядным птицам и зверям. Концентрации металла в мышцах достигают величин 0,43 мг/кг сырой массы у сизой чайки и 1,7-2,5 мг/кг у выдры и норки. В широких пределах варьирует также концентрации металла в яйцах рыбоядных птиц. Максимальные величины отмечены для яиц сизой чайки (0.8-1.2 мг/кг). У птиц и зверей, населяющих те же биотопы, но отличающихся по спектру питания, накопление ртути происходит менее интенсивно. В отличие от рыб, у птиц и млекопитающих максимальные концентрации ртути содержатся не в мышцах, а в печени и почках (Рис. 1). Так же как и у рыб, минимальные уровни содержания металла характерны для мозга.

**Таблица 1.** Содержание металла в органах и тканях животных

Вид	Содержание Hg в органах и тканях животных, мг/кг сырой массы				Место отлова
	мышцы	головной мозг	почки	печень	
Новгородская обл.					
Хорек лесной	0.4-0.8	0.4	1.2	1.2	Рдейский заповедник
Выдра	0.33-1,70	0,31	-	-	
Норка американская	0.14-2.65	0.09-0.42	-	-	
Норка европейская	0.57-0.69	-	-	-	
Ярославская обл.					
Норка американская	0.14-0.7	0.04-0.33	0.30-1.46	0.20-2.50	Побережье Рыбинского водохранилища
Енотовидная собака	0.12-0.14	0.10-0.12	0.77-1.14	1.35-1.73	
Лисица обыкновенная	0.01-0.02	0.007-0.02	0.04-0.12	0.03-0.11	
Чайка сизая	0.10-0.43	0.10-0.28	0.36-0.53	0.44-1.6	
Коршун черный	0.04	0.03	0.10	0.12	оз. Чистое, Ярославская обл.
Цапля серая	0.12-0.19	0.05	0.15-0.53	0.38-0.78	



**Рис. 1.** Содержание ртути в органах и тканях позвоночных животных

Бактерии являются неотъемлемым элементом не только водных экосистем, но и почв. Однако оценки роли почвенного покрова в процессе метилирования ртути и последующего ее включения в трофические сети не предпринималось. С этой целью был проведен анализ содержания металла в мелких грызунах и насекомоядных, обитающих в разных географических зонах и биотопах, отличающихся в первую очередь степенью увлажнения (Рамонский и Таловский р-ны Воронежской области, Холмский р-н Новгородской области). Полученные результаты свидетельствуют о том, что насекомоядные накапливают Hg интенсивнее грызунов; уровни накопления металла выше у животных в более северных и влажных регионах, а в пределах одного и того же региона большие уровни содержания ртути в организме животных соответствуют большей увлажненности биотопа (Таблица 2).

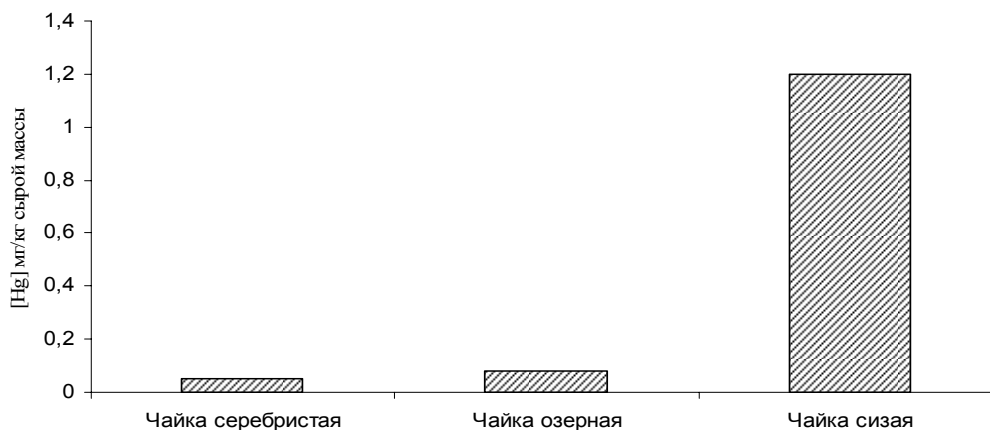
Установленные различия в уровнях накопления ртути мелкими наземными млекопитающими косвенно подтверждают роль почвы как источника поступления метилированных соединений ртути в трофические сети, очевидно, менее значимого по сравнению с водными экосистемами.



**Таблица 2.** Содержание ртути в представителях массовых видов насекомоядных и грызунов.

Отряд	Вид	Концентрация Hg в мышечной ткани, мг/кг сухой массы	Место отлова	Особенности биотопа
<u>Насекомоядные</u>	Псковская обл.			
	Бурозубка обыкновенная	0.07-0.13	Полистовски й заповедник	Луг
	Бурозубка обыкновенная Бурозубка малая	0.10-0.16		Побережье оз. Круглое
	Новгородская обл.			
	Бурозубка обыкновенная Бурозубка малая	0.01-0.1	Рдейский заповедник	Луг и лесная вырубка
	Бурозубка обыкновенная Бурозубка малая	0.07-0.24		Побережье оз. Роговское и урочище Ямно
	Воронежская обл.			
	Бурозубка обыкновенная	0.01-0.04	Рамонский р-н	Лес
	Бурозубка обыкновенная Бурозубка малая	0.005-0.016	Таловский р-н	Лесополосы вокруг полей со злаковыми культурами
	<u>Грызуны</u>	Псковская обл.		
Мышь полевая		0.005-0.024	Полистовски й заповедник	Луг
Полевка рыжая		0.007-0.045		Побережье оз. Круглое
Воронежская обл.				
Мышь желтогорлая Мышь лесная Мышь полевая Полевка рыжая		0.002-0.06	Рамонский р-н.	Лес
Мышь желтогорлая. Мышь лесная Мышь полевая Полевка рыжая Полевка серая Мышь малютка		0.001-0.005	Таловский р-н	Лесополосы вокруг полей со злаковыми культурами

Таким образом, содержание ртути в живых организмах водных и наземных экосистем Европейской части России неоднородно, однако само по себе еще не дает представления о том, какие эффекты можно ожидать у отдельных организмов и целых популяций. Максимально зарегистрированные уровни накопления ртути окунем российских водоемов (0.6-3.0 мг/кг) выше тех, при которых происходит нарушение образования и метаболизма некоторых стероидных гормонов у чувствительного к подобного рода воздействиям белого осетра (0.3 мг/кг) и устойчивого вида – щуки (0.8-1.2 мг/кг) (Scheuhammer et al., 2007). Накопление Hg окунем до уровней, представляющих угрозу хищникам более высокого порядка, установлено преимущественно для районов, где кислотные озера являются неотъемлемым элементом ландшафтных комплексов. Содержание ртути в рыбе, которой питается гагара, на уровне 0.2 мг/кг снижает наполовину воспроизводство этой птицы, а при 0.4 мг/кг и выше – вообще не возможно (Scheuhammer et al., 2007). Содержание металла, несовместимое с жизнью и отмеченное для некоторых видов птиц (0.8-1.0 мг/кг) (Scheuhammer et al., 2007), зарегистрировано в единичных случаях в яйцах сизой чайки из Вологодской области (Рис. 2). При этом у других видов чаек, гнездящихся в этом же регионе, высоких уровней Hg в яйцах не обнаружено.



**Рис. 2.** Концентрация ртути в яйцах (белок) чаек, мг/кг сырой массы.

Минимальные установленные количества ртути, поступающей с пищей в организм норки и вызывающей негативные эффекты, равны 0.18 мг/кг веса тела в сутки, что соответствует содержанию ртути в пище (рыбе) равном 1.1 мг/кг (Scheuhammer et al., 2007). Такое содержание ртути в рыбе из исследованных озер встречается нечасто, что и определяет невысокие уровни содержания металла в головном мозге, как норки, так и выдры. Вместе с тем, межвидовые различия в чувствительности млекопитающих к воздействию соединений ртути в настоящее время не исследованы. Не исключено, что относительно невысокие, по сравнению с норкой и выдрой, уровни накопления, зарегистрированные в органах и тканях куницы, хорька и енота, могут иметь негативные последствия как для отдельного вида, так и экосистемы в целом.

#### Список литературы

- Голованова И.Л., Комов В.Т., Гремячих В.А. Характеристика пищеварительных карбогидраз из кислотных озер Рдейского заповедника (Новгородская область) // Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем: Тез. Международ. конф. Санкт-Петербург. 2006 г. С. 38-39.
- Arctic Pollution (AMAP). Oslo. 2002. 212 p.
- Cossa D., Mason R.P., Fitzgerald W.F. Chemical speciation of mercury in a Meromictic lake // Mercury pollution: integration and synthesis. Boca Ration, Florida: Lewis Publ., 1994. P. 57-67.
- Scheuhammer A.M., Meyer M.W., Sandheinrich M.B., Murray M.W. Effects of environmental methylmercury on the health of wild birds, mammals, and fish // Ambio. 2007, V XXXVI. N. 1. P. 12-18.

### ОСОБЕННОСТИ НАКОПЛЕНИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В РЫБАХ ОЗ. ЧУНОЗЕРО (КОЛЬСКИЙ ПОЛУОСТРОВ)

И.М. Королева, П.М. Терентьев

ИППЭС КНЦ РАН

184209 г. Апатиты, Мурманской обл., ул. Ферсмана, 14, Россия, koroleva@inep.ksc.ru

Озеро Чунозеро входит в водосборный бассейн вдхр. Имандра, расположенного на Кольском полуострове. Сравнительно глубокое, берега каменистые, торфяных болотных участков очень мало. Чунозеро – самое большое озеро Лапландского заповедника, расположено вдоль его южной границы и целиком находится на его территории. Абсолютная высота – 128.1 м, площадь зеркала – 20.8 км<sup>2</sup>, площадь водосбора – 570.8 км<sup>2</sup>, длина – 20.3 км, ширина почти на всем протяжении – 1 км (Ресурсы..., 1970).

Гидрохимический состав воды оз. Чунозеро к настоящему времени сложился под влиянием поступления тяжелых металлов и алюминия с территории водосбора, много лет загрязняемого аэротехногенными выбросами крупного предприятия медно-никелевого производства - комбината «Североникель».

Известно, что гидробионты, в том числе рыбы, способны накапливать в своих организмах многие элементы, в том числе и ТМ в еще более высоких концентрациях, чем в окружающей среде (Лав, 1976; Мур, Рамамурти, 1987; Рябова и др., 1991). Это позволяет использовать их содержание в организме рыб для оценки уровней нагрузки различных токсичных веществ на водоемы (Кашулин и др., 1999; Маляревская, Карасина, 1989; Моисеенко и др., 2002; Таликина, Комов, 2003; Флик и др.,

2002). Агентством по охране окружающей среды приоритетными при организации мониторинга и оценке вредного воздействия на водные экосистемы были выделены следующие тяжелые металлы - Cu, Ni, As, Zn, Pb, Cr, Hg.

В организм рыб тяжелые металлы попадают через органы дыхательной (жабры) и пищеварительной систем в форме гидратированных катионов и в виде комплексов. Через кожные покровы катионы металлов проникают в гораздо меньших количествах. Наибольшей токсичностью обладают свободные гидратированные ионы и некоторые неорганические соединения, для ртути и свинца – металлоорганические соединения (Линник, Набиванец, 1986; Богдановский, 1994).

**Медь.** Самая высокая концентрация Cu у сига отмечена в печени - 49 мкг/г<sub>сух. веса</sub>. (табл. 1), у отдельных экземпляров ее содержание достигало 800 мкг/г<sub>сух. веса</sub>. В мышцах и скелете наблюдалось минимальное содержание данного элемента. У кумжи наиболее высокое содержание Си - в печени (табл. 1). В почках уровень накопления на порядок ниже - 4.6 мкг/г<sub>сух. веса</sub>. Меди в жабрах в среднем было в 4 раза меньше, чем в печени, минимальное ее содержание определено в мышцах и скелете.

**Таблица 1.** Содержание ТМ (мкг/г сух. веса) в органах сига (числитель) и кумжи (знаменатель)

Элемент	жабры	печень	почка	мышцы	скелет
<b>медь</b>	<u>1.84±0.05</u>	<u>49±4</u>	<u>6.7±0.2</u>	<u>0.85±0.1</u>	<u>0.61±0.10</u>
	1.03±0.07	48±17	4.6±0.3	0.66±0.09	0.38±0.03
<b>никель</b>	<u>0.74±0.05</u>	<u>0.57±0.04</u>	<u>3.26±0.25</u>	<u>0.12±0.01</u>	<u>0.16±0.03</u>
	0.28±0.06	0.15±0.03	1.21±0.22	0.10±0.02	0.08±0.03
<b>хром</b>	<u>0.78±0.05</u>	<u>0.29±0.02</u>	<u>1.20±0.07</u>	<u>0.05±0.02</u>	<u>0.20±0.07</u>
	0.30±0.04	0.07±0.01	0.30±0.07	<0.01	0.10-0.01
<b>цинк</b>	<u>273±16</u>	<u>223±7</u>	<u>233±8</u>	<u>20±2</u>	<u>116±13</u>
	359±43	125±23	278±28	19±1	136±16
<b>свинец</b>	<u>0.26±0.04</u>	<u>0.08±0.02</u>	<u>0.19±0.06</u>	<u>0.02-0.00</u>	<u>0.20±0.06</u>
	0.01-2.76	0.00-0.081	0.00-2.37	-	-
<b>ртуть</b>	<u>0.025±0.005</u>	<u>0.447±0.044</u>	<u>0.170±0.022</u>	-	-
	0.001-0.201	0.016-1.905	0.000-1.689	-	-

**Никель.** Наиболее высокие концентрации никеля в органах сига и кумжи были зарегистрированы в почках – 3.3 и 2.63 мкг/г<sub>сух. веса</sub> соответственно. Максимальное значение у отдельных экземпляров достигало 16.5 мкг/г<sub>сух. веса</sub>. На втором месте стояли жабры, в них содержалось в 4 раза меньше Ni, чем в почках. Далее у сига по убыванию следовали печень, скелет и мышцы. У кумжи несколько меньше Ni в печени и мышцах, минимальное его количество отмечено в скелете.

**Хром.** Максимальное содержание у сига определено в почках – 1.20 мкг/г<sub>сух. веса</sub>, за ними следовали жабры. Промежуточное положение по уровню накопления занимали печень и скелет. Наименьшее среднее значение было характерно для мышц – 0.05 мкг/г<sub>сух. веса</sub>, что в 24 раза ниже, чем в почках. У кумжи почки и жабры в равной степени оказались способны к биоаккумуляции Cr (0.30 мкг/г<sub>сух. веса</sub>). Промежуточное положение по уровню накопления Cr занимали скелет и печень (в 3 раза меньше, чем в почках). Минимальные средние значения отмечены в мышцах - менее 0.01 мкг/г<sub>сух. веса</sub> (в 30 раз меньше, чем в почках).

**Цинк.** Содержание цинка в организме сегов и кумжи отличалось наиболее высокими абсолютными значениями по сравнению с другими тяжелыми металлами. Для жабр, почек и печени сегов средние значения лежали в интервале от 223 до 273 мкг/г<sub>сух. веса</sub>. При этом отдельные максимальные показатели достигали 941 (жабры) и 1118 (почки) мкг/г<sub>сух. веса</sub>. Его концентрация в жабрах, почках, печени и скелете кумжи варьировала в интервале от 125 до 359 мкг/г<sub>сух. веса</sub>. Минимальная средняя концентрация этого элемента у рыб зарегистрирована для мышц 20 и 19 мкг/г<sub>сух. веса</sub> соответственно.

**Свинец.** Наиболее высокий уровень содержания Pb у сига отмечен в жабрах 0.26 мкг/г<sub>сух. веса</sub>. Величины накопления металла в почках и сопоставимы между собой и находятся в интервале от 0.19 до 0.20 мкг/г<sub>сух. веса</sub>. У отдельных экземпляров концентрация металла достигала 6.76 (жабры), 1.57 (печень) и 8.62 (почки) мкг/г<sub>сух. веса</sub>. На последнем месте в ряду накопления находилась мышечная ткань.

**Ртуть.** В наибольшей степени к ее аккумуляции способна печень, здесь концентрация элемента была равна 0.447 мкг/г<sub>сух. веса</sub>. Несколько меньше Hg в почках 0.170 мкг/г<sub>сух. веса</sub>. Отдельные максимальные значения достигали 2.3 мкг/г<sub>сух. веса</sub> (печень) и 2.1 мкг/г<sub>сух. веса</sub> (почки). Из исследованных органов минимальная концентрация ртути определена в жабрах – 0.025 мкг/г<sub>сух. веса</sub>.

**Таблица 2. Распределение химических элементов в органах и тканях рыб оз.Чунозеро**

Органы	Вид	Элементы
жабры	сиг	Zn >>> Sr > Mn > Al >> Cu = Ni = Cd = Cr > Pb >> Co >> Hg
	кумжа	Zn >>> Sr > Al = Mn >> Cd = Cu > Ni = Cr >> Co
печень	сиг	Zn >> Cu > Al = Mn > Cd >> Sr = Ni = Hg = Cr > Co = Pb
	кумжа	Zn >> Cu > Mn = Al >> Cd = Sr > Ni > Co = Cr
почки	сиг	Zn >>> Al > Cd >> Си > Sr = Mn = Ni > Cr = Co > Pb > Hg
	кумжа	Zn >>> Cu = Al > Mn = Sr = Cd > Ni > Co = Cr
мышцы	сиг	Zn >>> Sr = Al > Mn = Cu >> Ni >> Cd = Cr = Co > Pb
	кумжа	Zn >>> Sr > Al > Cu = Mn > Cd = Ni >> Co = Cr
скелет	сиг	Zn > Sr >> Mn > Al >> Cd >> Cu > Cr = Pb > Ni >> Co
	кумжа	Zn = Sr >>> Mn = Al >> Cd > Cu > Cr > Ni > Co

**Таблица 2. Распределение химических элементов в органах и тканях рыб оз.Чунозеро**

Элемент	Вид	Органы
Cu	сиг	печень >> почки > жабры > мышцы > скелет
	кумжа	печень >> почки > жабры > мышцы > скелет
Ni	сиг	почки > жабры > печень > скелет > мышцы
	кумжа	почки > жабры > печень > мышцы > скелет
Cr	сиг	почки > жабры > печень > скелет > мышцы
	кумжа	почки = жабры > скелет = печень > мышцы
Zn	сиг	жабры > почки > печень > скелет > мышцы
	кумжа	жабры > почки > скелет > печень > мышцы
Co	сиг	почки > жабры > печень > скелет > мышцы
	кумжа	почки > печень > жабры = мышцы > скелет
Cd	сиг	почки >> печень > скелет > жабры > мышцы
	кумжа	почки > скелет = жабры >> печень > мышцы
Mn	сиг	скелет > жабры > печень > почки > мышцы
	кумжа	жабры > скелет > печень > почки > мышцы
Sr	сиг	скелет >> жабры >> почки > мышцы > печень
	кумжа	скелет >> жабры >> почки > мышцы > печень
Al	сиг	почки > жабры > печень > скелет > мышцы
	кумжа	жабры > скелет > печень > почки > мышцы
Pb Hg	сиг	почки > жабры > печень > скелет > мышцы
	сиг	печень > почки >> жабры

Во всех органах сига и кумжи абсолютное первенство по уровню накопления принадлежит цинку (табл. 2). Его концентрация в 1 г сухого веса измерялась сотнями мкг, за исключением мышц, где содержание Zn было на порядок ниже. В жабрах, скелете и мышцах второе место по уровню содержания занимал стронций. В костной ткани концентрация Sr достигала десятков и сотен микрограммов на 1 г сух. веса. В печени на второе место выходит медь, в почках алюминий. Содержание Cr, Co, Pb и Hg исчислялось десятками и сотыми долями микрограмма на 1 г сух. веса. За исключением Cu и Cd, разница между минимальным и максимальным значениями содержания элементов в органах была существенна – в 12-34 раз.

Анализ полученных данных показал, что в большей степени к накоплению металлов в абсолютных количествах способны паренхиматозные органы – почки и печень. Распределение (ранжирование) тяжелых металлов по уменьшению величин их содержания специфично для каждого органа. Мышцы, жабры, имеющие костную основу, и скелет в большей степени оказались способны к накоплению Zn, Sr, Mn и Al. Печень в первую очередь аккумулировала Zn, Cu, Al и Mn. В почках также приоритет остался за Zn, Al, далее следовали Cd и Cu. Последние места в ряду биоаккумуляции занимали Pb, Co и Hg.

Анализ способности каждого органа к биоаккумуляции элементов показал, что лидирующее место занимают почки, в которых по 6 элементам отмечены максимальные концентрации. За ними следовали скелет и жабры (максимальные значения по 5 элементам), а последнюю позицию по большинству металлов занимали мышцы, которые в минимальной мере аккумулируют микроэлементы (табл. 3).

**Таблица 4.** Коэффициент аккумуляции ТМ и А1 в органах и тканях рыб оз.Чунозеро по отношению к воде ( $\times 10^3$ )

Элемент	вид	жабры	мышцы	печень	почки	скелет
Медь	сиг	1.4	0.6	38	4.7	0.4
	кумжа	0.68	0.44	32	3.0	0.25
Никель	сиг	0.5	0.1	0.3	1.9	0.1
	кумжа	0.1	0.05	0.07	0.58	0.02
Хром	сиг	2.3	0.1	0.9	3.1	0.7
	кумжа	0.7	0.02	0.16	0.70	0.23
Кобальт	сиг	1.1	0.3	0.8	7.1	0.4
	кумжа	0.07	0.1	0.53	2.5	0.07
Кадмий	сиг	17	1	47	408	28
	кумжа	21	2.5	13	34	25
Цинк	сиг	183	12	117	144	76
	кумжа	189	10	66	146	72
Марганец	сиг	19	1	8	3.8	23
	кумжа	9.6	0.5	4.6	2.2	8
Алюминий	сиг	0.3	0.1	0.3	0.7	0.3
	кумжа	0.2	0.02	0.1	0.01	1.6
Стронций	сиг	5.3	0.3	0.1	0.4	8.8
	кумжа	6.3	0.16	0.05	0.2	12
Свинец	сиг	1.1	0.1	0.3	1.1	
	кумжа	1.1	0.05	0.3	1.1	-

Для более полного представления о степени и тенденциях изменения водных экосистем и контроля за их загрязнение металлами, особенно на относительно незагрязненных территориях, более приемлем сопряженный анализ содержания металлов в системе природная среда (вода, донные отложения) - гидробионты (Никаноров, Жулидов, 1991). Также информативен анализ коэффициентов накопления элементов или их соединений (Попов и др., 2002). Под коэффициентами накопления применительно к задачам биомониторинга металлов понимают отношение концентрации металлов в теле изучаемых видов (в мг/кг сух. веса) к их содержанию в воде (мг/л) и донных отложениях (мг/кг сух. веса) из мест сбора этих видов (Никаноров, Жулидов, 1991). Анализ коэффициентов позволяет получить представление о степени химического сродства органов и тканей вида к исследуемым металлам, а также о путях миграции последних в водной экосистеме. Самыми высокими в большинстве случаев оказались коэффициенты накопления или аккумуляции ( $K_a$ ) по Zn, Cd и Mn (табл. 4). По Cu наибольшие значения коэффициента отмечены для печени ( $38 \cdot 10^3$ ), а по Ni - для почек ( $1.9 \cdot 10^3$ ). Концентрация Mn в скелете и жабрах сига была в  $20 \cdot 10^3$  раз выше, чем в воде, у кумжи примерно в  $10 \cdot 10^3$ . Sr особенно интенсивно накапливался в скелете и жабрах. Наименьшие показатели при ранжировании по элементам и органам установлены по Ni (мышцы, скелет), Al (мышцы) и Pb (мышцы).

Анализ значений коэффициентов аккумуляции по каждому органу показывает следующую картину. В жабрах сига самые высокие значения  $K_a$  отмечены по Zn, Mn и Cd, самый низкий  $K_a$  по Al и Ni. В печени снова лидирует Zn, за ним следуют Cd и Cu. Минимальный коэффициент аккумуляции определен по Sr. В почках на первое место выходит Cd, затем следуют Zn и Co. В мышцах и скелете приоритет остается за Zn, за ним следуют Cd и Mn.

Проведенные исследования уровней содержания тяжелых металлов в органах и тканях малотычинкового сига и кумжи оз. Чунозеро показали, что содержание ТМ имеет высокую вариабельность, связанную с их видоспецифическими особенностями (в частности с типом питания),

а также функционированием механизмов экскреции и поддержания уровня металлов в организме на постоянном необходимом уровне. Поскольку сиговые рыбы питаются преимущественно разнообразными бентосными беспозвоночными, они чрезвычайно восприимчивы к действию тяжелых металлов, накапливающихся в седиментах (Киричук, 2003). Это хорошо подтверждает сравнение данных о содержании тяжелых металлов в органах и тканях сига и кумжи из оз. Чунозеро. Несмотря на то, что кумжа располагается иерархически выше в пищевой цепи, и следовало бы ожидать более высоких уровней накопления тяжелых металлов, наблюдается противоположная картина. За исключением цинка, уровень содержания других металлов выше у сигов, что, очевидно, следует объяснить бентосным типом питания последнего, обитающего в одном водоеме с кумжей.

#### Список литературы

- Кашулин Н.А., Лукин А.А., Амундсен П.-А. Рыбы пресных вод субарктики как биоиндикаторы техногенного загрязнения. Апатиты: Изд. КНЦ РАН, 1999. 142 с.
- Киричук Г.Е. Особенности накопления ионов тяжелых металлов в организме двухсворчатых моллюсков // Гидробиол. журн. 2003. Т.39, № 3. С.45-55.
- Лав Р.М. Химическая биология рыб. М.: Пищ. пром-сть, 1976. 349 с.
- Линник П.Н., Набиванец Б.И. Формы миграции металлов в пресных поверхностных водах. Л.: Гидрометеиздат, 1986. 270 с.
- Маляревская А.Я., Карасина Ф.М. Накопление и распределение тяжелых металлов в тканях промысловых рыб верхней части Кременчугского водохранилища // Тез. I Всесоюз. конф. по рыбохоз. токсикологии. - Рига, 1989. Ч.2. С.29-30.
- Моисеенко Т.И., Даувальтер В.А., Кудрявцева Л.П. и др. Антропогенные модификации экосистемы озера Имандра. - М.: Наука, 2002. 487 с.
- Мур Дж., Рамамурти С. Тяжелые металлы в природных водах: контроль и оценка влияния. М.: Мир. 1987. 285 с.
- Никаноров А.М., Жулидов А.В. Биомониторинг металлов в пресноводных экосистемах. - Л.: Гидрометеиздат, 1991. 312 с.
- Попов П.А., Андросова Н.В., Аношкин Г.Н. Накопление и распределение тяжелых и переходных металлов в рыбах Новосибирского водохранилища // Вопр. ихтиологии. 2002. Т.42, № 2. С.264-270.
- Ресурсы поверхностных вод СССР. Кольский полуостров. Л.: Гидрометеиздат, 1970. Т.1. 213 с.
- Рябова Л.В., Хернади Л., Шаланкин Я. Влияние повышенной концентрации меди на хеморецепторы рыб // Биоиндикация и биомониторинг: Сб. матер. межд. шк. сем. Курск. М., 1991. С.198-204.
- Таликина М.Г., Комов В.Т. Реакция молоди карпа *Cyprinus carpio* и окуня *Perca fluviatilis* на длительно воздействие ртути // Вопросы ихтиологии. 2003. Т.43, № 1. С.127-131.
- Flik G., Stouthart J.H.X., Spanings T.A. et al. Stress response to waterborne Cu during early life stages of carp *Cyprinus carpio* // Aquatic Toxicology. 2002. V.56. P.167-176.

#### РТУТЬ В ГИДРОБИОНТАХ ЧЕРНОГО МОРЯ

С.К. Костова

*Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского НАН Украины  
99011, Севастополь, пр. Нахимова, 2, Украина, opxb@ibss.iuf.net, sk\_kostova@mail.ru*

В 60-х годах появились тревожащие факты относительно экологии Черного моря. Исследования 70-х годов обнаружили, что оно оказалось под сильным влиянием практической деятельности человека. Причем все виды воздействия человека на море в равной степени повинны в его загрязнении. Объемы сбросов загрязняющих веществ в Черное море только с территории Украины ежегодно достигают 340 – 390 тыс. тонн (Сополева, 1998).

Теплоэнергетика, морской и автомобильный транспорт, морские порты, судоремонтные и нефтеперерабатывающие предприятия, очистные сооружения, сельское хозяйство, дампинг, деятельность Черноморского флота России и Военно-морских сил Украины, разливы нефти, промышленная разработка континентального шельфа, береговые и речные стоки – это лишь немногий перечень источников химического загрязнения моря.

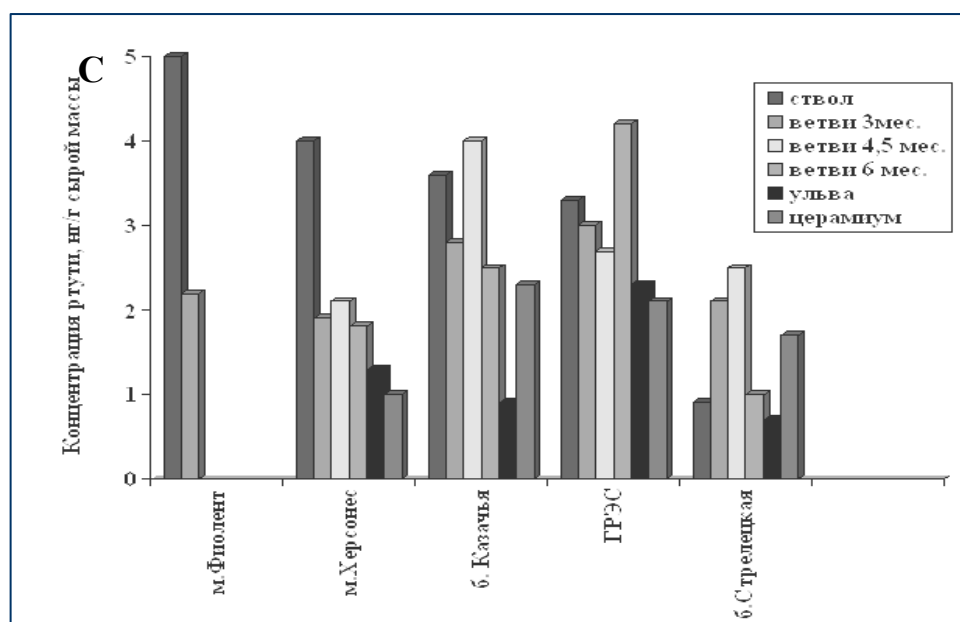
По своему токсичному воздействию на морские биоценозы особую опасность представляет ртуть. Под влиянием микробиологических процессов токсичная неорганическая ртуть превращается в гораздо более токсичные органические формы. Накопленные в рыбе или моллюсках соединения метилированной ртути представляют прямую угрозу жизни и здоровью людей. В связи с экологической опасностью ртути и недостаточным изучением уровней ее содержания в компонентах морских экосистем изучение аккумулирующей способности гидробионтов в основных звеньях

трофической цепи и выявление индикаторных видов для тестирования состояния морских экосистем своевременно и актуально.

Объектами наших исследований служили: водоросли – макрофиты, моллюски, рыбы и млекопитающие. Подготовку проб для анализа на содержание ртути проводили по гостированным методам (ГОСТ 26929-94). В основе измерения ртути лежал метод непламенной атомно-абсорбционной спектроскопии (ГОСТ 30178-96). Измерение концентрации ртути проводили на анализаторе «Юлия-2», с чувствительностью  $1 \cdot 10^{-3}$  мкг. Для калибровки прибора использовали аттестованные стандартные образцы ртути. Относительная ошибка измерения ртути в гидробионтах составляла 13.6%.

Прибрежные зарослевые фитоценозы очень чувствительны к загрязнению. Они первые реагируют на незначительные нарушения экосистемы и могут рассматриваться как биоиндикаторы загрязнения водной среды.

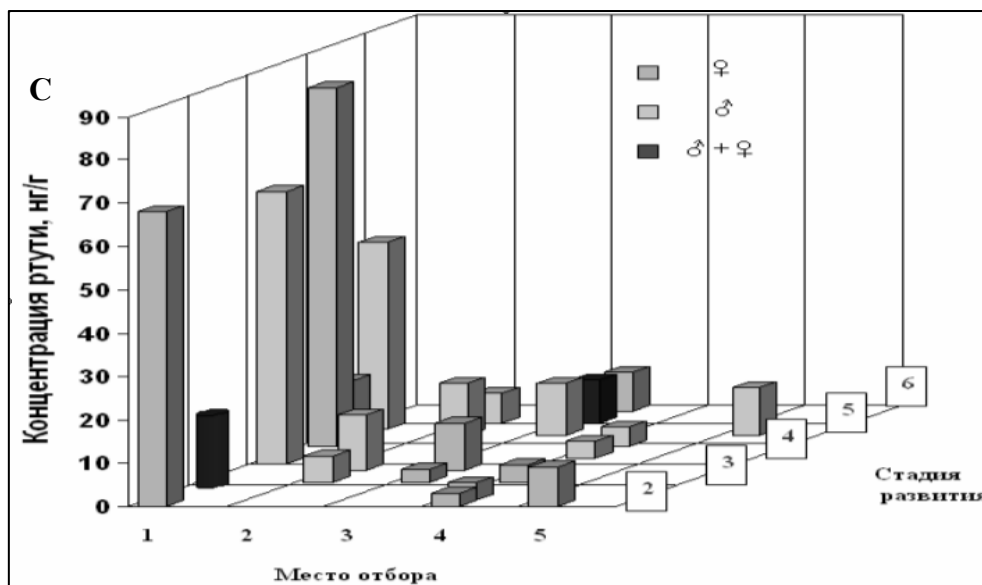
Содержание ртути в водорослях – макрофитах из севастопольского региона представлено на рис. 1. Наблюдения показали, что зеленая водоросль ульва (*Ulva rigida*) и бурая – цистозира (*Cystoseira barbata*) обладают наиболее интенсивной биоаккумулирующей способностью. Замечено, что накопление ртути в основных морфологических структурах цистозеры происходит избирательно. Так, в прибрежных акваториях с выраженным техногенным воздействием, функцию аккумуляции берут на себя ветви цистозеры, а в условно чистых зонах моря основное депо ртути находится в стволовых образованиях. Как видно из рисунка 1, содержание ртути в стволах цистозеры выше, чем в ветвях, произрастающих в условно чистых акваториях мыса Фиолент и мыса Херсонес. В Стрелецкой бухте и вблизи Гидроэлектростанции наиболее высокая концентрация ртути обнаружена в ветвях цистозеры 3 и 6 месячного возраста. В связи с тем, что удельная поверхность ветвей цистозеры значительно превосходит поверхность ствола, им принадлежит главная роль в очистке водной среды от химических загрязнителей. Концентрация ртути в ульве, в зависимости от района отбора и условий произрастания, изменялась от  $0.7 \pm 0.1$  до  $2.3 \pm 0.3$  нг·г<sup>-1</sup> сырой массы. Красные водоросли, представителем которых является церамииум (*Ceramium rubrum*), накапливали ртуть более интенсивно, чем ульва. Следует отметить, что концентрация ртути во всех видах водорослей была ниже фоновых значений, рассчитанных для пресноводных растений ( $40 - 60$  нг·г<sup>-1</sup> сухой массы). В качестве биоиндикаторов можно рекомендовать все представленные виды водорослей – макрофитов.



**Рис. 1.** Распределение концентрации ртути (С, нг·г<sup>-1</sup> сырой массы) в черноморских водорослях – макрофитах из севастопольского региона, сентябрь 2007 г.

Двустворчатый моллюск мидия (*Mytilus galloprovincialis* Lam.) является важным компонентом экосистем Черного моря и может быть использован как биоиндикатор для мониторинга загрязнения морской среды различными токсикантами. По Международному проекту CIESM Programme «Mediterranean Mussel Watch» в 2004 – 2005 гг. были выполнены исследования содержания ртути в мягких тканях мидий *Mytilus galloprovincialis* Lam. из бухт Стрелецкая и Ласпи, мыса Тарханкут и залива Донузлав, урочища Батилиман и Карадагского природного заповедника. Содержание ртути в

мягких тканях мидий из различных акваторий Крымского побережья Черного моря представлено на рис. 2.



**Рис. 2.** Распределение концентрации ртути ( $C$ ,  $\text{нг}\cdot\text{г}^{-1}$  сырой массы) в мягких тканях мидии (*Mytilus galloprovincialis* Lam.) из районов Крымского побережья Черного моря. Стрелецкая бухта (1), Ласпи и Батилиман (2), мыс Тарханкут и Донузлав (3), Карадаг: «Золотые ворота» (4), поселок Курортное (5)

Максимальные значения концентрации ртути в мидиях отмечены в бухте Стрелецкой, что объясняется значительным антропогенным воздействием и наличием источников загрязнения. Самое низкое содержание ртути в мягких тканях моллюсков было обнаружено у скалы «Золотые ворота» заповедника Карадаг. В других районах содержание ртути в мидиях изменялось от 13 до  $3.1 \text{ нг}\cdot\text{г}^{-1}$  сырой массы. Для морепродуктов, к которым относится мидия, установлена предельно допустимая концентрация (ПДК) ртути, равная  $200 \text{ нг}\cdot\text{г}^{-1}$  сырой массы (СанПиН 42 – 123 – 4089 – 86). Наблюдения показали, что содержание ртути в мидиях исследованных районов не превышало предельно допустимых значений. Различия в накоплении ртути в зависимости от половой принадлежности выявлены не были. В мидиях из бухты Стрелецкая в преднерестовый период (4 стадия развития) накопление ртути было на более высоком уровне, чем у мидий на других стадиях развития.

Изучение загрязнения ртутью двух черноморских региональных бентосных биоценозов: мидиевого (*Mytilus galloprovincialis* Lam.) и фазеолинового (*Modiolus phaseolinus*) у побережья полуострова Крым, показало, что в 90-е годы XX века у западных берегов Крыма в узкой прибрежной полосе у Каркинитского залива, вблизи источников загрязнения, концентрация ртути в воде превышала предельно допустимые уровни от 2.9 до 4.2 раза, а в мидиях - в 2 раза. Однако, в зоне более глубоководного фазеолинового биоценоза на глубинах 55 – 125 м концентрация ртути в воде, донных отложениях и фазеолине не достигала ПДК ни для одного компонента и составляла, соответственно,  $37\text{--}50 \text{ нг}\cdot\text{л}^{-1}$ ,  $18\text{--}56 \text{ нг}\cdot\text{г}^{-1}$  и  $30\text{--}40 \text{ нг}\cdot\text{г}^{-1}$  сырого веса. У южного и восточного побережья Крыма (в районах Ялты, Алушты, Карадага и Керчи) концентрация ртути в изучаемых компонентах в зоне мидиевого биоценоза на глубине 20 – 50 м также не превышала ПДК. При этом концентрация общей ртути в воде составляла  $13\text{--}83 \text{ нг}\cdot\text{л}^{-1}$ , в донных отложениях –  $13\text{--}123 \text{ нг}\cdot\text{г}^{-1}$ , в мидиях –  $3\text{--}70 \text{ нг}\cdot\text{г}^{-1}$  сырой массы. Наблюдения, проведенные в первые годы XXI столетия, указывают на тенденцию снижения концентрации ртути в исследуемых компонентах прибрежных биоценозов, включая и район Каркинитского залива, что способствует улучшению экологической ситуации в прибрежных акваториях у крымского побережья.

Специфической особенностью ртути является возрастание её аккумуляции на каждом уровне пищевой цепи. Одним из первых накапливает ртуть фитопланктон, фильтруя ее из воды. Фитопланктон служит кормом для зоопланктона, который поглощает ртуть уже в изначально большей концентрации. В свою очередь, зоопланктон и фитопланктон поедается планктонной рыбой, в тканях которой концентрация ртути возрастает еще больше. Этими рыбами питаются хищные рыбы, находящиеся ещё выше по пищевой цепи и, соответственно, накапливают в своем организме еще больше ртути. Рыбы также поглощают ртуть из воды, когда она проходит через жабры. Чем дольше живет рыба, тем больше ртути она накапливает. В результате, по сравнению с



содержанием ртути в воде, в рыбе её концентрация увеличивается в 1000–10000 раз, в зависимости от вида рыбы (Коновалов, 1999).

С целью изучения способности черноморских рыб аккумулировать ртуть из морской воды прибрежной зоны Севастополя, была определена её концентрация в 21 виде рыб. По экологической принадлежности исследованные виды рыб были распределены на 4 группы.

К донному ихтиоцелу отнесены 8 видов: морской ёрш или скорпена (*Scorpaena porcus* L.); морская корова или звездочет (*Uranoscopus scaber* L.); бычок – кругляк (*Neogobius melanostomus* (Pallas)); бычок – мартовик (*Mesogobius batrachocephalus* (Pallas)); бычок – черныш (*Gobius niger* jozo L.); глосса (*Platichthys flesus luskus* (Pallas)); скат или морская лисица (*Raja clavata* L.); ошибень (*Ophidion rochei* Muller). Донные рыбы обитают на дне и ведут почти неподвижный образ жизни.

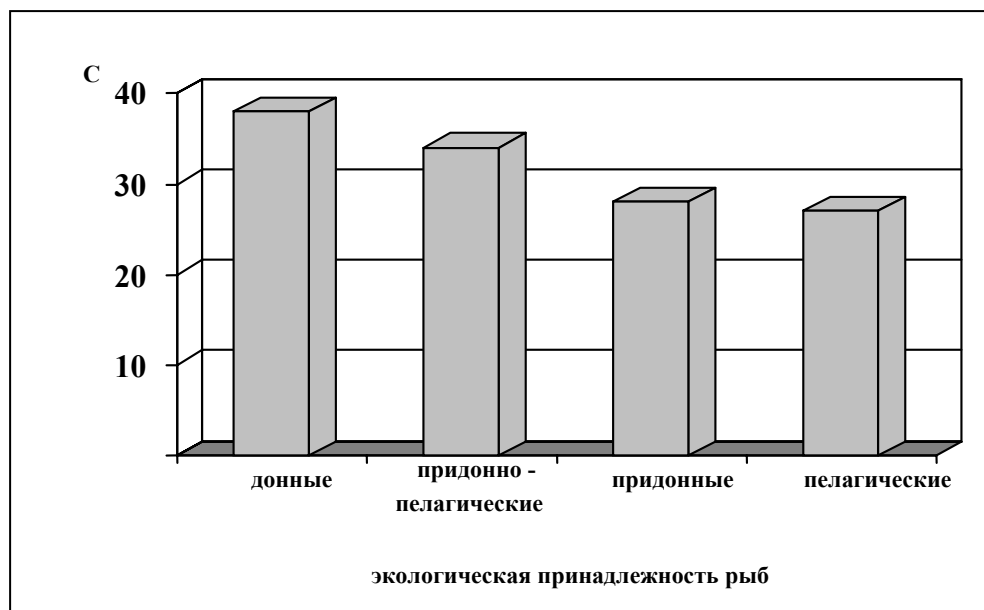
К придонному ихтиоцелу принадлежат лишь два вида – морской налим (*Gaidropsarus mediterraneus* L.) и султанка (*Mullus barbatus ponticus* Essipov). Рыбы этой группы, как правило, держатся в 0.5, реже – в 1.0 м от дна.

К группе придонно – пелагических рыб отнесено 6 видов: сарган (*Belone belone euxini* Gunther); смарида, спикара или морской окунь (*Spicara flexuosa Rafinesque*); ласкирь или морской карась (*Diplodus annularis* L.); мерланг (*Merlangus merlangus euxinus* Nordmann); зеленушка рулен (*Symphodus ocellatus* Forsskal); зеленушка (*Symphodus cinereus* Bonnaterre). Эти рыбы в дневное время встречаются у дна, а ночью держатся в верхних слоях воды под слоем температурного скачка.

Пелагическая группа представлена 5 видами: атерина средиземноморская (*Atherina hepsetus* L.); ставрида средиземноморская (*Trachurus mediterraneus Staindachner*); кефаль сингиль (*Lisa aurata* Risso); горбыль темный (*Sciaena umbra* L.); сельдь черноморская (*Alosa kessleri pontica* Eichwald). Представители пелагического ихтиоцелу в основном встречаются в верхних слоях воды.

Наблюдения показали (рисунок 3), что максимальная концентрация ртути в мышечных тканях рыб изменялась в зависимости от их экологической принадлежности и условий обитания.

Средняя концентрация ртути в группе донных видов рыб колебалась от  $38 \pm 5$  нг·г<sup>-1</sup> в мышечных тканях глоссы до  $12.0 \pm 1.6$  нг·г<sup>-1</sup> – у ската. Максимальные значения средней концентрации ртути характерны для придонно – пелагических рыб, и у зеленушки рябчика и зеленушки рулены они составляли, соответственно,  $34 \pm 5$  нг·г<sup>-1</sup> и  $31 \pm 4$  нг·г<sup>-1</sup> сырой массы. Минимальные величины отмечены у султанки из придонных рыб и у спикары, представителя придонно – пелагических рыб. Они составляли  $15 \pm 2$  нг·г<sup>-1</sup> и  $7 \pm 1$  нг·г<sup>-1</sup> соответственно.



**Рис. 3.** Распределение средней концентрации (C - нг·г<sup>-1</sup>сырой массы) ртути в мышечных тканях черноморских рыб в зависимости от их экологической принадлежности

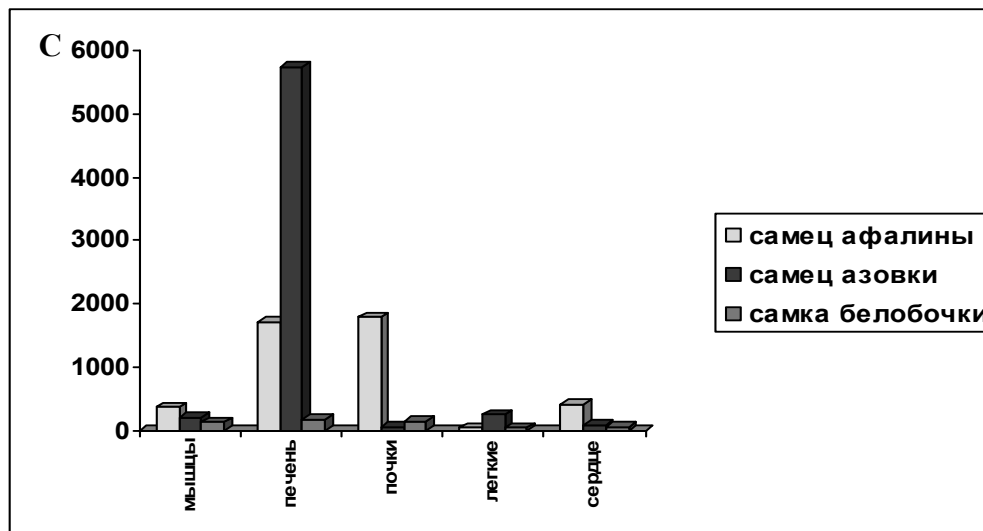
Концентрация ртути в пелагических видах рыб изменялась от  $27 \pm 4$  нг·г<sup>-1</sup> в мышцах атерины и горбыля до  $7 \pm 1$  нг·г<sup>-1</sup> в тканях кефали.

Из анализа представленных данных видно, что наиболее высокие концентрации ртути характерны для донных рыб, а самые низкие – для пелагических видов. Такое распределение ртути в черноморских рыбах ещё раз свидетельствует о значительной роли ртути в её накоплении по трофическим цепям. По нашим наблюдениям уровни биоаккумуляции ртути в мышечных тканях рыб

не превышали предельно допустимых концентраций, принятых в бывшем СССР ( $0.4 \text{ мкг} \cdot \text{г}^{-1}$ ), а также в США ( $0.5 \text{ мкг} \cdot \text{г}^{-1}$ ), Швеции и ФРГ ( $1 \text{ мкг} \cdot \text{г}^{-1}$ ) (Патин, 1979), поэтому исследованные виды рыб не представляли гигиенической опасности для их пищевого использования.

В Черном море обитает три вида дельфинов – это афалина (*Tursiops truncatus ponticus* Barabasch), азовка (*Phocoena phocoena relicta* Abel) и белобочка (*Delphinus delphis ponticus* Barabasch-Nikiforov).

Распределение ртути по органам дельфинов (рисунок 4) показало, что печень и почки – это основное депо ртути.



**Рис. 4.** Распределение концентрации ( $C - \text{нг} \cdot \text{г}^{-1}$  сырой массы) ртути в органах афалины (*Tursiops truncatus*), азовки (*Phocoena phocoena relicta*) и белобочки (*Delphinus delphis ponticus*) в 2004 – 2005 гг.

Следует отметить, что концентрация ртути в органах самца афалины и самца азовки, умерших неонатальной смертью, значительно выше, чем у дельфина белобочки, задохнувшегося в рыболовных сетях и выловленного в районе поселка Кача в июне 2004 года. Из рисунка 4 видно, что в печени азовки была обнаружена высокая концентрация ртути, более чем в 14 раз превышающая ПДК для морских рыб ( $400 \text{ нг} \cdot \text{г}^{-1}$ ).

Распределение ртути в органах афалин разного возраста показало, что у 25 – летнего самца концентрация ртути в печени и почках распределялась равномерно, но более чем в 4 раза превышала предельно допустимые значения. В печени и почках 2 – летнего детеныша самки афалины так же обнаружены превышающие допустимые уровни концентрации ртути, что вполне могло служить одной из причин гибели животного. Присутствие ртути в органах дельфинов уже на ранних стадиях развития вызывает тревогу и озабоченность за состояние млекопитающих – представителей высшего звена трофической цепи.

Представленные данные могут быть использованы при разработке систем эколого-биохимического мониторинга, тестирования и диагностики токсикогенных патологий гидробионтов.

#### Список литературы

- Сополева Н.Н. Экологическое состояние севастопольского региона // Материалы Междунар. конф. “Открытое общество”. Севастополь, 1998. С. 56 - 68.
- ГОСТ 26929-94. Сырье и продукты пищевые. Подготовка проб, минерализация для определения содержания токсичных элементов: Введ. 01.01.96 // Сырье и продукты пищевые, методы определения токсичности элементов: Сб. стандартов. М., 1999. С. 22-30.
- ГОСТ 30178-96. Сырье и продукты пищевые. Атомно-абсорбционный метод определения токсических элементов: Введ. 01.01.96 // Сырье и продукты пищевые, методы определения токсичности элементов: Сб. стандартов. М., 1999. С.31 – 33.
- Коновалов Ю.Д. Ртуть в организме рыб (Обзор) // Гидробиол. Журн. 1999. Т. 35, №2 С. 74 – 89.
- СанПиН 42-123-4089-86. Предельно допустимые концентрации тяжелых металлов и мышьяка в продовольственном сырье и пищевых продуктах. // Общесоюзные санитарно-гигиенические и санитарно-противоэпидемические правила и нормы. М., 1986. 11с.
- Патин С.А. Влияние Загрязнения на биологические ресурсы и продуктивность Мирового океана. М.: Пищ. пром – сть, 1979. 304 с.

## СОДЕРЖАНИЕ МИКРОЭЛЕМЕНТОВ В ТКАНЯХ ПОЧЕК ОСЕТРОВЫХ РЫБ

И.Н. Лепилина, А.А. Романов

*Каспийский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства (КаспНИРХ)*

*г. Астрахань, ул. Савушкина, 1, Россия, lepilina\_irina@mail.ru*

Наряду с печенью, почки играют ведущую роль в биотрансформации большинства токсических веществ. Они активно участвуют в метаболизме и выведении их из организма. Выведение токсических веществ и продуктов их распада почками осуществляется посредством фильтрации, секреции и экскреции при участии сложных трансферных систем. Этим объясняется удаление почками ряда нерастворимых в воде токсических веществ и накопление в структурах почки концентраций, превышающих таковые в плазме крови.

В результате промышленного производства наблюдается прогрессирующее насыщение биосферы тяжелыми металлами. Распределение металлов в организме рыб зависит от геохимии среды обитания, функционального состояния организма и характера пищевых цепей водоема (Алабастр, Ллойд, 1986; Морозов, Петухов, 1986; Перевозников, Богданова, 1999). Накопление их происходит в жизненноважных органах (печени, почках, селезенке, жабрах), что приводит к ингибированию обменных процессов, ослаблению защитных реакций крови, изменению ферментативной активности, нарушению дыхания, синтеза белка. Изучение содержания микроэлементов в органах и тканях этих веществ в организме рыб не только способствует выяснению физиологической роли этих веществ в организме рыбы, но и может служить одним из критериев качества производителей. Микроэлементы разделены на три основные группы. Первая группа – эссенциальные микроэлементы: в эту группу входят железо, медь, цинк, марганец, кобальт, хром, селен, молибден, йод. Вторая группа – условно эссенциальные микроэлементы – мышьяк, бор, бром, фтор, никель, кремний, ванадий. Третья группа – токсичные микроэлементы: алюминий, кадмий, свинец, ртуть, бериллий и висмут.

Задача настоящей работы состояла в определении у половозрелых особей микроэлементов всех групп. Из первой группы – железо, цинк, медь, кобальт, марганец; из второй – никель, из третьей – кадмий, свинец в тканях почек. Отбор проб проходил в период летних траловых съемок в Каспийском море, техническая обработка материала на содержание тяжелых металлов проводилась методом атомноабсорбционной спектрофотометрии на спектрометре фирмы «Hitachi» на базе Астраханского Государственного Технического Университета.

**Содержание эссенциальных микроэлементов в почечной ткани осетровых рыб.** Железо широко распространенный в природе элемент и содержится в организме животных, подразделяясь на две группы: геминное и негеминное. Больше всего этого элемента имеется в органах обильно снабжаемых кровью. Главным образом, накопление этого металла происходит за счет геминного железа. Выводится железо из организма, в основном, через желудочно-кишечный тракт и почки. Содержание железа в тканях осетровых рыб представлено в таблице 1.

**Таблица 1.** Содержание железа в почках осетровых рыб, мг/кг

Пол	Белуга	Осетр	Севрюга	Стерлядь
Самки	361.32±12.56	373.81±9.32	315.14±7.25	287.37±6.94
Самцы	283.22±9.63	367.89±8.73	290.49±6.52	180.30±9.75

Самое высокое количество элемента содержалось в почечной ткани самок и самцов осетра (373.81±9.32 и 367.89±8.73 мг/кг сухого вещества). Количество железа в почках самцов белуги и севрюги было одного порядка 283.22±9.63 и 290.49±6.52 мг/кг соответственно. У самок данных видов почечная ткань содержала 361.32±12.56 и 315.14±7.25 мг/кг железа. Наименьшее значение отмечено у стерляди 287.37±6.94 и 180.30±9.75 мг/кг. У всех видов повышенное содержание железа в почечной ткани отмечено у самок, что обусловлено участием этого органа в гемопоэзе и его интенсивном кровоснабжении, особенно в период нереста. Интенсивный процесс кровоснабжения гонад в преднерестовый период способствует накоплению железа и в почках. Необходимо отметить, что резервное железо, депонированное в печени в виде сложных железобелковых комплексов, расходуется, прежде всего, на образование пигментов крови.

Медь является одним из незаменимых важнейших микроэлементов, необходимых для жизнедеятельности животных и растений. Важной функцией меди в организме является ее участие в процессах тканевого дыхания и кроветворения. Биологическая роль меди в процессах тканевого

дыхания может быть подтверждена выделением окислительных ферментов, содержащих медь в качестве специфического металлокомпонента. Участие меди в процессах кроветворения является одной из основных и наиболее важных функций этого элемента в организме. Если считать, что железо отвечает в основном за образование ретикулоцитов, то медь необходима для стимуляции созревания ретикулоцитов и превращения их во взрослые формы – эритроциты. А. И. Войнар (1960) подчеркивал о невозможности замены меди другими элементами в процессах кроветворения. Содержание меди регулируется центральной нервной системой, а также железами внутренней секреции. Распределение меди в тканях осетровых рыб представлено в таблице 2.

**Таблица 2.** Содержание меди в почках осетровых рыб, мг/кг

Пол	Белуга	Осетр	Севрюга	Стерлядь
Самки	16.94±0.53	12.78±0.46	16.11±0.33	7.49±0.36
Самцы	16.25±1.20	11.62±0.43	14.14±0.43	7.33±0.40

Количество меди в почках относительно небольшое. Самое высокое содержание меди в почечной ткани самок и самцов белуги 16.94±0.53 и 16.25±1.20 мг/кг соответственно. Близкие значения у самок и самцов севрюги. Накопление меди в почечной ткани самок и самцов осетра в 1.3 раза, а у самок и самцов стерляди в 2.2 раза меньше, чем у белуги. Ключевую роль в обмене меди играют клетки печени – гепатоциты. Этим и объясняется не большое количество меди, содержащееся в почках, по сравнению с печенью, органом, депонирующим медь. Самое высокое содержание меди отмечено у самок всех видов осетровых. Различия в содержании меди в тканях самок и самцов статистически достоверны ( $P < 0,05$ ).

**Таблица 3.** Содержание цинка в почках осетровых рыб, мг/кг

Пол	Белуга	Осетр	Севрюга	Стерлядь
Самки	261.43±4.45	202.11±2.00	347.80±2.52	100.5±1.80
Самцы	233.42±2.41	184.04±2.27	310.02±1.91	99.28±1.71

Цинк входит в состав многих ферментов. Наибольшая потребность в цинке отмечена в период интенсивного роста и полового созревания. По уровню аккумуляции цинк уступает лишь железу. Самое высокое содержание цинка в почках отмечено у севрюги – 347.80±2.52 и 310.02±1.91 мг/кг (самки, самцы) (таблица 3).

Высоким оказался уровень накопления цинка у белуги и осетра. Наименьшее значение выявлено у стерляди - 100.5±1.80 и 99.28±1.71 мг/кг (самки, самцы), что, по-видимому, связано с пониженным содержанием цинка в кормовых организмах, которыми питается стерлядь. Относительно высоким оказалось содержание цинка у самок всех видов, что вероятно связано с присутствием высокоактивных металлоорганических комплексов и ферментов именно у самок. Различия в количестве цинка в тканях у самок и самцов статистически достоверны ( $p < 0,05$ ).

Считается, что марганец связан с ферментами, гормонами, витаминами (Войнар, 1960) и участвует в биологическом катализе, стимулируя белковый, углеводный и липидный обмен. Марганец оказывает значительное влияние на рост, размножение, кроветворение у рыб (Воробьев, 1979). Обмен марганца находится под контролем нервной и эндокринной систем. Исследование на содержание марганца свидетельствует об относительно низких показателях его накопления в почечной ткани (таблица 4).

Содержание марганца в почечной ткани самок осетра и стерляди превышает таковые у самцов. У белуги и севрюги наибольшие значения выявлены у самцов. По-видимому, значительный дефицит марганца в пищевых цепях у стерляди приводит к относительно низкому уровню накопления марганца в тканях, по сравнению с морскими рыбами, что может снизить качество производителей.

**Таблица 4.** Содержание марганца в почках осетровых рыб, мг/кг

Пол	Белуга	Осетр	Севрюга	Стерлядь
Самки	7.57±2.23	8.36±1.48	4.20±0.59	2.66±1.14
Самцы	8.44±1.46	7.84±1.61	4.70±0.57	1.78±0.89

Общеизвестно, что кобальт положительно влияет на процесс кроветворения у разных животных. Избыток кобальта, наоборот, угнетает гемопоэз, а при его недостатке развивается анемия. Физиологические дозы его стимулируют образование гемоглобина в эритроцитах. У всех исследованных самок и самцов осетровых отмечено относительно небольшое содержание кобальта (таблица 5). Самое высокое его содержание в почечной ткани самок и самцов осетра –  $1.64 \pm 0.22$  и  $1.46 \pm 0.23$  мг/кг соответственно. Близкие значения у самок и самцов белуги. Накопление кобальта в почечной ткани самок и самцов севрюги в 1.4 раза, а у самок и самцов стерляди в 2 раза меньше, чем у осетра.

**Таблица 5.** Содержание кобальта в почках осетровых рыб, мг/кг

Пол	Белуга	Осетр	Севрюга	Стерлядь
Самки	$1.42 \pm 0.38$	$1.64 \pm 0.22$	$1.15 \pm 0.15$	$0.83 \pm 0.17$
Самцы	$1.34 \pm 0.28$	$1.46 \pm 0.23$	$1.02 \pm 0.18$	$0.76 \pm 0.28$

Основной биологической функцией кобальта в организме животных является его присутствие в молекуле витамина В<sub>12</sub>. По мнению многих исследователей, дефицит витамина В<sub>12</sub> в организме является следствием недостаточного поступления кобальта в организм с питанием. В<sub>12</sub> образуется в печени и недостаток в ней кобальта может вызывать авитаминоз, анемию крови разной степени.

По механизму своего биологического действия никель проявляет заметное сходство с другими элементами – железом и кобальтом. Недостаток его содержания в организме животных ведет к задержке роста, повышенной смертности производителей и их потомства, снижению уровня гемоглобина (Воробьев, 1979). Содержание никеля в тканях осетровых относительно невысокое (таблица 6).

**Таблица 6.** Содержание никеля в почках осетровых рыб, мг/кг

Пол	Белуга	Осетр	Севрюга	Стерлядь
Самки	$10.26 \pm 1.40$	$10.43 \pm 0.57$	$5.60 \pm 0.42$	$4.18 \pm 0.39$
Самцы	$9.62 \pm 0.49$	$9.02 \pm 0.55$	$5.02 \pm 0.29$	$3.80 \pm 0.32$

Максимальные значения содержания никеля отмечены у самок и самцов белуги и осетра, минимальные у самок и самцов севрюги и стерляди.

**Токсические микроэлементы в тканях осетровых рыб.** Фактически поражение почек могут вызвать все экзогенные вещества химического или биологического характера. Тем не менее, при прочих равных условиях – количество, состояние организма и т. д., некоторые отравляющие вещества имеют избирательную нефротоксичность. Более токсичными среди металлов являются ртуть, висмут, уран, кадмий, свинец, мышьяк, сурьма, серебро, медь (Патин, Морозов, 1981; Мур, Рамамури, 1987). Они мало подвержены процессам самоочищения, способны длительно циркулировать в водных экосистемах, переходя из одной формы в другую. Основным путем поступления тяжелых металлов в организм рыб - это жабры и кишечник, в который они попадают с кормовыми организмами.

Металл быстро распространяется в организме, накапливаясь преимущественно в печени, почках и костях. Не исключена возможность связывания солей металла с имеющейся в желудке пищей, что может уменьшить их токсичность. Токсичные металлы вызывает блокирование связанных с протеинами сульфгидрильных групп митохондрией преимущественно в клетках проксимального канальца. Механизм поражения почек состоит главным образом в непосредственных изменениях паренхимы почки под действием яда. Поражается избирательно часть проксимального канальца. Изменения в клетках проходят через стадию отека, исчезновения митохондрий, дегенерации и некроза с гомогенизацией протоплазмы и исчезновением ядра. Позднее появляются отложения кальция. Изменения в канальцах сочетаются с инфильтратами из лимфоцитов и плазмоцитов в интерстиции. Отмечен отек эндотелия капилляров, набухание базальной мембраны, вытягивание отростков покровных клеток.

Каждый микроэлемент имеет присущий ему диапазон безопасной экспозиции, который поддерживает оптимальные тканевые концентрации и функции. У каждого микроэлемента имеется свой токсический диапазон, когда безопасная степень его содержания превышена. Свинец обнаружен у всех осетровых, причем, максимальное его количество среди исследованных органов, выявлено у

самок белуги. Высокое содержание свинца отмечено также и у самцов белуги и самок севрюги (таблица 7).

Кадмий – один из продуктов радиоактивного распада. При фоновых концентрациях в окружающей среде он накапливается, в первую очередь, в почках и печени. Если кадмий поступает в организм в виде солей, то его накопление, прежде всего, отмечается в печени. Если же его вводят в организм в составе металлоидина, то повышение концентрации кадмия отмечается в почках (Воробьев, 1979). Кроме того, интоксикация кадмием приводит к увеличению среднего диаметра почечной капсулы, капиллярного клубочка более чем на 15%, росту количества клеток в клубочке. Накопление кадмия в почечной ткани осетровых рыб представлено в таблице 8.

**Таблица 7.** Содержание свинца в почках осетровых рыб, мг/кг

Пол	Белуга	Осетр	Севрюга	Стерлядь
Самки	3.70±0.26	3.34±0.24	3.56±0.16	1.95±0.17
Самцы	3.56±0.58	3.03±0.23	3.11±0.21	1.87±0.15

Самое минимальное количество этого микроэлемента обнаружено в почечной ткани стерляди. Наибольшие значения отмечены у осетра и белуги. Для кадмия свойственно длительное сохранение его в организме, с необычно долгим периодом выведения, составляющим, в частности для человека около 25 лет.

**Таблица 8.** Содержание кадмия в почках осетровых рыб, мг/кг

Пол	Белуга	Осетр	Севрюга	Стерлядь
Самки	1.31±0.37	1.53±0.16	1.06±0.11	0.72±0.09
Самцы	1.17±0.12	1.39±0.16	0.93±0.08	0.73±0.10

В связи с достаточно большим количеством кадмия в изученных тканях осетровых рыб следует отметить отрицательное влияние этого элемента на качество половых продуктов и потомства. Различия в содержании кадмия в исследованных тканях достоверны –  $P < 0,05$ .

Таким образом, в тканях почек отмечается значительный дефицит таких микроэлементов как меди, марганца, кобальта. В связи с этим, вполне объяснимы симптомы анемии разной индивидуальной выраженности, почти у всех исследованных особей осетровых. Суммарное содержание железа и цинка составляет около 95 % от общего количества содержания металлов у каждого вида и находится на уровне средних показателей рыбоводной зоны дельты Волги (Воробьев, 1979; Андреев и др., 1989). На третьем месте, после железа и цинка стоит медь.

Наряду с этим, наличие условно-эссенциальных микроэлементов – никеля и токсических микроэлементов – свинца и кадмия, у всех видов осетровых, объясняет морфофункциональные изменения, выявляемые в почках.

Соотношение отдельных металлов у осетровых рыб имеют некоторые отличия. У самцов белуги и стерляди интенсивнее накапливается цинк, медь, никель. У самцов осетра и севрюги – железо. Во всех остальных случаях доля микроэлементов обычно выше у самок. Распределение железа в почечной ткани осетровых рыб по убывающему ряду выглядит следующим образом: стерлядь, осетр, белуга, севрюга. Процентное соотношение колеблется от 70.8 до 45.4%. Распределение цинка, соответственно – севрюга, белуга, осетр, стерлядь. В процентном соотношении от 50.1 до 24.8%. Распределение остальных микроэлементов в зависимости от вида и пола не имеет больших различий. Доля меди варьирует от 3.0 до 1.8%, никеля – от 1.7 до 0.8%, марганца – от 1.5 до 0.6%, свинца – от 0.6 до 0.5%. Уровень накопления кобальта составляет 0.4 – 0.2%. Концентрации кадмия в пределах 0.2%.

Таким образом, обнаруженные микроэлементы в почечной ткани осетровых рыб, особенно токсичные, могут оказывать как прямое, так и косвенное воздействие на организм и служить причиной возникновения различных нефропатий у осетровых рыб. Механизмы поражения почек токсическими веществами, в частности тяжелыми металлами различны в отдельных случаях. Они зависят от собственной токсичности металла и продуктов его распада, его концентрации и времени контакта с почками, физиологического состояния организма. Кроме того, уже больные почки чаще и тяжелее поражаются даже сравнительно невинными отравляющими веществами и в малых

концентрациях. Этим и объясняются различные уровни концентраций отдельных микроэлементов у осетровых рыб в зависимости от вида и пола.

#### Список литературы

- Алабастр Дж., Ллойд Р. Критерии качества воды для пресноводных рыб. М.: Мир, 1986. 344 с.
- Андреев В.В., Крючков В.Н., Григорьев В.А. Накопление тяжелых металлов в водных экосистемах и их влияние на осетровых рыб // Осетровое хозяйство водоемов СССР. Астрахань: Изд-во "Волгоградская правда", 1989. С.6-7.
- Войнар А.И. Биологическая роль микроэлементов в организме животных и человека. М.: Высшая школа, - 1960. 498с.
- Воробьев В.И. Микроэлементы и их применение в рыбоводстве. М.; Пищ. пром-сть, 1979, С. 20-27.
- Морозов Н.В., Петухов С.А. Микроэлементы в промысловой ихтиофауне мирового океана. М.: Агропромиздат. 1986. 160 с.
- Мур Дж., Рамамутри С. Тяжелые металлы в природных водах: Контроль и оценка влияния. М.: Мир. 1987. 288 с.
- Патин С.А., Морозов Н.П. Микроэлементы в морских организмах и экосистемах. М.: Легкая и пищ. пром-сть, 1981. С. 20-42.
- Перевозников М.А., Богданова Е.А. Тяжелые металлы в пресноводных экосистемах // ГОСНИОРХ, С-Пб, 1999. 228 с.

### ОЦЕНКА СОДЕРЖАНИЯ $^{90}\text{Sr}$ И $^{137}\text{Cs}$ В ГИДРОБИОНТАХ ОЗЕРНЫХ ЭКОСИСТЕМ ВОСТОЧНО-УРАЛЬСКОГО РАДИОАКТИВНОГО СЛЕДА

С.Ф.Лихачев<sup>1</sup>, С.Г. Левина<sup>1</sup>, А.В. Аклеев<sup>2</sup>, Д.З. Шибкова<sup>1</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, Россия, г. Челябинск

Попадая в водоемы, многие радионуклиды поглощаются биотой и сорбируются донными отложениями, в результате их содержание в воде резко снижается (Смагин и др., 2000). Способность радиоактивных веществ избирательно накапливаться в отдельных компонентах экосистем приводит к тому, что даже при полной пригодности воды для питья удельная активность радионуклидов в гидробионтах может оказаться в несколько тысяч раз выше, чем в водной среде (Куликов, Чеботина, 1988).

Особую актуальность изучение процессов накопления радионуклидов гидробионтами приобрело для озерных экосистем Восточно-Уральского радиоактивного следа (ВУРС). Это связано с тем, что по прошествии 50 лет после аварии 1957 г., встает вопрос возможности возврата ранее неиспользовавшихся водоемов в хозяйственный оборот. Целью данной работы являлось исследование содержания и накопления долгоживущих радионуклидов  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в компонентах биоты (макрофиты и ихтиофауна) озерных экосистем центральной и дальней зоны ВУРСа.

Объектами исследования были выбраны озера Большой Игиш (Б. Игиш) и Куяныш, расположенные на расстоянии 60 – 80 км от точки взрыва 1957 г. (Левина и др., 2005). В качестве озера сравнения было выбрано контрольное озеро Большой Боляш (Б. Боляш), не подвергшееся загрязнению в результате аварии, но находящееся в одной лимнологической провинции с исследуемыми водоемами. Оз. Б. Игиш расположено в Каслинском районе, вблизи автотрассы Тюбук – Багаряк. В результате аварии с водосборной территории данного водоема был отселен населенный пункт – деревня Игиш (Экологические..., 2001), в настоящее время озеро не используется в хозяйственной деятельности. Оз. Куяныш испытывает антропогенную нагрузку: на северном берегу расположен населенный пункт Гаево. Изучаемые озера, за исключением оз. Б. Боляш, являются бессточными (оз. Б. Боляш слабопроточное, в засушливые годы - бессточное). Водное питание осуществляется в основном за счет вод местного подземного и поверхностного стока и атмосферных осадков (Андреева, 1973; Черняева и др., 1997). По морфометрическим параметрам озерных котловин водоемы имеют незначительные различия.

Для анализа были отобраны 13 общих для исследуемых озер видов, относящихся к 6 семействам. Среди них были представители различных экологических групп: воздушно-водные макрофиты – тростник обыкновенный (*Phragmites communis*), рогоз узколистный (*Typha angustifolia*), рогоз широколистный (*Typha latifolia*); полностью погруженные, укореняющиеся макрофиты – уруть мутовчатая (*Myriophyllum spicatum*), рдест блестящий (*Potamogeton lucens*), элодея канадская (*Elodea canadensis*), телорез обыкновенный (*Stratiotes aloides*); свободно плавающие, неукореняющиеся – роголистник обыкновенный (*Ceratophyllum demersum*), водокрас обыкновенный (*Hydrocharis morsus-*

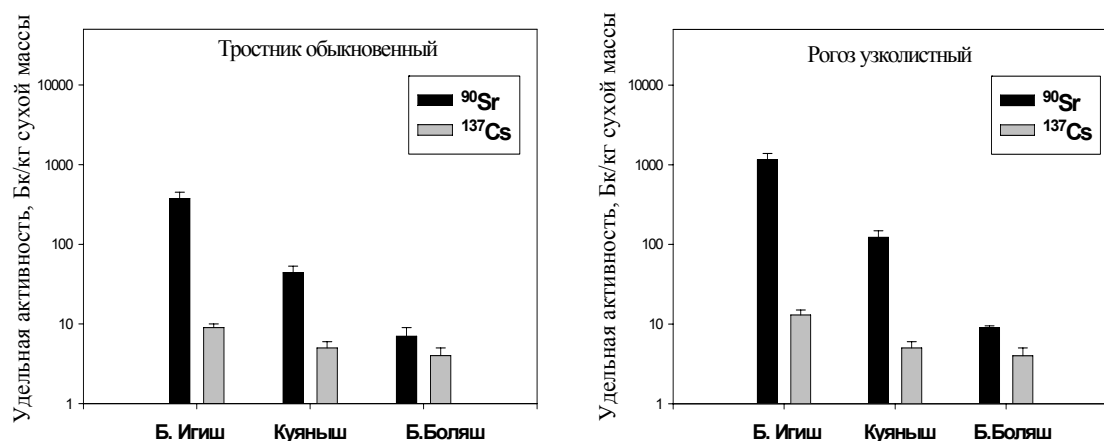
*ranae*); погруженные, укореняющиеся с плавающими листьями – горец земноводный (*Polygonum amphibium*), рдест плавающий (*Potamogeton natans*). Сбор макрофитов проводился согласно стандартным методикам (Катанская В.М., 1981). Отобранные образцы растений (сырой массой 3-5 кг) промывали водой, высушивали при комнатной температуре и измельчали. Для радиохимических исследований пробы макрофитов озоляли при температуре 450 °С в течение 5 часов. На всех исследуемых озерах отбирались представители одного вида ихтиофауны (*Carassius auratus gibelio*). Отлов осуществляли в летне-осенний период (выборка не менее 25 штук, масса каждой пробы рыбы 3-5 кг). Все отобранные экземпляры подвергались морфометрическим обмерам по методике (Правдин, 1966), высушивались и озолялись при температуре 450 °С (отдельно готовились пробы кости, мышц и тушки без внутренних органов).

В полученных образцах определяли  $^{90}\text{Sr}$  экстракционным методом по дочернему  $^{90}\text{Y}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  выделяли в виде сурьмянойодидной соли после предварительного соосаждения на ферроцианиде никеля. Погрешность определения  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  составляет не более 15 %. Все методики измерений аттестованы в ГОСТ – стандарте (Методика ..., 2002). Аналитические работы проводились на базе физико-химической лаборатории естественно-технологического факультета Челябинского государственного педагогического университета и лаборатории отдела окружающей среды Уральского научно-практического центра радиационной медицины. Основные показатели накопления радионуклидов и макроэлементов макрофитами рассчитывали на сухой вес, рыбой – на сырой вес. Полученные результаты подвергались обработке методами вариационного и дисперсионного статистического анализа с использованием программного обеспечения Stat Soft, SPSS Inc, MS Excel.

Для выявления степени загрязненности озерной воды определяли сапробность организмов по таблицам В. Сладечека (Сладечек, 1969, 1973), учитывая численность видов, частоту встречаемости в водоёмах и пробах.

Исследуемые озера ВУРСа располагаются в лесостепной зоне Среднего Урала. Для данных водоемов характерна однотипная форма зарастания озера – от максимального его развития у побережий с постепенным уменьшением биомассы в средней части акватории и, как правило, до полного отсутствия высших водных растений в центральной части водоема (Левина С.Г., 2008). Следует отметить, что из перечисленных видов широкое распространение имеет тростник обыкновенный (*Phragmites australis*), обнаруженный во всех исследованных водоемах. Данный вид ВВВ является космополитом и обладает довольно широкой экологической амплитудой, позволяющей ему расти в самых различных условиях обитания.

Ожидаемое преобладание в растениях  $^{90}\text{Sr}$  над  $^{137}\text{Cs}$ , связанное как с изотопным составом взрыва 1957 г., так и с особенностями накопления радионуклидов, отмечено для всех исследованных видов водоемов ВУРСа. Графики изменения удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  на примере тростника обыкновенного и рогоза узколистного приведены на рис. 1.

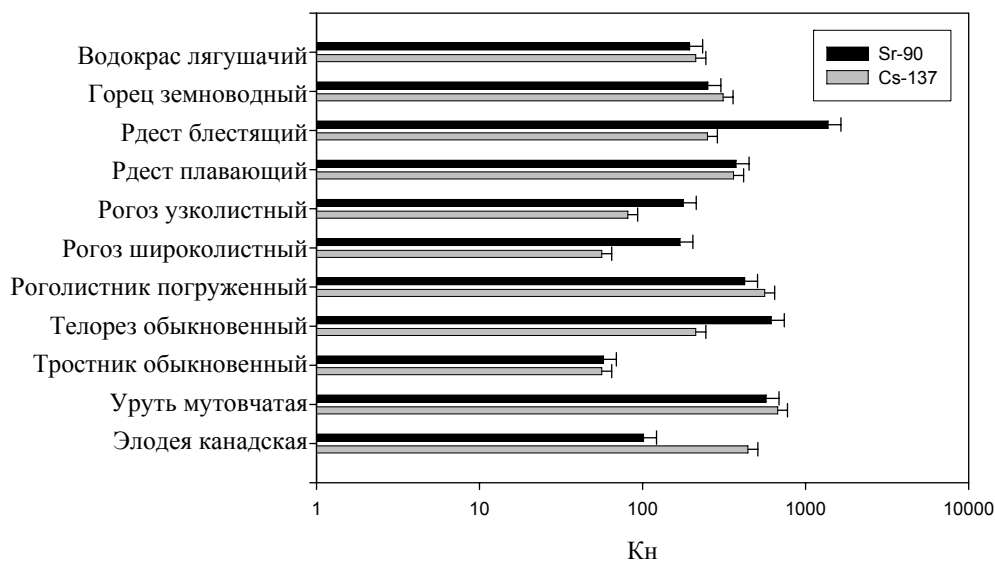


**Рис. 1.** Удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в тростнике обыкновенном и рогозе узколистом в зависимости от места произрастания (Бк/кг сух.веса)

Кроме того, для макрофитов оз. Б. Игиш характерно более высокое содержание  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ , чем для ВВР оз. Куяныш, связанное с различным удалением водоемов от места взрыва 1957 г., неодинаковым первоначальным уровнем загрязнения воды и донных отложений (Левина и др., 2004). Сопоставляя значения удельной активности радионуклидов в ВВР водоемов ВУРСа с оз. Б. Боляш, можно отметить, что содержание  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в макрофитах озера Б. Игиш и Куяныш превышает соответствующее значение для контрольного водоема.

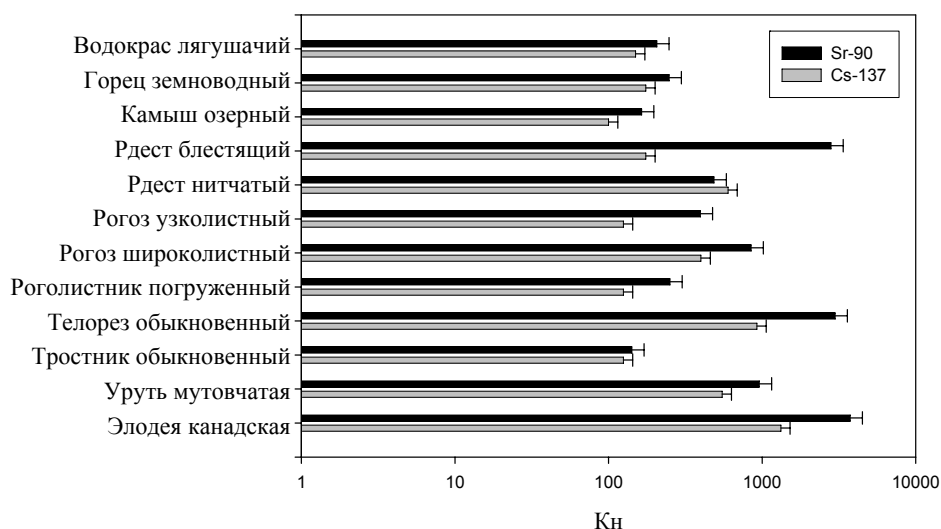


Для представителей высшей водной растительности были рассчитаны величины коэффициента накопления (КН) (Куликов, Чеботина, 1988; Трапезников, Трапезникова, 2006), характеризующие их способность аккумулировать соответствующие радионуклиды (рис. 2, 3).



**Рис. 2.** Значения КН  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  для исследованных видов макрофитов оз. Б. Игиш

Полученные данные показали, что, несмотря на низкое содержание  $^{137}\text{Cs}$ , в отличие от  $^{90}\text{Sr}$ , в воде изучаемых озер, значения КН  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  растений – величины одного порядка, за исключением рдеста блестящего (рис. 2, 3). По всей вероятности, это связано с принадлежностью данных макрофитов к калийфильным видам с преимущественным концентрированием аналога калия – цезия, вследствие избирательного минерального питания (Лукина, 1988).



**Рис. 3.** Значения КН  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  для исследованных видов макрофитов оз. Куяныш

Наибольшие значения КН  $^{90}\text{Sr}$  отмечены у представителей видов рдест блестящий, элодея канадская; наименьшие – для камыша озерного и тростника обыкновенного. Наибольшие значения КН  $^{137}\text{Cs}$  характерны для представителей видов элодея канадская, уруть мутовчатая, наименьшие – для камыша озерного и рогоза узколистного.

Выбранный для проведения оценки радиационного заражения ихтиофауны вид *Carassius auratus gibelio* является доминирующим на исследуемых озерах. Удельная радиоактивность органов и тканей рыбы зависит от удельной радиоактивности воды (Левина и др., 2004, 2005). Согласно литературным данным (Куликов, Чеботина, 1988) поступление радиоизотопов в организм рыбы, находящейся в загрязненном водоеме, происходит на 60 – 75 % из воды.

Результаты исследований удельной активности тканей рыбы, обитающей в озерах Б. Игиш и Куяныш, представлены в табл. 2.

**Таблица 2.** Удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в мышцах и кости карася серебряного озер Б. Игиш и Куяныш, Бк/кг.

Озеро	Тип ткани	$^{90}\text{Sr}$ , Бк/кг сырого веса	$^{137}\text{Cs}$ , Бк/кг сырого веса
Б. Игиш	Кость	2932,5±586,5	30,6±4,6
	Мышца	181,2±36,2	15,9±2,4
Куяныш	Кость	185,9±37,2	10,6±1,6
	Мышца	5,8±1,2	3,8±0,6

Известно, что распределение радионуклидов по тканям носит определенную тропность:  $^{90}\text{Sr}$  преимущественно накапливается в костной ткани, а  $^{137}\text{Cs}$  распределен диффузно (Левина С.Г., 2008). Анализируя величины удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в представителях вида карась серебряный изучаемых озер (табл. 2), можно отметить, что содержание  $^{90}\text{Sr}$  в мышцах и кости рыб отличаются более чем на порядок, то есть накопление  $^{90}\text{Sr}$  носит остеотропный характер.

Для оценки уровня загрязнения рыбы руководствовались санитарными правилами и нормами СанПин 2.6.1.758-99 (Санитарные правила..., 1999). Согласно которым, допустимый уровень удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в рыбе равен 100 Бк/кг (сырого веса), а  $^{137}\text{Cs}$  – 130 Бк/кг (сырого веса). Сопоставляя содержание радионуклидов в ихтиофауне исследуемых озер ВУРСа с нормами СанПиН-99, определено, что для оз. Б. Игиш в кости рыбы удельная активность  $^{90}\text{Sr}$ , примерно, в 20 раз, а для оз. Куяныш - в 2 раза превышает нормативный уровень (табл. 2); содержание  $^{137}\text{Cs}$  в рыбе изучаемых водоемов меньше нормативной величины.

В оз. Б. Игиш отмечено 10 видов простейших, относящихся к типам: Euglenozoa (*Euglena viridis*, *E. geniculata*, *E. proxima*, *E. caudate*, *E. deses*, *Astasia klebsii*, *Menoidium pellucidum*); Ciliophora (*Vorticella alba*, *V. microstoma*); Choanoflagellata (*Codonosiga botrytis*). Все найденные эвгленовые жгутиконосцы – планктонные формы. Инфузории отмечены на покровах тела *Daphnia pulex*. Хоанофлагеллаты найдены в обрастаниях макрофитов. Большинство обнаруженных видов указывают, что места взятия проб относятся к  $\alpha$ -мезосапробной – полисапробной зонам (эвгленовые жгутиконосцы, инфузории), либо только к  $\alpha$ -мезосапробной зоне (хоанофлагеллаты) стремящейся к полисапробности, что свидетельствует о высокой степени загрязнения воды в оз. Б. Игиш.

Таким образом, полученные данные подтверждают, что содержание радионуклидов в отдельных компонентах экосистем водоемов тесно взаимосвязаны. Выявлены виды ВВР, являющиеся накопителями радионуклидов: по  $^{90}\text{Sr}$  – рдест блестящий, элодея канадская; по  $^{137}\text{Cs}$  – элодея канадская, уруть мутовчатая. За прошедшие годы произошло около 1,6 периода полураспада  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  (Левина С.Г. и др, 2004), тем не менее, по  $^{90}\text{Sr}$  макрофиты и ихтиофауна оз. Б. Игиш остаются радиационно опасными. Установлено, что оз. Б. Игиш является полисапробным водоемом. Состояние радиоактивного загрязнения оз. Куяныш позволяет ограничено использовать его в хозяйственной деятельности, для получения рыбной продукции.

Авторы выражают глубокую благодарность руководителю лимнологического центра ЧГПУ, зав. каф. географии и МПГ, доценту, к.г.н. Дерягину В.В., доценту каф. географии и МПГ, к.г.н. Захарову С.Г., старшему научному сотруднику отдела окружающей среды УНПЦ РМ Поповой И.Я., доценту каф. биоэкологии ЧелГУ, к.б.н. Дерябиной Л.В. за помощь в проведении исследовательской работы.

#### Список литературы:

- Андреева М.А. Озера Среднего и Южного Урала. - Челябинск: Юж.-Урал. кн. изд-во, 1973. 270 с.  
 Катанская В.М. Высшая водная растительность континентальных водоемов. Л.: Наука, 1981. 185 с.  
 Куликов Н.В., Чеботина М.Я. Радиоэкология пресноводных биосистем. Свердловск: ИЭРИЖ, 1988. 129 с.  
 Левина С.Г., Попова И.Я., Захаров С.Г., Удачин В.Н., Шибкова Д.З., Трапезников А.В., Дерягин В.В., Трапезникова В.Н. Гидрохимические особенности распределения  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в озерных геосистемах осевой части Восточно-Уральского радиоактивного следа. // Российский химический журнал. 2004. Т. XLVIII, №2. С. 94-98.  
 Левина С.Г., Попова И.Я., Захаров С.Г., Дерягин В.В., Шибкова Д.З. Современное радиационное состояние экосистемы озера Большой Игиш, расположенного на осевой части Восточно-Уральского радиоактивного следа. // Радиационная биология. Радиоэкология. 2005. Т. 45, № 1. С. 96-99.

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. 48 с.

Лукина Л.Ф., Смирнова Н.Н. Физиология высших водных растений. Киев: Наук. думка, 1988. 188 с.

Методика выполнения измерений удельной активности гамма-излучающих радионуклидов в пробах объектов внешней среды. Свидетельство № Ч 147/2002 об аттестации методики выполнения измерений / Гос. ком. РФ по стандартизации и метрологии. 2002.

Нормы радиационной безопасности (НРБ-99): Гигиенические нормативы. М.: Центр санитарно-эпидемиологического прогнозирования, гигиенической сертификации и экспертизы. Минздрав России, 1999. 116 с.

Правдин И.Ф. Руководство по изучению рыб. - М.: Наука, 1966. 169 с.

Санитарные правила и нормы СП. 2.6.1.758-99. СанПиН 2.1.4.559-96. М.: Минздрав России, 1999. 115 с.

Трапезников А.В., Трапезникова В.Н. Радиоэкология пресноводных экосистем. - Екатеринбург: Изд-во УрГСХА, 2006. 390 с.

Черняева Л.Е., Черняев А.М., Еремеева М.Н. Гидрохимия озер. Л.: Гидрометеоиздат, 1997. 336 с.

Экологические и медицинские последствия радиационной аварии 1957 г. на ПО «Маяк». М.: ГУП Вторая типография ФУ «Медбиоэкстрем» при Минздраве РФ, 2001. 294 с.

Sládeček V. System of Water Quality from the Biological Point of View // *Ergebn. Limnol.* - Stuttgart, 1973. Bd. 7. 218 s.

Sládeček V. The measure of saprobility // *Verh. Intern. Verein Limnol.* 1969. Bd.17. S. 546-559.

## РТУТЬ В ЭКОСИСТЕ КАРСТОВЫХ ОЗЕР ЦЕНТРАЛЬНОЙ РОССИИ

Н.В. Лобус, В.А. Гремячих, М.В. Гапеева

*Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина, РАН  
152742 пос. Борок, Некоузский р-н., Ярославская обл., Россия, lobus1985@mail.ru*

Добыча и использование полезных ископаемых приводит к изменению естественного биогеохимического круговорота ряда химических элементов (Haines, 1995; Лапердина, 2000). Особое место в ряду микроэлементов занимает ртуть, обладающая уникальными экогеохимическими и экотоксикологическими свойствами. Одним из главных техногенных источников поступления Hg в атмосферу является сжигание углеводородов (Расуна, Расуна, 2002). В угле, по сравнению с нефтью и газом, содержание ртути максимально и варьирует от 0,8 до 100 г/т (Комов и др., 2004). Поступившая в атмосферу ртуть, в результате природных и антропогенных процессов, может находиться там, в течение длительного времени, до двух лет, и выпадать с осадками на территориях, значительно удаленных от источника загрязнения. Плотность атмосферных выпадений ртути на территории России составляет 20-45 г/км<sup>2</sup> (Комов и др., 2004).

Целью данной работы явилось изучить распределения ртути в компонентах экосистем карстовых озер Центральной России.

Исследования проводились на 6 карстовых озерах, расположенных на территории Владимирской области: нейтральные – Кщара, Юхор, Санхар, олигоацидные – Большое Поридово (далее Поридово), Светленькое, Малые Гаравы. Озера располагаются в пределах Балахинской низины, где широко развит карст, со сравнительно неглубоким залеганием карстующихся известняков казанского и татарского ярусов и подстилающих их гипсов и ангидритов сакмарского яруса перми. Преобладают бедные органическими и минеральными веществами дерново-подзолистые песчаные почвы в комплексе с иллювиально-гумусовыми и торфяными (Корнева и др., 2004).

Определение pH воды осуществлялось с помощью портативного pH-метра Orion Research SA 210.

Отбор проб для анализа содержания ртути в воде осуществлялся в августе 2006 года на 16 станциях, расположенных в пелагиали, литорали и бентали исследованных озер. Забор воды из эпи-, мета- и гипolimниона производился с помощью пластикового батометра Руттнера, объемом 2 л. Для устранения грубых примесей и крупных колоний водорослей воду фильтровали через силикатный фильтр. Затем разливали в стерильные пластиковые пробирки и фиксировали азотной кислотой (65% HNO<sub>3</sub> квалификации особо чистая “Merk”). Фиксированные пробы хранили в холодильнике при температуре +5°C. Определение Hg в воде осуществлялось методом атомно-эмиссионной спектроскопии с индуктивно связанной плазмой (ICAP-61, США). Донные отложения отбирали дночерпателем Бергмана–Экмена с глубиной захвата 0-5 см.

Макробеспозвоночные отбирались при помощи гидробиологического сачка. Определяли содержание Hg в личинках стрекоз сем. *Aeschnidae* (p. *Aeshna*), сем. *Corduliidae* (p. *Cordulia*), хищные виды клопов сем. *Naucoridae* (p. *Ilyocoris*) и водяных скорпионов сем. *Nepidae* (p. *Nepa*), а так же имаго жуков сем. *Dytiscidae*. В качестве исследуемого объекта рыб использовался речной окунь (*Perca fluviatilis* L.). Отлов осуществлялся с помощью ставных сетей. Пробы донных отложений,

макробеспозвоночных и рыбы упаковывались в полиэтиленовые пакеты и хранились в морозильной камере при температуре  $-7 -10^{\circ}\text{C}$ . Перед определением Hg пробы высушивались в сушильном шкафу до постоянного веса при температуре  $+39^{\circ}\text{C}$ . Анализируемые образцы биологического материала и донных отложений подвергали мокрому озолению в смеси концентрированных  $\text{H}_2\text{O}_2$  и  $\text{HNO}_3$  (в соотношении 1:1). Полученный раствор охлаждали и доводили до объема 25 мл бидистиллированной водой. Общее содержание ртути определяли атомно-абсорбционным методом на ртутном анализаторе “ЮЛИЯ-5К” с использованием резонансной линии 253.7 нм, в качестве восстановителя использовали раствор  $\text{SnCl}_2$ .

Результаты представляли в виде средних значений и их ошибок ( $\bar{x} \pm m_x$ ). Уровень значимости составлял не менее 95% ( $p \leq 0.05$ ). Статистическую обработку данных осуществляли с помощью дисперсионного анализа методом ANOVA (LSD-тест) и пошаговой регрессии с применением электронного пакета программ STATGRAFIC Plus версия 6.0.

Концентрация Hg в воде была низкой и изменялась в незначительных пределах: от 1.7 нг/л в олигоацидных до 6.6 нг/л в нейтральных озерах, что соответствует категории незагрязненных природных вод, с содержанием металла 5-15 нг/л (Лапердина, 2000).

Результаты анализов Hg в донных отложениях исследованных озер показали, что содержание металла в них сильно варьировало: от 0.009 мг/кг в озере Кшара до 0.115 мг/кг в озере Санхар. В целом, сравнение полученных данных с экологическими нормативами, принятыми в Нидерландах (0.010 мг/кг) (Волга: два года вместе ..., 1995), показывает, что содержание ртути в донных отложениях озер Санхар, Поридово, Светленькое, Юхор, М. Гаравы превышает установленные уровни.

Беспозвоночные животные различного трофического уровня занимают центральное звено в соответствующих пищевых цепях водных экосистем и выступают посредниками при передаче токсикантов от низших звеньев к высшим. Рассмотренные нами виды, относятся к группе активных хищников. Анализ содержания в них металла показал отсутствие больших межвидовых различий: *p. Aeshna* – 0.07, *p. Cordulia* – 0.07, *p. Ilyocoris* – 0.07, *p. Nepa* – 0.06, сем. *Dytiscidae* – 0.153 мг/кг сухой массы. Это дает основание группировать данные по уровню металла в беспозвоночных не по видам, а по исследуемым озерам. Наибольшее содержание Hg отмечено у насекомых из озер М. Гаравы, Светленькое, Санхар – 0.142; 0.123; 0.112 соответственно, наименьшее в озерах Юхор – 0.034, Поридово – 0.041, Кшара – 0.055 мг/кг сухой массы. Средняя концентрация Hg в насекомых из нейтральных озер (Кшара, Юхор, Санхар) была в 1.5 раза меньше, чем из олигоацидных (М. Гаравы, Светленькое, Поридово) и составила  $0.067 \pm 0.02$ ,  $0.103 \pm 0.03$  соответственно, однако различия статистически не достоверны. Значимых зависимостей накопления Hg в тканях животных от абиотических и биотических параметров среды не установлено.

Наибольшее внимание исследователей, при изучении загрязнения ртутью водных объектов, привлекает накопление последнего в конечном звене пищевой цепи – рыбе (Моисеенко, 2003; Haines et al., 1995). Концентрации металла, в мышечной ткани рыб из исследованных озер, характеризовались сравнительно небольшими величинами. Максимальные значения показателя (0.9-1.4 мг/кг сухой массы) отмечены у окуня из озер М. Гаравы, Светленькое, Поридово. Минимальные (0.2–0.55 мг/кг сухой массы) – у особей из озер Юхор, Кшара, Санхар (Таблица 1). Содержание Hg в рыбе из олигоацидной группы озер (Поридово, Светленькое, М. Гаравы) было в 3 раза выше, по сравнению с аналогичным показателем нейтральных водоемов (Юхор, Кшара, Санхар) и составило  $1.3 \pm 0.07$  и  $0.4 \pm 0.07$  мг/кг сухой массы соответственно.

В настоящее время не существует однозначного мнения по поводу причин более интенсивного накопления ртути в рыбе из водоемов с низкими значениями pH воды. Согласно одной гипотезе, ацидные условия способствуют микробиологическому и абиотическому синтезу монометилртути, которая накапливается в трофической сети эффективнее неорганических форм металла (Porcella, 2000). Вторая гипотеза связывает повышенное накопление ртути в рыбе из ацидных водоемов с многократным снижением суммарной биомассы гидробионтов при неизменном количестве поступающей в экосистему ртути.

Среди рассмотренных нами абиотических и биотических факторов (pH, жесткость, концентрация ионов  $\text{Ca}^{2+}$ , концентрация Hg в воде, концентрация ртути в беспозвоночных, биомасса фито-, зоопланктона, зообентоса и содержание общего хлорофилла), наибольшее влияние на накопление металла в рыбе оказывает уровень активной реакции среды и биомасса зоопланктона. Реакция планктонных сообществ животных на снижение pH среды не однозначна. Факт изменения и уменьшения видового состава, соотношение отдельных таксономических групп показан многими авторами (Лазарева, 1994; Моисеенко, 2003). Отмеченное Степановой и Комовым (Степанова, Комов, 2004) явление развития гетеротрофного звена в ацидных озерах Дарвиновского заповедника, способствующее накоплению высоких концентраций ртути в рыбе не характерно для исследуемых

нами водоемов. Содержание Hg в мышечной ткани рыб достоверно снижается при увеличении биомассы зоопланктона ( $r = -0.97$ ,  $p < 0.001$ ).

**Таблица 1.** Основные гидрохимические и гидробиологические параметры озер

Озеро Показатели		Нейтральные			Олигоацидные			Источ- ник
		Юхор	Кщара	Санхар	Поридово	Светленькое	Малые Гаравы	
Концентрация Hg	Вода, нг/л	3.8±1.7 <sup>a</sup>	4.6±1.7 <sup>a</sup>	5.7±1.2 <sup>a</sup>	5.0±0.6 <sup>a</sup>	4.0±2.3 <sup>a</sup>	1.7±1.0 <sup>a</sup>	*
	Донные отложения, мг/кг	0.040	0.009	0.116	0.082	0.053	0.020	*
	Беспозвоноч-ные, мг/кг	0.034±0.01 <sup>a</sup>	0.055±0.02 <sup>ab</sup>	0.112±0.04 <sup>bc</sup>	0.041±0.01 <sup>a</sup>	0.125±0.01 <sup>c</sup>	0.142±0.03 <sup>c</sup>	*
	Рыба, мг/кг	0.22±0.04	0.43±0.05	0.52±0.07	1.0±0.15	1.3±0.11	1.4±0.06	*
pH воды		8.72	8.10	7.69	6.49	5.84	5.21	*
Биомасса фитопланктона, г/м <sup>3</sup>		0.97	3.29	0.67	2.41	1.44	0.14	**
Биомасса зоопланктона, г/м <sup>3</sup>		5.40	5.60	2.60	1.40	0.90	0.70	**
Биомасса зообентоса, г/м <sup>2</sup>		23.2	-	12.1	3.50	15.7	2.60	**

\*- собственные данные

\*\* - Корнева Л.Г. и др., 2004

буквенные индексы – различия достоверны в соответствующих рядах при  $p \leq 0.05$

Повышение уровня накопления металла при снижении активной реакции среды происходит, вероятно, за счет упрощения структуры сообществ и уменьшения суммарной биомассы гидробионтов, что снижает вероятность рассеивания Hg по пищевым сетям. В свою очередь образование ацидоустойчивого комплекса сообществ водных организмов приводит к формированию “магистральных” пищевых цепей, на которые приходится неизменное количество поступающей в экосистему ртути. Снижение уровня pH запускает каскад ответных реакций экосистемы, которые так же влияют на процессы биодоступности металла.

В результате проведенного исследования установлено, что для карстовых озер Владимирской области характерно низкое содержание ртути в воде. Донные отложения, в целом, характеризуются повышенным содержанием металла. Отмечены невысокие уровни накопления Hg в беспозвоночных и рыбе, различающиеся в нейтральных и олигоацидных водоемах. Среди рассмотренных абиотических и биотических параметров среды наибольшее влияние на процесс аккумуляции металла в мышцах окуня оказывает уровень pH.

#### Список литературы.

- Волга: два года вместе. Общественный российско-голландский проект «Волга». Нижний Новгород, 1995. 64 с.
- Комов В.Т., Степанова И.К., Гремячих В.А. Содержание ртути в мышцах рыб из водоемов Северо-Запада России: причины интенсивного накопления и оценка негативного эффекта на состояние здоровья людей // Актуальные проблемы водной токсикологии. Борок: ИБВВ РАН. 2004. С.99-123.
- Корнева Л.Г., Гусаков В.А., Гусев Е.С., Жгарева Н.Н., Крылов А.В., Павлов Д.Ф., Романенко А.В. Экологическая характеристика слабоминерализованных карстовых озер Центральной России (Владимирская область) // Известия Самарского научного центра РАН. 2004. Спецвыпуск №3. С. 171-181.
- Лазарева В.И. Трансформация сообществ зоопланктона малых озер при закислении // Структура и функционирование экосистем кислых озер. СПб.: Наука, 1994. С. 150-170.
- Лапердина Т.Г. Определение ртути в природных водах. Новосибирск: Наука, 2000. 222 с.
- Моисеенко Т.И. Закисление вод (факторы механизмы и экологические последствия). М.: Наука, 2003. 280 с.
- Моисеенко Т.И., Родюшкин И.В., Дувальтер В.А., Кудрявцева Л.П. Формирование качества поверхностных вод и донных отложений в условиях антропогенных нагрузок на водосборы арктического бассейна. Апатиты: Изд. Кольск. науч. центр, 1996. 265 с.
- Степанова И.К., Комов В.Т. Роль трофической структуры экосистем водоемов северо-запада России в накоплении ртути в рыбе // Гидробиол. журн. 2004. Т. 40. С. 87-91.
- Haines T.A., Komov V.T., Matey V.E., Jagoe C.H. Perch mercury content is related to acidity and colour 26 Russian lake // Water, Air, Soil Pollut., 1995. Vol. 85. P. 823-828.

Mueller Karl W., Serdar David M. Total mercury concentrations among fish and crayfish inhabiting different trophic levels in Lake Whatcom, Washington // J. Freshwater Ecol., 2002. №4. P. 621-633.  
Pacyna E.G., Pacyna J.M. Global emission of mercury from anthropogenic sources in 1995 // Water, Air, Soil Pollut., 2002. Vol. 138. P. 149-165.  
Porcella D.B. Mercury in the Environment: Biogeochemistry // Ibid. P. 3-19.

## ОЦЕНКА ФОНОВОГО СОДЕРЖАНИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В МОЛЛЮСКАХ *LYMNAEA STAGNALIS* L. ПРЕСНОВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ УКРАИНЫ

Лукашев Д.В.

Киевский национальный университет имени Тараса Шевченко  
0160, г. Киев, ул. Владимирская, 64, Украина, dek@biocc.univ.kiev.ua

Загрязнение водных экосистем тяжелыми металлами является актуальной проблемой для большинства как промышленно развитых, так и аграрных стран. Поступление неочищенных стоков предприятий, смыв с сельскохозяйственных территорий, трансграничный перенос пылевых и аэрозольных частиц приводит к постепенному накоплению этих загрязнителей в водоемах. Традиционные методы мониторинга загрязнения тяжелыми металлами водных экосистем ограничиваются химическим анализом воды, и изредка – донных отложений.

Химический состав гидробионтов, накапливающих высокие концентрации химических элементов, отражает степень загрязнения среды биологически доступными формами тяжелых металлов, представляющими наибольшую опасность для водных экосистем (Тэйлор, Махер, 2003; Равера и др., 2007). Для анализа загрязнения крупных пресноводных экосистем с успехом применяют двусторчатых моллюсков (Кван и др., 2003; Лукашев, 2007; Пашкова и др., 2003). Реже для этих целей используют брюхоногих моллюсков (Гупта, 1998; Флессас и др., 2000). Однако в составе фауны небольших водоемов, экосистемы которых наиболее чувствительны к загрязнению, такие виды часто отсутствуют, что не позволяет проводить сравнительный анализ с опубликованными данными. По этой причине для проведения мониторинга загрязнения мелких ручьев, озер и прудов необходимо использовать более широко распространенные виды моллюсков. Для этой цели в данной работе был использован обычный вид *Lymnaea stagnalis*, характеризующийся значительной экологической пластичностью и широким Палеарктическим ареалом.

Для нормирования показателей химического состава биологических индикаторов загрязнения успешно применяют методы расчета фоновых уровней, характеризующих условно "незагрязненные" экосистемы (Лукашев, 2007; Рейманн и др., 2005). С этой целью было начато исследование региональных фоновых уровней содержания ряда тяжелых металлов в прудовиках на территории Украины, предварительные результаты которого приведены в данной работе.

Моллюсков собирали в течение июля-августа 2006-2007 гг. из 56 условно чистых водоемов без явных признаков загрязнения, расположенных в 18 административных областях Украины. Из каждого водоема было отобрано по 6-12 особей длиной 4-5 см. Мягкие ткани извлекали из раковины, промывали проточной водой и фиксировали 90<sup>0</sup> этиловым спиртом по отдельности для каждой особи. После доставки в лабораторию пробы высушивали при 95<sup>0</sup>С и минерализовали при помощи 56% HNO<sub>3</sub> (хч) с добавлением 35% H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. Анализ содержания Cd, Cr, Zn, Cu и Mn проводили при помощи атомно-адсорбционного спектрофотометра C115-M1 согласно стандартным методам. Нормальность вариационного распределения выборочных значений оценивали при помощи критерия Шапиро-Уилка. Для нормализации данных применяли Q-критерий. Достоверность отличий отдельных групп выборок определяли однофакторным дисперсионным анализом (ANOVA, p<0.05) (Терентьев, Ростова, 1977). Для определения доверительного диапазона колебаний фоновых уровней содержания металлов применяли расчет абсолютного отклонения медианы (MAD) (Рейманн и др., 2005; Лукашев, 2007).

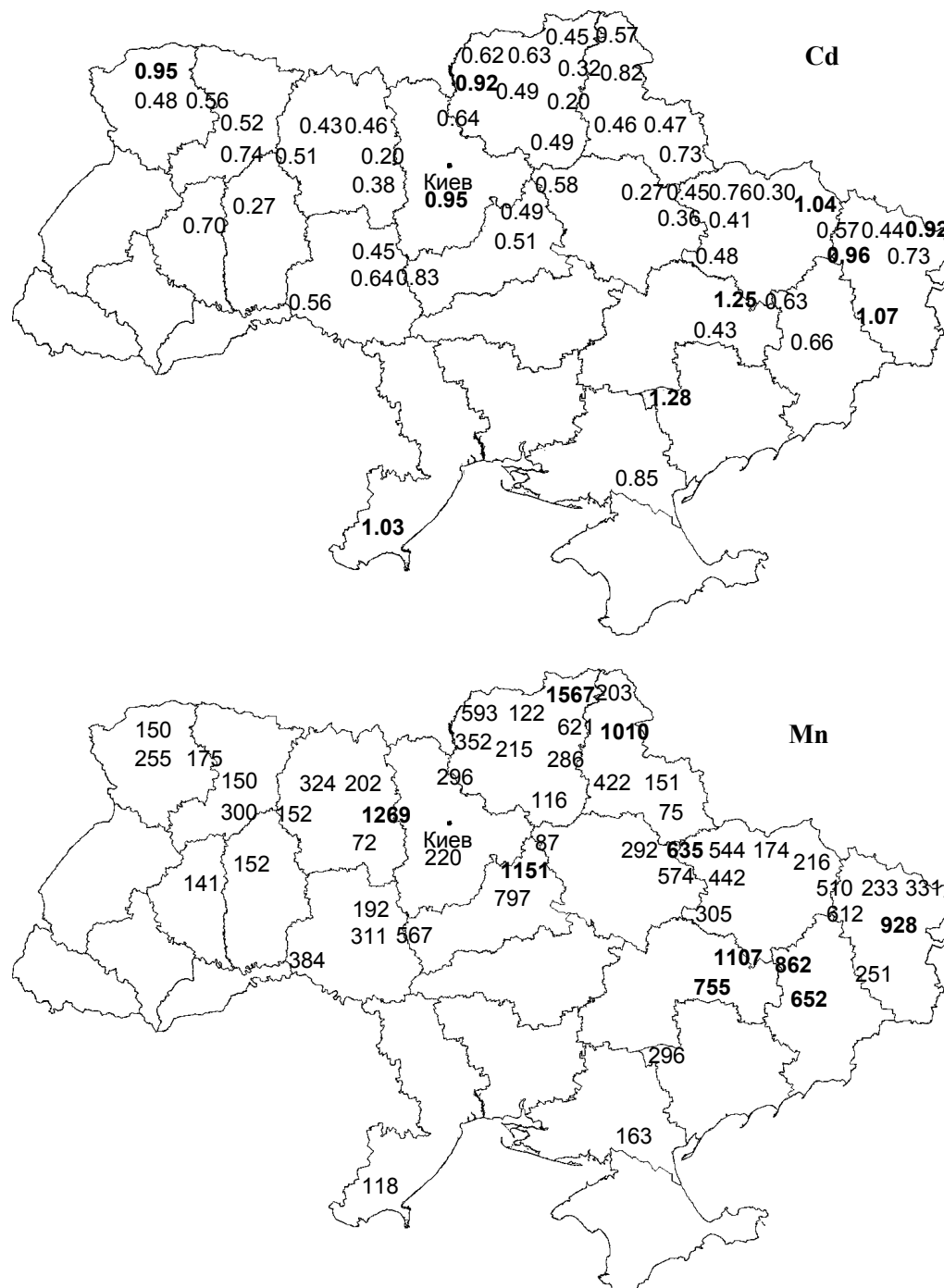
Анализ накопления тяжелых металлов в мягких тканях прудовиков показал, что в пределах исследованной территории наблюдается значительная изменчивость содержания отдельных химических элементов. Так, концентрация Cd колебалась в пределах 0.16-1.55 мг/кг; Zn – 40-140 мг/кг; Cr – 0.12-12.77 мг/кг; Cu – 1.7-57.6 мг/кг; Mn – 58-2154 мг/кг. Причем вариационное распределение значений концентрации металлов в большинстве выборок было приближено к нормальному закону. Коэффициент вариации содержания тяжелых металлов составил соответственно для Cd 45%; Zn – 22%; Cr – 64%; Cu – 72%; Mn – 87%. Значительную вариабельность накопления последних трех элементов можно объяснить их терригенным поступлением в водоемы, что может отражать геохимические особенности отдельных ландшафтов. Низкая изменчивость

содержания Zn возможно обусловлена способностью данного вида моллюсков к активной регуляции обмена этого металла в организме (Бебиано, Серафим, 2003).

Расчет фоновых уровней содержания данных тяжелых металлов показал, что наибольший диапазон фоновых уровней характерный для Cr, Cu и Mn (таблица).

**Таблица.** Фоновые уровни содержания тяжелых металлов в мягких тканях *L. stagnalis* из 18 областей Украины

Металл	Cd	Zn	Cr	Cu	Mn
Средняя фоновая концентрация	0.56	70.3	2.86	10.2	308
Верхний предел фона	0.86	90.0	4.84	18.9	634
Нижний предел фона	0.27	50.6	0.88	1.5	18



**Рисунок.** Распределение содержания кадмия и марганца в мягких тканях *L. stagnalis* по территории Украины. Примечание: Жирным шрифтом выделены районы превышения верхнего фонового уровня.

Сравнение полученных данных с опубликованными в литературе показало, что приведенные величины согласуются с результатами других исследователей. Так, по данным Браситы-Ловджой (1999) моллюски *L.ovata* из незагрязненного водоема характеризовались величиной накопления металлов, соответствующей рассчитанным фоновым уровням: Zn – 52 мг/кг, Cr – 2.7 мг/кг, Cu – 19.6 мг/кг. Верхний предел содержания тяжелых металлов в мягких тканях *L. stagnalis* из незагрязненных водоемов, приведенный в работе (Никаноров, Жулидов, 1991), во всех случаях значительно превышал установленный в настоящей работе. Возможно, это связано с тем, что в цитируемом издании авторы анализировали моллюсков с территории Европейской части СССР, Кавказа и Тянь-Шаня, включающей геохимически неоднородные регионы. Определение фоновых уровней содержания металлов в моллюсках позволило выделить районы с аномально повышенными концентрациями. Концентрация Cd, Cu и Mn превышала верхний фоновый порог в 10 исследованных районах; Cr – в 9; Zn – в 4 районах (рисунок). Причем локализация выявленных аномалий в пределах Украины оказалась неравномерной. Так, в северо-западных и центральных областях было выявлено только 3 точки с повышенным содержанием Cd в тканях моллюсков. Среднее содержание этого металла в северо-западных областях составляло 0.60 мг/кг, в центральных – 0.54 мг/кг. В то же время в восточных районах Украины было обнаружено 6 точек с повышенным содержанием Cd, а его средняя концентрация в этом регионе составила 0.71 мг/кг. Районы с повышенным содержанием Cr преимущественно были сосредоточены в центральных и северных областях. Наибольшая неравномерность распределения содержания в мягких тканях прудовиков была характерна для Mn. Северо-западные области характеризовались низкими значениями накопления данного металла, концентрация которого в среднем составила 184 мг/кг. В северных и центральных областях отмечено 4 района с аномально повышенным содержанием Mn. Средняя концентрация в этом регионе составила 438 мг/кг. Наибольшее число районов с аномальными величинами содержания Mn в моллюсках было отмечено в восточном регионе Украины, в результате чего средняя концентрация металла составила 524 мг/кг. Таким образом, в восточных областях Украины (Харьковская, Луганская, Донецкая) наблюдается повышенное фоновое содержание Cd и Mn, что свидетельствует о глобальном загрязнении данного региона. Именно в этих районах сосредоточена значительная часть крупных предприятий горнодобывающей, металлургической и химической отраслей. В ходе дальнейшей работы планируется увеличить количество исследованных районов, что позволит уточнить величины фоновых уровней содержания тяжелых металлов в *L. stagnalis*. В результате станет возможным оконтурить регионы, характеризующиеся специфическими геохимическими условиями.

#### Список литературы

- Лукашев Д.В. Метод расчета фоновых концентраций тяжелых металлов в мягких тканях двустворчатых моллюсков для оценки загрязнения р. Днепр // Биол. внутр. вод. 2007, №4. С.97-106.
- Никаноров А.Н., Жулидов А.В. Биомониторинг металлов в пресноводных экосистемах. Л.: Гидрометеиздат, 1991. 291 с.
- Пашкова И.М., Коротнева Н.В., Андроников В.Б Тяжелые металлы в тканях моллюсков, обитающих в водоемах Северо-запада России // Экологическая химия. 2003. Т. 2, № 4. С. 245-250.
- Терентьев П.В., Ростова Н.С. Практикум по биометрии. Л.: ЛГУ, 1977. 152 с.
- Barsyte-Lovejoy D. Heavy metal concentrations in water, sediments and molluscs tissues // Acta Zoologica Lituanica. Hydrobiologia. 1999. V. 9. P.12-20.
- Bebiano M.J., Serafim M.A. Variation of metal and metallothionein concentrations in a natural population of *Ruditapes decussatus* // Arch. Environ. Contamination. Toxicol. 2003. V. 44. P. 53-66.
- Flessas Ch., Couillard Y., Pinel-Alloul B., St-Cyr L., Campbell P. Metal concentrations in two freshwater gastropods (Mollusca) in the St. Lawrence River and relationships with environmental contamination // Can. J. Fish. Aquat. Sci. 2000. Vol. 57. P. 126–137.
- Gupta A. Metal accumulation by riverine and lacustrine populations of *Angulyagra oxytropis* (Benson) (Gastropoda: Viviparidae) // Env. Monitor. Assess. 1998. Vol. 50. P. 249-254.
- Kwan M., Chan M., Lafontaine Y. Metal contamination in Zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) about the St. Lawrence river // Environment. Monitor. Assessment. 2003. Vol. 88. P. 193-219.
- Ravera O., Beone G.M., Trinchieri P.R., Riccardi N. Seasonal variations in metal content of two *Unio pictorum* (Mollusca, Unionidae) populations from two lakes of different trophic state // J. Limnol. 2007. Vol. 66. P. 28-39.
- Reimann C., Filzmoser P., Garrett R. Background and threshold: critical comparison of methods of determination // Sci. Total Environ. 2005. Vol. 346. P. 1-16.
- Taylor A., Maher W. The use of two marine gastropods, *Austrocochlea constricta* and *Bembicium auratum* as biomonitors of zinc, cadmium and copper exposure: Effects of mass, within and between site variability and net accumulation relative to environmental exposure // J. Coast. Research. 2003. Vol. 19. P. 541-549.



## ХЛОРООРГАНИЧЕСКИЕ КСЕНОБИОТИКИ В ТКАНЯХ ОРГАНОВ ЧЕРНОМОРСКОЙ КАМБАЛЫ КАЛКАН *PSETTA MAXIMA MAEOTICA*

Л.В. Малахова, Т.В. Малахова, В.Е. Гиригосов, Д.В.Ельников

Институт биологии южных морей им. А.О. Ковалевского НАН Украины  
99011, г. Севастополь, ул. Нахимова, 2, Украина, malakh2003@list.ru

В последние годы значительное внимание специалистов, изучающих Черное море, было уделено исследованию загрязнения компонентов его экосистемы токсическими органическими веществами. Среди таких веществ наибольшее беспокойство во всем мире вызывают хлорорганические соединения (ХОС), поскольку многие из них высокотоксичны, весьма устойчивы и могут долгое время сохраняться в окружающей среде. Еще в 70-80 годах прошлого века ХОС производились и применялись в больших количествах. Некоторые из этих соединений обладают выраженной мутагенной и канцерогенной активностью, способны накапливаться в организмах и передаваться по пищевой цепочке. К числу таких соединений относятся хлорорганические пестициды (ХОП): ГХЦГ (смесь стереоизомеров гексахлорциклогексана), гептахлор, ДДТ, а также полихлорбифенилы (ПХБ), которые в основном применялись в промышленности в качестве охлаждающих жидкостей в закрытых системах - трансформаторах и конденсаторах, в гидравлических устройствах, но также использовались и в открытых системах, например, в качестве пластификаторов в составе пластмасс и кабельной изоляции, в красках и другой продукции.

Загрязнение Черного моря хлорорганическими соединениями обусловлено своеобразием его бассейна, которое состоит в сравнительно небольших размерах и ограниченной связи с Мировым океаном, благодаря чему поступающие в акваторию моря ХОС аккумулируются практически полностью в самом море. Оценке уровня загрязненности хлорорганическими соединениями различных природных сред и биоты Черного моря были посвящены сообщения известных специалистов в конце 20-го – начале 21-го веков (Орлова, 2001; Поликарпов, 1996; Себах, 1995). Как показано в данных работах хлорорганические соединения обнаружены во всех компонентах экосистемы Черного моря: воде, донных отложениях, гидробионтах. Уровни концентраций ХОП и ПХБ варьируются от десятых долей пикограммов на литр в воде (Малдонадо, 2002) до микрограммов на грамм сырой массы в жировых тканях дельфинов (Танабе, 1997) и в донных отложениях из районов повышенного антропогенного пресса (Поликарпов, 1996).

Однако известны лишь единичные данные по исследованиям содержания ХОС в тканях органов такого ценного объекта черноморского промысла, как камбала калкан *Psetta maxima maeotica*, полученные в конце 80-х годов прошлого века, которые не отражают современного состояния (Поликарпов, 1996).

В работе представлены результаты определения концентрации хлорорганических ксенобиотиков в пробах тканей белых и красных мышц, сердца, гонад, печени, мозга восьми разновозрастных самцов и самок черноморской камбалы калкан *Psetta maxima maeotica*. Рыбы были выловлены в районе юго-западного шельфа Крыма в апреле-июне 2008 г. Пробы тканей их органов проанализированы на содержание пяти ХОП: линдана, гептахлора, п,п'-ДДТ и его метаболитов п,п'-ДДЭ и п,п'-ДДД, а также следующих наиболее распространенных и стабильных ПХБ, которые рекомендованы для контроля в морской среде международным советом по исследованию морей: трихлорбифенила 28; тетрахлорбифенила 52; пентахлорбифенилов 101, 118, гексахлорбифенилов 138, 153, 180 и декахлорированного бифенила 209. Номера конгенеров даны по классификации IUPAC.

ХОС выделяли из тканей и анализировали по известным методикам (Бабкина, 1978; Унифицированные методы..., 1986) на газовом хроматографе Varian 3800 с детектором электронного захвата и капиллярной колонкой длиной 25 м, внутренним диаметром 25 мкм, с нанесенной стационарной фазой CP Sil-8CB слоем 0,45 мкм. Предварительно оптимизировали условия хроматографирования соединений, которые улучшают разделение смесей в колонке. Для количественных определений использовали метод абсолютной градуировки. Ошибка анализов ХОС не превышала 15%. Гексанэкстрагируемый органический материал (ГЭОМ) определяли гравиметрическим методом. Состояние гонад оценивали в соответствии с 6-тибальной шкалой зрелости (Макеева, 1992). Возраст особей был определен по отолитам.

Данные биологического анализа исследованных особей, а также процентное содержание гексанэкстрагируемого органического материала (ГЭОМ) в их органах, показаны в табл. 1.

Как видно из табл. 1, все исследованные особи были половозрелыми и находились в состоянии готовности к нересту (стадия зрелости IV, апрель) или в его активной фазе (стадии IV-V, V, VI-V, апрель - июнь). В целом, необходимо отметить повышенное в 2.5 раза содержание ГЭОМ в печени

самцов, по сравнению с самками, а также, что концентрация ГЭОМ в гонадах самок была в среднем в 2.5 раза выше, чем у самцов. Как известно, экстракция смесью неполярного и полярного растворителей приводит к полному выделению липидов из тканей (Бабкина, 1978), поэтому высокие концентрации ГЭОМ свидетельствуют о повышенной жирности органов.

**Таблица 1.** Данные биологического анализа и содержание ГЭОМ в тканях органов черноморской камбалы калкан

№ п/п	Пол	Стадия зрелости гонад	В-т (п лет)	Гексанэкстрагируемый органический материал, %					
				М. б.	М. к.	Сердце	Гонады	Печень	Мозг
1	♀	IV	10	0.47	2.31	0.47	2.6	2.15	9.69
2	♀	V	5	0.29	-*	1.71	2.56	5.99	6.33
3	♀	IV	4	1.38	-	1.67	4.18	6.72	6.72
4	♀	VI-V	7	0.3	6.73	-	3.83	10.28	-
5	♂	VI-V	6	0.3	5.32	-	1.27	15.82	5.88
6	♂	VI-(IV→V)	6	1.1	-	2.23	1.19	23.04	-
7	♂	VI-(IV→V)	5	1.27	-	3.19	1.81	13.96	-
8	♂	VI-(IV→V)	5	0.3	-	1.64	0.85	12.30	-

Условные обозначения и аббревиатура: \* - не определяли; В-т (п лет) – возраст; М. б. – мышцы белые; М. к. – мышцы красные.

Результаты газохроматографического анализа ХОС представлены в табл. 2. Во всех образцах были обнаружены хлорорганические контаминанты. Уровни концентрации суммы ДДТ и его метаболитов в исследованных органах с учетом ошибок определений совпадают с содержанием суммы ПХБ<sub>7</sub>. В общем концентрации ХОС в тканях органов самок и самцов увеличиваются в следующем ряду: мышцы белые > сердце > гонады > красные мышцы > печень. В самках 1 и 2 наивысшие концентрации ХОС обнаружены в тканях мозга. При этом в мозге рыб сумма три- и пентахлорированных конгенов составляла от 77% до 92% от общей суммы ПХБ, в других органах, напротив, количество высокохлорированных гекса- и гептахлорбифенилов, превышало сумму три- и пентахлорированных бифенилов и составляло 66-98%.

**Таблица 2.** Концентрация ХОС в тканях органов черноморской камбалы калкан

Наименование органов	Самка 1	Самка 2	Самка 3	Самка 4	Самец 5	Самец 6	Самец 7	Самец 8
Сумма ПХБ <sub>7</sub> *, нг·г <sup>-1</sup> сырой массы								
Мышцы белые	5.7	8.0	4.5	2.1	2.4	2.7	4.3	2.3
Мышцы красные	31.1	-**	-	50.6	43.5	-	-	-
Сердце	7.6	15.9	17.7	-	-	2.3	49.1	4.6
Гонады	44.7	37.6	56.0	19.0	6.0	3.1	9.8	2.2
Печень	44.1	37.9	83.5	39.0	324.7	185.1	105.2	68.6
Мозг	592.8	105.4	-	-	-	-	-	-
K <sub>r1</sub> ***	0.98	0.71	0.99	0.84	0.98	1.00	0.95	1.00
Сумма п,п'-ДДТ и его метаболитов, нг·г <sup>-1</sup> сырой массы								
Мышцы белые	9.6	12.8	13.3	15.3	4.6	6.9	11.9	1.4
Мышцы красные	36.5	-	-	178.1	82.7	-	-	-
Сердце	13.5	25.5	7.0	-	-	2.7	42.4	18.3
Гонады	39.1	19.6	88.9	134.4	7.7	10.1	12.5	1.9
Печень	55.1	61.2	141.7	251.4	564.8	210.2	193.8	105.4
Мозг	61.3	193.4	-	-	-	-	-	-
K <sub>r2</sub> ****	0.77	0.80	0.99	0.99	0.94	1.00	1.00	0.94

Обозначения: \* - сумма семи конгенов ПХБ: 28, 52, 101, 138, 153, 180, 209; \*\* - определения не проводили; \*\*\* - коэффициент корреляции между содержанием суммы ПХБ<sub>7</sub> (нг·г<sup>-1</sup> сырой массы) и процентного содержания ГЭОМ в тканях органов; \*\*\*\* - коэффициент корреляции между концентрацией суммы п,п'-ДДТ (нг·г<sup>-1</sup> сырой массы) и его метаболитов и ГЭОМ (%) в тканях органов исследованных особей.

Содержание ХОС в гонадах и печени зависело от половой принадлежности особей. Так, содержание ПХБ<sub>7</sub> и  $\Sigma$ ДДТ в яичниках было выше в среднем в 7 и 8 раз соответственно, чем в семенниках. В печени, напротив, средняя концентрация суммы ПХБ у самцов превышала таковые у самок более чем в три раза.

Концентрации ХОС в красных мышцах превышали уровни содержания ХОС в белых мышцах. По-видимому, это связано с более высокой метаболической активностью красных мышц камбалы калкан.

В 47% проанализированных проб был обнаружен линдан. Уровень загрязненности этим пестицидом был значительно ниже, чем п,п'-ДДТ. Концентрация линдана изменялась от 0.12 до 3.63 нг·г<sup>-1</sup> сырой массы, его максимальное содержание определено в печени рыб.

Между содержанием липидов в органах и концентрацией гидрофобных ХОС была выявлена существенная корреляционная связь. Коэффициент корреляции между концентрацией ХОС в органах самок и содержанием в них гексанэкстрагируемых липидов в среднем составил 0.88, в органах самцов – 0.97 (табл. 2).

В органах и тканях камбалы калкан содержание суммы 7 конгенов ПХБ, в среднем, не превышало предельно-допустимую концентрацию, принятую для продовольственного сырья и морепродуктов для суммы всех ПХБ и составляющую 2 мкг·г<sup>-1</sup> сырой массы (в жире и печени рыб – 5 мкг·г<sup>-1</sup> сырой массы). Вместе с тем определено, что в печени отдельных самцов камбалы калкан значительно превышена ПДК для суммы ДДТ и его метаболитов, которая составляет 200 нг·г<sup>-1</sup> сырой массы (Гигиенические требования..., 1997).

Наши исследования показывают, что в последние годы содержание ХОП и ПХБ в воде открытой части морской акватории Севастополя и шельфа Крыма существенно снизилось, и в районах, удаленных от источников загрязнения, концентрация таких ХОС, как ПХБ 28, 52, линдана, п,п'-ДДТ, не достигает пределов обнаружения ХОС газохроматографическим методом. В этом случае долгоживущие рыбы, к числу которых относится и черноморская камбала калкан, могут служить индикатором загрязнения таких водных экосистем, где непосредственно загрязняющие вещества трудно анализировать, т.к. при низком содержании хлорорганических ксенобиотиков в среде обитания происходит их концентрирование в гидробионтах до опасных уровней, превышающих предельно-допустимые.

#### Список литературы

- Бабкина Э.И., Бобовникова Ц.И. О количественном извлечении хлорорганических пестицидов и полихлорированных бифенилов из органов и тканей рыб // Гидробиол. журн. 1978. Т. 14, №3. С. 103 – 105.
- Гигиенические требования к качеству и безопасности продовольственного сырья в пищевых продуктах. М.: Мединор. 1997. 269 с.
- Макеева А.П. Эмбриология рыб. М.: Изд-во МГУ. 1992. 216 с.
- Орлова И.Г., Павленко Н.Е., Коморин В.Н., Бондарь С.Б. Современное состояние загрязнения северо-западного шельфа Черного моря // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа. 2001. Вып. 1. С. 139 – 153.
- Поликарпов Г.Г., Жерко Н.В. Экологические аспекты изучения загрязнения Черного моря хлорорганическими ксенобиотиками // Экология моря. 1996. Вып. 45. С. 92 – 100.
- Себах Л.К., Панкратова Т.М. Оценка загрязнения Азовского и Черного морей в современных антропогенных условиях // Основные результаты комплексных исследований ЮгНИРО в Азово-Черноморском бассейне и мировом океане в 1994 году. Керчь: ЮгНИРО, 1995. Т. 41. С. 91 – 93.
- Унифицированные методы мониторинга фонового загрязнения природной среды - М.: Гидрометеиздат. 1986. С. 82 – 95.
- Maldonado C., Bayona J.M. Organochlorine compounds in the North-western Black Sea water: distribution and water column process // Estuarine Coastal and Shelf Science. 2002. V. 54, N 3. P. 527 – 540.
- Tanabe S., Madhusree B., Oeztuerk A. et. al. Persistent organochlorine residues in harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) from the Black Sea // Marine Pollution Bulletin. 1997. V. 34, N 5. P. 338 – 347.

# СОВРЕМЕННЫЕ ПОДХОДЫ К ОЦЕНКЕ ЗАГРЯЗНЕННОСТИ ПОЛИХЛОРИРОВАННЫМИ БИФЕНИЛАМИ ВОДНОЙ ЭКОСИСТЕМЫ ОЗЕРА БАЙКАЛ

А.А. Никонова, А.Г. Горшков

Лимнологический институт СО РАН

664033 г. Иркутск, Улан-Баторская, 3, Россия, alenaxis@list.ru

Озеро Байкал является крупнейшим в мире резервуаром пресной воды и заслуженно имеет статус Участка мирового наследия. Хотя качество байкальской воды не вызывает опасений (Грачев, 2002), нельзя не беспокоиться по поводу антропогенного влияния, выражающегося в поступлении в воды озера стойких органических загрязняющих веществ (СОЗ) как из атмосферы, так и с водосборного бассейна.

Одними из наиболее распространенных СОЗ являются полихлорированные бифенилы (ПХБ), представленные в продуктах их синтеза 209-ю конгенерами. ПХБ синтезировались в промышленных масштабах с 30-х годов прошлого века, но в настоящее время их производство запрещено рядом международных соглашений. Считается, что к моменту прекращения промышленного производства ПХБ их общая масса достигла 2 млн тонн, из которых не менее 30 % попало в окружающую среду (Клюев, 2000; Майстренко, 2004).

В Иркутской области сохраняется значительное количество электротехнического оборудования, содержащего ПХБ (Государственный доклад..., 2000), эксплуатация и утилизация которого являются одними из потенциальных источников данных токсикантов на территории Прибайкалья. В 90-х гг. при выполнении ряда международных проектов (Kucklick, 1994; Iwata, 1995) были обнаружены относительно высокие концентрации ПХБ в поверхностных водах озера Байкал (0.6–1.3 нг/л) и от 3.3 до 11 мкг/г в жире байкальской нерпы (*Phoca sibirica* Gm.), которая замыкает трофическую сеть водоема.

На современном этапе согласно данным мониторинга снежного покрова в 2005–2006 гг. (Никонова, 2007) уровень загрязнения атмосферы Южного Прибайкалья ПХБ уменьшился более чем в 10 раз и близок к фоновому, как в районах высокогорных озер Западной Европы (Carrera, 2001), в то время как накопление ПХБ в почве (0.3–45 нг/г) и донных осадках Байкала (0.3–4 нг/г) за последние 15 лет практически не изменилось. Уровень биоаккумуляции ПХБ в байкальском омуле *Coregonus migratorius* (Georgi, 1775) за указанный период не снизился и составляет 20–40 нг/г сырого веса или 0.8–3.5 мкг/г липидов (Никонова, 2008), что до десяти раз ниже, чем в представителях сельдевых рыб (Clupeidae) в Балтийском море и Атлантическом океане (Atuma, 1998) и до трех раз ниже ПДК, установленной для промысловых рыб.

Присутствие ПХБ во всех объектах окружающей среды и всех звеньях трофических сетей обуславливает актуальность мониторинга данных соединений в объектах экосистемы оз. Байкал, как озера мирового наследия, с применением современных методов анализа и современных подходов к оценке загрязненности, в том числе водных организмов и водной экосистемы.

Разработка современных технологий мониторинга СОЗ на Байкальской природной территории подразумевает: 1) мониторинг с применением биологических и природных аккумулирующих матриц; 2) анализ проб с применением метода хроматомасс-спектрометрии (ГХ-МС), обеспечивающего высокую селективность детектирования ПХБ, чувствительность и высокую надёжность идентификации пиков; 3) применение современных капиллярных хроматографических колонок, на которых достигается максимальное разделение конгенеров ПХБ; 4) идентификацию и определение индикаторных ПХБ.

Учитывая низкий уровень обнаруживаемых концентраций ПХБ в природных объектах и, главное, сложность идентификации и определения всех возможных конгенеров в анализируемых пробах, для контроля данного класса СОЗ в окружающей среде и продуктах питания выбрано семь так называемых индикаторных конгенеров - шесть недиксиноподобных №№ 28, 52, 101, 138, 153, 180 и один моноортозамещенный № 118 (Muir D, 2006; Atuma 1998). Для байкальских природных и биологических объектов мониторинг ПХБ, основанный на измерении индикаторных конгенеров, ранее не проводился. В этой связи в настоящей работе представлены результаты апробации методики определения индикаторных ПХБ в байкальском омуле и притоках Южного Байкала с целью оценки загрязненности водной экосистемы озера Байкал ПХБ.

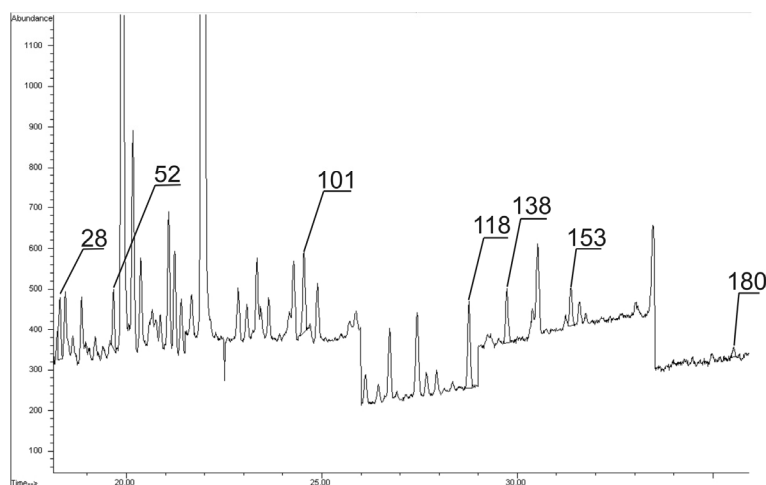
Байкальский омуль (*Coregonus migratorius*, Georgi, 1775) придонно-глубоководной морфо-экологической группы посольской популяции в возрасте до семи лет был выловлен в районе Селенгинского мелководья (май 2007 г.), глубина траления 130 м. Материал был собран

разноглубинным тралом РК-15/30 на различных глубинах. Донные осадки в устьях притоков Южного Байкала (реки: Утулик, Солзан, Хара-Мурин, Снежная, Переёмная, верхний слой на глубину до 5 см и объемом 40–60 см<sup>3</sup> май 2005, 2008 гг.) отбирали с помощью шприца по две пробы с каждой точки на расстоянии ~ 25–50 м и 1–2 м от берега. Пробоподготовка байкальского омуля и донных осадков проводилась согласно методике (Никонова, 2007).

Подготовленные образцы анализировали на хроматомасс-спектрометре Agilent (GC 6890, MSD 5973N, США) при следующих условиях: колонка НТ8, 30 м, Ø 0.25 мм; температурный режим: 80 °С в течение 2 мин, затем нагрев от 80 до 180 °С (10 °С/мин), от 180 до 265 °С (3 °С/мин) и от 265 до 310 °С (20 °С/мин), кондиционирование колонки при 310 °С в течение 5 мин; температура инжектора 290 °С, температура квадруполя 150 °С; объем вводимого в колонку образца 2–3 мкл. Детектирование пиков ПХБ проводили в режиме селективного ионного мониторинга двух изотопных молекулярных ионов для каждой группы конгенов с одной степенью хлорирования во временных интервалах, соответствующих выходу данных групп. Для выбора «окон» детектирования были использованы стандартные растворы технических смесей ПХБ: Арохлор 1254, 1016, 1260, 1248 и ГСО Совол. Пики ПХБ на масс-хроматограммах идентифицировали по относительным временам удерживания и отношениям площадей пиков изотопных молекулярных ионов.

Измерение ПХБ проводили по методу внутреннего стандарта. Калибровку выполняли по стандартным смесям ПХБ «Supelco», США: PCB mix (ПХБ №№ 1, 5, 29, 47, 98, 155, 171), PCB congener mix (ПХБ №№ 10, 28, 52, 153, 138, 180), DCMA PCB mixture (ПХБ №№ 37, 11, 29, 47, 116, 136, 185, 194, 206, 209), CEN PCB congener mix 1 (ПХБ №№ 18, 28, 31, 44, 52, 101, 118, 137, 144, 153, 180, 194).

Методика определения полихлорированных бифенилов (ПХБ) в байкальском омуле и донных осадках оптимизирована авторами для проведения серийного анализа при содержании аналитов на уровне концентраций близком к фоновому. Применение метода ГХ-МС-СИМ с разделением на капиллярной колонке НТ8-РСВ (30 м Ч 0.25 мм), отличающейся от «классических» HP5 и DB5 уникальной селективностью фазы при разделении конгенов ПХБ, а также использование стандартных растворов ПХБ, позволили провести идентификацию и определение индикаторных ПХБ с высокой надежностью (рис. 1).

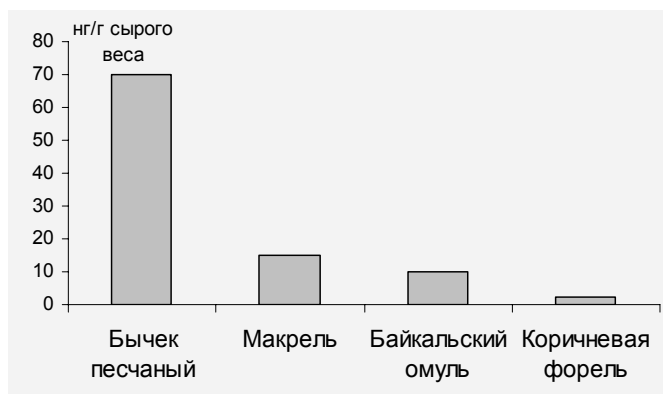


**Рис. 1.** Хроматограмма образца байкальского омуля *Coregonus migratorius* и индикаторные конгенеры ПХБ № 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180.

При анализе мышц рыб байкальского омуля разных возрастных групп в исследованных пробах были идентифицированы все семь индикаторных конгенов ПХБ, суммарное содержание которых определено в интервале концентраций от 6 до 15 нг/г (сырой вес) и оценено средним значением 10 нг/г (сырой вес, n=20) при содержании всех обнаруженных конгенов в диапазоне от 20 до 40 нг/г. При этом максимальный вклад в сумму индикаторных ПХБ (до 50 %) вносят пентахлорированные конгенеры № 101 и 118. Содержание конгенов №№ 28 и 180 меньше других и, в ряде случаев, ниже предела определения.

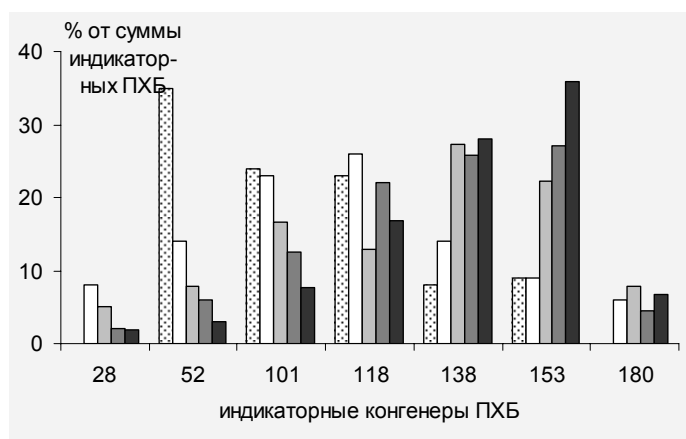
Следует отметить, что доля семи индикаторных ПХБ в исследованных образцах рыб, вне зависимости от пола, возрастной группы, и кормового рациона на определенном этапе своего развития, составляет в среднем 35 % от суммы ПХБ. Разброс результатов от среднего значения составляет ±5 %. Поэтому относительно высокая концентрация индикаторных ПХБ, их устойчивость в процессах биodeградации (для конгенов ПХБ, начиная с тетра- и пентахлорзамещенных) дают возможность проводить оценку загрязнения водных экосистем СОЗ данного класса при различных

уровнях их биоаккумуляции в биоте. В рамках данного подхода оценки загрязненности водных экосистем уровень аккумуляции индикаторных конгенов в мышцах байкальского омуля, сопоставимый с величиной их накопления в мышцах пресноводных и морских рыб, выловленных в чистых районах мира (изолированные горные озера Каталонии, Испания; архипелаг Шетландских островов, Шотландия), подтверждает чистоту вод озера Байкал (рис. 2).



**Рис. 2.** Уровни накопления индикаторных ПХБ в мышцах морских и пресноводных рыб: бычке песчаном *Pomatoschistus minutus*, южная часть Северного моря (Бельгия) (Voorspoels, 2004); Макрели *Scomber scombrus*, Шетландские острова (Шотландия) (Jaouen-Madoulet, 2000); байкальском омуле *Coregonus migratorius*, оз. Байкал, Восточная Сибирь (Россия); Коричневой форели, изолированные горные озера Каталонии (Испания, 1989) (Toxicological profile..., 2000).

В отличие от байкальского омуля для морских рыб (рис.3) отмечено максимальное накопление более тяжелых гексахлорированных конгенов № 138 и 156, что может объясняться как их меньшей способностью метаболизироваться в живых организмах, так и их доминированием в составе выбросов, загрязняющих воды Северного моря. С целью идентификации источников ПХБ в водной экосистеме Байкала были исследованы донные осадки притоков на Южном побережье, отражающие поступление СОЗ с водосборного бассейна озера. Как видно из рисунка 3, соотношения индикаторов 101-153, отличающихся максимальной биоустойчивостью, подобны для состава конгенов, обнаруженных в байкальском омуле и в донных отложениях притоков, что указывает на атмосферный канал, как на один из возможных источников их поступления в данные природные объекты.



**Рис. 3.** Доля индикаторных ПХБ: ▨ - в донных осадках притоков Южного Байкала, 2008 г.; □ - в мышцах байкальского омуля *Coregonus migratorius*; ▤ - в мышцах макрели *Scomber scombrus* (Jaouen-Madoulet, 2000); ▥ - в мышцах песчаного бычка *Pomatoschistus minutus* (Voorspoels, 2004); ■ - в печени камбалы *Platichthys flesus*, 1988 (Toxicological profile..., 2000).

Впервые для оценки загрязненности водной экосистемы озера Байкал ПХБ применен метод определения индикаторных конгенов. Показано, что ПХБ, аккумулированные мышцами байкальского омуля, включают весь ряд индикаторов, причем их содержание (от 6 до 15 нг/г, сырой вес, среднее значение 10 нг/г, n=20) достигает 35 % от суммы обнаруженных СОЗ данного класса. Среди индикаторных ПХБ, обнаруженных в байкальском омуле, доминируют пентахлорированные конгены № 101 и 118 в отличие от морских рыб из Северного моря, для которых отмечено

максимальное накопление более тяжелых гексахлорированных конгенов № 138 и 156. Суммарное содержание индикаторных конгенов в байкальском омуле сопоставимо с уровнем их накопления в пресноводных и морских рыбах, выловленных в чистых районах мира, что подтверждает чистоту вод озера Байкал. Разработанная методика определения индикаторных ПХБ в природных объектах характеризуется более высокой экспрессностью и экономичностью и может быть включена в систему мониторинга СОЗ.

*Авторы выражают искреннюю благодарность с.н.с. лаборатории ихтиологии Лимнологического института СО РАН, к.б.н. Е.В. Дзюба за предоставленные образцы байкальского омуля.*

#### Список литературы

- Государственный доклад «О состоянии окружающей природной среды РФ в 1999 г.», М. 2000.
- Грачев М.А. О современном состоянии экологической системы озера Байкал. – Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2002. 156 с.
- Клюев Н.А., Бродский Е.С. Определение полихлорированных бифенилов в окружающей среде и биоте. Супертоксиканты XXI века. // Инф. выпуск ВИНТИ. 2000. № 5. С. 31–63.
- Никонова А.А., Горшков А.Г. Современные уровни накопления полихлорированных бифенилов в объектах Байкальской природной территории. // Химия в интересах устойчивого развития. 2007. № 15. С. 363–369.
- Никонова А.А., Дзюба Е.В., Горшков А.Г. Уровни накопления полихлорированных бифенилов в байкальском омуле *Coregonus migratorius* (Georgi, 1775) // Состояние и проблемы искусственного воспроизводства рыбных запасов Байкальского региона. Сб. статей. Улан-Удэ, 2008. С. 78–80.
- Майстренко В.А., Клюев Н.А. Эколого-аналитический мониторинг стойких органических загрязнителей. - М.: БИНОМ, Лаборатория знаний, 2004. 323 с.
- Atuma S., Bergh A., Hansson L. Non-ortho PCB levels in various fish species from the east and west coast of Sweden. // Chemosphere. 1998. 37. № 9–12. P. 2451–2457.
- Carrera G. Fernandez P., Vilanova R.M. Persistent organic pollutants in snow from European high mountain areas. // Atmospheric environment. 2001. V. 35. P. 245–254.
- и Persistent organochlorine residues in air, water, sediments, and soils from the Lake Baikal Region, Russia. // Environ. Sci. and Technol. 1995. V. 29. P. 792–801.
- Jaouen-Madoulet, Abarnow A., Le Guellec A.-M. et al. Validation of an analytical procedure for polychlorinated biphenyls, coplanar polychlorinated biphenyls and polycyclic aromatic hydrocarbons in environmental samples. // Journal of chromatogr. 2000. V. 886. P. 153–173.
- Kucklick J.R., Bidleman T.F., McConnell L.L. et al. Organochlorines in the water and Biota of Lake Baikal, Siberia. // Environ. Sci. and Technol. 1994. V. 28, № 1. P. 31–37.
- Muir D.C.G., Norstrom R.J., Simon M. Organochlorine contaminants in Arctic marine food chains: accumulation of specific polychlorinated biphenyls and chlordane-related compounds. // Environ. Sci. and Technol. 1988. V. 22, № 8. P. 1071–1079.
- Toxicological profile for polychlorinated biphenyls (PCBs). U.S. Department of health and human services. Public Health Service. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. November, 2000. 948 p.
- Voorspoels S., Covaci A., Maervoet J. et al. Levels and profiles of PCBs and OCPs in marine benthic species from the Belgian North Sea and the Western Scheldt Estuary // Marine pollution bulletin. 2004. V. 49. P. 393–404.

#### БИОАККУМУЛЯЦИЯ РТУТИ РЫБАМИ БРАТСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

М.В.Пастухов, В.И.Гребенщикова, М.Г. Азовский, Л.Д. Андрулайтис., О.С.Рязанцева

*Институт геохимии им А.П. Виноградова СО РАН  
664033 Иркутск, ул. Фаворского, 1а, Россия, mpast@igc.irk.ru*

Рыбы, находящиеся на вершинах пищевых пирамид большинства пресноводных экосистем, способны накапливать в своих органах и тканях наибольшие концентрации ртути в тысячи раз превышающие их содержание в водной среде. Причем, более 90% ртути в тканях и органах рыб находится в крайне токсичных метилированных формах, способных образовывать прочные связи с внутриклеточными белками и липидами. (Сухенко, 1995; Лакотт и др, 1999; Кузубова и др. 2000; Кочарян и др., 1989). Представители ихтиофауны, улавливая в процессе биоаккумуляции даже незначительные изменения химического состава, происходящие в водных экосистемах, по праву являются надежными и чувствительными биоиндикаторами.

Цель представленной работы - дать оценку ртутного загрязнения доминирующих видов ихтиофауны Братского водохранилища на современном этапе и показать распределение ртути в органах и тканях рыб различного трофического статуса.

Для характеристики ртутного загрязнения верхней части Братского водохранилища в июне и августе 2007 г. нами были проведены исследования рыб из различных районов водоема, находящихся на разном удалении от основного источника загрязнения – предприятия «Усольехимпром»: 1,5 км ниже по течению, напротив порта Свирск (40 км ниже), зал. Талькино (130 км ниже) и пос. Балаганск (145 км ниже). В качестве фоновых, анализировались пробы рыб из Иркутского водохранилища. Общий объем собранного материала составил 935 проб органов и тканей доминирующих видов рыб: окуня *Perca fluviatilis* (L.), плотвы *Rutilus rutilus* (L.), леща *Abramis brama* (L.), карася *Carassius auratus* (L.), амурского сома *Parasilurus azotus* (L.) и ерша *Gymnocephalus cernuus* (L.). Отлов рыбы производился порядком ставных сетей с ячейей 22-70 мм. Каждая из рыб подвергалась морфо-биологическому анализу по общепринятым методикам (Правдин, 1966, Чугунова, 1939). Ртуть в пробах органов и тканей рыб определялась атомно-абсорбционным методом холодного пара на ртутном анализаторе РА-915+.

В результате проведенных аналитических работ были получены данные по накоплению и распределению ртути в рыбах различного трофического статуса отловленных в различных районах верхней части Братского водохранилища. Наибольшему загрязнению, были подвержены рыбы из районов прилегающих к г. Усолье-Сибирское и г. Свирск, находящихся в непосредственной близости от предприятия «Усольехимпром». Максимальные уровни загрязнения отмечены в окуне и ерше, причем повышенные содержания ртути наблюдались в этих рыбах не зависимо от времени года. Так, среднее содержание в мышцах окуня в районе г. Свирска в феврале 2007 г. составило 0.87 мг/кг, в июне – 0.82 мг/кг, в августе – 0.85 мг/кг. Отсутствие сезонных колебаний концентрации ртути в мышцах окуня объясняется его круглогодичным активным питанием, в отличие от большинства других рыб водохранилища. В среднем концентрации ртути в мышцах окуня превышали ПДК (0.6 мг/кг) в 1.4-1.65 раз. (табл. 1). Высокие концентрации ртути в мышцах окуня, главным образом связаны с его питанием молодью рыб, которая уже имеет значительный уровень загрязнения метилртутью, поступающей из основного объекта питания мальков – зоопланктона. В районах Балаганского расширения Братского водохранилища (зал. Талькино, пос. Балаганск) содержания ртути в мышцах окуня не были столь высокими, как в речной части. Однако и здесь, мышцы 36% окуней содержали ртуть в количествах превышающих предельно допустимые концентрации.

Содержание ртути в мышцах ершей в районе Усолье-Сибирское – Свирск превышали уровень ПДК (0.3 мг/кг) в 3.6 раз. Причем ерш был значительно загрязнен ртутью и в зал. Талькино и пос. Балаганск, где средние концентрации были выше уровня ПДК – 0.48 и 0.39 мг/г. Питание ершей в 90% случаев составляли донные амфиподы, ртуть в которые поступает из детрита и перифитона, активно сорбирующих этот токсикант. У ершей прослеживается ярко выраженная зависимость накопления ртути в мышечной ткани от линейных размеров тела, что было не характерно для других видов рыб ( $r=0.86$ ,  $p<0.001$ ). Ерши ведут оседлый образ жизни и практически не мигрируют, в связи с чем, могут являться прекрасными биоиндикаторами ртутного загрязнения водоема в конкретном локальном месте.

Из карповых рыб, наибольшее ртутное загрязнение было зарегистрировано у ельца в районе находящейся в 1.5 км ниже выпусков «Усольехимпром». Средние концентрации ртути в мышцах ельца превышали предельно допустимый уровень в 1.8 раз и составляли 0.55 мг/кг. Нужно заметить, что в предыдущие годы, загрязнение ртутью мышечной ткани ельцов было минимальным и не превышало предельно допустимый уровень. Елец является эврифагом, т.е. в его питание входят различные биологические объекты – планктон, бентос, летающие насекомые, водная растительность, а также детрит. Резкое повышение уровня загрязнения ртутью ельца в 2007 г., большей частью связано с переходом на питание зоопланктоном, имеющим значительный уровень загрязнения.

На участке Усолье-Сибирское – Свирск повышенные концентрации ртути также были обнаружены у леща, плотвы и сома. Значительные колебания концентраций ртути в лещах одной возрастной группы вероятно связаны с активными миграциями в летний период этого вида рыб и крайней неоднородностью загрязнения донных осадков. То есть, в одной выборке могли находиться как лещи, обитающие в загрязненном районе, так и приплывшие из более чистых мест. В среднем у лещей из речной части (Усолье-Сибирское – Свирск) уровень ПДК был превышен в 1,7 раз. На станциях Балаганского расширения, средние концентрации ртути в мышечной ткани лещей не превышали ПДК.

Уровень загрязнения ртутью плотвы верхней части Братского водохранилища в 2007 году был близок к таковому 2006 г. Среднее содержание ртути в мышцах плотвы из речной части водоема превышало ПДК в 1.5 раза. Концентрации ртути в разных особях плотвы были подвержены гораздо меньшим колебаниям, чем у леща и изменялись от 0.18 до 0.57 мг/кг. На участке зал. Талькино – пос. Балаганск средние концентрации ртути в мышцах плотвы были ниже уровня ПДК, составляя 0.21 мг/кг. В летний период в питание плотвы преимущественно входили побеги высших водных растений, а также в небольших долях планктон и летающие насекомые. Водные растения



накапливают гораздо меньше метилртути, чем беспозвоночные животные, а неорганическая ртуть практически не усваивается рыбами и выводится из организма. Этим и объясняются более низкие показатели ртутного загрязнения у плотвы, чем у леща и ельца.

Карась в летний период имел близкий к плотве тип питания, основу которого составляли водные растения и планктон. Как и в предыдущие годы, карась является одной из самых чистых рыб по ртутному показателю в Братском водохранилище. Низкие содержания ртути в карасе главным образом обусловлены прибрежным образом жизни в биотопах глубоких заливов, слабо загрязненных техногенной ртутью. Поздней осенью карась практически перестает питаться, впадая в анабиоз до весны. Соответственно, в отличие от других видов рыб, в зимний период у карася нет притока ртути в организм из объектов питания. Вероятно, что в зимние месяцы у карасей происходит частичное освобождение организма от ртути, накопившейся в период нагула. В речной части водохранилища в 2007 г. средние концентрации ртути в мышцах карася были на уровне ПДК. (табл. 1).

**Таблица 1.** Содержание ртути (мг/кг, сырого веса) в мышцах и печени доминирующих видов рыб верхней части Братского водохранилища (август 2007 г.)

Место отбора проб	Виды рыб					
	Окунь		Плотва		Карась	
	Мышцы	Печень	Мышцы	Печень	Мышцы	Печень
1,5 км ниже «Усольехимпром»	<b>0.86 (10)*</b> 0.5 -1.59	<b>1.46 (10)</b> 0.441-2.11	<b>0.51 (10)</b> 0.08-0.82	<b>0.81 (10)</b> 0.216-2.9	0.29 (10) 0.09-0.72	<b>0.3 (10)</b> 0.12-0.82
40 км ниже «Усольехимпром»	<b>0.99 (10)</b> 0.32-1.94	<b>1.02 (10)</b> 0.701-2.06	<b>0.28 (10)</b> 0.02-0.73	<b>0.56 (10)</b> 0.11-1.29	0.25 (10) 0.062-0.68	<b>0.37 (10)</b> 0.01-1.1
130 км ниже «Усольехимпром»	<b>0.48 (10)</b> 0.16-0.93	<b>0.75 (10)</b> 0.459-2.3	<b>0.25 (10)</b> 0.04-0.41	<b>0.3 (10)</b> 0.02-0.81	0.20 (10) 0.036-0.31	<b>0.28 (10)</b> 0.04-0.53
145 км ниже «Усольехимпром»	<b>0.42 (10)</b> 0.01-0.62	<b>0.64 (10)</b> 0.104-1.71	<b>0.17 (10)</b> 0.01-0.41	<b>0.26 (10)</b> 0.04-0.98	0.16 (10) 0.01-0.32	<b>0.22 (10)</b> 0.01-0.58

\*В числителе средние значения Hg, в скобках количество проб; в знаменателе минимальные - максимальные значения Hg; жирным шрифтом выделены значения, превышающие ПДК (ПДК Hg для хищных рыб – 0.6 мг/кг; для нехищных рыб – 0.3 мг/кг)

Проводя сравнительный анализ содержания ртути в мышечной ткани рыб верхней части Братского водохранилища, следует отметить некоторое повышение уровня ртутного загрязнения в 2007 г. относительно 2006 г. Особенно это коснулось леща и ельца в речной части водоема, где концентрации ртути у значительной части рыб превышали предельно допустимый уровень. Данные, полученные по содержанию ртути в остальных исследованных видах рыб за 2006 и 2007 гг. были сравнимы между собой (табл. 2).

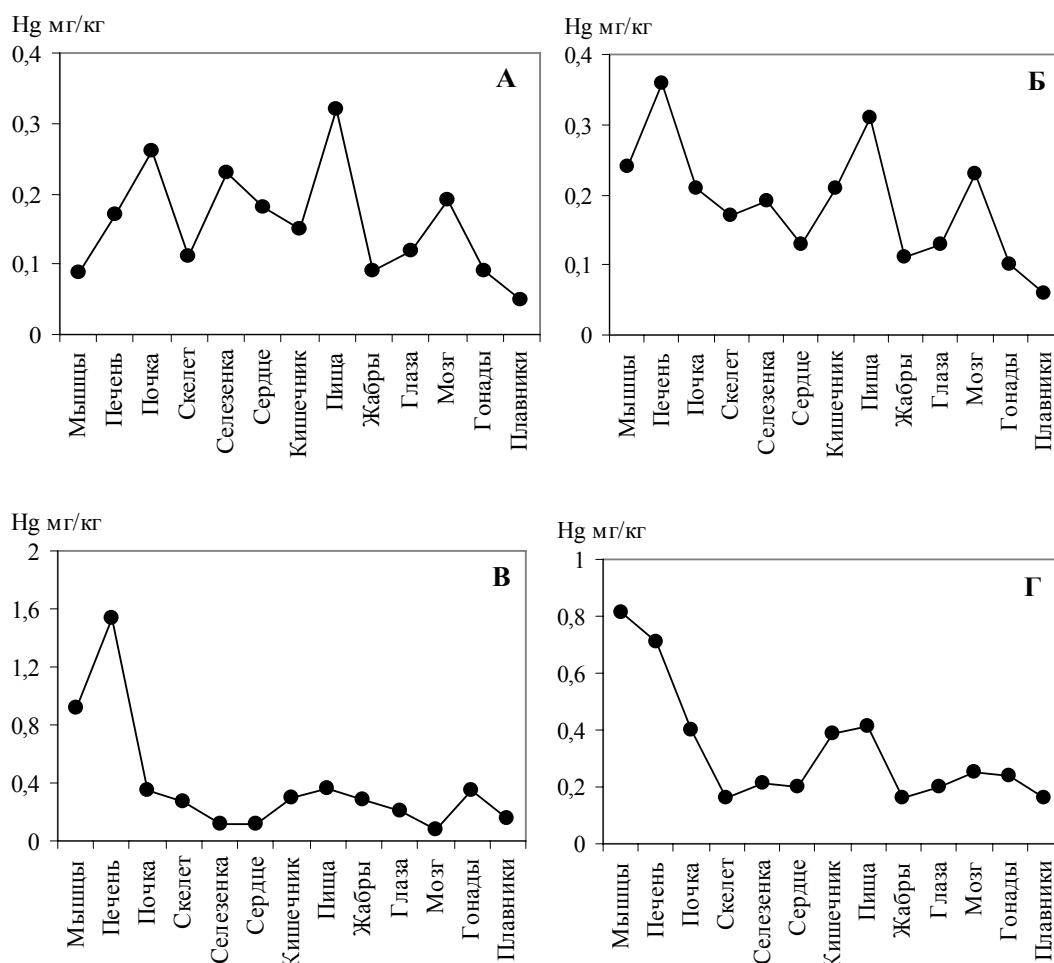
**Таблица 2.** Содержание ртути (мг/кг, сырого веса) в мышцах доминирующих видов рыб верхней части Братского и Иркутском водохранилищах в летний период 2006-2007 гг.

Параметры	Виды рыб					
	Окунь	Ёрш	Плотва	Лещ	Елец	Карась
Верхняя часть Братского водохранилища в целом (2006 г.)						
Среднее	<b>0.78*</b>	<b>0.85</b>	<b>0.39</b>	0.102	0.10	0.21
Минимум	0.12	0.22	0.05	0.03	0.07	0.005
Максимум	2.66	1.81	3.28	0.25	0.12	0.61
% рыб с содержанием Hg выше ПДК	<b>60</b>	<b>75</b>	<b>36</b>	0	0	<b>25</b>
Верхняя часть Братского водохранилища в целом (2007 г.)						
Среднее	<b>0.71</b>	<b>0.96</b>	<b>0.38</b>	<b>0.49</b>	<b>0.55</b>	0.25
Минимум	0.009	0.46	0.01	0.08	0.24	0.01
Максимум	1.94	1.66	0.82	1.87	1.05	0.72
% рыб с содержанием Hg выше ПДК	<b>60</b>	<b>90</b>	<b>40</b>	<b>60</b>	<b>93</b>	<b>20</b>
Иркутское водохранилище 2006-2007 гг. (фоновый водоем)						
Среднее	0.036	-	0.02	0.04	0.05	0.02
Минимум	0.003	-	0.005	0.02	0.03	0.012
Максимум	0.11	-	0.05	0.08	0.09	0.03
% рыб с содержанием Hg выше ПДК	0	-	0	0	0	0

\*Жирным шрифтом выделены значения превышающие ПДК

В 2007 г. нами также были проведены исследования по определению распределения ртути в органах и тканях рыб различного трофического статуса. Впервые на содержание ртути была проанализирована кровь рыб верхней части Братского водохранилища. Результаты анализа показали высокое содержание ртути в крови, сравнимое с ее концентрациями в мышцах и печени. Безусловно, это указывает на постоянный приток ртути в организмы рыб. По мнению канадских ученых, ртуть легко замещает железо в элементах крови, образуя прочные химические связи, что в последствии может привести к различного рода патологическим нарушениям (Лакотт и др., 1999). Высокие содержания ртути в мышцах и печени свидетельствует о внутриклеточной фиксации химическими связями ее органических форм и в первую очередь монометилртути. Содержание ртути в пищевом комке рыб также довольно высоко и с большой долей вероятности можно сделать заключение о том, что значительная ее часть находится в опасных метилированных формах. Так как, если бы в пище рыб присутствовала в основном неорганическая ртуть, не образующая прочные химические связи с белками и липидами и незначительно всасываемая кишечником, то она бы практически не задерживаясь, покидала организм алиментарным путем.

Для более полной картины распределения ртути в организмах рыб нами были проанализированы 12 органов и тканей, а также пищевой комок у четырех представителей ихтиофауны верхней части Братского водохранилища - леща, плотвы, окуня и сома. У всех проанализированных видов рыб, кроме сома, в печени отмечались более высокие концентрации ртути, чем в мышцах. Если соотношение печень/мышцы больше 1, а в нашем случае это именно так, то можно утверждать о поступлении значительного количества ртути в ближайший временной период, т.к. процессы метаболизма в печени идут значительно активней, чем в мышцах, тем самым, быстрее освобождаясь от ртути по сравнению с мышечной тканью. У всех видов рыб невысокие показатели ртутного загрязнения зарегистрированы в гонадах и плавниках. В остальных органах и тканях у мирных и у хищных рыб накопление ртути происходит неодинаково. Так у леща и плотвы высокие концентрации ртути зафиксированы в мозге, печени, почках, селезенке и в пищевом комке (рис. 2).



**Рис. 2.** Среднее содержание ртути в органах и тканях рыб различного трофического статуса в верхней части Братского водохранилища. А – лещ; Б – плотва; В – окунь; Г – сом.  $n = 10$  для каждого вида рыб

Хищники – окунь и сом накапливают ртуть до высоких значений преимущественно в мышцах и печени, в то время как остальные органы загрязнены существенно меньше. Высокие концентрации ртути в мозге у мирных рыб, могут приводить к нарушениям ориентации в пространстве, ослаблению зрения и другим функциональным нарушениям. Существенные различия в накоплении ртути органами и тканями разных видов рыб обусловлены разными пищевыми объектами, физиологическими особенностями и условиями обитания.

В заключении отметим, что в 2007 г. средние концентрации ртути в ихтиофауне Братского водохранилища превышали фоновые значения (Иркутское водохранилище) в 9.5-19 раз. В районах прилегающих к городам Усолье-Сибирское и Свирск в мышечной ткани большинства видов рыб были зарегистрированы высокие концентрации ртути, превышающие уровень ПДК. Общий уровень загрязнения ртутью гидробионтов речного участка был несколько выше, чем в 2006 г. – поэтому об улучшении экологической обстановки в этом районе говорить еще рано. Однако, в районе Балаганского расширения наблюдается существенное уменьшение ртутной нагрузки на все биотические компоненты экосистемы, что указывает на локализацию района загрязнения только в речном участке Братского водохранилища. По уровню ртутного загрязнения рыб верхней части Братского водохранилища можно выстроить в следующий ряд в порядке убывания: ерш>окунь>елец>лещ>плотва>карась.

Таким образом, полученные нами данные свидетельствуют о серьезной проблеме ртутного загрязнения верхней части Братского водохранилища, даже спустя 9 лет после прекращения ртутного электролиза на предприятии «Усольехимпром». А анализ содержания ртути в мышцах, печени, крови и пищевом комке, а также определение состава пищи у рыб различных трофических направленностей может дать предварительную экспресс оценку ртутного загрязнения гидробионтов водоема и путей передачи ее по пищевым цепям.

*Работа выполнена при поддержке гранта РФФИ 05-05-64626.*

#### Список литературы

- Кочарян А.Г., Морковкина И.К., Сафронова К.И. Поведение ртути в водохранилищах и озерах // Поведение ртути и других тяжелых металлов в экосистемах. Ч. III. Новосибирск, 1989. С. 88-127.
- Кузубова Л.И., Шуваева О.В., Аношин Г.Н. Метилртуть в окружающей среде: распространение, образование в природе, методы определения. Новосибирск, 2000. 82 с.
- Пастухов М.В., Матвеев А.Н., Юрьев А.Л., Рыдов И.С. Некоторые черты биологии основных промысловых рыб Братского водохранилища // Бюллетень ВСНЦ СО РАМН, 2007. №2 (54). С. 123-126.
- Правдин И.Ф. Руководство по изучению рыб. М.: Пищепромиздат, 1966. 376 с.
- Сухенко С.А. Ртуть в водохранилищах: новый аспект антропогенного загрязнения биосферы. Новосибирск, 1995. 58 с.
- Чугунова Н.И. Руководство по изучению возраста и роста рыб. М.: Пищепромиздат, 1939. 164 с.
- Lucotte M., Schetagne R., Thürien N., Langlois C., Tremblay A. (Eds.) Mercury in the Biogeochemical Cycle // Natural Environments and Hydroelectric Reservoirs of Northern Québec, Springer. Verlag Berlin Heidelberg, 1999. 334 p.

### БИОГЕОХИМИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ РТУТНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПЛАНКТОНА БРАТСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА (ИРКУТСКАЯ ОБЛАСТЬ)

М.В.Пастухов<sup>1</sup>, В.И.Гребенщикова<sup>1</sup>, Н.Г.Шевелева<sup>2</sup>, В.И.Алиева<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Институт геохимии им А.П. Виноградова СО РАН  
664033 Иркутск, ул. Фаворского, 1а, Россия, mpast@igc.irk.ru

<sup>2</sup>Лимнологический институт СО РАН  
664033 Иркутск, ул. Улан-Баторская, 3, Россия

Ртутное загрязнение Братского водохранилища, основная часть которого связана с работой цехов ртутного электролиза на химических комбинатах «Усольехимпром» и «Саянскимпласт», стало одной из серьезных экологических проблем Иркутской области.

Первые результаты о загрязнении ртутью экосистемы Братского водохранилища, полученные в 1992-1993 гг. свидетельствовали о крайне высоком загрязнении гидробионтов водохранилища этим токсичным металлом. Так, в планктоне превышение фоновых концентраций в среднем составило 60 раз, в макрофитах – 12 раз, в мышцах рыб – 20-30 раз (Koval et al, 1999; Леонова и др., 2005). Последующее прекращение ртутного электролиза на комбинате «Усольехимпром» в 1998 г. привело к суммарному снижению эмиссии ртути в водохранилище более чем вдвое и к почти четырехкратному уменьшению притока ртути из техногенных источников (Коваль и др., 2003). Для оценки изменений содержания ртути в биотических и

абиотических компонентах экосистемы Братского водохранилища после прекращения работы цеха ртутного электролиза на комбинате «Усольехимпром», нами проводятся ежегодные комплексные мониторинговые работы.

Одним из наиболее перспективных объектов мониторинга ртутного загрязнения водной среды является планктон. Как «отправная точка» входа ртути в пищевую цепочку водоемов он определенно играет одну из важнейших ролей, достоверно отражая степень загрязнения водоема в ближайший временной период.

**Таблица 1.** Содержание ртути (мкг/г сухого веса) в общем (фито-, зоо-) планктоне Братского, Иркутского водохранилищ и оз. Байкал (1992-2007 гг.)

Время отбора проб	n	Концентрация Hg		
		Минимум	Максимум	Средняя
Озеро Байкал				
2006 Июль	9	0.001	0.006	0.0035
Иркутское водохранилище				
1993*	14	-	-	0.005
2006 Июль	15	0.003	0.009	0.007
Верхняя часть Братского водохранилища				
1992-1993	3	0.420	0.650	0.510
2002 Август	6	0.180	0.360	0.284
2003 Август	11	0.160	1.280	0.720
2004 Август	8	0.012	0.188	0.041
2005 Август	10	0.074	0.282	0.149
2006 Июнь	8	0.060	0.270	0.160
2006 Август	8	0.026	0.169	0.107
2006 Октябрь	8	0.040	0.521	0.241
2007 Август	14	0.012	0.280	0.092
Центральная часть Братского водохранилища				
1992-1993	3	0.170	0.250	0.210
2003 Август	6	0.040	0.210	0.075
2006 Август	8	0.034	0.086	0.058
Нижняя часть Братского водохранилищ				
1992-1993	4	0.013	0.210	0.070
2002 Август	6	0.014	0.080	0.060
2003 Август	10	0.016	0.400	0.122
2004 Август	8	0.032	0.096	0.065
2005 Август	10	0.009	0.022	0.014
2006 Август	8	0.026	0.054	0.039
Окинская часть Братского водохранилища				
1992-1993	4	0.025	0.150	0.090
2006 Август	8	0.034	0.150	0.094

\*1992-1993 гг. (Г.И.Леонова и др., 2006)

Материалом для представленной работы послужили пробы планктона, собранные по всей акватории Братского водохранилища в июле-августе 2002-2007 гг. Для сравнительной характеристики, собирались аналогичные пробы из Иркутского водохранилища (фоновый водоем), не подверженного техногенной эмиссии ртути, байкальские воды которого в среднем составляют 65% в питании Братского водохранилища. Сбор планктона проводился борта судна вертикальными и горизонтальными тралениями в поверхностном слое воды 0-10 м. Использовалась планктонная сеть Джеди с диаметром входного отверстия 37 см, из мельничного сита № 65. Часть пробы планктона фиксировалась спиртом, для дальнейшего определения видового состава. Обработка проб фито- и зоопланктона проводилась по общепринятым в гидробиологии методикам (Киселев, 1969). При делении зоопланктона на трофические группы мы объединили животных с одинаковым типом питания и характером пищи вне зависимости от принадлежности их к таксономическому виду. К фильтраторам отнесены виды рода *Daphnia* (*Daphnia galeata*, *Daphnia cristata*) и *Bosmina* (*Bosmina crassicornis*, *Bosmina longirostris*), *Diaphanosoma brachyurum*, *Eudiaptomus graciloides*, к хищникам (хватателям) – *Cyclops vicinus*, *Mesocyclops leuckarti*. При определении роли коловраток *Asplanchna herricki* и *Asplanchna priodonta* в трофическом статусе было принято, что доля животной пищи в их питании составляет 50 % (Иванова, 2001). Доминирующие виды фитопланктона разделялись по отделам: диатомовые (*Aulacoseira granulata*, *Aulacoseira islandica*, *Asterionella formosa*, *Fragilaria crotonensis*), динофитовые (*Ceratium hirundinella*) и сине-зеленые водоросли (*Aphanizomenon flos-aquae*, *Anabaena flos-*

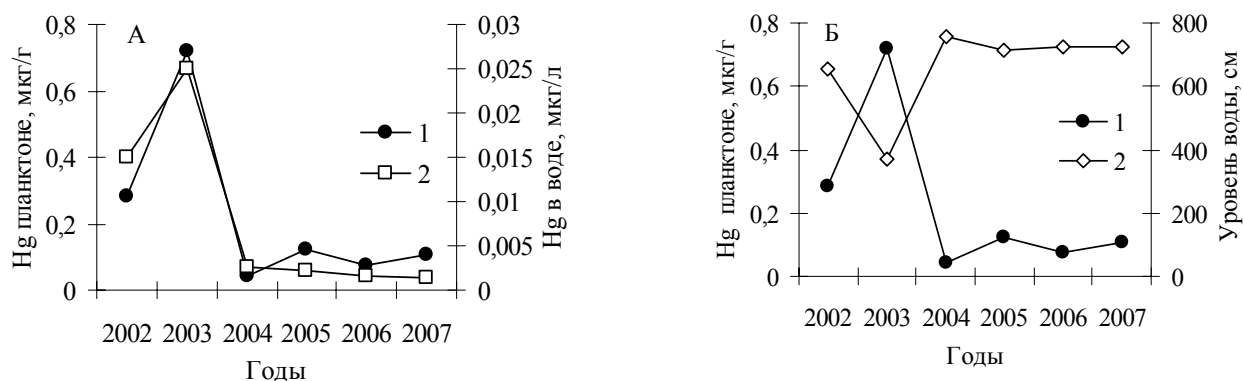
*aquae*, *Anabaena scheremetievi*, *Anabaena lemmermannii*). Ртуть в пробах планктона определялась атомно-абсорбционным методом холодного пара на ртутном анализаторе РА-915+.

Многолетние исследования показали значительные межгодовые колебания концентраций ртути в планктоне Братского водохранилища (табл.1). Такие колебания зависят от многих факторов окружающей среды и в первую очередь, от гидрологических и гидрохимических показателей водоема, а также от состава самого планктона – преобладания в нем тех или иных трофических группировок. В данном сообщении мы попытались рассмотреть некоторые из них.

С целью определения причин таких довольно резких изменений концентраций ртути в планктоне был проведен межгодовой сравнительный анализ данных между содержаниями ртути в планктоне и воде верхней, наиболее загрязненной части водохранилища. Как и ожидалось, нами была обнаружена ярко выраженная положительная корреляционная зависимость (рис. 1А,  $r = 0,96$ ,  $p < 0.001$ ). Однако встал новый вопрос – с чем связаны такие колебания ртутного загрязнения воды, при близких межгодовых показателях техногенной эмиссии ртути (~115 кг в год (Руш и др., 2006) в Братское водохранилище?

Как видно из таблицы 1, высоким содержанием ртути в воде и планктоне сильно выделяется маловодный 2003 год.

Чтобы проверить зависимость содержания ртути в планктоне от водности года мы провели сравнительный анализ концентраций ртути в планктоне с уровнем воды Братского водохранилища за период 2002-2007 гг. Было установлено, что содержание ртути в планктоне обратно пропорционально уровню воды в Братском водохранилище (рис. 1Б,  $r = -0,99$ ,  $p < 0.01$ ). С одной стороны, проявление такой зависимости связано с тем, что в маловодные годы происходит меньшее разбавление производственных выпусков предприятий химической промышленности и поверхностного стока с загрязненных ртутью территорий. С другой, в эти периоды заметно снижается количество поступающей незагрязненной минеральной и органической взвеси, вносимой в Братское водохранилище с боковыми притоками р. Ангары – Иркутом, Кетом, Белой и р. Окой.

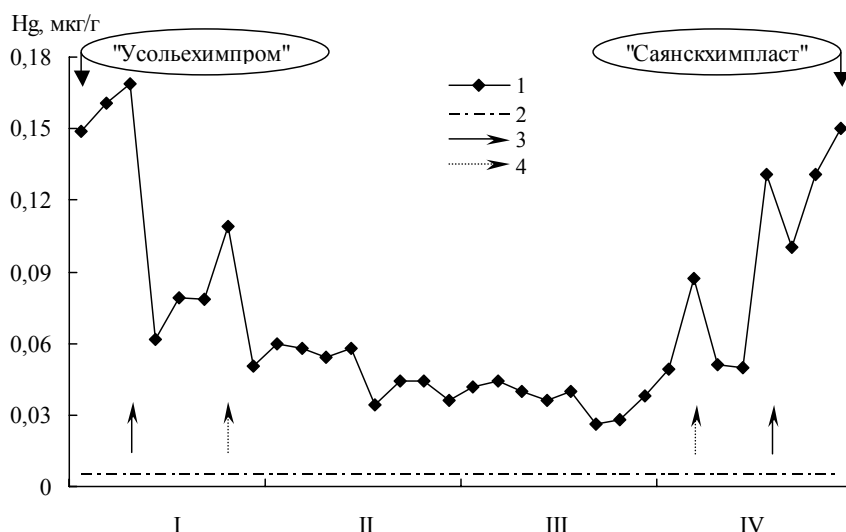


**Рис. 1.** Зависимость средних концентраций ртути в планктоне верхней части Братского водохранилища от ее концентраций в воде (А) и уровня воды (Б). 1 – концентрации ртути в планктоне; 2- концентрация ртути в воде (А), уровень воды (Б).

Обилие взвеси, в полноводные годы, оседающей в верхней и окинской частях водоема, играет важную роль в «захоронении» загрязненных ртутью слоев донных отложений, тем самым, препятствуя поступлению металла в водную среду. В годы же с низким уровнем воды, при перемыве донных осадков на небольших глубинах происходит высвобождение слоев с повышенным содержанием ртути, десорбция ртути и как следствие вторичное загрязнение водных масс и планктона. Исходя из полученной зависимости содержания ртути в планктоне от уровня воды, можно сделать предположение, что в маловодные годы не исключено значительное повышение концентраций этого металла в воде и планктоне водохранилища.

В 2006 г. нами были проведены более детальные исследования ртутного загрязнения планктона по всей акватории Братского водохранилища. Результаты анализа обнаружили значительные отличия в уровне накопления ртути планктоном в различных частях водоема (рис. 2). Положительный «отклик» на спад ртутной эмиссии в водохранилище особенно заметен в его нижней и центральной частях, находящихся на значительном расстоянии от источников загрязнения. Однако этого пока нельзя сказать про верхнеангарскую и верхнеокинскую части водохранилища, где в донных отложениях аккумулировано большое количество ртути, а уровень загрязнения планктона остается по-прежнему высоким. Так в верхней, наиболее загрязненной части водоема содержание этого ксенобиотика в планктоне на разных станциях превышало фоновый уровень (средние значения по

Иркутскому водохранилищу) от 7 до 24 раз, в окинской части – в 7-21 раз, центральной и нижней частях – в 4-9 раз. В верхней и в окинской частях Братского водохранилища отчетливо выделяются станции с наиболее высоким содержанием ртути в планктоне (рис. 2). Эти станции соответствуют зонам выклинивания водоупора – основным седиментационным барьерам водохранилища. Большая часть ртути, сорбированной на тонкой взвеси выводится из водной толщи в осадок именно в барьерных участках, образуя зоны максимального загрязнения. Этим участкам соответствует и максимум летучих форм ртути в воде (Коваль и др., 2004). Здесь же установлено и максимальное загрязнение рыбы, что, безусловно, указывает на усиление процессов метилирования на этих участках. Вторые, менее значимые, но выраженные пики содержания ртути в планктоне верхней и окинской частей водохранилища наблюдаются на станциях, расположенных в пограничных участках седиментационных барьеров (рис. 2). В этих районах, характеризующихся возрастанием глубин и замедлением течения, также обнаружены наиболее высокие концентрации ртути в донных осадках.



**Рис. 2.** Содержание ртути в общем (фито- и зоо-) планктоне Братского водохранилища в августе 2006 г. I-IV – части водохранилища: I – Верхняя; II – Центральная; III – Нижняя; IV – Окинская. 1 – Hg в планктоне Братского водохранилища; 2 – средний уровень содержания Hg в Иркутском водохранилище (фоновый водоем); 3 – зоны выклинивания водоупора седиментационных барьеров; 4 – пограничные участки седиментационных барьеров

Следует отметить, что подобные пиковые повышения концентраций ртути в планктоне отмечались на одних и тех же станциях и в другие годы исследований. Таким образом, можно полагать, что загрязнение планктона зависит как от содержания ртути в воде, что очевидно, так и (более сложным образом) от содержания ртути и процессов трансформации ее форм в донных отложениях.

В августе 2006 г общая биомасса планктона на различных станциях Братского водохранилища существенно изменялась – от 1,2 г/м<sup>3</sup> в речных участках до 40 г/м<sup>3</sup> на центральном участке Окинской ветви. Качественный состав планктона также значительно варьировал, меняя доминирующие группы планктона от станции к станции. Это дало нам возможность проследить изменения аккумуляции ртути планктонным сообществом в зависимости от общей биомассы и доминирования тех или иных групп планктонных организмов. Чтобы проверить гипотезу о влиянии изменения биомассы планктона на содержание ртути в воде, были выбраны участки Братского водохранилища, не подверженные прямому воздействию стоков химических комбинатов, имеющие сходные содержания ртути в донных осадках и близкие лимнологические характеристики. В результате проведенных исследований была найдена отрицательная корреляционная зависимость между биомассой планктона и концентрацией ртути в поверхностной воде ( $r=-0,87$ ,  $p<0.001$ ). Установлено, что при увеличении биомассы планктона содержание ртути в воде снижается, это происходит вследствие ее аккумуляции и абсорбции планктонными организмами. Полученная зависимость еще раз подтверждает важнейшую роль планктона в очищении водных масс от токсических веществ. Нами также обнаружено, что увеличение биомассы планктона влечет за собой уменьшение концентраций ртути в планктонном сообществе ( $r=-0,85$ ,  $p<0.001$ ). То есть при возрастании биомассы ртуть распределяется на большее количество планктонных организмов, каждый из которых в итоге извлекает ее меньше из

водной среды. Выявленная зависимость хорошо сочетается с результатами, полученными американскими учеными, исследовавшими влияние плотности фито- зоопланктона на содержание ртути в трофических цепях озер США (Чен и др., 2005). Процентное соотношение биомассы фито- и зоопланктона на различных участках Братского водохранилища существенно изменялась, также в пробах планктона изменялось и содержание ртути. В связи с этим, одной из поставленных нами задач стало определение влияния качественного состава проб планктона на содержание в нем ртути, вне зависимости от величины общей биомассы. Как показали проведенные исследования, в тех пробах, где биомасса зоопланктона была высокой, были обнаружены повышенные концентрации ртути и, наоборот, с преобладанием в пробах фитопланктона содержание ртути уменьшалось. Это объясняется более высоким трофическим уровнем зоопланктона, аккумулирующего ртуть как из воды, так и из объектов питания (в частности фитопланктона и мелких беспозвоночных). Среди зоопланктона фильтраторы накапливают больше ртути, чем хищники. По нашему мнению, связано это, в первую очередь, с особенностями питания различных групп зоопланктона – фильтраторы помимо употребления в пищу фитопланктона и детрита, часто заглатывают минеральную и органическую взвесь, сорбирующую на себе ртуть, в то время как хищный зоопланктон не фильтрует воду, а питается избирательно мелкими беспозвоночными. С увеличением доли фильтраторов в биомассе зоопланктона, увеличивается и содержание ртути в общем планктоне, обратная зависимость наблюдается у хищного зоопланктона.

В отличие от гетеротрофного зоопланктона, водоросли являются автотрофами и, следовательно, могут накапливать ртуть только из воды. С увеличением биомассы диатомовых водорослей содержания ртути в планктоне снижались ( $r=-0.74$ ,  $p<0.001$ ). У динофитовых водорослей была отмечена подобная зависимость, но с гораздо менее значимой корреляцией ( $r=-0.51$ ,  $p<0.05$ ). Противоположная связь наблюдается у сине-зеленых водорослей – при их высокой биомассе, концентрации ртути в общем планктоне также были повышены ( $r=0.73$ ,  $p<0.001$ ). Однако, полученные зависимости содержания ртути в общем планктоне от преобладания тех или иных групп водорослей наблюдались лишь в августе 2006 г. Проводя подобный анализ по данным других лет исследования, выраженных корреляционной связью обнаружено не было. Напротив, в другие сезоны (начало июня, октябрь) 2006 г., когда биомассу проб планктона на 60-90% обеспечивали диатомовые водоросли, содержание ртути в общем планктоне было заметно выше, чем в августе (табл. 1). Поэтому говорить однозначно, что содержание ртути в планктоне в значительной степени зависит от биомассы разных групп водорослей, было бы не верно. Данный вопрос требует дополнительных исследований.

*Авторы признательны Л.Д. Андрулайтис и О.С. Рязанцевой, выполнивших большой объем аналитических работ. Работа выполнена при поддержке гранта РФФИ 05-05-64626.*

#### Список литературы

- Иванова М.Б. Структура и функционирование пелагического планктона в озерах разного типа // Журнал общей биологии, 2001. Т. 62, №6. С. 512-524.
- Киселев И.А. Планктон морей и континентальных водоемов. Л., 1969. Т. 1. 625 с.
- 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.
- Коваль П.В., Руш Е.А., Королева Г.П., Удодов Ю.Н., Андрулайтис Л.Д., Зарипов Р.Х. Геоэкология: воздействие сосредоточенного источника ртутного загрязнения на компоненты природной среды Приангарья // Инженерная экология. 2004. №6. С. 18-45.
- Леонова Г.А., Калмычков Г.В., Гелетий В.Ф., Андрулайтис Л.Д. Уровни содержания и характер распределения ртути в абиотических и биотических компонентах Братского водохранилища // Биология внутренних вод. 2006. № 2. С. 167-175.
- Руш Е.А., Коваль П.В., Удодов Ю.Н., Королева Г.П., Гапон А.Е., Андрулайтис Л.Д. Разработка технологии очистки поверхностного стока предприятия «Усольехимпром» на основе результатов аналитической оценки поступления ртути и металлов-экоотоксикантов с влажными атмосферными выпадениями (Южное Прибайкалье) // Инженерная экология. 2007. №5. С. 3-5.
- Celia Y. Chen, Carol L. Folt. High Plankton Densities Reduce Mercury Biomagnification // Environmental Science and Technology. 2005. V. 39, № 1. P. 115-121.
- Koval P.V., Kalmychikov G.V., Gelety V.F., Leonova G.A., Medvedev V.I., Andrulaitis L.D. Correlation of natural and technogenic mercury sources in the Baikal polygon // Russia. J. Geochem. Expl. 1999. V. 66 (1-2). P. 277-290.

# МОДИФИЦИРУЮЩЕЕ ВЛИЯНИЕ ГЛОБАЛЬНЫХ И ЛОКАЛЬНЫХ ФАКТОРОВ НА МОРСКИЕ ЭКОСИСТЕМЫ

И.И.Руднева

*Институт биологии южных морей НАН Украины*

*99011 Севастополь, пр. Нахимова, 2, Украина, svg-41@mail.ru, svg@bios.iuf.net*

Морские экосистемы отличаются от внутренних водоемов прежде всего своей глобальностью, в связи с чем учесть все взаимодействия входящих в их состав компонентов довольно сложно. Отношения между видами, между климатом и океанографическими флуктуациями, изменениями качества воды тесно взаимосвязаны между собой. Океан играет выдающуюся роль в атмосферном балансе, поглощая более 90% углерода планеты и утилизируя огромные количества метана. Он является «резервуаром», который важен для формирования и поддержания климата на планете. 3.8 млрд. лет назад в море появилась жизнь, и первыми жизненными формами были цианобактерии. Несмотря на то, что океан покрывает 70% поверхности Земли, мы знаем всего 1% его населения. Сейчас в океане насчитывается 240 000 известных видов, но, как предполагают, более 10 млн. видов до сих пор не изучены. В морских экосистемах существуют самые разные представители флоры и фауны – от фитопланктонных форм размером от 2 микрон до гигантских кальмаров, достигающих величины 13 м. При этом каждый вид выполняет свою эволюционно обусловленную роль в сообществе. Особенно мало известно о глубоководных организмах, жизнедеятельность которых существенно отличается от обитателей поверхностных слоев и зависит от энергии метана, большое количество которого сконцентрировано на дне морей и океанов (Brookes, 2007).

Значительное влияние на морскую среду оказывает хозяйственная деятельность населения, которая включает рыболовство, марикультуру, туризм, разработку нефтяных и газовых месторождений, прибрежную коммунальную инфраструктуру, морской транспорт. По данным ВОЗ почти два миллиарда человек проживает в прибрежных морских и океанических районах (The World Health Report, 2002). Согласно статистическому анализу, ежегодно проводимому Мировым Банком, 50% населения планеты живет на территориях, находящихся в 60 км от моря. За последние 5 лет города заняли 34% прибрежной территории Португалии, 27% Ирландии и 18% Испании. Побережье Средиземного моря принимает четверть мировых туристов – 158 млн. человек в год (d'Hoop, 2007). В будущем урбанизация побережья морей и океанов будет расти, и население, соответственно, увеличиваться, особенно в развивающихся странах. Одновременно с этими демографическими процессами антропогенное воздействие на прибрежные акватории будет усиливаться и приводить к деструкции морских экосистем, связанной с переловом рыбы, загрязнением вод, вторжением вселенцев, изменением климата.

Известно, что в 21 столетии к основным проблемам окружающей среды следует отнести (Benedick, 2000): изменение климата, последствия чего могут сказаться на сельском хозяйстве, уровне моря, увеличении количества штормов и распространении болезней; истончение озонового слоя; снижение биоразнообразия; распространение засушливых областей и эрозия почв в глобальном масштабе; ухудшение условий жизни миллионов людей в связи с загрязнением среды; деградация лесов; распространение экологически опасных ксенобиотиков, изменяющих метаболизм живых организмов. Все вышеперечисленные проблемы прямо или косвенно связаны с Мировым Океаном, так как его течения и атмосферные ветры играют главную роль в формировании климата на планете. Поглощая атмосферный  $\text{CO}_2$ , океанические воды становятся более кислыми, поскольку  $\text{CO}_2$  растворяется в воде и образует угольную кислоту. Таким образом, поглощенный океаническими водами  $\text{CO}_2$  увеличивает кислотность среды. Перед началом индустриализации pH океанской воды была 8.16, а сейчас уменьшилась до 8.05. При сохранении нынешних выбросов  $\text{CO}_2$  в атмосферу pH воды в океане снизится до 7.60 в 2100 г., что изменит состав и соотношение видов в морских сообществах (Lethe, 2007).

Не меньшее опасение вызывает глобальное потепление, которое в настоящее время отмечается повсеместно на планете. Сейчас среднегодовая температура возросла на  $0.4-0.8^\circ \text{C}$ , и уровень моря повысился на 10-20 см по сравнению с началом 20 столетия (Fleming et al., 2006). Наиболее драматично ситуация складывается в Арктическом регионе, где температура повышается в 2-3 раза быстрее, чем в остальных районах – в среднем на 3 градуса за последние 50 лет. За этот период количество льда уже сократилось на 15-20%, что повлияло на морскую флору и фауну. С 1993 г в результате потепления море вторгается в европейскую береговую линию в среднем на 3 мм в год. Согласно некоторым моделям уровень моря к 2100 году поднимется в этих районах на 20-30 см, что приведет к очень тяжелым последствиям для населения, о которых надо задуматься уже сейчас (d'Hoop, 2007).



Подобные глобальные изменения являются следствием парникового эффекта, связанного с выбросом в атмосферу большого количества углекислоты антропогенного происхождения. Эта тенденция будет расти даже при самых оптимальных прогнозах и приведет к увеличению числа тайфунов и цунами, сезонным и межгодовым колебаниям климата. События последних лет полностью подтверждают столь неблагоприятные для человечества прогнозы. Так, например, ураган Митч в 1998 г. унес жизни 9 000 людей и 9 200 пропали без вести в странах Латинской Америки. Землетрясение и цунами в Новой Гвинее унесло жизни 2 000 человек, а в 2005 г в результате аналогичных природных катаклизмов в Юго-Восточной Азии погибло 175 000 человек (Fleming et al., 2006).

В летнее время температура растет в 2-5 раз быстрее, чем в другие сезоны. Возможность адаптации видов к новым температурным условиям и солености снизит их толерантность, приведет к стрессу и гибели. Тем самым изменится структура сообществ и экосистем. Помимо этого, температура модифицирует поведение химических загрязнителей, повышает их токсичность для рыб. При возрастании температуры увеличивается поглощение токсикантов в результате усиления вентиляции и повышения уровня обмена веществ, но уменьшается растворимость кислорода. Температура усиливает негативное действие многих ксенобиотиков, влияет на сердечную деятельность, транспорт веществ, репродуктивные возможности гидробионтов (Schiedeck et al., 2007).

В случае потепления морским экосистемам угрожает усиление эвтрофирования. Ситуация усугубляется неконтролируемым выбросом большого количества биогенов со стоками рек и прибрежных территорий, что также связано с хозяйственной деятельностью человека. В настоящее время интенсивное развитие фитопланктона, известное как «красные приливы» из-за наличия в среде высоких концентраций одноклеточных водорослей (динофлагеллят, диатомей и цианобактерий), отмечено во многих пресноводных и морских акваториях.

Последствия эвтрофикации для водных экосистем также хорошо известны: деградация донных водорослевых сообществ, развитие зон гипоксии и аноксии в придонных слоях воды, заморы и гибель рыб и бентосных беспозвоночных, снижение биоразнообразия, значительное ухудшение качества водной среды. Совершенно очевидно, что ущерб от «красных приливов» наносится не только экосистеме, но и населению прибрежных территорий, использующих водные ресурсы для целей рыболовства, аквакультуры, рекреации и туризма.

Для эвтрофированных акваторий характерно развитие микроводорослей, продуцирующих ядовитые вещества, которые могут поглощаться и накапливаться гидробионтами, трансформироваться по пищевым цепям, попадая таким образом в пищу человека и вызывая тяжелые отравления и заболевания. Токсины встречаются в основном у представителей шести фитопланктонных групп: диатомовых, динофлагеллят, гаптофит, рафидофит, цианофит и пелагофит. Из 4000 видов микроводорослей 200 являются опасными, из них только около 80 ( в основном динофлагелляты) - потенциальными продуцентами токсинов. При этом токсические эффекты у человека могут проявляться даже при очень низкой концентрации клеток (102 -104 клеток в литре) (Maso & Garcés, 2006). Ядовитые вещества, содержащиеся в фитопланктоне, представляют опасность для человека при употреблении в пищу моллюсков, накопивших токсины микроводорослей в результате их фильтрации с водой; при употреблении в пищу тропических рыб, аккумулирующих токсины (сигуатера); в результате вдыхания морских аэрозолей, содержащих эти вещества в каплях воды; при попадании ядовитых микроводорослей на кожу, что вызывает ее поражения и аллергические реакции. Ежегодно фиксируют около 2000 случаев отравления людей (из них 15% со смертельным исходом) в результате употребления в пищу моллюсков и рыб, содержащих яды фитопланктона.

Усиленное антропогенное воздействие на прибрежные морские акватории усугубляет ситуацию, так как способствует распространению токсичных фитопланктонных видов в результате переноса покоящихся цист опасных микроводорослей на судах, экспортируемых морепродуктах, сброса балластных вод и пластикового мусора; поступления в морскую среду огромного количества биогенов, стимулирующих эвтрофикацию, в том числе увеличение численности и биомассы опасных видов; изменения климата, в частности потепления, в результате чего создаются благоприятные условия для развития токсичных форм; увеличения искусственно ограниченных водных акваторий, используемых для целей аквакультуры, портовых зон, доков, рекреации и др.; уменьшения биомассы фильтрующих гидробионтов и рыб, изменения физико-химических условий среды. Сочетание природных и антропогенных факторов приводит к стимуляции размножения и роста фитопланктона, в том числе определенных токсичных видов, изменяет стратегию их адаптации и создает оптимальные условия для развития в других географических зонах, где они прежде отсутствовали (Bowen & Depledge, 2006; Maso & Garcés, 2006).

Развитие фитопланктона способствует росту численности бактерий, которые потребляют растворенный в воде кислород, создают условия гипоксии и аноксии, что пагубно влияет на

жизнедеятельность всех компонентов сообщества. Болезнетворные бактерии, содержащиеся в стоках, представляют существенную опасность не только для морских обитателей, но и для людей, употребляющих в пищу зараженные морепродукты и купающихся в инфицированной воде. Результатом этого являются эпидемии холеры, гастроэнтеритов и других опасных заболеваний, закрытие пляжей, простои в работе рекреационных и туристических комплексов. Заражение морепродуктов микробами представляет не меньшую опасность для людей. В США 1/6 часть пищевых отравлений известной этиологии и 15% смертельных случаев связано именно с употреблением пищи, приготовленной из обитателей моря. С 1971 по 1990 гг. пищевые отравления рыбой и моллюсками в Корее составили 32%, в Японии – 22%, в том числе смертельные случаи – 43% и 62% соответственно. Микробное загрязнение приносит колоссальные убытки, исчисляющиеся миллионами долларов США (Fleming et al., 2006). Морепродукты являются причиной 10-25% эпидемий, из них 25% – при употреблении моллюсков, 86% – при употреблении рыбы, содержащей биотоксины (сигуатера). В 34% случаев содержащиеся в моллюсках вирусы и бактерии являются причиной заболеваний людей. В 2001-2002 гг. анализ качества импортируемых в США пищевых продуктов показал, что десятая часть всей забракованной продукции составили морепродукты. При этом по причине загрязнения было отвергнуто 50%, из-за наличия *Salmonella* – 25%. В ЕС за период 1999-2002 гг. было забраковано 46.4% морепродуктов из-за обнаруженных в них остатков химических веществ, а из-за микробного загрязнения – 39.7%, в том числе по причине наличия гистамина 13% и паразитов – 4% (Ababouch, 2006).

Трагические последствия для морских экосистем может иметь истончение озонового слоя, впервые отмеченное над Антарктидой в 1985 году, и продолжающееся последние 30 лет, убывая в этих районах на 2-3% зимой, но оставаясь относительно стабильным летом (Diffey, 1991). Проникновение УФ-излучения в воду зависит от ее физико-химических свойств и глубины. Отмечено ингибирующее действие ультрафиолетовых лучей на процесс фотосинтеза фитопланктона (Kohler et al., 2001). Подсчитано, что при сокращении на 25% озонового слоя УФ-радиация над океанами увеличится, в результате чего фотосинтез фитопланктона снизится на 35%. Это, в свою очередь, приведет к уменьшению численности зоопланктона и рыб. Следует отметить, что морепродукты обеспечивают 18-20% потребляемого человеком белка, особенно в развивающихся странах, население которых постоянно растет. Помимо этого УФ-радиация взаимодействует с загрязнителями воды и в результате фотохимических эффектов последние становятся более токсичными для биоты. Таким образом, истончение озонового слоя и повышение уровня УФ-излучения может привести как к деградации водных экосистем и нарушению существующих в них связей (прежде всего трофических), так и в значительной степени сократить пищевые ресурсы человечества.

Глобальные изменения и локальная антропогенная деятельность истощают морские ресурсы. Так, за последние 50 лет биоразнообразие высших хищников во всех океанах катастрофически уменьшилось почти на 90%. Помимо выраженного перелова и пагубной практики использования донных тралов и глушения рыбы с помощью взрывов, исчезновение хищников связано с модификацией структуры пищевых цепей. Малые рыбы для своего воспроизводства поедают большое количество зоопланктона. Снижение численности зоопланктона, питающегося фитопланктоном, действует на состояние популяций многих видов. В докладе ФАО о состоянии мирового запаса промысловых рыб отмечено, что процент постоянно вылавливаемых рыб неуклонно сокращается с 40% в 1974 до 23% в 2005 г. Северо-Восточная Атлантика, где добывается около 2/3 уловов Евросоюза, является зоной, где биоразнообразие рыб катастрофически падает. В этом районе 46% всего запаса промысловых рыб переловлено по сравнению с 25% в остальной части планеты. При этом от 3.8% до 50% судов используют донные тралы и другие технологии лова, которые повреждают донные сообщества, особенно кораллы в холодных водах (Van Rossom, 2007).

Таким образом, анализируя все вышесказанное, необходимо принять все меры для разработки соответствующего менеджмента, адаптированного к морской среде в новых условиях глобальных и локальных изменений. Цель этих мероприятий должна заключаться в рациональном использовании морских ресурсов в быстро изменяющихся условиях среды. При этом важно получить оптимальный ответ морских экосистем на совокупную человеческую деятельность. Отсюда возникает необходимость более полного и детального изучения морских сообществ, их реакций на глобальные и локальные воздействия, поиск и выявление соответствующих биоиндикаторов и биомаркеров.

В настоящее время большую популярность приобрела идея создания морских заповедников, которые смогут помочь в решении данных проблем. Они предназначены для сохранения многих видов, а также для создания зон, защищенных от непосредственной антропогенной активности. Сейчас морские заповедники составляют 1% площади Мирового Океана, однако многие ученые считают, что их территория должна быть увеличена до 20-30%. Наиболее интересная идея заключается в

организации сети заповедников, когда каждый объект будет отделен от другого определенным расстоянием, позволяющим видам и популяциям обмениваться во время нереста. Это повысит возможность сохранения видов и будет способствовать их расселению в другие акватории. Образование такой сети предусматривает довольно большое финансирование – от 5 до 19 миллиардов долларов США в год, однако это меньше, чем выделяется для целей рыбной промышленности (15-20 млрд долларов в год). Одновременно это создаст около миллиона рабочих мест (Worm, 2007). Самый главный итог всех исследований и проводимых мероприятий заключается в оптимизации менеджмента и защите морских экосистем, адаптации законодательства и экономики к окружающей среде океана.

#### Список литературы

- Ababouch L.* Assuring fish safety and quality in international fish trade // *Marine Pollution Bull.* 2006. V. 53. P. 561-568.
- Benedick R.E.* Human population and environmental stresses in the twenty-first century. Environmental Report. Change and Security project. The Woodrow Wilson Center. 2000. N 6. P. 5-18.
- Bowen R.E., Depledge M.H.* Rapid Assessment of marine pollution (RAMP). *Marine Pollution Bulletin.* 2006. V. 53. P. 631-639.
- Brookes Ch.* A race against time in the ocean's depths. *Research eu. The magazine of the European research area.* Dec. 2007 Special issue. The state of the ocean. P. 8-9
- Diffey B.L.* Solar ultraviolet radiation effects on biological systems // *Physics in Medicine and Biology.* 1991. V. 36(3). P. 299-328.
- D'Hoop D.* 89 000 km of European coastline. *Research eu. The magazine of the European research area.* Dec. 2007 Special issue. The state of the ocean. P. 26-27.
- Fleming L.F., Broad K., Clement A., Dewailly E., Elmir S., Knap A., Pomponi S.A., Smith S., Solo Gabriele H., Walsh P.* Oceanic and human health: Emerging public health risks in the marine environment // *Marine pollution Bulletin.* 2006. V. 53. P. 545-560.
- Kohler J., Schmit M., Krumbeck H., Kapfer M., Litchman E., Neale P.* Effects of UV on carbon assimilation of phytoplankton in a mixed water column // *Aquatic Sciences.* 2001. V. 63. P. 294-309
- Lethe M.* CO<sub>2</sub> between sea and sky. *Research eu. The magazine of the European research area.* Dec. 2007 Special issue The state of the ocean. P. 13-14
- Maso M., Garcés E.* Harmful microalgae blooms (HAB); problematic and conditions that induce them // *Marine Pollution Bulletin.* 2006. V. 53. P. 620-630.
- Schiedeck D., Sundelin B., Readman J.W., Macdonald R.W.* Interactions between climate change and contaminants // *Marine Pollution Bulletin* 2007. V. 54. P. 1845-1856.
- The World Health Report 2002.* World Health Organization. Geneva, Switzerland, 2002.
- Van Rossom J.* Untangling the fishing nets. *Research eu. The magazine of the European research area.* Dec. 2007 Special issue The state of the ocean. P. 16-18.
- Worm B.* The old man and the sea: a necessary change of course. *Research eu. The magazine of the European research area.* Dec. 2007 Special issue The state of the ocean. P. 5-7.

### СОДЕРЖАНИЕ И РАСПРЕДЕЛЕНИЕ <sup>90</sup>Sr, <sup>137</sup>Cs И МИКРОЭЛЕМЕНТОВ В ПОЧВЕ СУПЕРАКВАЛЬНЫХ ПОЗИЦИЙ ВОДОСБОРОВ НЕКОТОРЫХ ОЗЕРНЫХ ЭКОСИСТЕМ ВУРСА

А.А. Сутягин<sup>1</sup>, В.В. Дерягин<sup>1</sup>, В.Н. Удачин<sup>2</sup>, Г.Г. Корман<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Челябинский государственный педагогический университет  
454074, г. Челябинск, ул. Бажова 48, Россия, [guinara.korman@mail.ru](mailto:guinara.korman@mail.ru)

<sup>2</sup>Институт минералогии УрО РАН, г. Миасс, Россия

В результате взрыва на территории ПО «Маяк» в 1957 г в атмосферу поступило около 20 млн. Ки радиоактивных веществ, из них 2 млн. Ки было вынесено узкой полосой в виде Восточно-Уральского радиоактивного следа (ВУРС). В составе поступившей в атмосферу смеси, кроме короткоживущих радионуклидов, присутствовали долгоживущие – <sup>90</sup>Sr и <sup>137</sup>Cs, представляющие наибольшую биологическую опасность (Экологические и медицинские последствия..., 2001).

В зону загрязнения попали более 30 озер. Некоторые из них, расположенные на периферии ВУРСа, используются жителями близлежащих населенных пунктов в хозяйственной деятельности, для ловли рыбы и купания. Нами проведено исследование содержания и распределения долгоживущих радионуклидов в супераквальном элементе почв водосборных территорий озер периферийной зоны ВУРСа (Травяное, Куяныш, Шаблиш), так как одним из источников поступления долгоживущих радионуклидов в водоем является почва водосборных территорий.

Исследованные водоемы различаются морфометрическими параметрами, но являются однотипными по характеру протекания в них процессов, присущих озерам климатической зоны с достаточным увлажнением. Озера Травяное, Куяныш и Шаблиш расположены в северной части Каслинского района Челябинской области вблизи границы со Свердловской областью, в 90 км от места взрыва (периферийная или дальняя зона ВУРСа). Геологическое строение водосборной территории чрезвычайно разнообразно. Западная часть водосбора расположена на отложениях верхнего отдела девонской системы, представленной конгломератами, песчаниками, глинистыми и кремнистыми сланцами. Восточная часть водосбора лежит на более молодых отложениях нижнего отдела каменноугольной системы, представленной аналогичными осадочными и метаморфическими породами; дополнительно появляются прослои известняков (реже – мергелей). Южная часть водосбора представлена морскими отложениями нижнего эоцена – опоки, песчаники алевролиты. По западному борту котловин проходит линеамент дизъюнктивных нарушений, (выраженный в рельефе) отделяющий свиты девонских и каменноугольных отложений (Геологическое строение Урала. Карта., 1966).

Озера Куяныш и Травяное бессточные; оз. Шаблиш слабопроточное: в северной части в него впадают два ручья; из озера берет начало р. Исток, левый приток р. Синара (Тобольский бассейн). Отселение населенных пунктов с прибрежной зоны озер Шаблиш и Куяныш не производилось. На северном берегу оз. Куяныш расположена деревня Гаево. На северо-восточном участке побережья оз. Шаблиш находится поселок Шаблиш. На северном берегу оз. Травяное находилась д. Кривошеино (снесена после аварии 1957 г.).

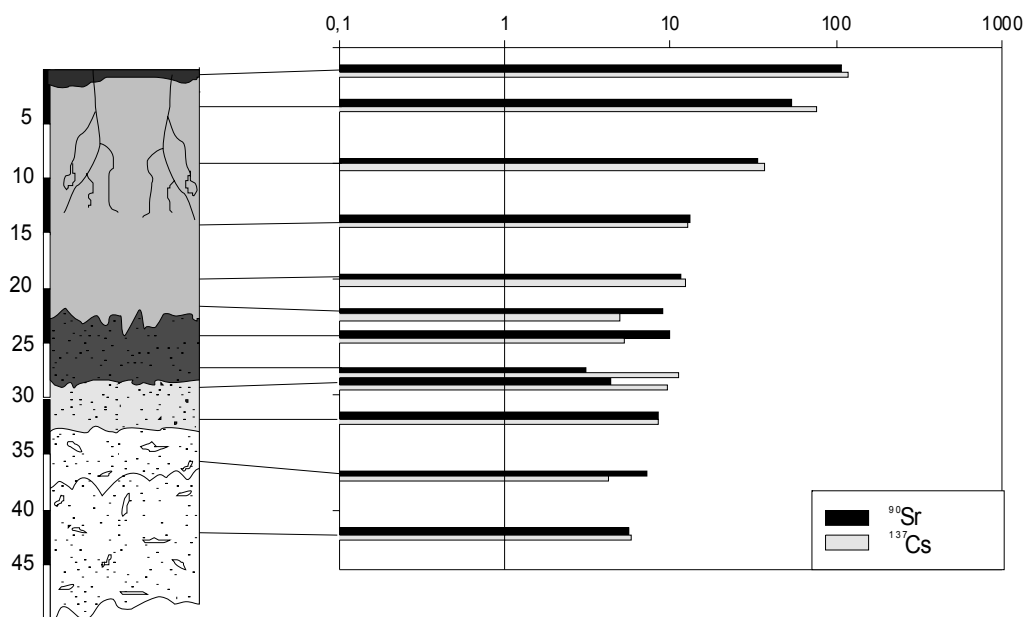
Определение места закладки почвенных разрезов, основывалось на исследовании особенностей ландшафтных катен (Глазовская М.А., 1981) и вычленении в них элювиальных и супераквальных элементов (позиций). Разрезы закладывались в нескольких метрах от уреза воды, в основном на приозерных террасах. Почву из почвенных разрезов вынимали слоями с учетом генетических горизонтов и площади отбора проб до глубины 30-65 см, высушивали, растирали и просеивали через сито с ячейками в 1 мм.

Пробоподготовка почвенных проб и аналитические исследования проводились на базе физико-химической лаборатории естественно-технологического факультета Челябинского государственного педагогического университета (ЧГПУ). Определение металлов проводилось в лаборатории геоэкологии Института минералогии УрО РАН на атомно-абсорбционных спектрометрах: с пламенным режимом атомизации воздух-ацетилен “Perkin – Elmer 3110” (Ca, Mg, Mn, Fe, Cu, Zn, Co, Ni), ацетилен – оксид азота (I) (Ba, Sr); с электро-термическим режимом атомизации “Analyst 300, HGA 850” с дейтериевой коррекцией фона фирмы “Perkin – Elmer 3110” (Pb, Cd). Содержание радионуклидов определялось в отделе окружающей среды Уральского научно-практического центра радиационной медицины (УНПЦ РМ). Определение  $^{137}\text{Cs}$  производилось  $\gamma$ -спектрометрическим методом (Методика выполнения измерений удельной активности гамма-излучающих ..., 2002). Принцип метода основан на измерении энергии и интенсивности испускаемых радионуклидами  $\gamma$ -квантов. Относительная погрешность измерения составляет менее 15 % при доверительной вероятности  $p=0,95$ . Определение  $^{90}\text{Sr}$  проводят по дочернему  $^{90}\text{Y}$  после экстракционного выделения моноизооктилметиловым эфиром фосфоновой кислоты. Измерение бета-активности выделенных препаратов проводится на малофоновой установке УМФ-2000. Относительная погрешность метода при доверительной вероятности  $p=0,95$  составляет менее 20 %.

Основные показатели рассчитывали на сухую почву, т.е. к почве, высушенной при 100–105 °С. Полученные результаты подвергались обработке методами статистического анализа с использованием программного обеспечения Stat Soft, SPSS Inc, MS Excel .

Почвы водосборных территорий исследуемых озер лежат в области преимущественного распространения серых лесных почв. Для супераквальных элементов ландшафта водосборов исследованных озер характерно повышенное увлажнение. Их почвы имеют более высокий процент гумуса, нежели почвы элювиальных территорий. Сочетание промывного и выпотного режима увлажнения не только влияет на характер распределения микроэлементов и радионуклидов по глубине, но и создает возможность их вымывания (Левина С.Г., 2008; Трапезников А.В и др., 2007).

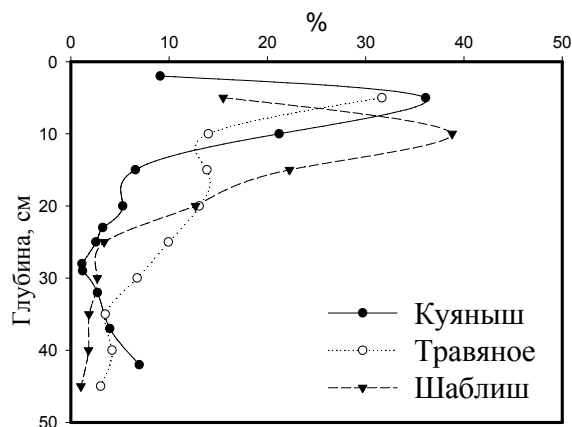
Для исследуемых почвенных разрезов характерно концентрирование радионуклидов в верхнем (0 – 10 см) слое и постепенное уменьшение их содержания вниз по почвенному профилю, что представлено на примере почвенного профиля супераквального ландшафта оз. Куяныш (Рис. 1).



**Рис. 1.** Строение почвенного разреза и удельная активность (Бк/кг сухой массы) радионуклидов (оз. Куяныш, супераквальный элемент ландшафта)

Разрез на приозерной террасе оз. Куяныш вскрыл олуговелую, с признаками черноземного процесса, темно-серую (местами коричнево-черную) лесную почву, испытавшую значительную антропогенную нагрузку (выпас крупного рогатого скота). Отмечены одинаково (практически синхронно) убывающие значения удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  с поверхности и до глубины 45 см. Величины удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  одного порядка с величинами удельной активности  $^{90}\text{Sr}$ . Максимальная удельная активность радионуклидов также наблюдается в подстилке и составляет для  $^{90}\text{Sr}$  106 Бк/кг сухой массы, для  $^{137}\text{Cs}$  – 120 Бк/кг сухой массы.

Анализ характера распределения радионуклидов по профилю почвенных разрезов супераквальных позиций водосборов озер показал, что пик максимального содержания  $^{90}\text{Sr}$  приходится на гумусовые горизонты почв, преимущественно на  $A_1$  (Рис. 2). Установлено, что в почвах супераквальных позиций ландшафта дальней зоны Следа более 80 %  $^{90}\text{Sr}$  находится в слое 0-20 см.

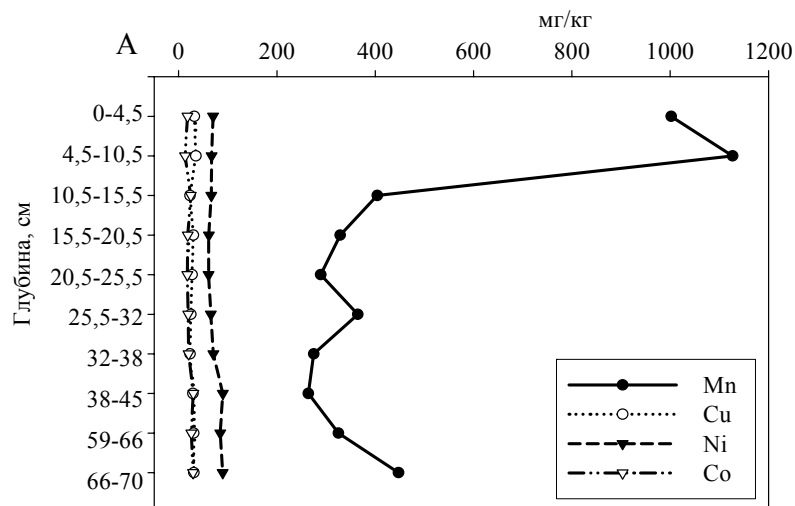


**Рис. 2.** Распределение (%)  $^{90}\text{Sr}$  в почве супераквальных ландшафтных позиций исследованных водоемов

На рис. 3. приведены результаты исследования содержания некоторых микроэлементов на примере оз. Шаблиш, подтверждающие их незначительную роль в техногенном загрязнении территории.

Выявлено, что по тяжелым металлам почвы супераквальной позиции водосборов изученных озер не относятся к токсичным (Long, 1998). Концентрации таких микроэлементов, как Cu, Zn, Mn, Ni, Co, Pb, Cr, Ba, находятся в пределах пороговых концентраций (Ковальский, 1974). Однако, в почвенных разрезах супераквальной позиции ландшафта водосбора оз. Куяныш отмечено повышенное содержание никеля (56 мг/кг). Вероятно, это обусловлено геологическим строением

района: никель встречается в вулканогенных породах девонского периода, залегающих в северной части данного водоема.



**Рис. 3.** Содержание некоторых микроэлементов в почве супераквальной позиции оз. Шаблиш

Таким образом, по содержанию тяжелых металлов почвы супераквальной позиции водосборов исследованных озер не относятся к токсичным. Отмечено повышенное содержание Ni в почве оз. Куяныш, что связано с естественными геохимическими особенностями Уральского региона и не имеет техногенного характера. Выявленные закономерности распределения и аккумуляции радионуклидов в почвах супераквальных элементов ландшафта исследованной территории можно считать типичными для одноразового импактного загрязнения: максимум концентрации радионуклидов выражен в гумусированных горизонтах (Фирсова и др., 1996), вглубь, к материнской породе (горизонту С), происходит снижение на один или несколько порядков.

Авторы выражают глубокую благодарность научному руководителю, декану естественно-технологического факультета ЧГПУ, зав. каф. химии, д.б.н., профессору С.Г. Левиной, директору УН ПЦРМ, Заслуженному деятелю науки РФ, д.м.н., профессору А.В. Аклееву, зав. каф. биологии человека и МБП ЧГПУ, д.б.н., профессору Шибковой Д.З., старшему научному сотруднику отдела окружающей среды УНПЦ РМ Поповой И.Я. за помощь в проведении работы.

#### Список литературы

- Геологическое строение Урала [Карты]. 1:1000 000. М., 1966. 1 к.
- Глазовская М.А. Общее почвоведение и география почв. М.: Высш. шк., 1981. 400 с.
- Ковальский В.В. Геохимическая экология. М.: Наука, 1974. 300 с.
- 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.
- Методика выполнения измерений удельной активности гамма-излучающих радионуклидов в пробах объектов внешней среды. Свидетельство № Ч 147/2002 об аттестации методики выполнения измерений. Гос. ком. РФ по стандартизации и метрологии. 2002.
- Трапезников А.В., Молчанова И.В., Караваева Е.Н., Трапезникова В.Н. Миграция радионуклидов в пресноводных и наземных экосистемах. Том II. Екатеринбург: Изд-во Урал. ун-та, 2007. 400 с.
- Фирсова В.П., Молчанова И.В., Мещеряков П.В., Павлова Т.С., Караваева Е.Н., Прокопович Е.В., Тоцев В.В. Почвенно-экологические условия накопления и перераспределения радионуклидов в зоне ВУРСа. Екатеринбург: Изд-во «Екатеринбург», 1996. 140 с.
- Экологические и медицинские последствия радиационной аварии 1957 г. на ПО «Маяк» / под ред. А.В. Аклеева, М.Ф. Киселева. М.: ГУП Вторая типография ФУ «Медбиоэкстрем» при Минздраве РФ, 2001. 294 с.
- Long E.L., Field L.J., MacDonald D.D. Predicting toxicity in marine sediments with numeric sediment quality guideline // Environ. Toxicol. Chem. 1998. V.17. P.714–727.

# ИНТЕГРАЛЬНАЯ ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО КАЧЕСТВА ПРИРОДНЫХ ВОД С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ПАРАМЕТРОВ КИНЕТИКИ ФОСФОРНОГО ОБМЕНА МНОГОКЛЕТОЧНЫХ ЗЕЛЕНых ВОДОРосЛЕЙ

Н.Н. Терещенко

*Институт биологии южных морей им. А.О. Ковалевского НАН Украины  
99011, Севастополь, проспект Нахимова, 2, Украина, tnn@ibss.iuf.net*

Методы радиоизотопных исследований широко используются для изучения радиохеомозкологических явлений в морских экосистемах. В частности, в морской гидроэкологии развивается несколько направлений использования радиоизотопных подходов в изучении функционирования морских экосистем.

Одно из важных направлений использования методов радиоизотопных индикаторов представлено широким спектром исследований продукционных и обменных процессов в биотических компонентах экосистем. Это, в частности, изучение первичной продукции, питания и различных других аспектов обменных процессов: закономерностей кинетики обмена и аккумуляции радиоактивных и химических веществ различного строения: от простых ионов до органических молекул и на разных уровнях организации живых систем. Это направление применения методов радиоизотопных исследований включает в себя работы по определению параметров и исследованию закономерностей кинетики обмена на экологическом уровне (в системе: водная среда – водоросли) радиоактивных и химических веществ различного строения: от простых ионов до органических молекул.

Предметом наших исследований была кинетика фосфорного (в форме неорганического фосфата) обмена многоклеточных водорослей, включая такие параметры:  $K_n$  – коэффициент накопления,  $V_n$  – скорость поглощения,  $K_m$  – константа Михаэлиса-Ментен,  $T_{0.5}$  – период полунакопления,  $C_T/C_{T0}$  – доля выведенного фосфора,  $p_i$  – постоянная обмена и др. (Терещенко, 1986а; б; 1988, 1992).

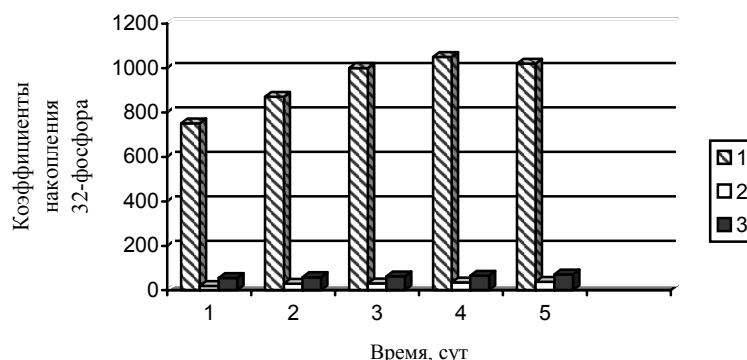
С конца XIX века было открыто сероводородное заражение глубинных вод Черного моря и установлено отсутствие на глубинах более 200-250 м оксифобных бентосных организмов. Дальнейшими исследованиями установлено, что не только наличие сероводорода является гидрохимической особенностью глубинных вод (Скопинцев, 1975; Сорокин, 1982). Начиная с 1984 г. в ОРХБ ИнБЮМ НАН Украины были инициированы работы по изучению влияния на гидробионтов окислительной зоны моря глубинной воды из восстановительной зоны Черного моря как с естественными исходными концентрациями сероводорода, так и после полного окисления в ней сероводорода. Работы проводились на одноклеточных, многоклеточных бентосных водорослях и беспозвоночных гидробионтах (Поликарпов и др., 1986, 1987, 1988, 1990, 2006).

Цель настоящей работы состояла в применении метода меченых атомов для определения экологического качества черноморской глубинной воды (как природного состава, так и окисленной азированием) из сероводородной зоны Черного моря для черноморских гидробионтов – зеленой макроводоросли *Ulva rigida* Ag. (ульва), обитающих в окислительной зоне моря в прибрежных районах.

Изучение кинетики обмена фосфора между ульвой и водной средой проводили методом меченых атомов с применением радиоизотопа фосфора:  $^{32}P$  в форме неорганического фосфата. Высокая чувствительность и экспрессность этого метода, отсутствие побочного влияния радиоактивного индикатора на организм в сочетании с методом фрагментов дает возможность проводить прижизненные многократные измерения на одних и тех же образцах водоросли, что необходимо для достоверного определения кинетических параметров обмена. В опытах также измеряли концентрацию стабильного фосфатного фосфора в воде, при анализе результатов использовали элементы математического моделирования (Методы ..., 1978; Терещенко и Егоров, 1985). Основой применения метода меченых атомов для оценки экологического качества природных вод по параметрам фосфорного обмена послужили изученные ранее закономерности и характеристики кинетики обмена фосфора, включая связь с продукционными процессами (Терещенко и Егоров, 1985; Терещенко, 1986б; 1992).

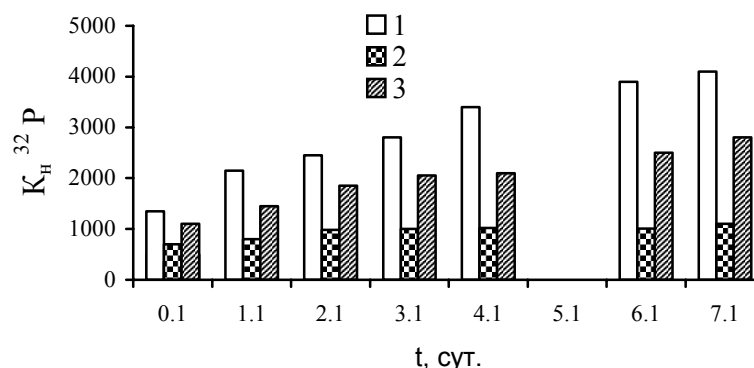
Первоначально было исследовано действие глубинной черноморской воды природного состава на процессы жизнедеятельности ульвы. Для эксперимента была взята глубинная вода с 1000 м с естественным содержанием сероводорода и поверхностная вода. В поверхностную воду были внесены как живые водоросли (вариант 1 на Рис.1), так и убитые формалином (вариант 2). Полученные результаты, представленные на Рис. 1, свидетельствуют о токсическом действии глубинной черноморской воды, содержащей высокие концентрации сероводорода (10,5 мг/л), на процессы жизнедеятельности ульвы. Уровни накопления фосфора в глубинной воде так же низки, как

и в варианте с убитыми водорослями. Незначительное накопление фосфора в этих вариантах может быть обусловлено двумя процессами: сорбцией на поверхности талломов и развитием микрофлоры на талломах, тогда как в поверхностной черноморской воде у живых водорослей коэффициенты накопления меченого фосфора составляли около тысячи единиц.



**Рис. 1.** Накопление  $^{32}$ -фосфора ульвой в черноморской воде: 1 – живые водоросли в черноморской поверхностной воде, 2 – убитые формалином до внесения в опытный сосуд водоросли в поверхностной воде, 3 – живые водоросли в глубинной воде с исходным содержанием сероводорода, культивировавшиеся без доступа кислорода в опытные сосуды (концентрация сероводорода составляла  $10.5 \text{ гН}_2\text{С} \cdot \text{л}^{-1}$ )

Для оценки возможного влияния глубинной воды, после ее аэрации (после окисления сероводорода, оказывавшего токсическое действие на водоросли), на процессы жизнедеятельности ульвы, исследовали кинетику обмена фосфатов водорослью в глубинной окисленной воде по сравнению с поверхностной черноморской водой (Рис. 2). Во всех опытах с ульвой использовали воду, поднятую с глубины 1000 м, которую перед началом экспериментов активно аэрировали в течение 6 час. При такой экспозиции аэрирования концентрация сероводорода, практически, равнялась нулю (Поликарпов и др., 2004)



**Рис. 2.** Изменение  $K_n \text{ } ^{32}\text{P}$  во времени для водоросли, культивируемой в глубинной черноморской воде (1), поверхностной воде (2) и поверхностной воде с добавкой минерального фосфора (3).

Изучение кинетики накопления  $^{32}\text{P}$  ульвой в воде, поднятой с глубины 1000 м и предварительно аэрированной, позволило установить, что, по сравнению с поверхностной водой (с концентрацией фосфатов, равной  $3 \text{ мкгР} \cdot \text{л}^{-1}$ ), аккумуляция  $^{32}\text{P}$  фрагментами таллома этой водоросли происходило более интенсивно в глубинной воде, содержание фосфатов в которой составляло  $230 \text{ мкгР} \cdot \text{л}^{-1}$ .  $K_n \text{ } ^{32}\text{P}$  водорослью в глубинной воде были почти в 2,6 раза выше, чем в поверхностной воде, что могло быть обусловлено, как одной из причин, разным содержанием фосфатов в средах сравнения. Поэтому были проведены эксперименты с двойным контролем. Средами сравнения были взяты поверхностная вода с измеренным в ней перед началом эксперимента содержанием фосфатов, равным  $3 \text{ мкгР} \cdot \text{л}^{-1}$  (вариант 1) (Рис. 2), и такая же вода, но с добавкой фосфатов в таком количестве, чтобы в сумме концентрация фосфатов в среде была равной таковой в глубинной воде (вариант 2) (Рис. 2).

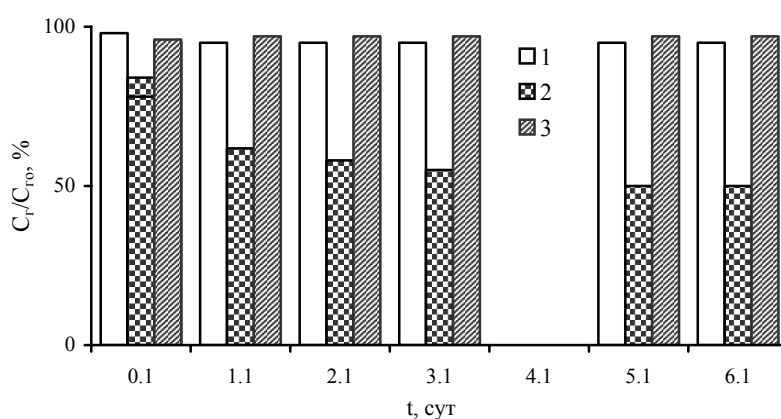
Выбор двойного контроля в опытах был обусловлен тем, что  $K_n \text{ } ^{32}\text{P}$  ульвой зависит от концентрации растворенного минерального фосфора в водной среде (Терещенко, 1986б; 1992). Поэтому наличие второго контроля – поверхностной воды с добавкой фосфатов – позволяло исключить это влияние и выявить



возможное воздействие других гидрохимических компонентов окисленной глубинной воды на значение параметров кинетики фосфорного обмена между ульвой и водной средой.

Зависимость Кн  $^{32}\text{P}$  во времени для водорослей, культивируемых в глубинной воде (1), поверхностной воде (2) и поверхностной воде с добавкой минерального фосфора (3) представлена на Рис. 2. Через семь суток после начала эксперимента Кн меченого фосфора составили следующие величины: в глубинной аэрированной воде – 4000, в поверхностной – 1080, в поверхностной с добавкой фосфатов – 2900 единиц. Величины Кн  $^{32}\text{P}$  достоверно различаются в средах сравнения (Рис. 2), несмотря на одинаковые условия по содержанию фосфатов в воде (кривые 1, 3). И хотя в поверхностной воде с добавкой фосфатов Кн  $^{32}\text{P}$  водорослью выше (кривая 3), чем в поверхностной воде с природным содержанием фосфатов (кривая 2), самые высокие Кн  $^{32}\text{P}$  макрофитом наблюдали в окисленной глубинной воде. Вероятно, величина Кн  $^{32}\text{P}$  ульвой обусловлена не только повышенным содержанием фосфора в воде, но и более интенсивным поступлением фосфора в необменные фонды водоросли, что, в свою очередь, может быть вызвано благоприятным влиянием на обменные процессы ульвы других гидрохимических компонентов глубинных вод. Это может быть как их повышенное содержание по сравнению с поверхностными водами, так и различие их форм нахождения в глубинной и поверхностной воде (Скопинцев, 1975; Сорокин, 1982; Поликарпов и др., 1988, 1990).

Влияние содержания фосфатов в воде на процессы фосфорного обмена ульвы подтверждают и опыты по изучению выведения  $^{32}\text{P}$  водорослью. Анализируя кривые выведения  $^{32}\text{P}$  ульвой (Рис.3), можно сделать вывод о том, что меченый фосфор, накопленный ульвой в средах с концентрацией минерального фосфора в воде, равной 230 мкгР·л<sup>-1</sup> (кривые 1, 3), отражает преимущественное поступление меченого фосфора в необменные фонды фосфора, используемые ульвой на рост и продукцию именно в условиях более высоких концентраций фосфатов в среде, как в поверхностной, с добавкой фосфатов, так и в глубинной аэрированной воде. При этом кинетика выведения фосфатов в естественной поверхностной (без добавок фосфора – кривая 2) и глубинной черноморской воде (кривая 3) достоверно отличается (Рис. 3). Как видно из представленных графиков, в поверхностной воде доля выводимого  $^{32}\text{P}$  достигает на третьи сутки 50% и в дальнейшем увеличивается, тогда как в глубинной воде она за это же время составляет 6 % от исходного количества аккумулированного водорослью меченого фосфора и с течением времени остается на этом же уровне. Выведение  $^{32}\text{P}$  в глубинной и поверхностной воде с добавкой фосфатов достоверно не отличается. Это, очевидно, связано с тем, что накопление фосфора происходило в средах с разными или одинаковыми условиями относительно концентрации фосфатов в воде. В среде с данным уровнем концентрации фосфатов в воде формировался определенный соответственный уровень внутриклеточной концентрации фосфора в водоросли. И именно последний оказывает ведущее влияние на интенсивность процессов выведения фосфора.



**Рис. 3.** Выведение  $^{32}\text{P}$  из ульвы в среды сравнения: глубинную черноморскую воду (1), поверхностную воду (2) и поверхностную воду с добавкой минерального фосфора (3)

Выше изложенные результаты исследования глубинной воды Черного моря показывают, что на процессы жизнедеятельности черноморской многоклеточной зеленой водоросли *Ulva rigida* Ag, являющейся представителем мезосапробных водорослей, естественная глубинная вода, после ее аэрации, не оказывает угнетающего действия. Более того, можно сделать вывод о том, что именно количество фосфатов, присутствующих в глубинной воде, в значительной степени определяя кинетику обмена фосфора между ульвой и средой, хотя и не является единственным фактором,

влияющим на процесс аккумуляции  $^{32}\text{P}$  этой водорослью. Более высокие Кн и более интенсивное поступлением фосфора в необменные фонды водоросли может быть вызвано и благоприятным влиянием на фосфорный обмен этой макроводоросли других химических компонентов глубинных вод. В роли таких компонентов могут выступать микроэлементы, играющие важную роль в метаболизме водорослей (например, марганец) и биогенные макроэлементы (в частности, например, азот), находящиеся в формах доступных для усвоения водорослями.

Высокие концентрации сероводорода ( $9 - 12 \text{ мгН}_2\text{S}\cdot\text{л}^{-1}$ ), которые содержатся в глубинной черноморской воде, оказывают токсическое действие на многоклеточную зеленую водоросль *U. rigida* Ag. и эта среда обладает неблагоприятным экологическим качеством для данного вида.

Окисленная кислородом воздуха, глубинная черноморская вода не оказывает угнетающего действия на процессы жизнедеятельности черноморской многоклеточной водоросли *U. rigida* Ag. и способствует повышенной аккумуляции фосфора водорослью. При этом большая часть фосфора аккумулируется в необменные фонды гидрофитов. Это позволяет характеризовать глубинную черноморскую азрированную воду как благоприятную среду с повышенным, по сравнению с поверхностными черноморскими водами, продукционным потенциалом для культивирования водорослей, т.е. как среду с благоприятным экологическим качеством для данного вида.

Таким образом, параметры кинетики фосфорного обмена между водорослью и средой могут использоваться для интегральной оценки экологического качества природных вод.

#### Список литературы

Методы гидрохимических исследований океана. - М.: Наука, 1978. 272 с.

Поликарпов Г.Г., Веселова Т.В., Лазоренко Г.Е., Тимошук В.И., Цыцугина В.Г., Демина Н.В., Терещенко Н.Н., Светашева С.К. Об отсутствии токсичности глубинной черноморской воды после удаления сероводорода // Вестник АН УССР. 1986. № 2. С.41 - 46.

Поликарпов Г.Г., Лазоренко Г.Е., Терещенко Н.Н. Биогенные свойства глубинной воды Черного моря для морских водорослей // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа. Сб. МГИ и ОФ ИнБЮМ НАН У. 2004. Вып.10. С.165 - 177.

Поликарпов Г.Г., Лазоренко Г.Е., Цыцугина В.Г., Терещенко Н.Н., Демина Н.В., Ланская Л.А. Исследование биологической роли окисленной водной среды восстановительной зоны Черного моря // Совершенств. управл. развитием рекреацион. систем. Севастополь, 23 - 25 окт. 1986: Депон. Сб. МГИ АН УССР. 1987. № 5807 В87. Ч. 3. С. 608 - 623.

Поликарпов Г.Г., Терещенко Н.Н., Егоров В.Н., Цыцугина В.Г., Кулебакина Л.Г., Лазоренко Г.Е., Тимошук В.И., Жерко Н.В. Молисммологическое состояние Черного моря и возможности его кондиционирования // Динамика вод и продуктивность планктона Черного моря. 1988. Гл. II. С. 328 - 421.

Поликарпов Г.Г., Лазоренко Г.Е., Терещенко Н.Н., Егоров В.Н., Цыцугина В.Г., Жерко Н.В., Кулев Ю.Д., Гулин С.Б., Гулин М.Б., Тимошук В.И. Молисммологическое состояние моря // Практическая экология морских регионов: Черное море. Киев: Наукова думка. 1990. Гл. 7. С. 63 - 86.

Скопинцев Б.А. Формирование современного состава вод Черного моря. Л.: Гидрометеиздат, 1975. 336 с.

Сорокин Ю.И. Черное море: Природа, ресурсы. М.: Наука, 1982. 217 с.

Терещенко Н.Н. Использование зеленых многоклеточных водорослей для биоиндикации глубинных вод Черного моря // Охрана окружающ. среды морей и устьев рек: Тез. докл. Всесоюз. совещ., Владивосток. 1986а. Ч. 2. С. 38 - 39.

Терещенко Н.Н. Экспериментальное изучение деевтрофирующей функции черноморской водоросли *Ulva rigida* Ag. в отношении фосфат ионов: Автореф. дисс. канд. биол. наук. Севастополь. 1986б. 28 с.

Терещенко Н.Н. Изучение фосфорного обмена мезосапробных макроводорослей в глубинной черноморской воде // Всесоюз. конф. по морской биологии: Тез. докл., Севастополь. 1988. Ч.2. С. 189 - 190.

Терещенко Н.Н., Егоров В.Н. Кинетические закономерности поглощения и выведения фосфора черноморской зеленой водорослью *Ulva rigida* Ag. // Докл. АН УССР. Сер. Б, 1985. № 1. С. 79 - 82.

Терещенко Н.Н. Деевтрофирующее влияние фитоценоза *Ulva rigida* Ag. в отношении фосфатов водной среды // Молисммология Черного моря. - Киев: Наук. думка. 1992. С. 70 - 92.

Polikarpov G.G., Lazorenko G.E., Tereshchenko N.N. Biogenic properties of deep waters from the Black Sea reduction (hydrogen sulphide) zone for marine algae // J. Black Sea /Mediterranean Environment. 2006. V.12. P.129 - 153.

# ПРОСТРАНСТВЕННОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ И КАЧЕСТВЕННЫЙ СОСТАВ ПОЛИХЛОРИРОВАННЫХ БИФЕНИЛОВ (ПХБ) И ХЛОРООРГАНИЧЕСКИХ ПЕСТИЦИДОВ (ХОП) В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ И РЫБЕ ИЗ РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Г.М. Чуйко<sup>1</sup>, В.В. Законнов<sup>1</sup>, Е.С. Бродский<sup>2</sup>, А.А. Шелепчиков<sup>2</sup>, Д.Б. Фешин<sup>2</sup>

<sup>1</sup>*Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН  
п. Борок, Россия, gko@ibiw.yaroslavl.ru*

<sup>2</sup>*Институт проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова РАН  
г. Москва, Россия, efbr@mail.ru*

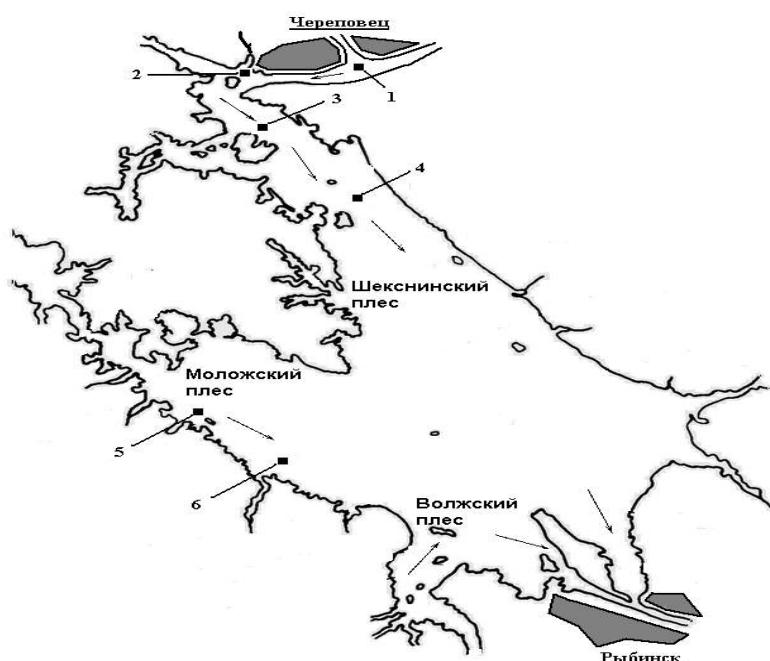
В последние 30 лет при экологических исследованиях повышенное внимание уделяется группе стойких органических загрязнителей (СОЗ) или т. н. «грязной дюжине». СОЗ относятся к классу хлорорганических соединений и обладают рядом специфических свойств: 1) биоаккумуляция за счет высокой липофильности; 2) глобальная распространенность в окружающей среде; 3) высокая стойкость к физическим, химическим и биологическим факторам; 4) способность оказывать токсическое действие на организмы в крайне малых дозах. В 2001 г. в Стокгольме под эгидой ООН была принята и подписана Глобальная международная конвенция о запрещении производства и использования СОЗ, к которой в 2002 г. присоединилась и Россия (Майстренко, Ключев, 2004).

Полихлорированные бифенилы (ПХБ) и хлорсодержащие пестициды (ХОП) – наиболее распространенные группы СОЗ, которые в больших масштабах применялись длительное время в конце прошлого столетия в промышленности и сельском хозяйстве. В странах, подписавших конвенцию, использование и производство ХОП и ПХБ в настоящее время запрещено. Однако эти вещества продолжают циркулировать в окружающей среде, в том числе и в России (Павлов, Бакин, 2004). Исследование содержания ХОП в ДО Рыбинского водохранилища не проводилось вообще, а последние исследования их содержания в рыбе проведены в 1978 г. (Майер и др., 1981). Ранее было показано, что в экосистеме Рыбинского водохранилища присутствуют ПХБ, локальным источником которых является Череповецкий индустриальный комплекс. Наибольшее содержание ПХБ отмечено в Шекснинском плесе водохранилища в черте г. Череповца и ниже по течению бывшего русла р. Шексны (Козловская, Герман, 1997; Герман, Козловская, 1999; Герман, Законнов, 2003; Chuiiko et al., 2007). В силу своей высокой гидрофобности ПХБ присутствуют в воде в очень низких концентрациях. Первичным накопителем ПХБ в пресноводных экосистемах являются донные отложения (ДО). Они наиболее объективно отражают уровень накопления и пространственного распределения СОЗ в водном объекте. В ДО СОЗ могут сохраняться достаточно долгое время и передаваться по трофическим сетям. Способность ДО аккумулировать ПХБ зависит от типа грунтов и их физико-химических свойств (Козловская, Герман, 1997; Герман, Законнов, 2003). Поэтому, при проведении исследований по накоплению ПХБ в ДО пресноводных объектов необходимо учитывать эту особенность.

Цель работы – исследовать конгенерный состав и общее содержание ПХБ и ХОП в близких по составу и физико-химическим свойствам ДО и рыбе из Шекснинского и Моложского плесов Рыбинского водохранилища.

Взятие проб ДО и отлов рыбы осуществлялся с борта экспедиционного судна ИБВВ РАН «Ак. Топчиев» в сентябре 2006 г. Пробы ДО отбирались с горизонта 0 - 20 см в трех повторностях с каждой точки с глубины 10-12 м на 6 станциях бывшего русла р. Шексны (станции 1 - 4) и р. Мологи (станции 5, 6) Рыбинского водохранилища. Выбор станций проводился с учетом гидрологических особенностей и расположения основного источника загрязнения в г. Череповце (рисунок). Для отбора ДО использовали автоматический коробчатый дночерпатель ДАК-250 с площадью захвата 0.4 м<sup>2</sup>, изготовленный в экспериментальной мастерской ИБВВ РАН. Тип грунта идентифицировался визуально в полевых условиях (консистенция, цвет, запах, наличие включений), а затем уточнялся по результатам лабораторных анализов. Грунт перемешивался и отбиралась интегральная проба. Для последующего анализа пробы высушивались на воздухе до постоянной массы. Водно-физические свойства – влажная и сухая объемная массы, из которых рассчитывалась влагоемкость, определялись по методикам (Буторин и др., 1975). Гранулометрический состав - в сырых пробах на электромагнитной просеивающей машине «Analysette-3» (Alfred Fritsch, Германия) с насадкой прецизионных микросит до 5 микрон (мокрый рассев). Общее содержание органического вещества (ОВ) методом прокаливания (Аринушкина, 1961). Рыба отлавливалась донным тралом на станциях 2-6. Для определения содержания СОЗ отбиралось по 10 лещей (*Abramis brama* L.) обоего пола со средней длиной 35.9±4.3 см и массой 825±79 г. Для анализа СОЗ у леща отбирались образцы дорсальных мышц с левой стороны от спинного плавника. Пробы с каждой станции объединялись и из них готовился фарш. Разделение гранулометрического и физико-химического состава ДО осуществлялись в ИБВВ РАН. Содержание ХОП, ПХБ и их конгенеров в ДО и рыбе анализировалось в ИПЭЭ РАН.

Определение ПХБ и ХОП - гексахлорбензола (ГХБ), дихлордифенилтрихлорэтана (DDT) и его метаболитов (o,p'-DDE, p,p'-DDE и DDD), 1,2,3,4,5,6-гексахлорциклогексана (ГХЦГ) и его изомеров ( $\alpha$ ,  $\beta$  и  $\gamma$ ) проводили методом хромато-масс-спектрометрии высокого разрешения в собственной модификации (Методика..., 2006).



**Рисунок.** Карта-схема отбора проб донных отложений и отлова рыб на Рыбинском водохранилище.

■ – станции отбора проб;  
 —▶ направление течения

На всех исследованных станциях ДО были представлены илами со сходными характеристиками: средний диаметр частиц 0.023-0.083 мм, натуральная влажность 57-82%, общее содержание органического вещества 13-38%.

В ДО на всех исследованных станциях обнаружены СОЗ, среди которых в наибольшем количестве присутствуют ПХБ. Содержание ДДТ и его метаболитов на порядок, а ГХБ на два порядка ниже, чем ПХБ (Табл. 1). На станции 2, где

зафиксировано максимальное содержание всех исследуемых СОЗ, концентрации ПХБ, ДДТ и его метаболитов, ГХБ составили соответственно 425.6, 27.107 и 0.833 нг/г сухой массы.

В пространственном отношении все исследуемые соединения распределяются в ДО водохранилища неравномерно (табл. 1). В целом концентрации исследуемых СОЗ на ст.1 – 3 выше, чем на ст. 4 – 6. Максимальные значения зарегистрированы на ст. 2, минимальные — на ст.5. Однако характер пространственного распределения разных СОЗ несколько различается.

**Таблица 1.** Содержание ПХБ и ХОП в донных отложениях на разных участках Рыбинского водохранилища

Соединения	Станции					
	1	2	3	4	5	6
PCB-28/31	9.856	17.437	<4.00	<4.00	1.040	4.369
<b>TrCB сумма</b>	<b>14.866</b>	<b>26.254</b>	<b>&lt;6.00</b>	<b>&lt;8.00</b>	<b>1.824</b>	<b>5.280</b>
PCB-52	3.649	13.538	3.868	2.135	1.867	3.275
<b>TeCB сумма</b>	<b>21.609</b>	<b>71.212</b>	<b>17.076</b>	<b>11.228</b>	<b>11.556</b>	<b>23.793</b>
PCB-101	3.133	28.876	8.036	1.598	1.537	1.815
PCB-105	2.888	24.165	9.742	0.692	0.235	0.567
PCB-118	5.929	46.700	18.442	1.719	0.919	1.329
<b>PeCB сумма</b>	<b>29.182</b>	<b>214.922</b>	<b>83.142</b>	<b>10.589</b>	<b>7.681</b>	<b>12.471</b>
PCB-138	3.048	23.290	12.146	1.050	0.558	0.805
PCB-153	3.132	25.653	10.669	1.244	0.715	0.925
PCB-167	0.158	0.903	0.714	0.086	<0.02	0.300
PCB-156	0.539	5.028	2.039	0.126	0.041	0.090
PCB-157	0.152	0.943	0.607	0.037	<0.02	0.021
<b>HxCB сумма</b>	<b>73.649</b>	<b>92.786</b>	<b>44.263</b>	<b>4.413</b>	<b>2.478</b>	<b>3.633</b>
PCB-180	1.031	7.296	0.508	0.385	0.335	0.317
<b>HrCB сумма</b>	<b>3.474</b>	<b>20.412</b>	<b>10.470</b>	<b>1.563</b>	<b>1.245</b>	<b>1.378</b>
<b>Общая сумма ПХБ</b>	<b>142.780</b>	<b>425.586</b>	<b>154.951</b>	<b>27.793</b>	<b>24.784</b>	<b>46.555</b>
<b>Сумма DDT, DDD и DDE</b>	<b>13.649</b>	<b>27.107</b>	<b>26.659</b>	<b>4.600</b>	<b>2.297</b>	<b>4.455</b>
<b>ГХБ</b>	<b>0.783</b>	<b>0.833</b>	<b>0.361</b>	<b>0.490</b>	<b>0.337</b>	<b>0.443</b>

\* данные представлены в нг/г сухой массы; \*\*со степенью хлорирования 3-7

Содержание ГХБ между станциями варьирует незначительно от 0.337 (ст.5) до 0.833 (ст.2), содержание ДДТ и его метаболитов – в более широком диапазоне от 2.297 (ст.5) до 27.107 (ст.2), а суммарное содержание ПХБ – еще в более широких пределах от 24.784 (ст.5) до 425.586 (ст.2) нг/г сухой массы. Максимальные различия в содержании ГХБ, ДДТ и его метаболитов, ПХБ между станциями - 2.5, 11.8 и 17.2 раза, соответственно. Качественный состав ПХБ в исследованных образцах ДО на всех станциях одинаковый и представлен три-, тетра-, пента-, гекса- и гептахлорированными конгенерами (табл. 1). Доля низкохлорированных трихлорконгенов в общем пуле конгенов не превышает 10% и мало варьируют между станциями. Доля высокохлорированных гептахлорконгенов еще меньше – не более 6% и также мало различается между станциями. Основная часть ПХБ (88-95%) на всех станциях представлена тетра-, пента- и гексахлорированными конгенерами. Их количественное соотношение на разных станциях заметно различается. Доля гексахлорированных конгенов постепенно понижается от ст.1 к ст.6 с 50 до 9%, в то время как доля тетрахлорированных конгенов повышается с 15 до 52%. Пентахлорированные конгенеры демонстрируют более сложную картину. На ст.1 их доля составляет 20%, на ст.2 и 3 она увеличивается до 50 и 55%, а на ст.4-6 постепенно снижается с 38 до 27%. По соотношению конгенов исследованные станции делятся на две группы: ст.1-3, где преобладают высокохлорированные пента-, гекса- и гептахлорконгенеры, и ст. 4-6, где высока доля низкохлорированных три- и тетрахлорконгенов. Эти группы станций существенно различаются по наличию наиболее токсичных конгенов РСВ 105, 118, 156, 157,167: на ст.1-3 их содержание до 50 раз выше, чем на ст.4-6. При этом в первой группе среди наиболее токсичных конгенов количественно преобладают пентахлорированные конгенеры РСВ 105 и 118.

**Таблица 2.** Содержание ПХБ и ХОП в мышцах леща на разных участках Рыбинского водохранилища

Соединения	Станции				
	2	3	4	5	6
PCB-28/31	<3.000*	0.541	1.119	1.896	<2.000
<b>TrCB сумма</b>	<b>&lt;6.000</b>	<b>1.314</b>	<b>2.320</b>	<b>1.052</b>	<b>&lt;5.000</b>
PCB-52	0.641	1.039	0.449	<0.500	<0.500
<b>TeCB сумма</b>	<b>8.717</b>	<b>8.907</b>	<b>5.144</b>	<b>2.598</b>	<b>&lt;2.500</b>
PCB-101	3.149	2.639	1.140	<0.500	<0.500
PCB-105	2.702	1.746	0.661	0.091	0.053
PCB-118	6.263	5.099	1.934	0.044	0.088
<b>PeCB сумма</b>	<b>23.769</b>	<b>19.949</b>	<b>7.545</b>	<b>0.135</b>	<b>0.141</b>
PCB-138	3.964	3.970	1.490	<0.400	<0.400
PCB-153	4.291	4.756	1.814	<0.400	<0.400
PCB-167	0.251	0.309	0.076	<0.050	<0.050
PCB-156	0.654	0.659	0.246	<0.050	<0.050
PCB-157	0.137	0.083	0.032	<0.050	<0.050
<b>HxCB сумма</b>	<b>14.428</b>	<b>13.868</b>	<b>5.404</b>	<b>&lt;1.900</b>	<b>&lt;1.700</b>
PCB-180	1.368	1.685	0.635	<0.200	<0.200
<b>HpCB сумма</b>	<b>3.848</b>	<b>4.154</b>	<b>1.535</b>	<b>&lt;1.000</b>	<b>&lt;1.000</b>
<b>Общая сумма ПХБ**</b>	<b>50.762</b>	<b>48.192</b>	<b>21.948</b>	<b>3.650</b>	<b>0.141</b>
<b>Сумма DDT, DDD и DDE</b>	<b>6.804</b>	<b>5.280</b>	<b>2.918</b>	<b>2.804</b>	<b>1.824</b>
$\alpha$ -ГХЦГ	0.567	0.506	0.390	0.185	0.228
$\beta$ -ГХЦГ	1.458	0.429	1.402	0.275	0.316
$\gamma$ -ГХЦГ	0.571	0.459	0.547	0.184	0.129
<b>Сумма изомеров ГХЦГ</b>	<b>2.596</b>	<b>1.394</b>	<b>2.339</b>	<b>0.644</b>	<b>0.673</b>
<b>ГХБ</b>	<b>0.191</b>	<b>0.414</b>	<b>0.292</b>	<b>0.166</b>	<b>0.062</b>

\* данные представлены в нг/г сырой массы; \*\*со степенью хлорирования 3-7

В мышцах леща также обнаружены СОЗ, среди которых на всех станциях, за исключением ст.6, преобладают ПХБ. Содержание ХОП на порядок ниже, чем ПХБ. (Табл. 2). На ст.2, где содержание исследуемых СОЗ одно из самых высоких, концентрации ПХБ, ДДТ и его метаболитов, суммы изомеров ГХЦГ и ГХБ составляют соответственно 50.762, 6.804, 2.596 и 0.191 нг/г влажной массы. В пространственном отношении исследуемые СОЗ в мышцах леща распределяются на разных станциях водохранилища неравномерно и несколько отличаются от распределения в ДО (табл. 2). В целом концентрации СОЗ на ст.2 - 4 выше, чем на ст. 5 – 6. Максимальные значения зарегистрированы на ст. 2 или 3, минимальные — на ст.5 или 6, в зависимости от типа СОЗ. Однако характер пространственного

распределения разных СОЗ несколько различается. Содержание ГХБ между станциями варьирует от 0.062 (ст.6) до 0.414 (ст.3), суммы изомеров ГХЦГ – от 0.644 (ст.5) до 2.596 (ст.2), ДДТ и его метаболитов – от 1.824 (ст.6) до 6.804 (ст.2), а суммарное содержание ПХБ – в наиболее широком диапазоне от 0.141 (ст.6) до 50.762 (ст.2) нг/г влажной массы. Максимальные различия между станциями в содержании ГХБ, суммы изомеров ГХЦГ, ДДТ и его метаболитов, ПХБ в мышцах леща – 6.7, 4, 3.7 и 360 раз, соответственно.

Качественный состав ПХБ в мышцах леща представлен три-, тетра-, пента-, гекса- и гептахлорированными конгенерами, однако между станциями он заметно варьирует (табл. 2). На ст.2 – 4 конгенерный состав ПХБ в целом сходный. Доля низкохлорированных трихлорконгенов в общем пуле конгенов составляет от 0 до 10%, доля высокохлорированных гептахлорконгенов — 7 – 9 %. Основная часть ПХБ (80-92%) представлена тетра-, пента- и гексахлорированными конгенерами. Их количественное соотношение немного различается между станциями. От ст.2 к ст.4 отмечается постепенное снижение доли пентахлорированных конгенов с 47 до 35% и увеличение доли тетрахлорированных конгенов с 17 до 23%, в то время как доля гексахлорированных конгенов остается неизменной на уровне 25-28%. На ст. 5 ПХБ представлены низкохлорированным три- и тетрахлорконгенерами в соотношении 29 и 71%, а на ст.6 обнаруживаются лишь пентахлорированные конгенеры. Особое внимание обращает на себя то, что конгенеры ПХБ из группы наиболее токсичных (PCB 105, 118, 156, 157,167) присутствует на ст.5, 6 в количествах ниже предела обнаружения или в десятки раз меньших, чем на ст.2-4.

Качественный состав изомеров ГХЦГ во всех исследованных образцах мышц представлен  $\alpha$ -ГХЦГ,  $\beta$ -ГХЦГ и  $\gamma$ -ГХЦГ (табл. 2). Их соотношение в пробах из разных участков водохранилища заметно различается. На ст. 2 и 4  $\alpha$ -ГХЦГ составляет 17 – 22%,  $\beta$ -ГХЦГ — 56 – 60% и  $\gamma$ -ГХЦГ — 22 – 24%. На ст. 3 и 5 соотношение этих изомеров — 30 – 37%, 31– 43% и 29 – 33%, соответственно. Наиболее значимые различия выявлены на ст.6, где доля  $\alpha$ -ГХЦГ составляет 4%,  $\beta$ -ГХЦГ — 25% и  $\gamma$ -ГХЦГ — 71%.

Таким образом, установлено, что в ДО и мышцах леща Рыбинского водохранилища присутствуют ПХБ и ХОП - ГХБ, DDT и его метаболиты, ГХЦГ. В пространственном отношении исследованные СОЗ распределяются неравномерно. Наибольшие их количества обнаруживаются в Шекснинском плесе водохранилища в районе г. Череповца и ниже его по течению. В Моложском плесе СОЗ присутствуют на уровне фоновых количеств. Пробы из двух плесов качественно различаются по составу конгенов ПХБ и изомеров ГХЦГ. Наиболее токсичные конгенеры ПХБ заметно преобладают в Шекснинском плесе. Полученные данные свидетельствуют, что основной источник поступления ПХБ в экосистему Рыбинского водохранилища носит локальный характер и находится в районе г. Череповца. Поступление ХОП, скорее всего, в основном происходит атмосферным путем.

*Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ, грант № 08-05-00805.*

#### Список литературы

- Аринушкина Е.В. Руководство по химическому анализу почв. М.: МГУ, 1961. 490с.
- Буторин Н.В., Зиминова Н.А., Курдин В.П. Донные отложения верхневолжских водохранилищ. Л.: Наука, 1975. 160 с.
- Герман А.В., Законнов В.В. Аккумуляция полихлорированных бифенилов в Шекснинском плесе Рыбинского водохранилища // Вод. ресур. 2003. Т. 30. № 5. С. 571-575.
- Герман А.В., Козловская В.И. Содержание полихлорированных бифенилов в леще *Abramis brama* Рыбинского водохранилища // Вопр. ихтиол. 1999. Т.39. №1. С.139-142.
- Козловская В.И., Герман А.В. Полихлорированные бифенилы и полиароматические углеводороды в экосистеме Рыбинского водохранилища // Вод. ресур. 1997. Т. 24. № 5. С. 563-569.
- Майер Ф.Л., Пети Дж.Д., Козловская В.И., Флеров Б.А. Определение остаточных количеств пестицидов в рыбах Рыбинского водохранилища // Гидроб. ж. 1981. Т.17. №5. С. 83-87.
- Майстренко В.Н., Ключев Н.А. Эколого-аналитический мониторинг стойких органических загрязнителей. – М.: БИНОМ. Лаборатория знаний. 2004. 323с.
- Методика выполнения измерений массовой концентрации полихлорированных бифенилов и хлорсодержащих пестицидов в почвах, шламах, твердых отходах, биологических и растительных материалах, природных и сточных водах методом хромато-масс-спектрометрии. МВИ ЛАЭ-04/05. Аттестация ФГУП УНИИМ, свидетельство № 224.10.12.118/2006.
- Павлов Д.Ф., Бакин А.Н. Хлорорганические пестициды во внутренних водоемах России: обзор литературы и собственные данные // Актуальные проблемы водной токсикологии. Б.А. Флеров (ред.) Борок: ИБВВ РАН . Рыбинский дом печати. 2004. С. 150-175.
- Chuiko G.M., Tillitt D.E., Zajicek J.L., Flerov B.A., et al. Chemical contamination of the Rybinsk Reservoir, Northwest Russia: relationship between liver polychlorinated biphenyls (PCB) content and health indicators in bream (*Abramis brama*) // Chemosphere. 2007. V. 67. No 3. P. 527-536.

## СОДЕРЖАНИЕ И ОСОБЕННОСТИ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ МИКРОЭЛЕМЕНТОВ В ГИДРОБИОНТАХ РЕЧНОЙ ЭКОСИСТЕМЫ ОБЬ

А.Н. Эйрих, Т.Г. Серых

*Институт водных и экологических проблем СО РАН  
г. Барнаул, ул. Молодежная, 1, Россия, alnik@iwep.asu.ru*

Один из наиболее объективных и надёжных показателей загрязнения водоёма и общей антропогенной нагрузки на него – содержание тяжёлых металлов в воде, донных отложениях и биоте (Хажеева З. И. и др., 2005 г.). Многие металлы являются неотъемлемой составной частью живого организма, играющие важную роль в процессах жизнедеятельности. Опасность составляют микроэлементы, обладающие высокотоксичными свойствами при относительно низких концентрациях, способные аккумулироваться в организмах при длительном воздействии и не играющие существенной роли в процессах жизнедеятельности (Папина, 2001 г.).

Изучение содержания микроэлементов в гидробионтах является актуальным, так как позволяет проследить экологические изменения водных экосистем. Достоверными показателями качества вод являются личинки насекомых (ручейников, поденок, хирономид, веснянок). Они наиболее чувствительны к загрязнению. (Безматерных, 2007).

Целью данной работы является исследование содержания и распределения микроэлементов в системе «вода - поровый раствор - гидробионты», оценка качества речной экосистемы (на примере р. Обь).

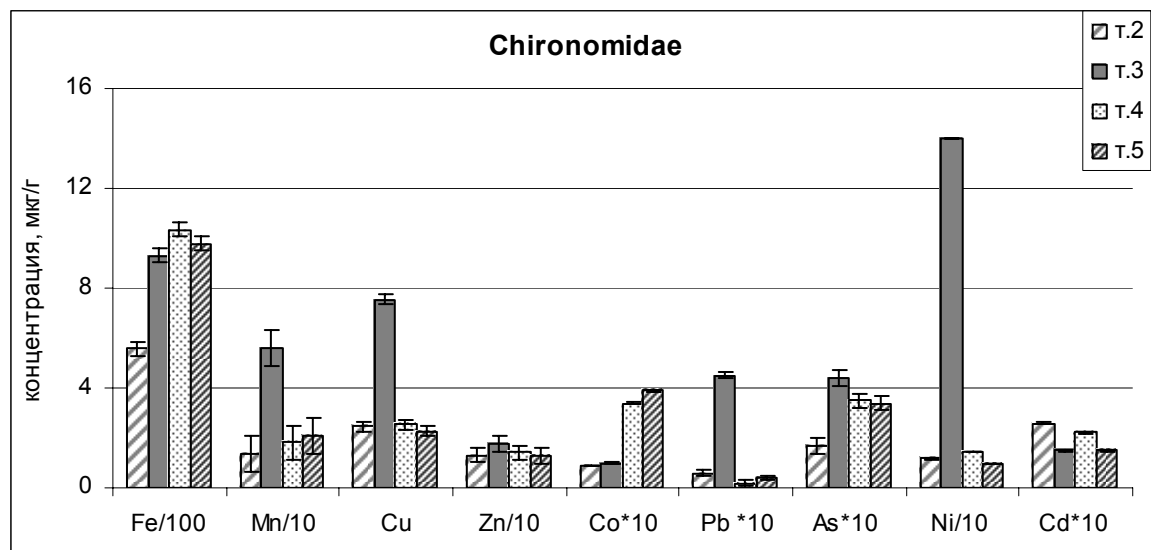
В данной работе рассматриваются 9 химических элементов (*As, Cd, Co, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn*), которые являются наиболее опасными поллютантами водной среды. Проведенные исследования содержания микроэлементов (*As, Cd, Co, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn*) в воде и гидробионтах р. Обь в районе г. Барнаула в 2005-2007 гг. позволяют оценить не только экологическое состояние водного объекта, но также выявить некоторые закономерности в распределении микроэлементов в воде и гидробионтах.

Контроль химического и биологического состояния водного объекта осуществляли в постоянных точках отбора. Первоначально проводили отбор проб воды и взвешенного вещества, а затем верхнего ненарушенного 10-ти сантиметрового слоя донных отложений. Пробы гидробионтов отбирали на месте отбора проб донных отложений. Гидробионты были представлены донными беспозвоночными *Chironomidae*, это наиболее распространенная и многочисленная группа во всех типах биотопов, загрязняемых тяжелыми металлами (ТМ) (Яковлев, 2002).

Концентрации металлов определяли методом атомно-абсорбционной спектроскопии с использованием пламенного варианта атомизации (ацетилен - воздух) и электротермической атомизации (ЭТА), на приборе SOLAAR M-6, при этом для калибровок прибора использовали стандартные растворы ГСО. Контроль правильности определений ТМ проводили с помощью метода добавок.

В результате полученных данных отмечено, что не наблюдается превышения ПДК<sub>в</sub> по содержанию микроэлементов (*As, Cd, Co, Cu, Fe, Pb, Ni, Zn*) в пробах воды поверхностного слоя. Среди определяемых элементов превышение ПДК<sub>в</sub> наблюдалось только по содержанию *Mn*. Значительно отличаются концентрации микроэлементов в поровой воде от концентрации в поверхностном слое воды. Для большинства элементов (*Fe, Mn, As, Cd, Co, Ni, Pb, Zn*) наблюдается увеличение содержания в поровой воде по сравнению с их содержанием в поверхностном слое воды. На содержание тяжелых металлов в поровой воде большое влияние оказывают донные отложения. Одновременно с изучением содержания микроэлементов в воде, был проведен анализ проб гидробионтов, отобранных в тех же точках наблюдения. Наиболее высокие содержания микроэлементов (*As, Co, Fe, Mn*) в пробах хирономид определены в летний период, содержания ТМ (*Pb, Ni, Zn*) в осенний период. Необходимо отметить, что максимальные концентрации микроэлементов (*As, Co, Fe, Mn, Pb, Zn*) в пробах поровой воды были обнаружены также в летний период. Отмечена корреляционная зависимость между содержанием микроэлементов (*As, Co, Fe, Mn, Cu, Cd*) в пробах хирономид и пробах поровой воды ( $k = 0,84 - 0,99$ ). Изменение химического состава поровой воды влияет на содержание микроэлементов в хирономидах р.Обь.

Рассмотрена пространственная динамика содержания и распределения микроэлементов в гидробионтах (*Chironomidae*) р. Обь осеннего периода 2007 г. (рис. 1).



**Рис. 1.** Содержание микроэлементов в гидробионтах (*Chironomidae*), осенний период 2007 г

Статистически значимо отличаются концентрации микроэлементов в гидробионтах в 3 точке, находящейся в черте города, от их содержания в других точках отбора. Максимальные содержания элементов (*Mn*, *Cu*, *Zn*, *Pb*, *As*, *Ni*) отмечены в данной точке отбора. Повышенное содержание растворенных форм микроэлементов в воде и гидробионтах может быть связано с поступлением загрязняющих веществ с бытовыми и промышленными стоками города.

Среди определяемых микроэлементов (*As*, *Cd*, *Co*, *Cu*, *Fe*, *Pb*, *Ni*, *Zn*, *Mn*) превышение ПДК<sub>в</sub> в поверхностном слое воды обнаружено только по содержанию *Mn*. Значительное увеличение содержания микроэлементов наблюдается в поровой воде.

Максимальные концентрации микроэлементов в пробах воды и гидробионтов (*Chironomidae*) были обнаружены в точке отбора, находящейся в черте города, что свидетельствует об антропогенном загрязнении данного участка р.Обь.

Содержание микроэлементов в гидробионтах р.Обь варьирует в зависимости от места отбора на изучаемом участке реки. Отмечено, что изменение химического состава воды влияет на содержание микроэлементов в гидробионтах (*Chironomidae*) р.Обь

#### Список литературы.

- Безматерных Д.М. Зообентос как индикатор экологического состояния водных экосистем западной Сибири // «Экология». 2007. выпуск 85. Новосибирск. С. 47-49.
- Папина Т.С. Транспорт и особенности распределения тяжелых металлов в речных экосистемах // «Экология». 2001, выпуск 62. Новосибирск. С. 31-35.
- Хажеева З. И., Пронин Н. М., Раднаева Л. Д., Урбазаева С. Д. Особенности накопления тяжёлых металлов в воде, донных отложениях и биоте залива Черкалов сор оз. Байкал // Химия в интересах устойчивого развития. 2005. № 13. с. 95—102.
- Яковлев В.А. Воздействие тяжелых металлов на пресноводный зообентос: 2 последствия для сообществ // Экологическая химия. 2002, вып. 11(2). С. 117-132.



## ЛАБОРАТОРНЫЕ МЕТОДЫ ОПРЕДЕЛЕНИЯ ПДК СЛЕДУЕТ ДОПОЛНИТЬ МЕТОДАМИ УСТАНОВЛЕНИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКИ ДОПУСТИМЫХ НОРМАТИВОВ ВРЕДНЫХ ВОЗДЕЙСТВИЙ ПО ДАННЫМ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА

А.П. Левич<sup>1</sup>, Е.А. Забурдаева<sup>1</sup>, Н.Г. Булгаков<sup>1</sup>, В.Н. Максимов<sup>1</sup>, С.В. Мамихин<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Кафедра общей экологии Биологического факультета МГУ имени Ломоносова

<sup>2</sup>Лаборатория радиэкологии Факультета почвоведения МГУ имени Ломоносова  
г. Москва, Россия, apl@chronos.msu.ru

Допустимые уровни факторов водной среды устанавливаются по их воздействию на биологические объекты. Так, нормативы ПДК определяют методами биотестирования в лабораторных условиях *in vitro* в краткосрочных (дни) и пролонгированных (недели) опытах на изолированных популяциях, принадлежащих к небольшому числу тестовых видов. Критерием воздействия служит ограниченный набор физиологических и поведенческих реакций подопытных организмов на невзаимодействующие друг с другом вещества. В силу "лабораторного" происхождения нормативов ПДК они оказываются экологически неэффективными:

1) Отсутствие соответствия между лабораторными и природными моделями экосистем приводит к тому, что ПДК часто оказываются завышенными (Жигальский, 1997). В качестве примера можно привести ситуацию, когда, несмотря на удовлетворительные результаты гидрохимического анализа (т.е. соблюдение ПДК) в водоемах заповедника "Большая Кокшага" (республика Марий Эл), проведенный гидробиологический мониторинг показал тенденцию к ухудшению экологического состояния пойменных участков реки, что выражалось в изменении структуры зоопланктонных сообществ (Дробот, 1997). Известны и обратные ситуации — например, состояние сообщества зоопланктона (оцененное по стабильности видового состава) в реке Суре в 1993-1997 оставалось благополучным и при превышении ПДК большинства измеряемых физико-химических показателей (Максимов и др., 2000).

2) ПДК принимают как единые нормативы для огромных административных территорий (порядка одной шестой части суши) (Абакумов, Сушеня, 1991). Они не учитывают специфику функционирования водных экосистем в различных природно-климатических зонах (широтная и вертикальная зональность в биогеохимических провинциях (естественные геохимические аномалии с различным уровнем содержания природных соединений)), а значит, и их токсикорезистентность. Известно, что разные биогеохимические провинции (и отдельные водоемы) отличаются друг от друга по содержанию в поверхностных водах Pb в 2000 раз, Ni — в 1350, Zn — в 500, Cu — в 10000, Cr — в 17000 раз (Волков и др., 1993). Возможна, например, следующая ситуация. В водоеме фоновые концентрации железа на порядок превышают ПДК, однако водные организмы адаптированы к этим концентрациям и требовать у предприятий снижения содержания железа в стоках до концентраций, не приводящих к превышению в водоеме ПДК, бессмысленно. Содержание же хлоридов в водах значительно ниже ПДК, хотя есть данные о том, что хлориды, даже при их концентрации ниже ПДК, негативно влияют на некоторые популяции водных организмов. Однако требовать уменьшения концентрации хлоридов в стоках невозможно, поскольку нормативы ПДК не нарушены.

3) Общее количество нормативов санитарно-бытового использования составляет около 1300, рыбохозяйственного — около 600. В тоже время служба реферирования при Американском химическом обществе отмечает около 10 млн. химических веществ, выведенных человеком в биосферу, из них примерно 53 тыс. потенциально опасны для человека. Очевидно, что темпы синтеза новых веществ несоизмеримы с темпами нормирования их воздействий. Это ставит под сомнение возможность обеспечения качества среды только на основе ПДК (Дмитриев, 1997).

4) Существующие списки нормативов ПДК не содержат многие вещества: канцерогены, мутагены, радиоактивные загрязнения, группы веществ, влияющие на органолептические свойства воды (запах, привкус и т.п.).

5) Ориентация на развитие смертельного эффекта у водных организмов при кратковременном воздействии приводит к ошибочной оценке опасности загрязнения в отношении высококумулятивных веществ, для которых данные об индексе токсичности позволили бы разрешить водоотведение стоков, содержащих вещества в концентрациях, в сотни и тысячи раз превышающих безвредные для человека (Рахманин, 2003).

6) При обосновании ПДК не учитывают разный трофический статус экосистем, сезонные особенности природных факторов, на фоне которых проявляется токсичность загрязняющих веществ

(Фрумин, 2000). Токсичность Cd, например, при изменении минерализации воды от 40 до 500 мг/л изменяется в 5 раз. Также отмечено (Моисеенко, 1998), что определение дозы воздействия только по токсичным компонентам не отражает адекватно состояние среды обитания в водоеме при комплексном воздействии (эвтрофирование, изменение основных физико-химических условий и др.). Выполненные расчеты показали, что даже при соблюдении ПДК в водоемах Субарктики возникают предпосылки для заболеваемости рыб.

7) ПДК не принимают в расчет процессы аккумуляции веществ в биологических объектах и донных отложениях, т.е. не учитывается предыстория, связанная с накоплением в водной среде загрязняющих веществ (Фрумин, 2000). Постоянные незначительные загрязнения в пределах ПДВ (ПДС) трудноразложимыми загрязнителями ведут к их накоплению в природной среде в концентрациях, опасных для биологических сообществ (Садыков, 1988, 1991).

8) ПДК не учитывают многообразие форм химических компонентов. Известно, что такие токсичные компоненты, как тяжелые металлы, могут присутствовать в различных формах в водной среде, а также в донных отложениях. Разные формы тяжелых металлов имеют разную токсичность, поэтому валовое содержание тяжелых металлов, которое обычно и определяют в лабораториях, не дает объективной картины экологической опасности тяжелых металлов (Стандарты и целевые показатели..., 1999).

9) Значения ПДК определенного вещества, полученные при лабораторном биотестировании, вероятно, могут измениться при взаимодействии с другими химическими компонентами и физическими факторами при их попадании в реальный природный водный объект (Абакумов, Сушеня, 1991).

10) На организмы, помимо химического загрязнения, оказывают негативное влияние многие другие факторы, например, тепловое, радиационное, электромагнитное или биологическое загрязнения. И хотя контроль за многими "нехимическими" воздействиями в принципе возможен в лабораторных условиях, в реальности никто не занимается определением соответствующих ПДК из-за больших материальных затрат, связанных с такими опытами (Левич и др., 2004).

11) Заметим также, что не более 10% от общего числа нормированных по ПДК веществ обеспечено методами обнаружения на уровне ПДК (Абакумов, Сушеня, 1991). И хотя список вредных веществ, обладающих эффектом суммации, расширяется и уже насчитывает 48 комбинаций, возникает вопрос об изучении сочетанного действия трех, четырех, пяти и т.д. веществ, действующих одновременно (Акимова, Хаскин, 1994). Не оценивают и различную токсичность продуктов распада загрязняющих веществ (Дмитриев, 1997).

12) Кроме того, при попадании в воду или воздух сбросов различных предприятий при их химическом взаимодействии образуются вещества разнообразной химической природы, которые действуют на биоценозы принципиально иначе, чем их составляющие. Более того, в результате происходящих химических реакций и превращений химических элементов в водной среде происходит образование новых соединений, которые могут быть токсичнее или, наоборот, безвреднее исходных ингредиентов (Абакумов, Сушеня, 1991). Вредное действие физических, химических и других факторов при их комбинировании может суммироваться (аддитивное или независимое действие), ослабляться (антагонизм) или усиливаться (синергизм). При этом, естественно, синергическое действие факторов представляет наибольшую опасность для организмов. Согласно обобщенной концепции синергизма (Петин и др., 1999), при комбинированных воздействиях факторов происходит образование дополнительных повреждений за счет взаимодействия субповреждений, индуцируемых каждым из агентов и не являющихся значимыми при раздельном воздействии каждого из факторов. Авторами показано, что существует оптимальное соотношение воздействующих агентов, при котором повреждающий эффект максимален. Чем меньше интенсивность одного фактора, тем меньшая интенсивность другого фактора должна использоваться для проявления максимального повреждающего эффекта. Примером взаимодействия факторов может быть получение более высокой зависимости внутриутробной смертности эмбрионов у матерей в Сан-Паулу (Бразилия) от индекса, отображающего совместное действие концентраций в воздухе  $\text{NO}_2$ ,  $\text{SO}_2$  и  $\text{CO}$ , по сравнению с концентрациями каждого из веществ в отдельности (Pereira et al., 1998). Подобный эффект был замечен в отношении сочетанного воздействия радионуклидных и химических загрязнений на перестройку генома и изменение свойств внутриклеточной среды у человека, мышевидных грызунов и растений (Бурлакова и др., 1998).

13) В значениях ПДК не всегда учтены такие отдаленные воздействия, как генные мутации, которые накапливаются и передаются в скрытом состоянии. Особую опасность представляют малотоксичные вещества, нормируемые по органолептическим признакам, хотя именно они и обладают мутагенностью (Горюнова и др., 2003).

14) Помимо того, что универсальные нормативы ПДК не учитывают фоновые концентрации веществ природного происхождения и другие региональные особенности природных объектов, они одинаковы и для объектов различного назначения (например, заповедные акватории, зоны отдыха и купания, рыбохозяйственные водоемы) и не всегда различны для разных целей использования водных ресурсов (например, для питьевого водоснабжения, для промышленных нужд, для полива сельскохозяйственных культур).

Применение установленных в лабораторных опытах нормативов ПДК оправдано в ситуации, когда отсутствуют данные о состоянии биоты и уровнях абиотических факторов в природных экосистемах.

Чтобы преодолеть указанные выше трудности, связанные с применением нормативов ПДК для природных объектов, для которых данные биологического и физико-химического мониторинга существуют, нормативы ПДК должны быть дополнены или заменены экологически допустимыми нормативами (ЭДН) потенциально вредных для биоты факторов среды, устанавливаемыми непосредственно по данным мониторинга.

Выполнимость предложенного императива зависит от двух обстоятельств: существования баз данных экологического мониторинга и наличия метода установления ЭДН по этим данным.

Установление нормативов происходит в несколько этапов: 1) выбор индикатора состояния биоты, 2) принятие границы между благополучными и неблагополучными состояниями и 3) выявление уровней значений исследуемого фактора, приводящих к неблагополучным значениям индикаторной характеристики. Так, при определении ПДК индикаторной характеристикой может быть, например, смертность организмов тестовой популяции; в качестве границы благополучия часто принимают, например, 50%-ую смертность; соответственно, нормативом ПДК становится концентрация загрязняющего вещества, при которой в опыте погибает половина особей. При анализе состояния природных объектов первые два названных выше этапа относят к области биоиндикации.

Свою задачу в решении проблемы поиска экологически эффективных аналогов нормативов ПДК мы видим в том, чтобы предложить:

1) Методы биоиндикации, основанные на характеристиках экологических сообществ, а не отдельных видов, так как считаем, что экологическая связь между видами более чувствительна по отношению к воздействиям окружающей среды, нежели организменные показатели.

2) Метод выявления границ между уровнями абиотических факторов, выход за пределы которых приводит к неблагополучным значениям выбранного биоиндикатора. Найденные границы будем называть экологически допустимыми нормативами (ЭДН) факторов. Метод должен позволить отыскивать ЭДН не только для химических веществ, но и для любых других природных или антропогенных факторов, способных нарушить экологическое благополучие биоты.

Апробация предлагаемых методов была проведена на данных Росгидромета о численности фитопланктона (1018 наблюдений) и физико-химических показателях (371 наблюдение) на 220 створах в 21 водном объекте (реках и водохранилищах) бассейна Дона в 1978-1988 гг. Данные получены из информационной системы "Фундаментальные проблемы оценки состояния экосистем и экологического нормирования" (<http://ecograde.belozersky.msu.ru>). Для оценки изменчивости биотических показателей, обусловленной погрешностями в обработке проб, были использованы данные по 50 параллельным пробам фитопланктона залива Чупа Белого моря (Кольцова и др., 1971).

### **Методы биоиндикации**

Отметим, что в использованных материалах в силу принятых в системе биологического мониторинга методов оценки качества вод (Руководство..., 1992) представлены данные о сообществах видов-индикаторов сапробности (число видов-индикаторов, относительная численность видов-индикаторов в полном сообществе, индекс сапробности сообщества). Сообщество видов-индикаторов сапробности в определенном смысле представляет собой сообщество наиболее типичных представителей фитопланктона и, по нашему мнению, вполне может быть объектом самостоятельного экологического исследования.

**Измерение видового разнообразия.** Ранговые распределения представляют собой преобразованный набор численностей: наиболее обильному виду присваивается первый номер, следующему по численности виду – второй и так далее до наименее обильного вида, который имеет номер  $w$ , совпадающий с общим числом видов в сообществе. Модель рангового распределения представляет собой формальную зависимость численности вида от его ранга. Параметры моделей представляют собой показатели видового разнообразия (Левич, 1980).

В работе апробированы четыре модели ранговых распределений: экспоненциальная модель, гиперболическая модель, дзета-модель и модель В.Н.Максимова.

Модель геометрических рядов Мотомуры, или экспоненциальная модель описывает численности функцией  $n_i = n_1 z^{i-1}$ , где  $n(i)$  численность особей ранга  $i$ ,  $z$  – параметр модели (Motomura, 1932).

Гиперболическая модель, предложенная А.П.Левичем (1978), аппроксимирует значения численностей функцией  $n_i = \frac{n_1}{i^\beta}$ , где  $\beta$  – параметр модели. Отмечено, что по сравнению с моделью Мотомуры, гиперболическая модель лучше описывает более сложные, "целостные" сообщества, выборки большого объема и усредненные по времени или по пространству данные (Шитиков и др., 2003).

Дзета-модель (Левич, 1980) представляет собой объединение экспоненциальной и гиперболической моделей и выражена зависимостью  $n_i = n_1 \frac{x^{i-1}}{i^\gamma}$ , где  $x$  и  $\gamma$  – параметры модели.

Модель В.Н.Максимова (2004) аппроксимирует зависимость численностей нескольких доминирующих видов (тех, численности которых определены статистически достоверно) линейной функцией номера в ряду численностей, расположенных по возрастанию.

Как инструмент измерения видового разнообразия также использованы индексы доминирования: индекс  $d_1$ , выраженный через индекс Бергера-Паркера  $b = \frac{n_1}{n}$  (Berger, Parker, 1970) и равный  $d_1 = 1 - \frac{n_1}{n}$  и индекс  $d_2 = 1 - \left( \frac{n_1 + n_2}{n} \right)$ , где  $n_1$  и  $n_2$  – соответственно численности видов первого и второго ранга,  $n = \sum_{i=1}^w n_i$  – суммарная численность организмов в сообществе.

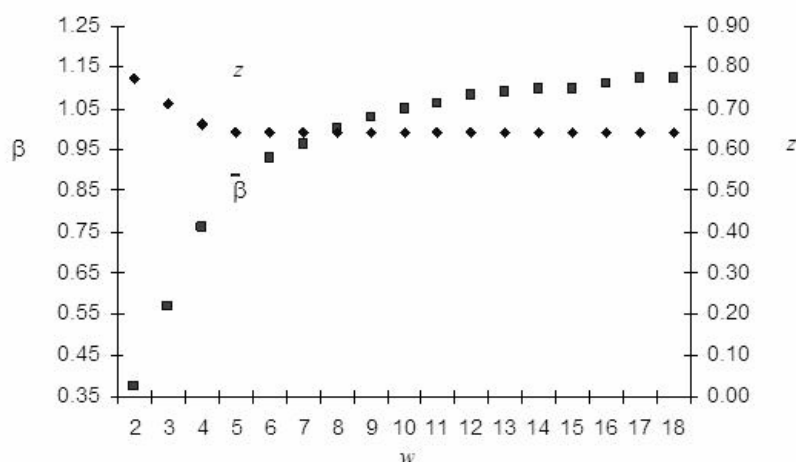
**Снижение влияния погрешностей, возникающих при подсчете численностей клеток фитопланктона.** Погрешности в подсчете численностей клеток особенно велики для малочисленных видов: если для обильных видов погрешности составляют 10-20%, то для редких видов они могут достигать 100 и более процентов (Федоров, 1979). Анализ ранговых распределений с точки зрения статистики (Максимов, 2004) показывает, что виды, представленные в пробе менее чем 10 особями, распределены случайно и не могут быть описаны какой-либо закономерной моделью ранговых распределений. Поэтому из анализируемого массива были исключены пробы, в которых суммарная численность сообщества индикаторов составляет менее 30% численности полного сообщества, а также из каждой пробы исключены виды с относительной численностью менее 5%. В результате для дальнейшего анализа сохранено 959 наблюдений.

**Исследование адекватности модели.** Адекватность исследуемых моделей оценивали при помощи коэффициента детерминации:

$$R^2 = 1 - \frac{SS}{D},$$

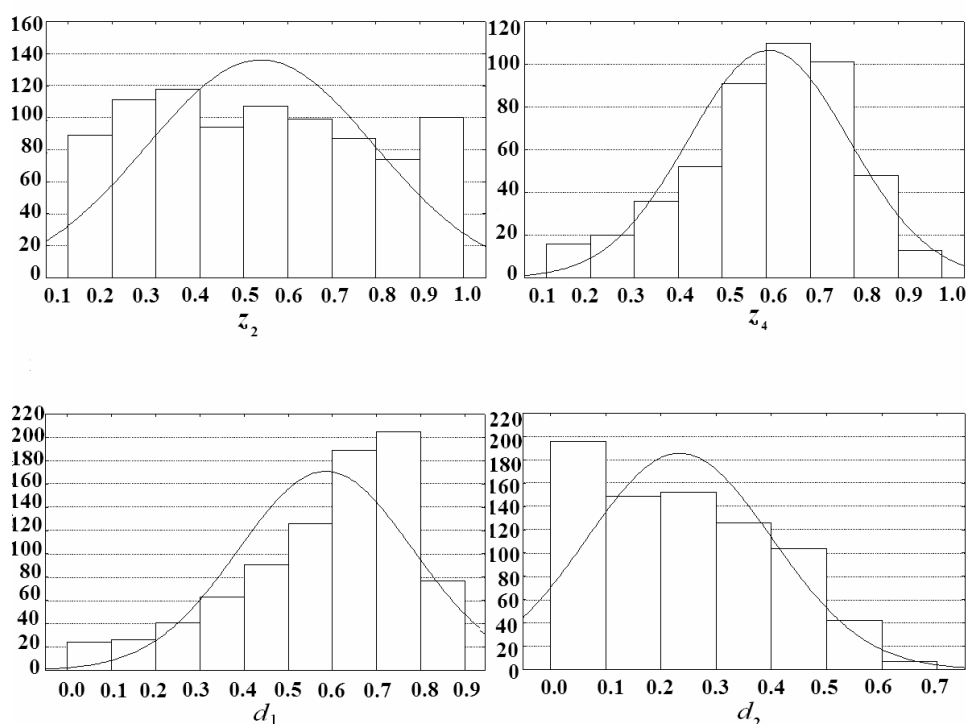
где  $SS$  – сумма квадратов отклонений предсказанных моделью численностей от экспериментальных;  $D$  – сумма квадратов отклонений экспериментальных численностей в пробе от их общего среднего.

Несколько более высокий коэффициент детерминации характерен для параметра  $z$  экспоненциальной модели: доля случаев, где  $R_z^2 - R_\beta^2 > 0$ , составила 54%. Заметим, что отличие в степени адекватности гиперболической и экспоненциальной моделей явно незначительно. Более того, если оценку адекватности проводить с учетом ошибок в определении численностей видов, которые в среднем составляют 20% (Федоров, 1979), то предсказания обеих моделей попадают в коридор ошибок, т.е. являются одинаково и полностью адекватными (Забурдаева, Левич, 2007). Модель В.Н.Максимова (Максимов, 2004) также приемлемо описывает имеющиеся данные с учетом погрешностей в подсчете численностей. Аналогичный вывод сделан и для двухпараметрической дзета-модели ранговых распределений (Левич, 1980; Булгаков и др., 2005). Поэтому степень адекватности модели для анализируемого нами массива данных оказалась неспособной служить основанием при выборе модели.



**Рис. 1.** Зависимости параметров гиперболического ( $\beta$ ) и экспоненциального ( $z$ ) ранговых распределений от количества  $W$  сохранных в пробе видов при последовательном отбрасывании последнего вида в одной из типичных проб.

**Исключение зависимости выравнинности распределений от видового богатства.** В интервале числа сохранных в пробе видов от 2 до 8 наблюдается наиболее сильная зависимость параметров ранговых распределений от числа видов (другими словами, зависимость выравнинности видового разнообразия от видового богатства) (рис. 1). Исключить указанную зависимость можно, сохранив в анализируемом массиве только пробы с числом видов, например, не менее четырёх, и отбросив в этих пробах пятый и все последующие виды. Однако структура данных по фитопланктону Дона такова, что около 50% имеющихся наблюдений содержит пробы с одним, двумя или тремя видами, и их исключение привело бы к резкому сокращению доступных анализу наблюдений. Чтобы сохранить достаточное количество наблюдений, можно рассматривать в каждой пробе два доминирующих вида. Отметим, что численности  $n_1$  и  $n_2$  этих видов определены с наименьшими ошибками. Параметры ранговых распределений в этом случае могут быть рассчитаны без статистического оценивания по простым формулам:  $z_2 = n_2/n_1$  и  $\beta_2 = \log_2 n_1/n_2$ . На рис. 2 приведено распределение значений параметра  $z_2$  для фитопланктона бассейна реки Дон.



**Рис. 2.** Гистограммы распределения значений показателей  $z_2, z_4, d_1, d_2$ .

Обозначим символом  $z_4$  параметр рангового распределения, рассчитанный по первым четырем видам тех проб, число видов в которых не менее четырёх (рис. 2). Параметр  $z_4$  должен быть менее чувствителен, чем параметр  $z_2$ , к погрешностям в подсчете численностей (это подтверждено анализом 50 параллельных проб (табл. 1)).

**Таблица 1.** Количество наблюдений  $N$ , среднее значение  $\bar{n}$ , стандартное отклонение  $\sigma$ , коэффициент вариации  $\varepsilon$  распределений показателей разнообразия параллельных проб фитопланктона (залив Чупа Белого моря) и массива наблюдений в реке Дон

Водный объект	$z_2$			
	$N$	$\bar{n}$	$\sigma$	$\varepsilon$
залив Чупа	50	0.31	0.15	0.48
река Дон	879	0.52	0.27	0.52
$z_4$				
залив Чупа	50	0.36	0.13	0.37
река Дон	487	0.61	0.18	0.29
$d_1$				
залив Чупа	50	0.49	0.08	0.16
река Дон	959	0.59	0.20	0.34
$d_2$				
залив Чупа	50	0.34	0.05	0.14
река Дон	879	0.23	0.16	0.70

В то же время применение параметра  $z_4$ , как было сказано выше, ограничивает нас в количестве наблюдений, доступных для анализа (в исследованном массиве 879 наблюдений содержат не менее двух видов и только 487 – не менее четырёх).

Коэффициенты корреляции между параметром  $z$ , рассчитанным методом нелинейного оценивания по полному набору видов-индикаторов, и параметрами  $z_2$  и  $z_4$  соответственно равны 0.90 и 0.99.

Использование индекса доминирования  $d_1 = 1 - \frac{n_1}{n}$  позволяет сохранить для анализа наибольшее количество наблюдений, так как для его расчета достаточно знать обилие лишь одного вида (рис. 2).

Индекс доминирования  $d_2 = 1 - \left( \frac{n_1 + n_2}{n} \right)$  учитывает численности первых двух доминирующих видов (рис. 2).

**Анализ вклада факторов, не влияющих на степень экологического благополучия.** Задача биоиндикации – соотнести различия в значениях индикатора с влиянием факторов среды на фитопланктон. Однако, как указывалось выше, эти различия могут быть вызваны и иными причинами.

Для оценки изменчивости показателей  $z_2$ ,  $z_4$ ,  $d_1$  и  $d_2$ , обусловленной погрешностями в подсчете численностей клеток фитопланктона, проведен анализ дисперсий параметров в 50 параллельных пробах залива Чупа Белого моря (табл. 1). Соотношение дисперсий параметра  $z_2$  и индексов доминирования бассейна реки Дон и параллельных проб залива Чупа превышает табличное значение критерия Фишера ( $F = 1.4$ ) при достаточно высоком уровне значимости ( $p = 0.05$ ). Т.е. разброс в значениях речных индексов, по-видимому, не должен быть отнесен только на счет погрешностей в обработке проб.

Следующий этап методического исследования – попытка выяснить, как на показатели разнообразия влияют характеристики, не имеющие отношения к факторам, нарушающим экологическое благополучие: сезон наблюдений, принадлежность пробы к тому или иному типу водного объекта (водотоку или водоему), географическое расположение места отбора пробы.

В период "цветения" увеличивается степень преобладания доминирующих видов фитопланктона, что объясняет статистически достоверные более низкие средние значения показателей  $z_2 = 0.46$ ,  $z_4 = 0.55$ ,  $d_1 = 0.53$  и  $d_2 = 0.19$  в весенний период, по сравнению с другими сезонами (средние значения параметров  $z_2$ ,  $z_4$ ,  $d_1$  и  $d_2$  осенью составили соответственно – 0.55, 0.62, 0.60, 0.24, летом – 0.53, 0.64, 0.63, 0.25). Различия показателей между летним и осенним сезонами оказались статистически недостоверными. Средние значения индекса  $d_1$  в различных типах водных объектов также достоверно отличаются, причем в водоёмах оно ниже (0.53), чем в водотоках (0.60). Соотношение дисперсий индексов во всех перечисленных группах превышает табличные значения критерия Фишера при достаточно высоких уровнях значимости ( $p \leq 0.05$ ). Обнаружено, что не существует достоверных различий исследуемых индексов в сравниваемых подбассейнах – Доне и его притоке Северском Донце.

Чтобы исключить зависимость биотических показателей от характеристик, не влияющих на степень экологического благополучия, поиск границ между нормальными и нарушенными состояниями сообществ проведён отдельно в каждой из выделенных (по сезону, типу водного объекта, региону исследований) групп наблюдений.

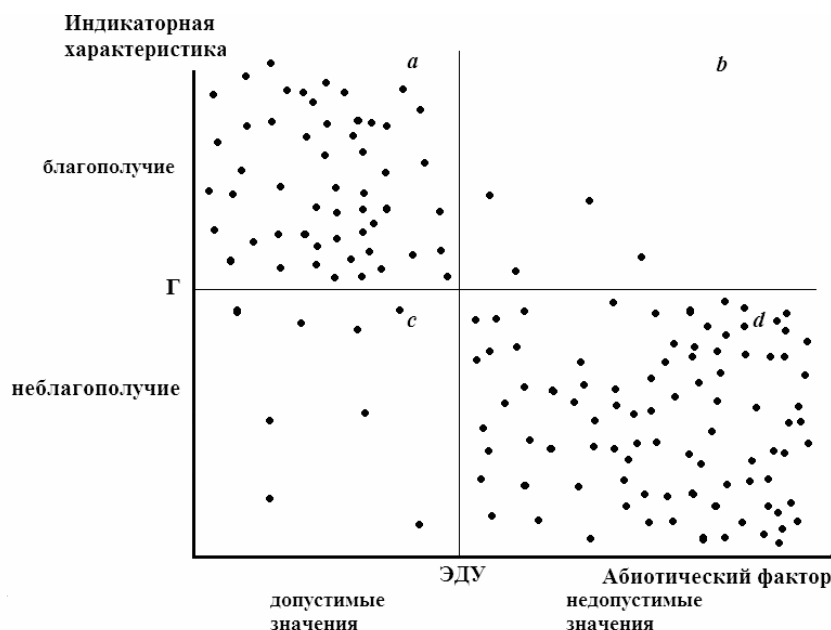
**Граница между значениями индикаторной характеристики, соответствующими благополучным и неблагополучным состояниям биоты.** Поиск границы индикации благополучия (и величины ЭДН) осуществляли отдельно в группе "весна" и отдельно в группе "лето-осень". При поиске границы для индекса  $d_1$  наблюдения, относящиеся к типу водного объекта "водоем" не учитывали в анализе, так как их количество в этой группе оказалось недостаточным для достоверности процедуры поиска.

Результаты поиска указанной границы индикаторов для всех доступных исследованию факторов среды позволили установить единую границу благополучия для каждого из испытываемых индикаторов, поскольку соответствующие разбросы значений границ, найденных для отдельных факторов, оказались невелики (табл. 2). Для этого в каждой группе наблюдений полученные границы по всем абиотическим факторам были усреднены. Отметим, что показатели  $z_2$  и  $d_2$  менее пригодны в качестве единых индикаторов благополучия в весенний сезон, так как разброс значений полученных границ благополучия сравнительно высок среди рассмотренных абиотических факторов.

Для каждого отдельного наблюдения оценка состояния состоит в сравнении показателя разнообразия, рассчитанного для этого наблюдения, с положением границ, приведённых в табл. 2.

**Таблица 2.** Среднее значение  $\bar{n}$ , стандартное отклонение  $\sigma$  и коэффициент вариации  $\varepsilon$  распределений границ благополучия для индексов разнообразия фитопланктона реки Дон. Границы получены для  $N$  разных абиотических факторов в различные сезоны наблюдения

Индекс	$z_4$	$z_2$		$d_1$		$d_2$	
Сезон	Лето и осень	Весна	Лето и осень	Весна	Лето и осень	Весна	Лето и осень
$N$	17	7	23	8	25	8	21
$\bar{n}$	0.78	0.70	0.79	0.69	0.78	0.32	0.43
$\sigma$	0.03	0.07	0.04	0.05	0.02	0.03	0.03
$\varepsilon$	0.04	0.10	0.05	0.07	0.03	0.10	0.07



**Рис. 3.** Диаграмма распределения наблюдений при поиске границы (Г) между значениями индикатора, соответствующими благополучным и неблагоприятным состояниям биоты, и верхней границы ЭДН абиотического фактора. Область *a* – благополучные наблюдения по индикаторной характеристике при соблюдении ЭДН; область *b* – благополучные наблюдения по индикаторной характеристике при несоблюдении ЭДН; область *c* – неблагоприятные наблюдения по индикаторной характеристике при соблюдении ЭДН; область *d* – неблагоприятные наблюдения по индикаторной характеристике при несоблюдении ЭДН.

Данные биологического и физико-химического мониторинга можно представить в виде диаграммы, где по оси *x* отложены значения физико-химического показателя среды (концентрация вещества, БПК<sub>5</sub>, ХПК, температура воды, pH, водность и т.д.), а по оси *y* – значение индикаторной биологической характеристики (рис. 3). Полученные в результате проведения горизонтальной и вертикальной линий области на диаграмме обозначены латинскими буквами "*a*", "*b*", "*c*", "*d*". Вертикальная линия на диаграмме соответствует предполагаемой границе между значениями фактора, по одну сторону от которой фактор не нарушает экологическое благополучие, а по другую – нарушает. Эта граница названа экологически допустимым нормативом (ЭДН) фактора и может быть принята в качестве норматива допустимого воздействия. Горизонтальная линия указывает границу между значениями индикатора, соответствующими благополучным и неблагоприятным состояниям биоты. Будем более кратко называть её границей благополучия и считать целевым показателем качества экологического состояния живых организмов.

Для надежности выводов анализируемые массивы должны быть достаточно представительными, например, содержать не менее 70 совместных наблюдений биологических и физико-химических характеристик.

Если используемый показатель действительно является индикатором допустимых и недопустимых значений фактора, то точками (наблюдениями) на диаграмме должны быть заполнены области "*a*" и "*d*". Заметим, что область "*c*" при этом также может содержать точки, поскольку в этих наблюдениях низкое разнообразие (соответствующее экологическому неблагоприятию) может быть вызвано не рассматриваемым фактором, а недопустимыми значениями других факторов, действовавших на биоту одновременно с анализируемым. Если рассматриваемый показатель разнообразия действительно является индикатором для анализируемого фактора, область "*b*" обязана быть пустой, т.е. при недопустимых значениях фактора разнообразие не должно быть высоким (в реальности в область "*b*" могут попасть случайные наблюдения). Поэтому для поиска граничных значений индикатора и фактора горизонтальную и вертикальную линии проводят таким образом (рис. 3), чтобы минимизировать количество наблюдений в области "*b*".



Для формального проведения процедуры минимизации вводят критерий точности (Чесноков, 1982). Точность поиска границы благополучия для индикатора есть  $T = \frac{n(a)}{n(a+b)} 100\%$ , где  $n(a)$  и  $n(a+b)$  – количества наблюдений в соответствующих областях. При определении ЭДН для фактора критерий точности есть  $T = \frac{n(d)}{n(b+d)} 100\%$ , где  $n(d)$  и  $n(b+d)$  – количества наблюдений в соответствующих областях. Минимальное количество наблюдений  $n(b)$  соответствует максимумам критериев точности  $T$ .

Для процедуры ранжирования факторов по их вкладу в степень экологического неблагополучия вводят критерий полноты  $\Pi = \frac{n(d)}{n(c+d)} 100\%$ , где  $n(d)$  и  $n(c+d)$  – количества наблюдений в соответствующих областях (Чесноков, 1982). Чем выше полнота, тем больше вклад фактора в экологическое неблагополучие в сравнении с другими факторами. Метод ЭДН позволяет рассчитывать суммарную полноту, равную отношению количества наблюдений с неблагополучными значениями индикатора и нарушением ЭДН хотя бы по одному фактору к общему количеству наблюдений с неблагополучными значениями индикатора во всём исследованном массиве. Суммарная полнота совокупности всех значимых для экологического неблагополучия факторов тем выше, чем полнее эта совокупность охватывает все причины неблагополучия. Отличие суммарной полноты от 100% соответствует степени неполноты программ физико-химического мониторинга, отслеживающих причины экологического неблагополучия.

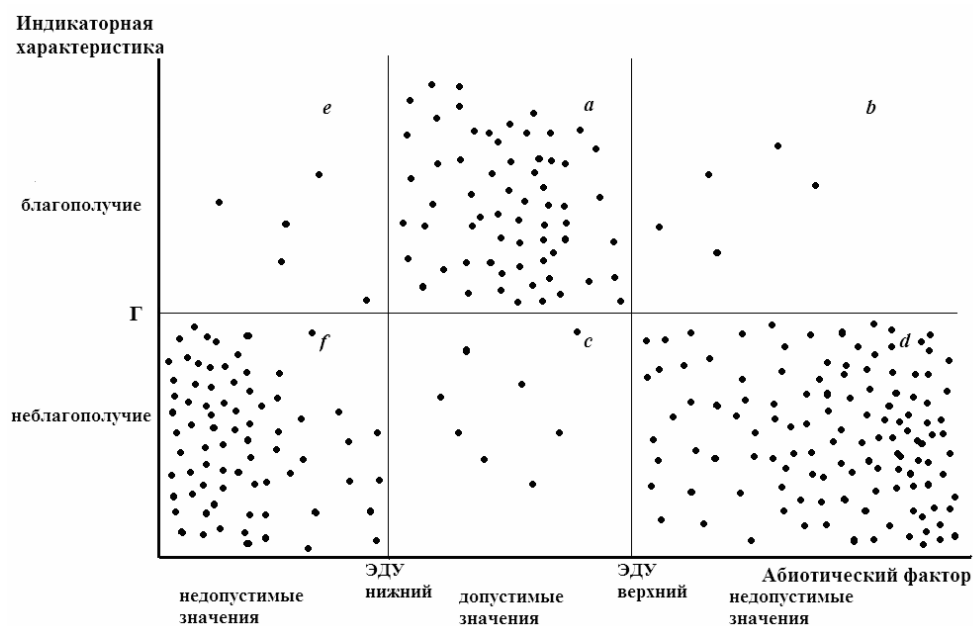
Среди факторов, потенциально способных нарушить экологическое благополучие биоты, можно выделить три группы. К первой группе относят факторы, для которых ищут только верхнюю границу ЭДН (например, концентрация ксенобиотиков). Вторая группа включает факторы, для которых ищут только нижнюю границу (например, концентрация кислорода). Для третьей группы факторов ищут обе границы (например, концентрации биогенных элементов, pH и т.д.).

Приведённые выше формулы для точности и полноты соответствуют случаю поиска верхней границы ЭДН. При поиске нижней границы ЭДН формулу критерия точности следует заменить на  $T = \frac{n(c)}{n(a+c)} 100\%$ , а полноты – соответственно на  $\Pi = \frac{n(c)}{n(c+d)} 100\%$ .

В том случае, если неблагополучие биоты связано как со слишком высокими, так и со слишком низкими значениями переменной, формулы для расчета точности и полноты таковы:  $T = \frac{n(d+f)}{n(b+d+f+e)} 100\%$  и  $\Pi = \frac{n(d+f)}{n(c+d+f)} 100\%$  (рис 4).

В нашем исследовании проведен одновременный поиск границы индикаторной характеристики и величины ЭДН абиотического фактора посредством поиска максимума значения результирующей точности, равной квадратному корню из произведения точности для индикатора на точность для фактора. Например, в случае поиска границы индикатора и верхней границы ЭДН фактора результирующая точность будет равна  $T_p = \sqrt{\frac{n(a)}{n(a+b)} \times \frac{n(d)}{n(b+d)}} 100\%$ .

После завершения процедуры поиска границы благополучия для индикатора и величины ЭДН все участвующие в анализе причин экологического неблагополучия абиотические факторы можно разделить на значимые (истинные причины экологического неблагополучия) и незначимые факторы. Значимые факторы – те, для которых в пределах представленного в исходных данных диапазона значений найдена величина ЭДН, удовлетворяющая выбранным порогам точности (например, не менее 75%) и представительности, то есть количество "точек" в классах благополучных и неблагополучных, допустимых и недопустимых наблюдений для этих факторов не слишком мало (например, не менее 10% от общего числа наблюдений). Незначимые факторы – это те, для которых точность отыскания границы благополучия и ЭДН или представительность оказались менее выбранных порогов, в частности те, для которых точность отыскания ЭДН оказалась равной нулю, то есть в анализируемой предыстории водного объекта все значения факторов соответствовали благополучным значениям индикатора. Для незначимых факторов некоторым более жестким, нежели ЭДН, ориентиром допустимых значений могут служить экологически безопасные границы (ЭБГ) фактора, равные максимальным (или минимальным – при поиске нижней допустимой границы) значениям фактора в анализируемом массиве, поскольку искомые ЭДН лежат заведомо вне ЭБГ.



**Рис. 4.** Диаграмма распределения наблюдений при поиске границы ( $\Gamma$ ) между значениями индикатора, соответствующими благополучным и неблагополучным состояниям биоты, а также верхней и нижней границ ЭДН абиотического фактора. Область *a* – благополучные наблюдения по индикаторной характеристике при соблюдении ЭДН; область *b* – благополучные наблюдения по индикаторной характеристике при несоблюдении ЭДН; область *c* – неблагополучные наблюдения по индикаторной характеристике при соблюдении ЭДН; область *d* – неблагополучные наблюдения по индикаторной характеристике при несоблюдении ЭДН; область *e* – благополучные наблюдения по индикаторной характеристике при несоблюдении ЭДН; область *f* – неблагополучные наблюдения по индикаторной характеристике при несоблюдении ЭДН.

Если при совместном поиске границы благополучия для некоторого показателя разнообразия и ЭДН для некоторого фактора они найдены, то это значит, что данный показатель может быть индикатором для данного фактора. Критерием для выбора наиболее пригодных показателей может быть следующее условие: для заданного набора данных наиболее пригоден показатель, который оказался индикатором для наибольшего набора факторов.

Для поиска границ благополучия и ЭДН абиотических факторов использованы специально созданные программы.

В результате процедуры нормирования из 35 факторов, включенных в анализ, для 30 значимых факторов, ответственных за возникновение экологического неблагополучия, были получены величины ЭДН. Количество значимых факторов для индикаторов  $d_1$ ,  $d_2$  и  $z_2$ , оказалось примерно одинаковым (табл. 2). Как было сказано выше, использование параметра  $z_4$  ограничивает нас в количестве доступных для анализа наблюдений, поэтому для него количество значимых факторов значительно меньше, чем для других показателей разнообразия.

Результаты поиска ЭДН представлены в табл. 3, где для каждого значимого фактора приведены наиболее жёсткие величины ЭДН из всех полученных по использованным нами индикаторам в выделенных дисперсионным анализом группах. Там же приведены значения критериев точности и полноты найденных величин ЭДН. Наибольшая жёсткость для верхних границ ЭДН подразумевает наименьшее из всех значение, для нижних – наибольшее.

Результаты расчётов свидетельствуют о том, что по большинству физико-химических факторов между значениями ЭДН, вычисленными для разных индикаторных показателей, не существует существенных различий. Так, например, ЭДН для летучих фенолов, рассчитанные по индексам  $z_2$ ,  $z_4$ ,  $d_1$  и  $d_2$  в группе "лето - осень" составили соответственно 0.005, 0.005, 0.008 и 0.006; для СПАВ соответственно – 0.11, 0.10, 0.11, 0.11; для меди – 0.021, 0.018, 0.021, 0.018. Достаточно близкими оказались верхние и нижние ЭДН для биогенных веществ, рассчитанные по индексам  $z_2$ ,  $d_1$  и  $d_2$  (для  $z_4$  перечисленные факторы оказались незначимыми): для аммонийного азота верхние ЭДН

составили соответственно 2.14, 2.44, 2.28; нижние – 0.09, 0.06, 0.06, для нитритного азота верхние ЭДН составили соответственно 0.34, 0.34, 0.35; нижние – 0.01, 0.02, 0.01.

В целях ранжирования факторов по их вкладу в степень экологического неблагополучия были посчитаны значения критерия полноты для каждого фактора и каждого из четырех используемых индексов. Результаты анализа значений полнот (табл. 3) показали, что наибольший вклад в степень экологического неблагополучия во всех группах исследования вносит концентрация кислорода независимо от используемого индикатора. На втором месте в летний и осенний сезоны оказалась прозрачность воды, в весенний сезон – водородный показатель. Наименьший вклад в степень экологического неблагополучия вносят такие органические загрязнители, как нефтепродукты и формальдегиды – в летний и осенний сезоны, СПАВ и летучие фенолы – в весенний сезон.

**О биоиндикаторах.** В приложении к массовым данным мониторинга индекс  $d_1$  имеет преимущество перед многими другими показателями разнообразия, поскольку эти данные часто содержат наблюдения, в которых, кроме численности всего сообщества, приведена численность только одного доминирующего вида (в данных о фитопланктоне Дона имеется 80 таких проб). В пользу применения индекса  $d_1$  говорит и тот факт, что коэффициент вариации индекса  $d_1$  в параллельных пробах фитопланктона ниже, чем у параметров  $z_2$  и  $z_4$ , что свидетельствует о меньшей чувствительности индекса к погрешностям в подсчете численностей клеток фитопланктона (табл. 1). Кроме того, расчет индекса  $d_1$  не требует сложных вычислительных процедур, что является немаловажным фактором при массовом анализе данных. Следующим по пригодности использования в целях биоиндикации может быть индекс  $d_2$ . Для его расчета нужно знать численности не одного, а двух доминирующих видов, что лишает нас одновидовых проб. Данный индекс также не требует сложных вычислительных процедур, а его коэффициент вариации в параллельных пробах фитопланктона относительно невысок (табл. 1). Применение параметра  $z_2$  вызывает сомнение в связи с его высокой чувствительностью к погрешностям в подсчете численностей клеток фитопланктона. Параметр  $z_4$  в нашем случае также не слишком пригоден для биоиндикации, так как ограничивает количество доступных наблюдений (в данных о фитопланктоне Дона всего 487 из 959 наблюдений содержат четыре и более видов). По этой причине количество значимых факторов, для которых получены ЭДН по параметру  $z_4$ , оказалось значительно меньше, чем для других индикаторов. Анализ параллельных проб показал, что параметр  $z_4$ , как и параметр  $z_2$ , более чем индексы доминирования чувствительны к погрешностям в подсчете клеток фитопланктона. Добавим, что расчет параметра  $z_4$  требует применения сложного алгоритма нелинейного оценивания.

**Об ЭДН.** В целом для большинства анализируемых факторов величины ЭДН получились мягче, чем нормативы ПДК. Так, например, для концентраций аммонийного азота, нитритов, летучих фенолов, формальдегидов, нефтепродуктов, цинка, меди, общего железа, сульфатов, магния, значений рН, БПК<sub>5</sub> величины ЭДН выше, чем ПДК, что может свидетельствовать о постепенной адаптации фитопланктонного сообщества в бассейне Дона к данным факторам. Для концентрации шестивалентного хрома ЭДН оказался более жестким. Для концентраций хлоридов, пестицидов, кальция значения ЭДН и ПДК достаточно близки (табл. 3).

Как было отмечено выше, показатели разнообразия реагируют на краткосрочные нарушающие воздействия. Для регистрации пролонгированных воздействий можно использовать данные, усреднённые по длительным промежуткам времени. В качестве биоиндикатора длительных воздействий были применены показатели сапробности фитопланктона и зообентоса водных объектов бассейна Дона (Левич, Терёхин, 1997). Полученные по сапробностям величины ЭДН воспроизведены в таблице 3. Отметим, что из 16 указанных величин ЭДН 14 оказались более жесткими, чем рассчитанные по показателям разнообразия, что вполне соответствует представлениям о большем повреждающем влиянии длительных нарушений.

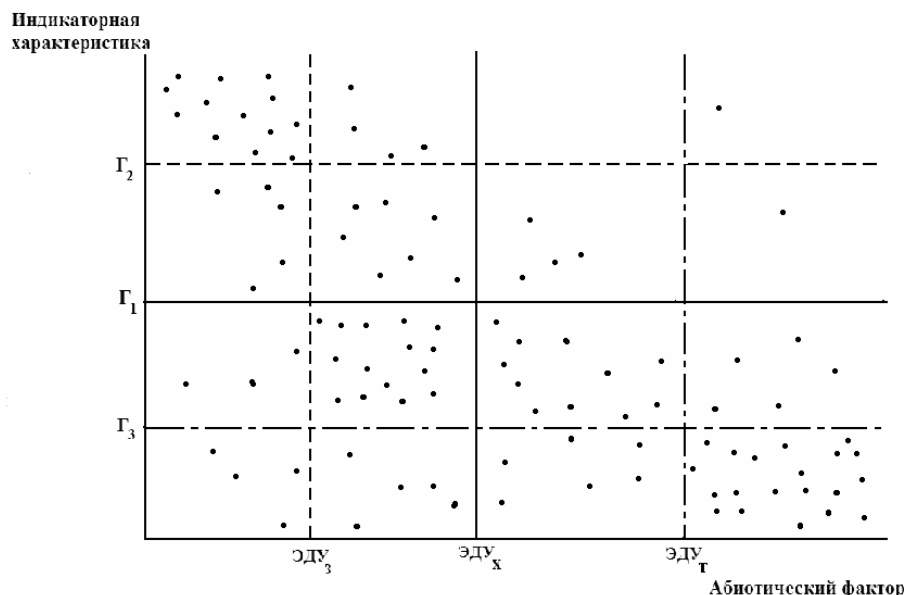
Сравнение величин ЭДН, полученных в группе "лето-осень", с ЭДН, полученными в группе "весна", показывает, что для некоторых факторов (концентрации нефтепродуктов, хлоридов, нитритов, кислорода) значения ЭДН в весенний сезон оказываются более жесткими, соответственно – 0.31, 282, 0.18, 6.58, чем в осенний и летний сезоны – 0.85, 348, 0.34, 5.24 (табл. 3). Возможно, это связано с более высокой чувствительностью фитопланктона к внешним воздействиям именно в весенний период. Для таких показателей, как рН и концентрация СПАВ, величины ЭДН оказались достаточно близкими в сравниваемых группах. Для БПК<sub>5</sub> и концентрации летучих фенолов величины ЭДН в весенний сезон выше, чем в осенний и летний сезоны (табл. 3).

**Таблица 3.** Экологически допустимые уровни (ЭДН) значимых абиотических факторов, установленные по показателям разнообразия фитопланктона бассейна реки Дон. Без скобок приведены значения верхней, в скобках – нижней границы ЭДН, аналогично – соответствующие точности и полноты. Удельная электропроводность выражена в сименс/см, прозрачность – в метрах, остальные абиотические переменные – в мг/л

Физико-химический показатель	Осенний и летний сезоны		Весенний сезон		ПДК	ЭДН по сапробности
	ЭДН	Точность, полнота, %	ЭДН	Точность, полнота, %		
Прозрачность	(14)	84, 68			-	
Удельная электропроводность	0.0017	84, 22			-	
БПК <sub>5</sub>	4.19	96, 31	5.24	82, 33	3	5.51
Смолы и асфальтены	0	84, 26			-	
Фенолы летучие	0.005	93, 23	0.017	100, 18	0.001	0.00
СПАВ	0.10	84, 22	0.11	77, 17	-	0.02
Формальдегид	0.12	94, 19			0.1	
Нефтепродукты	0.85	79, 14	0.31	80, 30	0.05	0.17
Альфа-гексохлоран	0	83, 27			0	
Гама-гексохлоран	0	89, 18			0	
Хром шестивалентный	0.004	80, 29			0.02	
Цинк	0.016	86, 36			0.01	0.002
Медь	0.018	87, 23			0.001	0.017
Железо общее	0.28	78, 22			0.1	0.20
Сульфаты	408	89, 25			100	195
Хлориды	348	94, 27	282	80, 23	300	575
Гидрокарбонатный анион	336 (162.9)	87, 39			-	135
Общая жесткость	11.1 (6.48)	81, 45 (94, 31)			-	
Магний	61.80 (30.20)	89, 57			40	
Марганец общий	0.07 (0.0015)	84, 64			-	
Кальций	168 (52.1)	75, 34			180	43.5
Кремний	17.4 (2.8)	85, 24			-	
Фосфор минеральный	0.34 (0.08)	80, 26			-	0.07
Аммоний	2.14 (0.09)	82, 24	2.82 (0.22)	86, 31 (86, 29)	0.5	0.30
Нитраты	3.71 (0.09)	84, 24			40	
Нитриты	0.34 (0.02)	81, 25	0.18 (0.01)	84, 26	0.08	0.21
NaK	353 (35)	81, 32			-	
Сумма ионов	1660 (712.5)	77, 34 (89, 29)			-	
pH	7.97 (7.6)	88, 30	7.9 (7.55)	94, 34	6.5 (8.5)	7.69
Кислород	(5.24)	81, 80	(6.58)	83, 84	6	(8.21)

Анализ суммарной полноты показал, что почти все случаи неблагоприятного состояния фитопланктона, оцененные по показателям разнообразия, сопряжены с превышением величин ЭДН абиотических переменных, участвующих в анализе. Так, суммарная полнота в группе "лето-осень" для показателей  $d_1$ ,  $d_2$ ,  $z_2$  и  $z_4$  соответственно составила 93, 94, 95 и 97%.

**Дополнительные градации качества среды.** В задачах прикладной экологии может оказаться недостаточно двух градаций состояния экосистем – благополучия и неблагополучия. Класс благополучных состояний можно разделить на два подкласса, например, вполне благополучные и умеренно благополучные состояния, а класс неблагополучных – на подклассы умеренно неблагополучных и очень неблагополучных состояний. В качестве границ этих подклассов можно предложить (при отсутствии менее формального подхода) медианы распределений значений индикаторной характеристики в каждом из исходных классов (рис. 5).



**Рис. 5.** Дополнительные градации качества вод и ЭДН факторов для водных объектов различных категорий использования. Обозначения:  $\Gamma_1$  – граница индикатора, разделяющая благополучные и неблагоприятные состояния;  $\Gamma_2$  – граница индикатора, разделяющая вполне благополучные и умеренно благополучные состояния (медиана распределения благополучных состояний);  $\Gamma_3$  – граница индикатора, разделяющая умеренно неблагоприятные и очень неблагоприятные состояния (медиана распределения неблагоприятных состояний); ЭДН<sub>х</sub> – ЭДН фактора для водных объектов хозяйственного назначения; ЭДН<sub>з</sub> – ЭДН фактора для заповедных и рекреационных водных объектов; ЭДН<sub>т</sub> – ЭДН фактора для техногенных водных объектов.

**ЭДН абиотических факторов для природных объектов, относящихся к различным категориям использования.** Рассмотрим в качестве примера три возможные категории использования водных объектов:

- 1) заповедные объекты и зоны рекреации;
- 2) объекты хозяйственного назначения (питьевого, аграрного, рыбоводного и др.);
- 3) техногенные объекты (используемые только для промышленных целей, не требующих высокого качества вод).

Пороги абиотических факторов, найденные выше методом ЭДН, разграничивают допустимые и недопустимые значения фактора для водных объектов хозяйственного назначения. Аналогичную границу для объектов первой категории следует отыскивать методом ЭДН, зафиксировав границу между вполне благополучными и умеренно благополучными состояниями, а для объектов третьей категории использования – между умеренно неблагоприятными и очень неблагоприятными (рис. 5). Аналогичный подход можно применить при установлении ЭДН для водных объектов комплексного назначения при различных требованиях к качеству воды (например, питьевая вода, вода для производственно-технических целей, для коммунального использования, для сельскохозяйственных целей).

Заметим, что как введение дополнительных градаций качества среды, так и введение более жёстких или более мягких ЭДН подразумевает выполнение для вновь образованных классов наблюдений требования достаточного (например, не менее 10% от общего числа) количества наблюдений в этих классах.

**Об экологическом нормировании.** Возможности метода ЭДН шире, чем продемонстрированная выше технология диагностики причин экологического неблагополучия – выявления ответственных за неблагополучие факторов, их ранжирования по степени вклада в неблагополучие и нормирования. Метод ЭДН позволяет (в соответствии с современными требованиями и руководящими принципами нормативно-правовых документов, регулирующих использование, охрану и восстановление природных ресурсов) устанавливать целевые показатели качества вод (Левич и др., 2009). Целевые показатели учитывают цель поддержания и, в случае необходимости, улучшения существующего качества воды; направлены на сокращение средних нагрузок загрязнения до определенного уровня в пределах определенного периода времени; учитывают конкретные требования в отношении качества среды, в отношении чувствительных и

особо охраняемых территорий; их устанавливают для проверки в среднесрочного и долгосрочного достижения степени поддержания и улучшения качества среды. В качестве целевых показателей качества среды могут быть приняты величины ЭДН, а границу благополучия биоиндикатора следует считать целевым показателем качества экологического состояния живых организмов.

Согласно биотической концепции контроля природной среды (Левич, 1994), оценки экологического состояния на шкале "благополучие-неблагополучие" (индикацию состояния) следует проводить по комплексу биотических показателей, а не по уровням абиотических факторов. В этом случае абиотические факторы выступают потенциальными причинами экологического неблагополучия, а не непосредственными его симптомами.

Предложенные выше экологически допустимые нормативы (ЭДН) факторов среды могут быть дополнением или альтернативой нормативам ПДК. Метод ЭДН (в ранней редакции именовавшийся «метод ЭДУ» и не позволявший наряду с ЭДН рассчитывать границу благополучия для индикаторов, используя экспертами заданную границу, и оценивать качество индикации) был использован для нормирования физико-химических факторов в ряде речных бассейнов (Замолотчиков, 1993; Булгаков и др., 1995; Левич и др., 1996; 2004; Левич, Терехин, 1997; Maximov et al., 1999).

Предложенные методы нормирования применимы не только к химическим веществам, но и к любым абиотическим факторам, воздействующим на природные сообщества, например, к температуре, скорости ветра, уровням воды, интенсивности водопотребления, радиоактивным загрязнениям и т.п. (Левич и др., 1996; Левич, Терехин, 1997). ЭДН учитывают не изолированные вредные воздействия, а реально сложившиеся в природе комплексы потенциально вредных воздействий; многочисленные косвенные эффекты воздействия, совокупное действие которых может быть более сильным, нежели эффект прямых влияний. ЭДН носят не общероссийский, а региональный характер, т.е. зависят от фонового загрязнения окружающей среды и, возможно, от климатических, хозяйственных и других специфических характеристик природного объекта. Предложенные методы дают возможность уточнять величины ЭДН по мере накопления новых экологических данных о природном объекте.

При наличии необходимых данных возможно нормирование текущих значений нарушающих воздействий (пример чего демонстрирует настоящая работа), их экстремальных значений в заданные периоды, их средних значений за различные периоды усреднения (Левич, Терехин, 1997).

За многие годы существования нормативов ПДК сложилась практика их применения во многих важных инструментах природоохранной деятельности. Например, при расчётах нормативов предельно допустимых вредных воздействий (или просто нормативов допустимых воздействий), нормативов предельно допустимых сбросов, при составлении схем комплексного использования и охраны природных объектов, прогнозов качества среды и т.п. Концепция ЭДН полностью сохраняет технологию включения ПДК в указанные инструменты, предлагая, когда это возможно, замену экологически неэффективных нормативов ПДК их современными аналогами – величинами ЭДН.

Предложенные методы биоиндикации и расчётов ЭДН представляют собой действенный инструмент принятия управленческих решений на основе анализа данных экологического мониторинга.

Напомним, что предлагаемый подход может быть применен только в том случае, когда накоплен достаточный объем экологических данных, включающих как биотические, так и потенциально опасные для биоты абиотические характеристики. Если нет биологических данных, то невозможна оценка состояния водных объектов на шкале «благополучие – неблагополучие». Если отсутствуют данные о подлежащих нормированию факторах среды, то метод ЭДН также бессилён. Таким образом, при отсутствии достаточно полных данных экологического мониторинга методики, основанные на концепции ПДК, при всей их неэффективности остаются достаточно безальтернативными.

*Авторы глубоко признательны своим коллегам: Владимиру Анатольевичу Абакумову – одному из авторов информационной системы "Экология пресных вод России и сопредельных стран", данные из которой использованы в проведённой работе, а также Анатолию Тимофеевичу Терехину и Алексею Сергеевичу Титову – за разработку программного обеспечения для расчетов индексов и поиска ЭДН.*

*Работа поддержана грантами РФФИ №06-04-48466а и №07-04-00045а.*

#### Список литературы

- Абакумов В.А., Суцены Л.М. Гидробиологический мониторинг пресноводных экосистем и пути его совершенствования // Экологические модификации и критерии экологического нормирования. Труды международного симпозиума. Л.: Гидрометеиздат, 1991. С. 41-51.
- Акимов Т.А., Хаскин В.В. Основы экоразвития. М.: Изд-во Рос. эконом. академии, 1994. 312 с.

- Булгаков Н.Г., Дубинина В.Г., Левич А.П., Терехин А.Т. Метод поиска сопряженностей между гидробиологическими показателями и абиотическими факторами среды на примере уловов и промысловых рыб // Известия РАН. Сер. биол., 1995. №2. С. 218-225.
- Булгаков Н.Г., Абакумов В.А., Максимов В.Н., Левич А.П., Забурдаева Е.А. Методические вопросы применения ранговых распределений численности фитопланктона к анализу массовых данных экологического мониторинга пресных вод. Приближенные расчеты // Известия РАН. Сер. Биол. 2005. №5. С. 1-7.
- Бурлакова Е.Б. и др. Действие малой дозы ионизирующего излучения и химических загрязнений на человека и биоту // Атомная энергия. 1998. Т.85. №6. С. 457-462.
- Волков И.В., Заличева И.Н., Ганина В.С. и др. О принципах регламентирования антропогенной нагрузки на водные экосистемы // Вод. ресурсы. 1993. Т. 20. № 6. С. 707-713.
- Горюнова С.В., Касьяненко А.А., Жилкин А.А. К вопросу о применении экологических нормативов для оценки качества окружающей природной среды // Вестник Рос. ун-та дружбы народов. Сер. Эколог. и безопасн. жизнедеятельности. 2003. №7. С.109-115.
- Дмитриев В.В. Диагностика, экологическое нормирование и оценка устойчивости водных экосистем к антропогенному воздействию // Океанология в С.-П. ун-те. СПб.: 1997. С. 196-211.
- Дробот В.И. Структурные изменения зоопланктонных сообществ водоемов заповедника "Большая Кокшага" // Тез. докл. Междунар. конф. "Фин.-угор мир: состояние природы и регион. стратегия защиты окруж. среды". Сыктывкар, 1997. С. 63-64.
- Жигальский О.А. Экологическое нормирование антропогенных нагрузок // Тез. докл. 3 междунар. конф. "Освоение Севера и пробл. рекультивации". Сыктывкар, 1997. С. 73-75.
- Забурдаева Е.А., Левич А.П. Методические аспекты использования данных биологического мониторинга по фитопланктону для биоиндикации качества вод в бассейне Волги // Известия Самарского научного центра РАН. 2007. Т. 9. №1. С. 195-211.
- Замолодчиков Д.Г. Оценки экологически допустимых уровней антропогенного воздействия на пресноводные экосистемы // Проблемы экологического мониторинга и моделирование экосистем. 1993. Т. 15. СПб. С. 214-233.
- Кольцова Т.И., Конопля Л.А., Максимов В.Н., Федоров В.Д. К вопросу о представительности выборок при анализе фитопланктонных проб // Гидробиологический журнал. 1971. Т. 4. №3. С. 109-116.
- Левич А.П. Экстремальный принцип в теории сообществ // Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Л.: Гидрометеиздат, 1978. Т.1. С. 164-82.
- Левич А.П. Структура экологических сообществ. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1980. 181 с.
- Левич А.П. Биотическая концепция контроля природной среды // Доклады РАН. 1994. №2. С. 280-282.
- Левич А.П., Терехин А.Т., Булгаков Н.Г., Абакумов В.А., Елисеев Д.А., Максимов В.Н., Качан Л.К. Экологический контроль водных объектов Нижнего Дона по биотическим идентификаторам планктона, перифитона и зообентоса // Вестник МГУ. Сер. биол., 1996. №3. С. 18-25.
- Левич А.П., Терехин А.Т. Метод расчета экологически допустимых уровней воздействия на экосистемы (метод ЭДН) // Водные ресурсы. 1997. №3. С. 328-335.
- Левич А.П., Булгаков Н.Г., Максимов В.Н. Теоретические и методические основы технологии регионального контроля природной среды по данным экологического мониторинга. М.: РЭФИА, 2004. 271 с.
- Левич А.П., Забурдаева Е.А., Максимов В.Н., Булгаков Н.Г., Мамихин С.В. Поиск целевых показателей качества для биоиндикаторов экологического состояния и факторов окружающей среды (на примере водных объектов реки Дон) // Водные ресурсы. 2009 (направлено в печать).
- Максимов В.Н. О ранговых распределениях в экологии сообществ с точки зрения статистики // Известия РАН. Серия биологическая. 2004. №3. С. 352-361.
- Максимов В.Н., Булгаков Н.Г., Джабруева Л.В. Ранговые распределения размерно-морфологических групп микроводорослей в перифитоне и их связь с уровнем загрязнения водоема // Известия РАН. Сер. Биол. 1997а. №6. С. 697-704.
- Максимов В.Н., Булгаков Н.Г., Милованова Г.Ф., Левич А.П. Детерминационный анализ в экосистемах: сопряженности для биотических и абиотических компонентов // Изв. РАН. Сер. биол. 2000. №4. С. 482-491.
- Моисеенко Т.И. Экотоксикологический подход к нормированию антропогенных нагрузок на водоемы Севера // Экология. 1998. №6. С. 452-461.
- Петин В.Г. и др. Малые дозы и проблемы синергического взаимодействия факторов среды // Радиационная биология и радиоэкология. 1999. Т.39. №1. С. 113-126.
- Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем / Ред. Абакумов В.А. СПб.: Гидрометеиздат, 1992. 318 с.
- Рахманин Ю.А. Экология человека: современные проблемы и пути их решения // Устойчивое развитие. Наука и практика. 2003. №3. С. 117-126.
- Садыков О.Ф. Популяционные аспекты экотоксикологии // Экотоксикология и охрана природы. М.: 1988. С. 108-126.
- Садыков О.Ф. Современные проблемы и перспективы прикладной экологии // Развитие идей академика С.С.Шварца в современной экологии. М.: 1991.
- Стандарты и целевые показатели качества воды // Обз.инф. Экол. экспертиза / М.: ВИНТИ, 1999. №4. С. 42-72.
- Федоров В.Д. О методах изучения фитопланктона и его активности. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1979. 165 с.
- Фруммин Г.Т. Экологически допустимые уровни воздействия металлами на водные экосистемы // Биол. внутр. вод. 2000. N 1. С. 125-131.
- Чесноков С.В. Детерминационный анализ социально-экономических данных. М.: Наука, 1982. 168 с.

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

Berger W.H., Parker F.L. Diversity of planktonic Evraminifera in deepsea sediments // Science. 1970. V. 168. №3937. Pp. 1345-1347.

Maximov V.N., Bulgakov N.G., Levich A.P. Quantitative methods of ecological control: diagnostics, standardization, and prediction // Environmental indices: Systems analysis approach. London: EOLSS Publishers. 1999. Pp. 363-381.

Motomura I. Statistical treatment of association // Japan J. Zool. 1932. V.44. Pp. 379-383.

Pereira L.A.A. et al. Association between air pollution and intrauterine mortality in Sao Paulo, Brazil // Environ. Health Perspect. 1998. V.106. #6. Pp. 325-329.

УДК 574.633

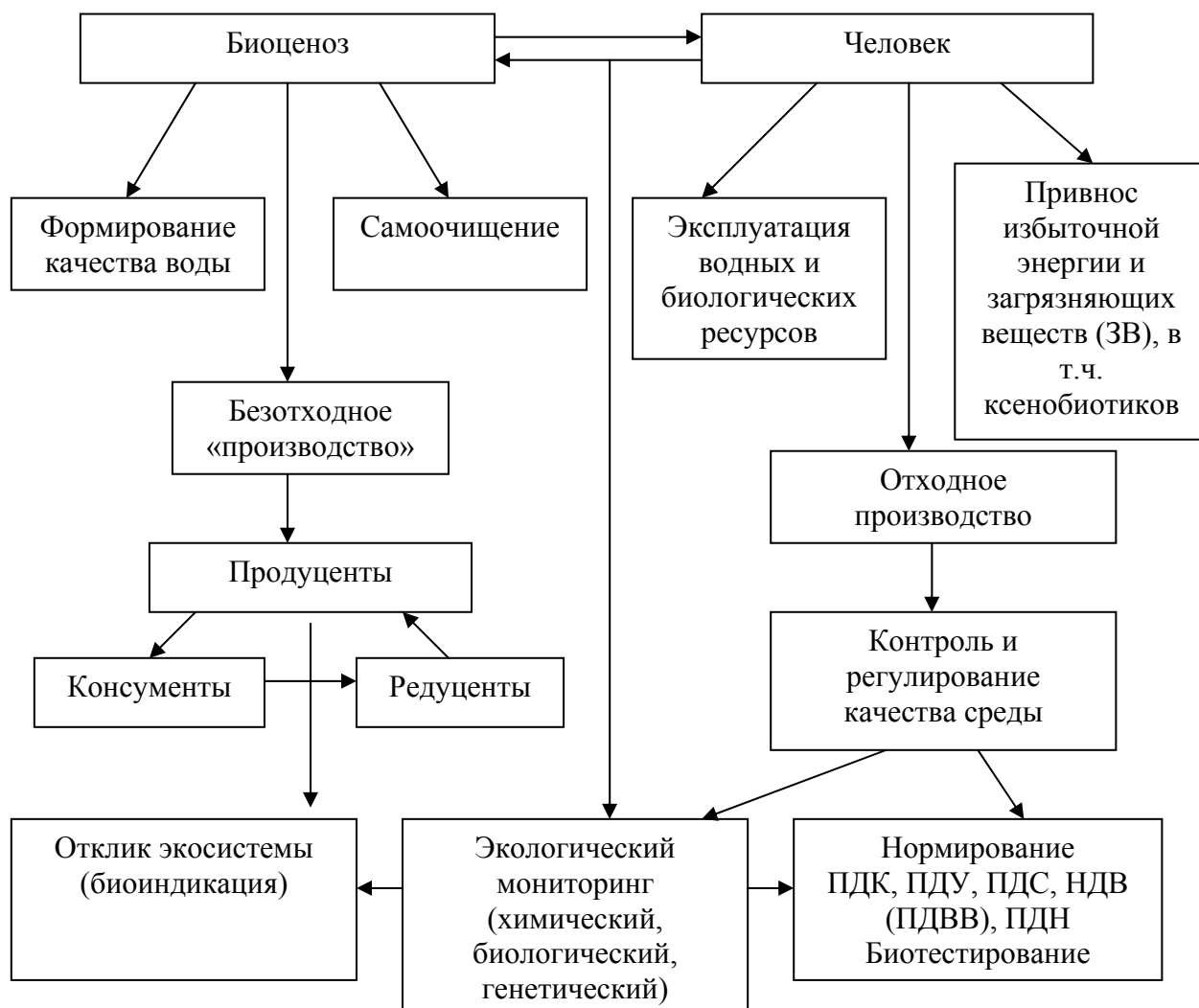
## К ВОПРОСУ О РЕГИОНАЛЬНОМ НОРМИРОВАНИИ И РЕГУЛИРОВАНИИ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ НА ВОДОЕМЫ

Л.В. Михайлова

ФГУП «Госрыбцентр»

625000, г. Тюмень, ул. Одесская, 33, Россия, g-r-c@mail.ru

В настоящее время существует две равновеликие силы, оказывающие влияние на качество природных вод: с одной стороны это сообщество водных организмов (биоценоз), с другой – человек.





Повсеместные многочисленные проявления отрицательного влияния хозяйственной деятельности человека на водные объекты обуславливают необходимость соблюдения **экологических** приоритетов для сбалансирования требований к охране водных экосистем с одной стороны и решения задач рационального хозяйственного использования водных и биологических ресурсов – с другой. Поэтому одной из первоочередных природоохранных задач является оценка состояния **водных экосистем** при воздействии пресса антропогенных факторов. В этой связи особую актуальность приобретают характеристика и оценка с **экологических** позиций качества воды как интегрального показателя состояния водных экосистем. Под качеством воды понимают ее состав и свойства, определяющие пригодность: а) для жизни водных организмов, б) для здоровья человека, в) для различных видов водопользования. С экологических позиций решающими для оценки состояния водных экосистем и обоснования мер охраны водоемов являются первые два критерия.

Традиционно используемый в мониторинге водных ресурсов химический анализ позволяет измерить концентрации ЗВ в природной воде и сопоставить их с установленными нормативами (ПДК) или стандартами. Этот принцип узаконен еще в 1978 г. (Правила охраны поверхностных вод, 1991). Несмотря на то, что обоснование и стратегия экологического мониторинга были сформулированы в нашей стране еще в 70-80 гг. XX столетия (Федоров, 1975; Израэль и др., 1978; Герасимов, 1975; Жукинский и др., 1978; Брагинский, 1985) комплексной эколого-токсикологической оценке влияния ЗВ еще не уделяется должного внимания.

Токсичность, обусловленную присутствием в воде совокупности ЗВ, можно оценить только биологическими методами: гидробиологическим (биоиндикация) – по отклику биотического сообщества и токсикологическим (биотестирование) – по ответной реакции тест-организмов в регламентированных условиях (Филенко, 2006). Такие подходы широко используются в национальных системах экологического мониторинга индустриально развитых стран (Директивы 2000/60/ЕС), однако в России пока не выделены в специальную подсистему в государственных службах мониторинга.

Мониторинг – это одна сторона контроля и регулирования качества среды, другая – нормирование. Остановимся на проблеме ПДК и региональном нормировании. Эти проблемы дискутируются уже не один десяток лет (Волков и др., 1992; 1998; Лесников, 1998; Лукьяненко, 1987; 1998). Критика концепции ПДК, особенно яростная в 90-е гг. XX столетия со стороны чиновников «от экологии», в настоящее время постепенно утихает, поскольку нет предмета для споров. Никто ПДК не заказывает и не разрабатывает, никто этого и не требует, отсутствует даже орган, рассматривающий и утверждающий ПДК, хотя в Федеральном законе «Об охране окружающей среды» (2004) четко прописано, что «производство и обращение потенциально опасных химических веществ допускается на территории Российской Федерации после проведения необходимых токсиколого-гигиенических и токсикологических исследований этих веществ, установления порядка обращения с ними, природоохранных **нормативов** и государственной регистрации...» (ст. 47). К нормативам качества окружающей среды относятся нормативы, установленные в соответствии с химическими, физическими и биологическими показателями состояния окружающей среды, в том числе **нормативы ПДК** химических веществ (ст. 21), а также нормативы допустимого воздействия (НДВ) на окружающую среду (ст. 22). К сожалению, в настоящее время экологически обоснованные ПДК подменяются экспресс-методом определения класса опасности **вещества** со ссылкой на Приказ МПР № 511, который направлен на определение класса опасности **отходов**. Необъективность этих нормативов показана нами неоднократно (Михайлова, Дубинина, 2006; Михайлова, 2008). Такое «нормирование» создает большие проблемы в будущем, поскольку суммарное действие мало- или вообще неизученных веществ не предсказуемо. Отказ от концепции ПДК в современных условиях – это «экологическое самоубийство» (Лукьяненко, 1998). Установленные почти для 1500 приоритетных веществ ПДК «работают» как ориентир экологической опасности загрязнения и как важнейший инструмент законодательного ограничения поступления в водоемы ЗВ и предотвращения катастрофических последствий деградации гидроэкосистем. Однако токсикологи не успевают за экспансией химиков и, вероятно, нет необходимости в такой гонке. Следует искать другие пути оценки состояния водных объектов и качества воды в них. Прежде всего, следует помнить, что водоем – это не только вода. Донные отложения (ДО) – один из основных элементов водной экосистемы. Это и жизненная среда для бентических организмов и бентосоядных рыб, и депонирующая составляющая водоема, т.е. «память водоема». Поэтому нормирование приоритетных ЗВ в ДО – одна из главных задач (Михайлова, 1999, 2004; Лесников, 1992; Лукьяненко, 1998). В настоящее время имеется лишь 1 норматив для нефтепродуктов в ДО (Михайлова, 2006) и тот региональный (Постановление, 2004).

В целях предотвращения негативного воздействия на окружающую среду (ОС) хозяйственной и иной деятельности человека базовыми нормативами определены **нормативы допустимого воздействия** (Федеральный закон, 2004; Водный кодекс, 2006), ранее называемые ПДВВ (предельно допустимые вредные воздействия). Эти **нормативы являются региональными**, поскольку с их помощью оценивается антропогенное воздействие на конкретную водную систему. Этот норматив, так как мы его понимаем, позволяет определить допустимую нагрузку на водоем по ответной реакции водной экосистемы и разработать схему поэтапного снижения нагрузки до нормы (Михайлова, 2005; 2006).

Опираясь на эти основополагающие критерии мы разработали нормативы НДВ (ПДВВ) для основной водной артерии юга Тюменской области – реки Туры и ее основного притока – реки Пышмы с целью оптимизации хозяйственной деятельности в регионе, направленной на достижение более высокого экологического состояния реки на основе определения целевых показателей (Михайлова и др., 2005; Михайлова, 2006; 2007).

Целевые показатели состояния водоема – это значение качественных характеристик водного объекта, установленных с учетом региональных особенностей химического состава воды и донных отложений (ДО) и реальной социально-экономической ситуации, которые должны поддерживаться или быть достигнуты в течение определенного времени для оптимального функционирования экосистемы.

При расчете ПДВВ (НДВ) для р. Тура учитывались:

- региональные особенности формирования качества воды и состояние водной экосистемы;
- сезонная изменчивость водности и поступления загрязняющих веществ (ЗВ);
- бассейновый принцип;
- источники загрязнения, обусловленные хозяйственной деятельностью;
- приоритетное использование водного объекта;
- ранговая (балльная) оценка состояния водного объекта на основании анализа гидрохимических, гидробиологических, токсикологических и генетических данных;
- установление величин целевых (фоновых) показателей воды и ДО в зонах относительного благополучия биоценозов;
- отклонение состояния биоценозов на разных створах реки от фоновое состояние в качестве критерия воздействия на них комплексного загрязнения воды и ДО;
- последовательность достижения цели.

Норматив ПДВВ, с нашей точки зрения, это масса приоритетных загрязняющих веществ в численном выражении, представляющий собой производное показателей нормированного (ПДК, НК) и допустимого (фоновое, ДК) содержания суммы ЗВ и расхода воды в конкретных створах водотока:

$$\text{ПДВВ}_1 = W_{\text{уч}} \cdot \sum C_{\text{дк}} ; \quad \text{ПДВВ}_2 = W_{\text{уч}} \cdot \sum C_{\text{нк}}$$

Допустимые (фоновые) концентрации загрязняющих веществ в воде и ДО, т.е. наиболее приближенные к естественным, определялись в районах водотока, где отмечалось относительное благополучие биоценозов.

Для р. Тура в пределах Тюменской области рассчитано фактическое, допустимое (фоновое), нормативное, сверхдопустимое (над фоном) и сверхнормативное (над ПДК) содержание комплекса загрязняющих веществ по створам, а также количественный перенос загрязняющих веществ от границы со Свердловской областью до устья. Показано, что максимальная доля сверхнормативного содержания загрязняющих веществ приходится на перенос с вышележащих участков: от 100 % - на границе со Свердловской областью до 51,7 % – в устье. Вниз по течению увеличивается доля неорганизованного (от 22,6 до 46 %) и организованного (от 0,48 до 2,14 %) стока. При этом на различных участках реки преобладают различные ЗВ. Максимальные уровни сверхнормативного (над ПДК) и сверхдопустимого (над фоном) превышения биогенов, органических веществ и цинка приходится на район г. Тюмень; меди, алюминия, ртути – ниже города; железа, свинца, никеля, марганца, нефтепродуктов – в устье реки, ниже впадения основного притока – р. Пышма.

В качестве критерия воздействия на экосистему водоема всей суммы ЗВ использовали индекс отклонения от фоновое состояние (J), который позволяет оценить не только количественные, но и качественные изменения биоценоза (Матковский, 2004). Для рассматриваемого индекса были условно выделены интервалы, характеризующие степень отклонения от фоновое состояние: до 30 % - слабая (естественные процессы), от 31 до 65 % - средняя (не только природные, но и антропогенные факторы), от 66 до 100 % - сильная (преимущественно антропогенные факторы). Произведенные расчеты для зообентоса и зоопланктона показали, что значения индексов закономерно изменялись в зависимости от уровня загрязненности анализируемых участков рек Туры и Пышмы, причем данные

по зообентосу были более показательными. Так, выше города *J* не превышал 30 %, в районе города он возрастал до 60 % и далее к устью – до 72-74 % (Михайлова, Матковский, Исаченко-Боме и др., 2005).

Установленные целевые показатели были использованы для комплексной оценки состояния водной экосистемы по гидрохимическим (вода, донные отложения), гидробиологическим, токсикологическим и генетическим показателям (Михайлова, 2006). На основе покомпонентных классификаций была разработана комплексная оценочная шкала (интегральная экологическая классификация), основанная на обобщенных показателях состояния, объединенных в систему индексов качества (рангов). Она ранжирует водоток по степени загрязненности и функционированию биосистем, давая при этом усредненную характеристику. Частные классификации позволяют оценить степень (ранг) приоритетных ЗВ на разных участках реки, обуславливающих тот или иной биологический эффект (Михайлова, 2007). Интегральная экологическая классификация позволила ранжировать р. Тура на разных створах по показателям качества воды и ДО: в истоке – «чистые» - «слабозагрязненные» (I-II класс); граница со Свердловской областью - «умеренно загрязненные» (III класс); центр г. Тюмени – «загрязненные» (IV класс); ниже города и до устья – «очень грязные» - «грязные» (VI-V классы). Токсикологические и генетические данные показали, что ДО реки в пределах Тюменской области обладают мутагенным и терратогенным действием, усиливающимся по мере приближения к устью.

Таким образом, установленные временные нормативы качества воды и ДО (целевые показатели) для р. Тура в пределах Тюменской области, на основе которых рассчитывается НДВ, следует утвердить как временные региональные нормативы. Эти нормативы должны обеспечить экологическое благополучие водных объектов при сохранении механизма формирования характеристик водной экосистемы в пределах естественной изменчивости и удовлетворения требований отдельных видов водопользования (в первую очередь, хоз-питьевое и рыбохозяйственное). Для этого следует разработать мероприятия по поэтапному снижению сверхнормативного содержания загрязняющих веществ в речной системе.

Первый этап – снижение массы загрязняющих веществ до допустимых величин (фоновое состояние р. Тура в пределах Тюменской области).

Второй этап – снижение массы загрязняющих веществ до фонового состояния по всему бассейну (исток р. Тура).

Конечная цель – снижение массы загрязняющих веществ в воде до величин, при которых оптимально функционирует экосистема, не накапливаются токсические вещества в промышленных объектах, отсутствуют отдаленные негативные, в том числе генетические последствия, и качество воды отвечает как санитарно-гигиеническим, так и рыбохозяйственным требованиям.

Перенос ЗВ с сопредельной территории и вышележащих участков реки, вынос и сброс массы ЗВ с организованным и неорганизованным стоком рассчитывали с целью регламентации хозяйственной деятельности на территории Тюменской области, направленной на улучшение экологической ситуации в бассейне и решения межрегиональных проблем (Рыбина, Михайлова, 2006).

Таким образом, региональное нормирование допустимого воздействия на водоемы позволяет не только оценить реальное состояние водной экосистемы, но и планировать водоохранные мероприятия, направленные на улучшение качества природных вод - источника жизни как для биоценоза, так и человека.

#### Список литературы

- Брагинский Л.П. Некоторые принципы классификации пресноводных экосистем по уровням токсической загрязненности // Гидробиологический журнал. – Киев, 1985. – С. 65-74.
- Водный кодекс РФ. – М.: Экзамен, 2006. – 63 с.
- Волков И.В., Заличева И.Н., Каймина Н.В., Ганина В.С., Мовчан Г.В. Региональные особенности токсикорезистентности гидробионтов // Гидробиол. журнал, 1992. – Т. 28, №3. – С. 69-71.
- 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, 1998. – С. 3-20.
- Герасимов И.П. Научные основы современного мониторинга окружающей среды // Изв. АН СССР. Сер. географ. 1975. - №3. – С. 13-25.
- Жукинский В.Н., Окслюк О.П., Олейник Г.Н., Кошелева С.И. Принципы и опыт построения экологической классификации качества поверхностных вод суши. - Гидробиол. журнал, 1981. – Т.17, №2. – С. 38-49.
- Израэль Ю.А., Гасилина Н.К., Ровинский Ф.Я., Филиппова Л.М. Осуществление в СССР системы мониторинга загрязнения природной среды. – Л.: Гидрометеиздат, 1978. – 67 с.

- Лесников Л.А. Региональные проблемы нормирования загрязнения вод // Экологические аспекты регламентирования антропогенного загрязнения водоемов России (региональные ПДК). – Ярославль, 1998. – С. 21-36.
- Лукьяненко В.И. Экологические аспекты ихтиотоксикологии. – М.: Агропромиздат, 1987. – 239 с.
- Лукьяненко В.И. Экологические основы регламентирования антропогенного загрязнения водоемов России // Экологические аспекты регламентирования антропогенного загрязнения водоемов России (региональные ПДК). – Ярославль, 1998. – С. 37-62.
- Матковский А.К. Один из подходов оценки предельно допустимого вредного воздействия (ПДВВ) на водоем // IV международный симпозиум «Контроль и реабилитация окружающей среды. 21-23 июля 2004 г. – Томск, 2004. – С. 145-146.
- Михайлова Л.В. Основы регламентации загрязняющих веществ в донных грунтах рыбохозяйственных водоемов. // Материалы Международного семинара «Проблемы научно- методического обеспечения оценок ущербов рыбному хозяйству от разработки нефтегазовых месторождений на морском шельфе» – М.: РАН, 1999. – С. 79-80.
- Михайлова Л.В. Регламентация нефти в донных отложениях (ДО) пресноводных водоемов // Тез. Всероссийской конф. «Современные проблемы водной токсикологии» - Борок, 2002.- С. 117-118.
- Михайлова Л.В., Князева Н.С., Уварова В.И., Дзюбан А.Н., Косолапов Д.Б. Регламентация загрязняющих веществ в донных отложениях поверхностных водных объектов как важный аспект экологического мониторинга. // Материалы международной конференции «Контроль и реабилитация окружающей среды» 21-23 июля 2004 г.- Томск, 2004.- С. 73-74.
- Михайлова Л.В. Расчет норматива предельно допустимого вредного воздействия (ПДВВ) на р. Тура в пределах Тюменской области // Чистая вода: тезисы докладов. –Тюмень. – 2006. - С. 26-29.
- Михайлова Л.В., Матковский А.К, Исаченко-Боме Е.А., Рыбина Г.Е., Петухова Г.А. Гидробиологический подход при оценке предельно допустимого вредного воздействия (ПДВВ) на водотоки (на примере, р. Тура) // Материалы Международной научной конференции «Водная токсикология на заре XXI века», 3-7 октября, 2005. – Санкт-Петербург. – С. 63.
- Михайлова Л.В. Комплексная экологическая классификация состояния поверхностных водных объектов с учетом токсичности и генетической опасности. // IX Съезд Гидробиологического общества РАН: Тез. докладов. - Тольятти, 2006. – Т. II. - С.39-40.
- Михайлова Л.В. Интегральная оценка качества воды и донных отложений р. Тура // Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем. – С.-Пб., 2007. – С. 61-67.
- Михайлова Л.В. К вопросу о нормировании в области охраны окружающей среды //Материалы Съезда экологов нефтяных регионов «Региональная экологическая политика в условиях существующих приоритетов развития нефтегазодобычи» 14-15 июня 2007 года. – Ханты-Мансийск, 2007. – С. 97-105.
- 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.
- Постановление № 441-П Правительства Ханты-Мансийского автономного округа (ХМАО) Об утверждении регионального норматива «Предельно допустимый уровень (ПДУ) содержания нефти и нефтепродуктов в донных отложениях поверхностных водных объектов ХМАО – Югры» от 10 ноября 2004 г. – Ханты-Мансийск, 2004.
- Правила охраны поверхностных вод.- М: Госкомприрода СССР.- 1991.
- Приказ № 511 МПР РФ «Об утверждении критериев отнесения опасных отходов к классу опасности для окружающей среды» от 15.06.2001 г. – М., 2001.
- Рыбина Г.Е., Михайлова Л.В. Вынос загрязняющих веществ в р. Тура от границы со Свердловской областью до устья // Чистая вода: тезисы докладов. –Тюмень. – 2006. - С. 29-32.
- Федеральный закон «Об охране окружающей среды». – М.: Издательство «Ось-89», 2005. – 64 с.
- Федоров В.Д. Гидробиологический мониторинг: Обоснование и опыт организации // Гидробиол. журнал, 1975. – Т.11, №5. – С. 5-12.
- Филенко О.Ф. Место биологических методов в контроле качества окружающей среды // Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем. – С.-Пб., 2007. - С. 8-12.
- Экологические аспекты регламентирования антропогенного загрязнения водоемов России (региональные ПДК). – Ярославль, 1998. – 63 с.
- Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy // Official Journal of the European Communities. L. 327, 22.12.2000. 72 pp.
- Mikhailova L.V., Matkovskiy A.K., Isachenko-Bome E.A., Rybina G.E., Petukhova G.A. The Hydrobiological approach to the estimation of maximum permissible harmful influence (MPHI) of water streams (the river oura gase study) // Aquatic Ecology at the Dawn of XXI Century, 3-7 October, 2005. - St.Petersburg: Zoological Institute.- P. 63.

## ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНОЕ МОДЕЛИРОВАНИЕ НЕФТЯНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ

Л.В. Михайлова

ФГУП «Госрыбцентр»

625000, г. Тюмень, ул. Одесская, 33, Россия, g-r-c@mail.ru

Несмотря на большие объемы нефти, поступающей в водоемы Ханты-Мансийского автономного округа (ХМАО) из разных источников, в первую очередь в результате аварий (Михайлова, 1991; Обзор, 2005; Бабушкин и др., 2007), содержание нефтепродуктов (НП) в воде колеблется в достаточно узких пределах (табл. 1). В 1983-1990 гг. в воде больших рек (Обь, Иртыш) – 0.02-0.96 мг/л (в среднем 0.27 мг/л), в малых, пересекающих месторождения, – 0.04-8.3 мг/л (среднее – 0.45 мг/л).

**Таблица 1.** Аварийность, масса загрязняющих веществ и среднегодовое содержание НП в поверхностных водах на месторождениях ХМАО

Год	Общее количество аварий с экологическими последствиями	Масса загрязняющих веществ, т				Среднегодовое содержание НП для всех водных объектов
		всего	попавших в водоемы	попавших на рельеф	в т.ч. нефтепродуктов	
2001	1598	1638.4	77.7	1507.0	1463.5	0.07
2002	1771	2499.4	689.3	1810.1	1456.2	0.1
2003	2235	2188.3	230.4	1957.9	517.1	0.34
2004	3631	14233.4	91.8	14120.8	1084.4	0.18
2005	4311	27906.8	220.3	27686.5	468.2	0.15

Анализ данных содержания нефтепродуктов в воде рек ХМАО (39484 замеров) в 1995-2005 гг. (Бабушкин, Московченко, Пикунов, 2007) показал, что среднее содержание нефтепродуктов в воде составляет 0.21 мг/л при коэффициенте вариации 1533%, что связано с резким локальным возрастанием содержания нефтепродуктов в воде в период аварийных выбросов нефти.

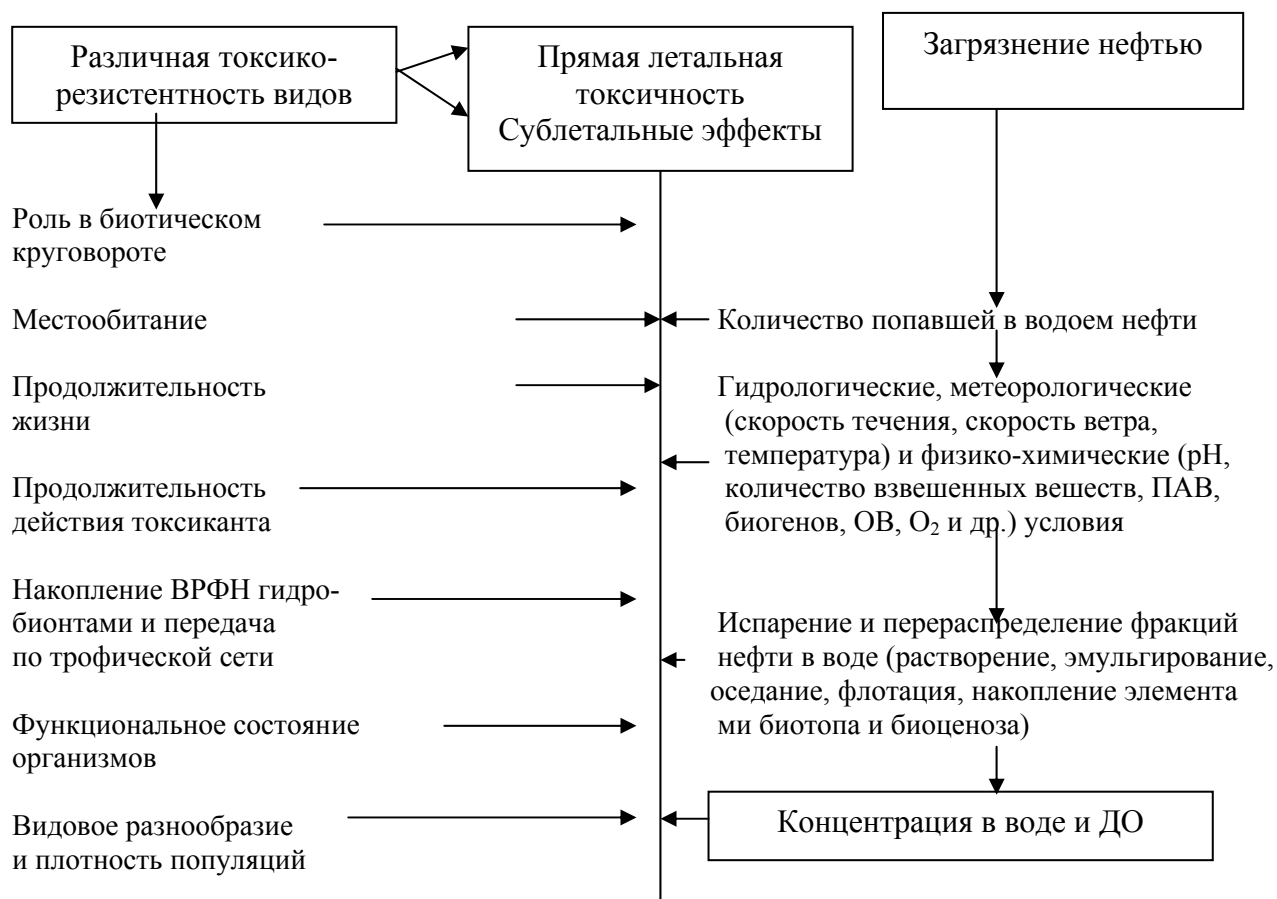
Нефть – основной, но не единственный загрязнитель в районах нефтедобычи. Для того, чтобы вычлнить ее роль в деструктивных процессах, происходящих в водоемах, необходимы исследования в строго регламентированных условиях эксперимента.

Основной целью лабораторного моделирования нефтяного загрязнения, предпринимаемого многими исследователями, является изучение деструкции нефти и установление количественных закономерностей взаимосвязи этого процесса с абиотическими (физико-химические явления и процессы, содержание биогенов и т.д.) и биотическими (микрофлора) факторами. Подавляющее большинство таких работ посвящено моделированию загрязнения морей и океанов, что проиллюстрировано в обстоятельном обзоре А.В. Цыбань и А.И. Симонова (1979). Особенностью этих моделей является внесение в установку главным образом сырой нефти и нефтепродуктов (мазут, соляровое и дизельное масла) в значительных концентрациях, встречающихся в естественных условиях лишь в период больших аварий в ограниченных зонах. Значительно реже моделируют поведение водно-нефтяной эмульсии. (Берг и др., 1979; Копытов и др., 1982). Совсем мало работ, моделирующих отклик биоценоза на поллютанты в лабораторных моделях (Камшилов, 1977; Биологические процессы..., 1984).

Вместе с тем, модель позволяет определить направленность влияния того или иного фактора, долю его в участия в происходящих превращениях. Поэтому целью наших исследований было моделирование различных ситуаций, возникающих в пресноводных водоемах, и отклика пресноводной системы разной сложности на воздействие водорастворимых компонентов нефти в концентрационном градиенте, приближенном к естественным условиям.

Исследования, проводимые нами на реках Обь-Иртышского бассейна с середины 70-х годов (Михайлова, Горшкова, Уварова, 1983; Михайлова, 1986; 1991), а также экспериментальное моделирование нефтяного загрязнения пресных вод (Михайлова, 1986; Михайлова, Шорохова, 1992) позволило выяснить характер поведения, распределения и трансформации нефти и факторы, влияющие на эти процессы и биоту водоемов (рис. 1).

**Рис. 1** Схема взаимодействия факторов, влияющих на концентрацию нефтепродуктов в реках и на водные организмы



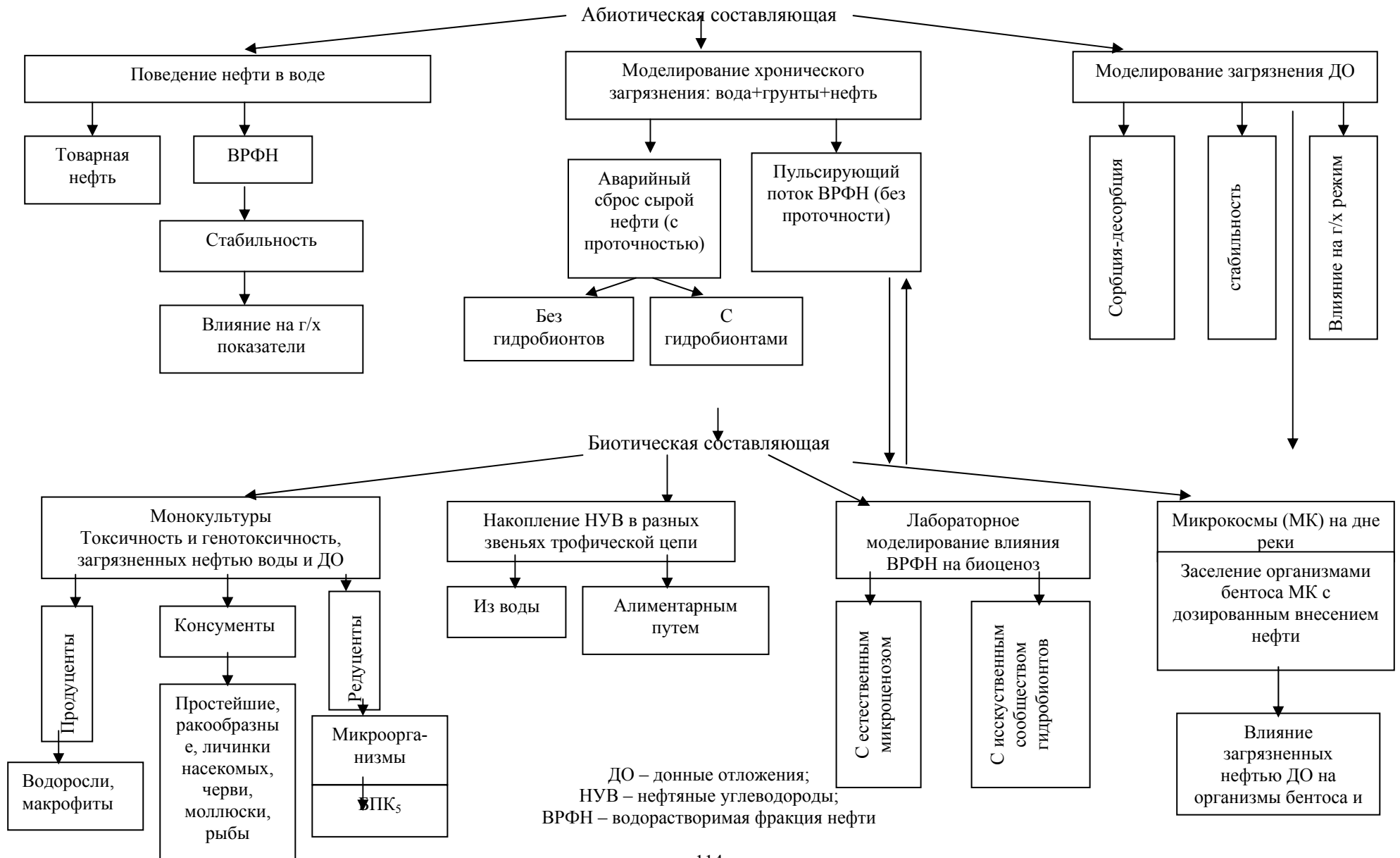
На рис. 2 представлена схема проведения экспериментального моделирования нефтяного загрязнения пресных вод.

При выполнении исследований были использованы разные методы определения нефтепродуктов в воде, ДО, тканях гидробионтов – модифицированный гравиметрический, люминесцентно-хроматографический, УФ- и ИК-спектрографический, а также разработанный нами метод маркировки ВРФН радиойодом  $J^{131}$  (Михайлова, Бышевский, 1976).

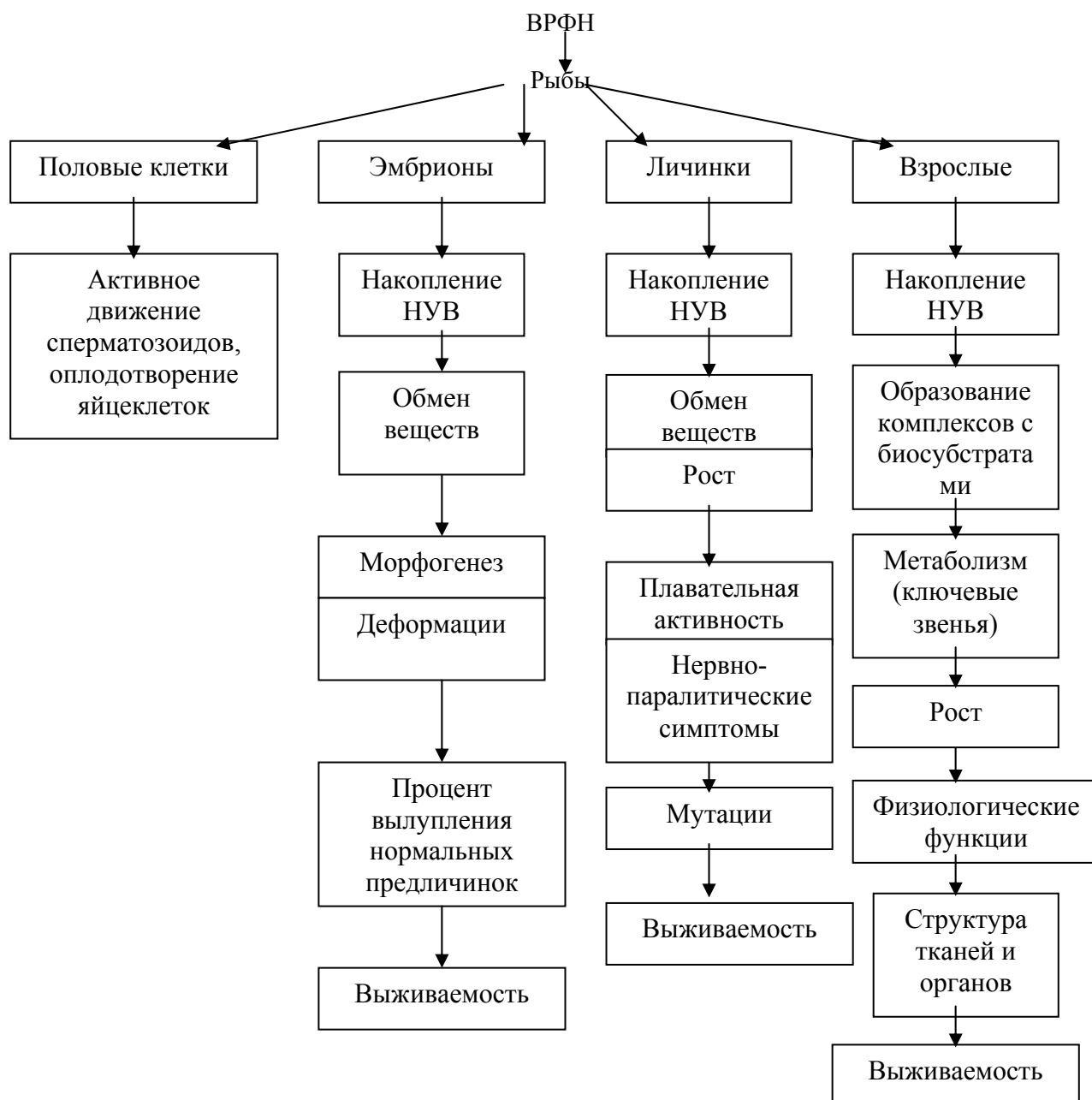
Были установлены: характер распределения и трансформации нефти в пресной воде в статических и динамических моделях с донными отложениями (ДО) и без них, с гидробионтами и без них. Изучено влияние 5 видов сибирской нефти на представителей биотического круговорота (продуценты, консументы, деструкторы) в монокультурах и в составе сообщества, исследованы процессы накопления НУВ беспозвоночными и рыбами (поорганно) и выведение их из организмов, влияние нефти на разные аспекты жизнедеятельности рыб (рис. 3).

Кратко остановлюсь на наиболее интересных, с нашей точки зрения, результатах, которые являются ключевыми к пониманию происходящих явлений в водоеме в связи с нефтяным загрязнением.

Рис. 2 . Схема моделирования различных ситуаций нефтяного загрязнения пресноводных водоемов



**Рис. 3 .** Схема изучения влияния ВРФН на рыб на разных стадиях онтогенеза.

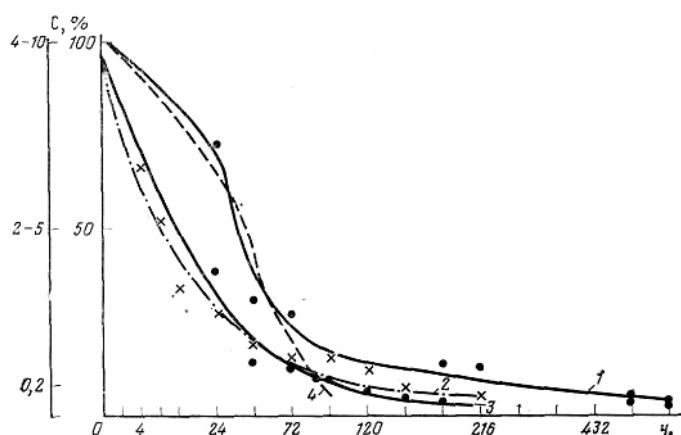


### 1. Моделирование характера распределения и трансформации ВРФН в воде.

Экспериментально установлено, что при внесении ВРФН -  $J^{131}$  (10 мг/л) в воду она распределяется неравномерно: 63-67% в поверхностном микрослое (ПМС), 12-15% - в придонном, 3.9-5.3% в срединном и 2.6-4.0% в подповерхностном слоях. В течение 1 сут суммарное содержание ВРФН снижается почти линейно: 17% - за 2 ч, 33% - за 4 ч, 48% - за 6 ч, 66% - за 8 ч и 72% - за 24 ч. Затем скорость снижения ВРФН падает и к 9 сут концентрация по слоям выравнивается и в целом составляет 5.5% от исходной (**0.5 мг/л**). К этому времени максимальная остаточная концентрация регистрируется в ПМС и подповерхностном слое (**0.14 и 0.13 мг/л**), меньше в срединном и придонном слоях воды – **0.09 мг/л**.

В более продолжительных опытах с немаркированной ВРФН, определяемой люминесцентно-хроматографическим методом, получены аналогичные результаты. Установлено, что по истечении 24 сут в воде обнаруживается **0.27 мг/л** ВРФН, т.е. 4.5% от исходного содержания. Сходные по направленности и абсолютным значениям показатели деструкции нефти и нефтепродуктов на уровне молекулярной растворимости (рис. 4) были получены в ряде экспериментальных исследований (Афанасьев и др., 1978; Берг и др., 1979; Гейдаров, 1979; Benvielle, Korn, 1977) (рис. 4).





**Рис. 4.** Кинетические кривые деструкции ВРФН и смеси ароматических углеводородов  
1 – ВРФН шаимской нефти (люминесцентно-хроматографический метод); 2 – ( $J^{131}$ ) ВРФН шаимской нефти (метод изотопной индикации); 3 – ВРФН каспийской нефти (ИК-спектрофотометрия); 4 – ароматические углеводороды (газовая хроматография).

Таким образом, качественный состав ВРФН обуславливается не столько составом исходной нефти, сколько растворимостью углеводородов (УВ), о чем свидетельствует однотипный характер кинетических кривых распада различных видов нефти и нефтепродуктов. Водорастворимые компоненты нефти представлены как минимум тремя фракциями – быстроисчезающей, медленно- и сверхмедленноокисляемой, которые характеризуются различными кинетическими параметрами. Период полураспада первых двух составляет 5 и 116 ч, коэффициент деструкции – 7, 16 и 0.33  $\text{мг} \cdot \text{сут}^{-1}$  (при летних температурах). Сверхмедленноокисляемая фракция при наличии внешнего источника может находиться в воде неопределенно долгое время, обуславливая фоновое загрязнение (Михайлова, 1986). Дальнейшие исследования (Михайлова, Шорохова, 1992) показали, что качественный состав ВРФН в разных слоях воды неодинаков: в ПМС и осадке – до 90% низкомолекулярные алканы, в воде – до 60-80% моно- и бициклические арены, полициклические ароматические углеводороды (ПАУ) – в основном в осадке и воде. Кроме того, в воде присутствуют нафтены и низкомолекулярные гетерокомпоненты, которые посредством физико-химических взаимодействий с ароматическими УВ (АУВ) оказывают влияние на особенности трансформации и распределения фракций в водной системе. Градиент концентрации в модельном растворе ВРФН возрастает в направлении придонных слоев прямо пропорционально длительности опыта. Здесь локализуется сверхмедленноокисляемая фракция, обогащенная ПАУ (0.13-0.47  $\text{мг/л}$ ), которая при наличии источника загрязнения (например, загрязненных ДО) может существовать неопределенно долгое время, создавая фоновое нефтяное загрязнение водных объектов.

Динамика распределения, состава и трансформации нефти в водоеме создает не равнозначные условия для взаимодействия с различными жизненными формами водоема: нейстон, плейстон – пленочная фракция; планктон, нектон – эмульгированные, водорастворимые УВ; бентос, перифитон – осадочные компоненты нефти (смолы, асфальтены, ПАУ, высокомолекулярные алканы). Поэтому оценивать количественные параметры действия «нефти» на гидробионтов весьма сложно.

## 2. Моделирование аварийного сброса нефти

Моделирование аварийного сброса товарной нефти (ТН) проводили в системе вода-грунт с проточностью в 3-х вариантах: 1-й – вода-грунт-нефть (60 сут), 2-й – вода-грунт-нефть-аэрация (120 сут), 3-й – вода-грунт-нефть-аэрация-животные (10 сут). Условия проведения опытов (тип установки, качество воды и грунта, скорость течения, соотношение компонентов и объема нефти) были идентичны. Имитировали условия аварийного сброса, наблюдаемые в водоемах. Использовались речные донные грунты, содержащие не более 6  $\text{мг/кг}$  НУВ. Скорость течения – 0.35  $\text{м/с}$ .

В течение нескольких мин после «сброса» поверхность воды в установке покрывалась слоем нефти (1,7  $\text{л/м}^2$ ) во всех вариантах опытов, отличия в характере проведения экспериментов не сказались существенно на динамике нефтепродуктов. Единственным отличием была разница в концентрации НУВ в воде в 1-е сут. Поверхность воды в установке освободилась от основной массы нефти за 3 ч во всех случаях. Нефть осталась на стенках и в виде тонкой пленки на поверхности воды. В варианте с аэрацией, гаммарусами и брюхоногими моллюсками, которых помещали в воду после прохождения основной массы нефти, тонкая пленка тотчас обволакивала их покровы и пузырьки

воздуха, которые покрыли всю поверхность воды и гидробионтов и долго не лопались ввиду образовавшейся вокруг них сферы из тонкой углеводородной пленки. В связи с этим концентрация НУВ в поверхностном слое воды была выше, чем в варианте без аэрации, в 35-100 раз. Моллюски, которые находились у поверхностной пленки, погибли все в 1-2 сут, гаммарусы – к 10 сут. К концу первых сут концентрация НУВ резко падала во всех вариантах и дальнейшая динамика практически не отличалась. Это позволило обобщить полученные данные и характеризовать поведение НУВ следующим образом.

Через 3 часа (после «прохождения» основной массы нефти) концентрация НП в месте сброса в среднем составляла 282 мг/л в ПМС, 0,2 мг/л – в подповерхностном слое (10 см от поверхности), 3,3 мг/л – в придонном слое. К 7 сут содержание НП в ПМС составляло **0.76** мг/л, в срединном колебалось от **0.05 до 0.27** мг/л, в придонном – **0.07-0.6** мг/л. Содержание НП в грунтах возросло против фона (6 мг/кг) в 10-30 раз. НУВ вымывались из грунтов в течение всего периода наблюдений (120 сут), поддерживая углеводородный фон на уровне **0.05-0.2** мг/л. Таким образом, грунты являются источником хронического загрязнения воды на уровне молекулярной растворимости НУВ.

### 3. Статический многофакторный эксперимент.

В 5 рядов аквариумов на каждый срок контрольных замеров (10, 20, 30, 52 и 69 сут) помещали чистый речной грунт и очищенную питьевую воду, в которую вносили ВРФН и гидробионтов. Со временем в аквариумах сформировался микроценоз, благодаря наличию природных грунтов.

Имитировали хроническое загрязнение водоема сточными водами, содержащими низкое содержание ВРФН (на уровне санитарно-гигиенической ПДК). Исходное содержание НУВ и СК (смолистых компонентов) в грунте – 16 и 0,9 мг/кг (на уровне фоновых значений).

**Таблица 2** План эксперимента

Модель	Вода	Грунт	ВРФН	Микроценоз	Макроценоз
1	+	+	+	+	-
2	+	+	+	+	+
3	+	+	-	+	-
Примечание: микроценоз – микроорганизмы, водоросли, простейшие; Макроценоз – то же, плюс моллюски (лимнеи, планорбисы), ракообразные (дафнии, гаммарусы), макрофиты (ричия, цератифиллум).					

Несмотря на одинаковое регулярное внесение ВРФН (0,1 мг/л через сутки) ее концентрация в воде 2 модели почти не изменялась до конца опыта (максимально – **0.11** мг/л на 30-й день). В 1 модели с 30-х суток концентрация НУВ начала увеличиваться, достигнув максимума – **0.5** мг/л на 52 сут. В грунтах концентрация НУВ во 2 модели возрастала до конца эксперимента, в 1 модели – до 30 сут с последующим снижением.

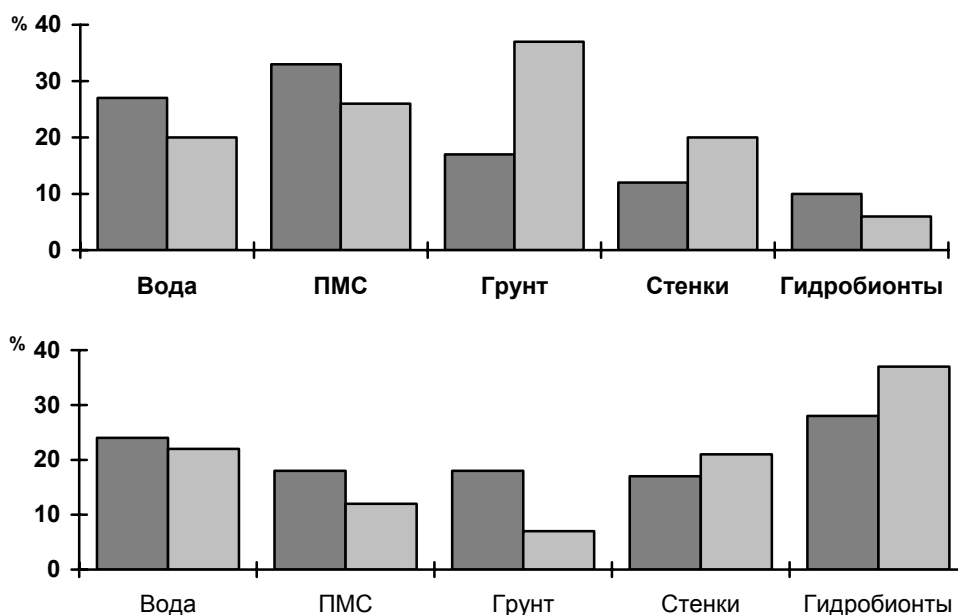
Разница между внесенным количеством ВРФН и фактически определявшимся в системе позволила установить, что к концу эксперимента (52 и 69 сут) было разрушено в 1-й модели 29,3 и 53,2%, во 2-й – 34,8 и 58,1% НУВ. Оставшиеся компоненты нефти распределились в системах следующим образом (рис.4).

Как видно из диаграммы, распределение ВРФН в системах имеет определенные отличия. Так, на 52 сут в 1-й модели максимум НУВ концентрируется в ПМС, затем следует вода, грунт, равные доли - на стенках и организмах микроценоза. К этому времени в обоих вариантах наблюдается массовое развитие диатомовых (*Navicula* sp.) и протококковых (*Scenedesmus*, *Ankistodesmus*) водорослей, которые могли и сорбировать, и кумулировать НУВ. Во 2-й модели (с макроценозом) преобладали сорбционные процессы - 57% НУВ приходилось на грунт и стенки, затем на воду, ПМС и гидробионты.

В 1-й модели к 69 сут усилились сорбционные процессы, снизилась удельная доля НУВ в ПМС. Во 2-й модели - возросла доля участия гидробионтов в процессе самоочищения воды.

Таким образом, наличие макроорганизмов в системе оказывает влияние на скорость ее освобождения от нефтяных компонентов, интенсифицируя процесс самоочищения.

Характер перераспределения НУВ, видимо, связан с биогенным захватом, сорбцией и соосаждением УВ на грунт (соскабливание моллюсками детрита и водорослей, а попутно и НУВ со стенок, фильтрация воды дафниями и гаммарусами и кумуляция УВ и т.д.). Снижение НУВ в ПМС, особенно к концу эксперимента, связана с максимальной приуроченностью микрофлоры, в том числе и нефтеокисляющей, к разделу фаз (Ворошилова, Дианова, 1950; Гусев и др., 1977; Симонов, Михайлов, 1979).



**Рис. 4.** Распределение в моделях 1-й (левый столбик) и 2-й (правый столбик) остаточного содержания НУВ к 52 (вверху) и к 69 (внизу) суткам

Данный модельный эксперимент показал, что при увеличении видового разнообразия в системе процесс седиментации, утилизации и деструкции НУВ идет в 3-5 раз интенсивнее. Система в целом может поддерживать концентрацию истинно растворимых в воде УВ на уровне фоновой (**0.05-0.1** мг/л), при снижении “суммы жизни” концентрация водорастворимых НУВ в воде может возрастать до **0.5** мг/л, что для наиболее чувствительных видов может иметь летальные последствия.

Более высокие концентрации, как показано выше, могут фиксироваться при аварийных ситуациях в течение достаточно короткого времени.

Следует отметить, что система (модель 2) в целом реагировала на стрессовый фактор (внесение ВРФН) как организм. В реакции биоценоза просматривалась фазность: 1-я фаза (1-15 сут) - самоорганизация системы, сопровождающаяся возбуждением (повышенная активность, хищничество, каннибализм, рост поедаемости корма без увеличения массы консументов, гибель наиболее чувствительных организмов); 2-я фаза (15-50 сут) резистентности - увеличение численности чувствительных организмов и плодовитости устойчивых, усиление вегетации продуцентов и численности микроорганизмов и простейших). 3-я фаза (50-70 сут) угнетения - падение численности и угнетение роста дафний, выживаемости потомства моллюсков, признаки эвтрофикации.

Следовательно, нефть является не только токсикантом, но и эвтрофирующим агентом, но система в зависимости от ее сложности, может ограничивать прямое токсическое действие НУВ за счет снижения концентрации, однако при этом возрастает не прямое эвтрофирующее действие нефти. Причем, изменения в биосистемах коррелируют с максимумом накопления НУВ и СК.

#### **4. Моделирование вторичного загрязнения (загрязненный нефтью грунт-вода-гидробионты).**

Использовались разные по гранулометрическому составу и степени загрязненности нефтью грунты, привезенные с водоемов ХМАО. Модель I – «песок», содержание НУВ – 32 мг/кг, СК – 2.0 мг/кг, II модель – «ил», содержание НУВ – 6000 мг/кг, СК – 130 мг/кг, III модель – «глина», содержание НУВ – 360 мг/кг, СК – 100 мг/кг. Модифицирующий фактор – состав и качество грунтов при всех прочих равных условиях (химический состав воды, температура, освещенность, состав сообщества животных и растений). Во все аквариумы помещались макрофиты, ракообразные, моллюски.

После заполнения аквариумов с грунтами в воде начало возрастать содержание НУВ. В I и III моделях максимум наблюдался к 10 сут, во II модели – к 20 сут (в 2 раза выше, чем в I и II моделях). В течение опыта (63 сут) содержание НУВ в воде колебалось в I модели – **0.08-0.35** мг/л, во 2-й – **0.05-0.9** мг/л и в 3-й – **0.04-0.5** мг/л. Наибольших значений содержание НУВ в воде достигало в модели с илом.

Таким образом, в статических условиях, когда целостность границы вода-грунт нарушается лишь за счет перемещения животных бентоса, концентрация УВ в придонном слое воды зависит от

размеров, удельного веса, скорости оседания частиц грунта и их сорбционной активности. Быстрее всего оседают крупные частицы песка и тяжелые частицы глины, которые увлекают углеводороды. Легкие частицы ила долго находятся в воде во взвешенном состоянии, что сопровождается десорбцией НУВ и СК и более продолжительным периодом нахождения их в воде. Концентрация УВ в воде мало зависит от их содержания в грунте. Так, разница между 1-й и 3-й моделями составила 4 раза (исходное содержание), при этом в воде концентрации НУВ были равнозначны- 0.1-0.12 мг/л. При увеличении разницы до 17-188 раз со 2-й моделью концентрация НУВ в воде возросла всего в 3.5-4 раза.

При искусственном взмучивании хронически загрязненных грунтов наблюдалось значительное увеличение в воде концентрация ГФК (гидрофобных компонентов) и СК, рост НУВ отмечен на 36 сут в модели с глиной.

В аквариумах с илом и глиной появились черты эвтрофирования: возросла окисляемость и сумма азота, вода приобрела зеленоватый оттенок, биомасса одноклеточных водорослей достигла 0,5 млн кл/мл, на поверхности воды увеличилась бактериальная пленка, на стенках появились зеленые колонии обрастаний, к концу эксперимента стенки покрылись коричневым налетом.

В аквариумах с разными грунтами и идентичным искусственным макроценозом (дафнии, моллюски, макрофиты) развивался своеобразный микроценоз. Характер грунта, концентрация в нем органики и НУВ оказали определенное влияние и на жизнедеятельность организмов, и на их выживаемость в конкретных условиях.

В модели с песком признаки эвтрофикации отсутствовали, не наблюдалось и резких скачков численности дафний, гибель моллюсков была минимальной. Сравнение искусственных экосистем с илом и глиной показало, что наиболее резкие сдвиги наблюдались в модели с илом: в 2 раза ниже удельная плодовитость, выше процент гибели взрослых и молодых моллюсков, ниже биомасса макрофитов несмотря на более высокое содержание биогенов. Очевидно, преобладал токсический эффект УВ, концентрация которых в данном случае была выше как в грунте, так и в воде.

Таким образом, в водоеме, токсический углеводородный фон которого создается за счет десорбции нефтепродуктов из грунта наблюдаются фазные изменения сообществ, коррелирующие с изменением биотопа. Причем, колебания системы тем больше, чем выше предпосылки к эвтрофированию: уровень легкоокисляемой органики в грунте, способность грунта к ее десорбции, наличие растительных и животных организмов, способных вовлекать в круговорот другие элементы. При этом концентрация УВ также претерпевает фазные колебания адекватно функционированию биосистемы. Однако их концентрация поддерживается на определенном уровне, который зависит от содержания нефтепродуктов в грунтах. Это зависимость не носит, как это показано выше, линейного характера.

Следовательно, даже без искусственного нарушения границы – вода - донные отложения последние могут быть источником вторичного загрязнения воды. При производстве работ в руслах рек, сопровождающихся взмучиванием загрязненных грунтов, процесс перехода УВ в воду значительно усиливается, особенно с увеличением размера частиц грунта, что было обнаружено в природных условиях (Берг и др., 1979; Гейдаров, 1979).

##### **5. Роль животных в освобождении грунтов и воды от нефти.**

В речной грунт (заиленный песок с примесью глины) вносили ВРФН-  $I^{131}$ - 130, 260, 1330, 2660 и 6650 мг/кг, заливали водой и после осаждения взвеси отбирали пробы с 3-х уровней: ПМС, срединный и придонный. В 5 идентичных аквариумов через 18 ч после заполнения водой помещали бокоплавов (*Yammarus lacustris*). Параллельно с пробами воды отбирали гаммарусов для определения удельной радиоактивности (УР) гомогенов.

Проведенные эксперименты показали, что внесение в грунт меченой радиоизотопом ВРФН принципиально не отразилось на характере ее распределения в воде. Удельная радиоактивность воды оказалась высокой вскоре после заполнения аквариумов. При этом максимум радиоактивности (60-80 %) пришелся на ПМС, а срединный и придонный слои между собой существенно не отличались по этому показателю. Обнаружилась четкая зависимость между содержанием ВРФН в грунте и концентрацией ее в воде, однако, она не имела линейного характера. Так, при увеличении минимальной из подвергшихся испытанию концентраций в 2 раза (со 130 до 260 мг/кг грунта) УР ПМС увеличилась более чем в 3 раза, а при дальнейшем увеличении содержания ВРФН в грунте еще в 5 раз (до 1330 мг/кг) ее содержание в ПМС возросло лишь в 2 раза.

С увеличением продолжительности наблюдений (вариант - 130 мг/кг) содержание ВРФН в ПМС прогрессивно убывало: в 2 раза за первые 16 часов, почти в 4 раза - за 40 часов, примерно в 6 раз за 60 часов., сохраняясь достаточно высоким через 8 сут (22,5% от исходного уровня). К 20 сут ВРФН в воде не обнаруживалась. При более высоком уровне ВРФН в грунте спад ее концентрации в

ПМС был замедленным и к 20-м суткам остаточная концентрация составляла 6-10 % от исходной величины. В срединном и придонном слоях во всех вариантах содержание ВРФН было намного ниже, чем в ПМС, но стабильнее и сохранялось до 24 сут. Концентрация ее снизилась за 24 сут всего в 2-4 раза.

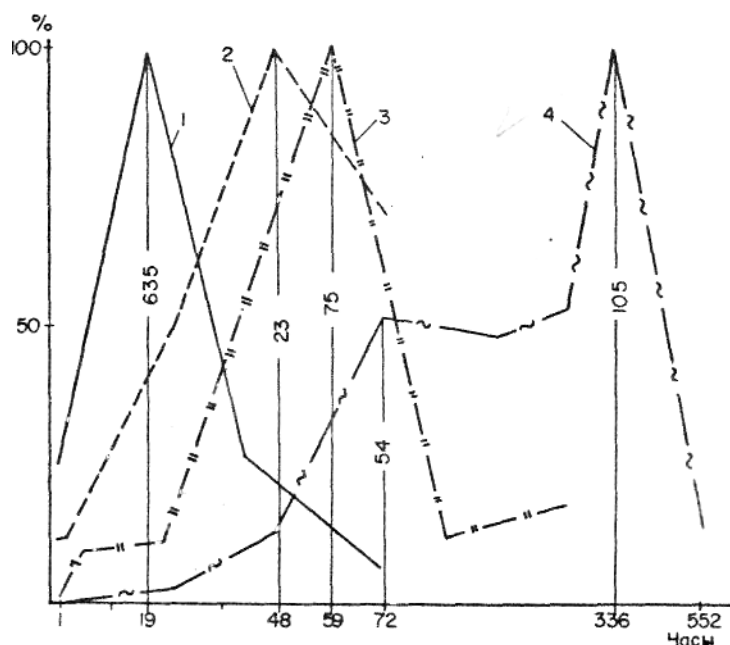
По сравнению с вариантом без животных, где интенсивность снижения УР за период 40-191 ч была невелика (при содержании ВРФН в грунте, равном 130 мг/кг, УР ПМС снизилась примерно на 19 %), в присутствии гаммарусов УР ПМС упала на 80 %. При более высоком содержании ВРФН в грунте (260, 1330, 2260, 6650 мг/кг) УР ПМС в опытах без животных к 191 ч снизилась соответственно на 63, 82, 70 и 80 %, с животными - на 87, 92, 96 и 95 %. К концу эксперимента (24 сут) в двух первых вариантах (130 и 260 мг/кг грунта) УР ПМС упала до нуля, при более высоком содержании ВРФН в грунте она снизилась в опыте без животных в 10, 15 и 17 раз, с животными - в 102, 16 и 34 раза. Та же тенденция отмечалась в придонном и срединном слоях.

Изменение ВРФН в воде и скорости ее удаления в присутствии гаммарусов связано с активным перемешиванием верхнего слоя грунта и придонного слоя воды, а также с накоплением НУВ тканями животных. Контроль за радиоактивностью (РА) гаммарусов показал, что они продолжали накапливать ВРФН несмотря на снижение РА воды и ПМС. Уровень НУВ в тканях животных был сопоставим с таковым в ПМС до 3-х суток, а в дальнейшем (до конца наблюдений) даже превышал последний. Коэффициент накопления (КН) в первые сутки изменялся от 0.3 до 1.8, постепенно возрастая до 105 к 14 сут с последующим снижением.

#### 6. Накопление ВРФН гидробионтами разного систематического уровня и связь НУВ с биосубстратами.

Метод радиоизотопной индикации позволил следить за проникновением, распределением в органах и тканях и выведением ВРФН из организма беспозвоночных и рыб, а также за передачей их по трофической цепи (Михайлова и др., 1986; Михайлова, 1987; 1989), не прибегая к сложным и недостаточно точным методам, используя минимальные количества материала (по РА, чувствительность метода 1 мкг на пробу).

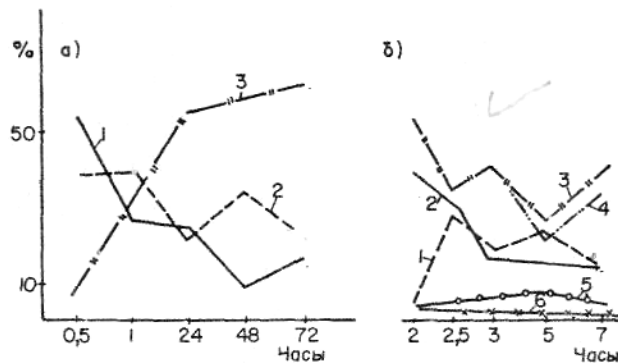
Установлено (Михайлова, Анисимова, Стругова, 1987), что в растворах с высокой концентрацией ВРФН-  $I^{131}$  (5-8 мг/л) в короткие сроки наступает предел накопления, сопровождающийся гибелью значительной части особей (рис. 5).



**Рис. 5.** Коэффициенты накопления (КН)  $I^{131}$  ВРФН в динамике: 1- дафний; 2 - моллюсков; 3 – гуппи, 4 – гаммарусов.

Сроки достижения предела накопления и величина КН различны. По величине КН животных можно расположить в следующем порядке: дафнии (>500), гаммарусы (>100), гуппи (>70) и моллюски (>20). У сравнительно выносливых животных (гаммарусы) при продолжительном сроке наблюдения (23 сут) отмечалось 2 максимума – на 3-и и 13-е сутки, разделенных периодом стабилизации ВРФН в тканях. При более низких концентрациях ВРФН (0.02-0.05 мг/л) у дафний и

гаммарусов за исследуемый период (144-161 ч) максимум накопления еще не был достигнут, хотя КН у дафний в несколько раз превышал таковой в опытах с концентрацией на 2 порядка выше. У гуппи при снижении концентрации в 400 раз УР тканей снизилась всего в 2 раза ко 2-му часу и в 9 раз к моменту максимального накопления. В тканях рыб, при попадании ВРФН во внутреннюю среду из воды, через 2 ч максимум ВРФН регистрировался в печени, почках, сердце и жабрах; к 7 ч удельное содержание в почках и мышцах линейно снижалось, в мозгу и жировой ткани отмечалась тенденция роста, накопление в печени, жабрах и сердце носило синусоидный характер, отражая процесс накопления – выведения (рис. 6, б).



**Рис. 6.** Удельное содержание  $I^{131}$  ВРФН в тканях моллюсков (а) и рыб (б).  
а: 1 – тело; 2 – пищеварительный тракт; 3 – гепатопанкреас;  
б: 1 – печень; 2 – почка; 3 – сердце; 4 – жабры; 5 – мышцы спины; 6 – жир.

При алиментарном попадании нефти во внутреннюю среду рыб (с накопившими ее дафниями) ВРФН через 1 ч обнаруживалась во всех исследованных тканях и органах, однако максимум на раннем этапе приходился на пищеварительный тракт и брюшные мышцы. С 24-го по 210-й час УР пищеварительного тракта и мышц снижалась, возрастая в печени, гонадах, голове. При этом выведение нефти из организма происходило значительно медленнее, чем при попадании из воды. Динамика ВРФН в теле моллюсков близка к таковой у рыб, кормленных загрязненным кормом (рис. 6, а). На раннем этапе максимум ВРФН приходился на пищеварительный тракт и тело, затем УР тела линейно снижалась, а гепатопанкреаса возрастала, в пищеварительном тракте изменялась волнообразно. Это связано с непосредственным попаданием ВРФН в ротовую воронку («втягивание» пленки).

В опытах с гаммарусами и моллюсками обнаружена прямая зависимость между УР гомогената и белка, выделенного из него, с максимумами в первом случае на 18-й час, во втором – на 48-й час. Доля УР, приходящаяся на растворимый в физиологическом растворе белок, от общей УР гомогената гаммарусов на 0,5, 1, 18, 24, 48 и 72-й час составила соответственно 20,5, 25,5, 24,3, 17,3 и 23,6%. Статистически достоверное увеличение концентрации белка и его УР отмечено между 1-м и 18-м часами. В дальнейшем УР гомогената и белка возрастала, а концентрация белка претерпевала фазные изменения. Значительная РА приходилась на этанольный, меньше – на хлороформный экстракты, в которые перешли свободные жиры и липиды липопротеидов. Остаточная РА, характеризующая, в основном, углеводороды, связанные со структурными белками, была также достаточно высокой.

В связи с этим мы исследовали возможность образования комплексов белок-ВРФН, сочетая радиоизотопную технику и гельфильтрацию, исследуя спектры поглощения альбумина, белков сыворотки крови и печени карпов, ВРФН и их преинкубированных смесей (in vitro). При этом применяли ионообменное разделение белков сыворотки и экстрагируемых белков печени рыб, которые до отбора проб в течении 6 часов находились в воде, содержащей 1,7 мг/л ВРФН- $J^{131}$ . Установили (Михайлова, 1983), что ВРФН образует комплексы с белками, что проявляется изменением профиля ВРФН при гельфильтрации, изменением спектра поглощения смеси белок-ВРФН относительно тех же продуктов, исследуемых порознь. Характер комплексов, как показало спектрофотометрическое исследование, не зависит от pH, ионной силы и температуры. По-видимому, ведущую роль в их образовании играют ковалентные связи. Распределение ВРФН- $J^{131}$  между фракциями сывороточных белков почти равномерно, что оценивали, рассчитав удельную радиоактивность фракций. Только глобулины связывают ВРФН- $J^{131}$  значительно больше, чем другие фракции.

Таким образом, компоненты водорастворимой фракции нефти, проникая в организм рыб, образуют устойчивые комплексы с белками сыворотки крови и печени (возможно и других органов), что, по-видимому, является одним из факторов, обуславливающих длительность нахождения этих продуктов в тканях и их отрицательное влияние на белковый обмен и связанные с ним биохимические процессы. Присутствие ВРФН в воде в концентрациях 0.1-10.0 мг/л вызывало у рыб (карп) при кратковременном воздействии снижение скорости включения радиометионина в состав белков, что свидетельствует об угнетении их биосинтеза в важнейших белоксинтезирующих органах – печени, почке и селезенке (Михайлова, Бышевский, 1977).

Угнетение биосинтетических процессов и увеличение расхода энергии на образование комплексов и детоксикацию ВРФН ведет к нарушению пластического обмена, что сказывается в торможении роста (личинки сиговых, осетровых рыб), снижении воспроизводства (гуппи), изменении физиологических функций и структуры тканей (песядь, карп), а также гибели значительной части подопытных рыб в концентрациях нефти в воде выше 0.05 мг/л (Михайлова, 1977; 1982; Михайлова, Горшкова, 1983).

Результаты исследований позволили определить набор реперных ферментов и показателей обмена в печени и других органах карпов и тиляпий, через которые реализуется ответ на нефтяное загрязнение.

Это: 1) цитохромы  $\text{P}_{450}$  и, возможно,  $\text{P}_{450}$ ; 2) цитохром  $\text{P}_{450}$ -редуктаза; 3) глюкозо-6-фосфат-дегидрогеназа; 4) ксантин-оксидаза; 5) ингибитор аутополимеризации фибрина в тканях печени, кишечника, мышц; 6) общая тромбопластическая активность и активность тканевого тромбопластина.

Вероятно, к этому набору следует добавить показатели липидпероксидации и антиоксидантных систем, которые по мнению А.Р. Исуева и соавторов (2000) являются чувствительными показателями нефтяной интоксикации рыб.

Биоконцентрирование НУВ в жизненноважных органах рыб (мозг, гонады, печень) сопровождается угнетением процесса воспроизводства, нарушением функций нервной, эндокринной, кровеносной систем, вызывает различные уродства и опухоли у рыб и беспозвоночных (Боговский и др., 1982; Кладас, 2000; Михайлова, 1991; Томилина и др., 2003).

Экспериментальные данные подтверждаются и натурными наблюдениями. Рыбы водоемов Тюменской области накапливают НУВ (Князева, Зайцева, Алексюк, 1991; Михайлова, Князева, Захарова, 2004), а их распределение в органах и тканях соответствует установленным опытным путем (Михайлова, 1989; Михайлова, Шорохова, 1991). У рыб из загрязненных водоемов депонирующими органами также являются печень, желчный пузырь, кишечник, селезенка, мозг.

Собственные исследования, а также данные других авторов, позволяют заключить, что острая токсичность обусловлена быстрым накоплением широкого спектра углеводородов от  $n$ -алканов до ПАУ. Это наблюдается при повышении концентрации нефти в воде в период аварий. При быстром достижении предела накопления не срабатывают защитные механизмы, в том числе система детоксикации. Хроническая токсичность связана с постепенным накоплением ароматических углеводородов (бензол, толуол, нафталин, их производные и ПАУ). У рыб накопление ароматических углеводородов особенно опасно в период оогенеза (Селюков, Степанов, 1988), поскольку развитие будущего зародыша от оплодотворения и до поздней бластулы обеспечивается информацией и энергией, запасенной в цитоплазме яйцеклетки (Нейфах, 1961; Озернюк, 1972). Вместе с тем исследованиями Штрюшекер (Strushaker, 1977) установлено, что именно в этот период наблюдается максимальное накопление ароматических углеводородов в генеративной ткани. При кратковременной (48 час) экспозиции самок сельди в концентрации бензола -  $\text{C}^{14}$ - 0.1 мкг/л, не определяемой обычными аналитическими методами (определялась по РА), перед началом нереста было зарегистрировано значительное накопление токсиканта в яйцеклетках (1.4 мкг/г) в 2-6 раз более высокое, чем на последующих стадиях развития. Накопление бензола генеративной тканью сопровождалось гибелью части овулировавших яйцеклеток (10-20%), оплодотворённых яиц (26%) и свободных эмбрионов до перехода на активное питание (43%). В контроле отход не превышал 5%.

Выполненные нами исследования (Михайлова, 1991) влияния ВРФ усть-балыкской и шаимской нефти на эмбриональное развитие осетровых от момента оплодотворения до перехода предличинок на активное питание, показали, что даже в концентрации на порядок ниже ПДК (0.005 мг/л) выход внешне нормальных личинок был незначительный – 11%. Из икры, инкубировавшейся в растворах, содержащих 0.05, 0.5 и 5.0 мг/л ВРФН, выход составил соответственно 9, 7 и 0%. Максимальная гибель оплодотворенных яиц наблюдалась на стадии дробления (25-40%) и перед выклевом эмбрионов (15-25%), в контроле соответственно 24 и 3%. Повышенная гибель эмбрионов, их функциональные и морфологические нарушения связаны с накоплением ароматических

углеводородов. И моноарены (бензол, толуол, меченные по  $C^{14}$ ) и ВРФН (меченная по иод-131) проникают через оболочку икры, причем коэффициент проницаемости зависит от их растворимости. Под оболочкой максимальная концентрация фиксировалась в перивителлиновой жидкости и желточном мешке, минимальная - в теле эмбриона.

Накопление углеводов гонадами и икрой сопровождается снижением плодовитости, появлением нежизнеспособного уродливого потомства, что является проявлением мутагенного и терратогенного эффекта. В опытах на культурах клеток показано цитотоксическое действие водорастворимых компонентов нефти в концентрациях на порядок ниже ПДК – 0.003 мг/л (Тульчинская, Кожанова и др., 1986). Потенциально мутагенное действие нефтяного загрязнения отмечено на начальных стадиях клеточного дробления (профаза и метафаза). Через 24-48 ч от начала эксперимента в 20-70% клеток зарегистрированы патологические митозы.

При перемещении гидробионтов в среду, свободную от углеводов, они довольно быстро (в зависимости от их систематической принадлежности, экологической и физиологической особенностей) обезвреживают или выводят основную массу накопленных углеводов, однако некоторое количество их не выводится из организма многие месяцы. Очевидно, как показано выше, это углеводороды, связанные с белками и ДНК в прочные комплексы (Хейдельбергер, 1965; Михайлова, 1983; Дивавин, 1985;). Вероятно, с образованием этих комплексов связаны отдаленные последствия нефтяного загрязнения - мутагенный, канцерогенный эффекты (Михайлова и др., 1989; Михайлова и др., 2007; Петухова, 2007).

Наиболее уязвимы среди гидробионтов фильтраторы, поскольку в основном они формируют среду, освобождая её от взвешенного и растворенного органического вещества, а попутно и от токсических нефтепродуктов как сорбированных на взвешьях, так и находящихся в растворенном состоянии в воде. Скорость фильтрации для разных гидробионтов различна. Так, 1000 дафний с общим сырым весом 1 г за 1 час отфильтровывают примерно 2 л воды, у наиболее активных фильтраторов среди моллюсков весом в 1 г эта величина не превышает 85.5 мл (Гуттельмахер, Алимов, 1979). Высокая фильтрационная способность планктонных организмов обуславливает и большую скорость накопления токсических углеводов и низкую устойчивость к ним. Шкала устойчивости к нефтепродуктам, исследованных нами гидробионтов, коррелирует со степенью и скоростью накопления углеводов. На первом месте в этой шкале (максимальный коэффициент накопления - минимальная устойчивость) находятся ветвистоусые ракообразные (на примере дафний).

Снижение численности фильтраторов в водоеме может иметь далеко идущие экологические последствия. Анализ результатов лабораторного моделирования хронического загрязнения ВРФН (смотри выше) показал, что концентрация организмов в воде существенно сказывается на характере формирования среды и скорости ее освобождения от нефтепродуктов.

Опыты с представителями разных систематических групп (в монокультуре) позволили установить их чувствительность и устойчивость по отношению к ВРФН разных видов сибирской нефти (табл. 3).

Как видно из данных таблицы, МДК ВРФН в большинстве случаев на уровне или ниже рыбохозяйственной ПДК.

Тем не менее, по мнению некоторых гидробиологов (Семенова и др., 1996; Шарапова, 2002), кормовая база для рыб (планктон, бентос) в магистральных Оби и Иртыша не испытывает катастрофических изменений. Гидробиологические исследования на малых и придаточных (соры) водоемах констатируют изменение структуры сообществ и ухудшение количественных показателей, особенно бентических сообществ, в хронически загрязненных районах (Жерновникова (Горшкова), Луговая, 1973; Крохалевская и др., 1984; Михайлова, Исаченко-Боме и др., 2002).

Вместе с тем уловы ценных видов рыб и крупного частика существенно снижены. По данным специалистов-ихтиологов (Брусынина, Крохалевский, 1989; Матковский и др., 2000; 2007) за период развития нефтегазового комплекса в Тюмени общие уловы рыб снизились более чем на 40%. Сибирский осетр попал в Красную книгу.

Таким образом, вероятной причиной снижения рыбопродуктивности Обского бассейна скорее всего является поражающее влияние нефти на рыб в период формирования половых продуктов и ранние этапы развития (икра, личинки), а также ухудшение кормовой базы (особенно бентоса) в водоемах, подверженных хроническому загрязнению.

Таким образом, выполненные экспериментальные исследования влияния нефти на пресноводные гидробионты и ситуационное моделирование нефтяного загрязнения водоемов позволяет сделать следующие основные выводы.



**Таблица 3.** Параметры токсичности ВРФН для гидробионтов разного систематического уровня (самотлорская, шаймская, усть-балыкская нефти)

Вид организма	Концентрация, мг/л		Длительность воздействия, сут
	токсические	МДК	
Макрофиты (ряска, элодея, валлиснерия)	25.0-1.0	0.1	30
Водоросли (сценедесмус)	20.0-1.0	0.5	28
Простейшие (парамеции)	10.0-0.1	0.05	4
Ракообразные (дафнии, гаммарусы)	5.0-0.05	0.01	30
Насекомые (личинки хирономид)	16.0-0.4	0.05	24
Моллюски (брюхоногие, лимнеи, физы)	20.0-0.1	0.05	14-60
Двустворчатые (пизидиумы, сфериумы)	10.0-0.05	0.03	10-30
Осетровые (осетр, стерлядь) эмбрионы	5.0-0.005	0.002	7
личинки	10.0-0.05	0.01	14-27
Сиговые (муксун, пелядь) эмбрионы перед выклевом	1.0-0.05	0.01	1-2
личинки	1.0-0.1	0.06	15-20
Гуппи			
мальки	16.0-0.04	0.01	30
взрослые	28.0-0.1	0.07	24-180
Примечание: пределы токсических концентраций – от острых летальных до пороговых. МДК (максимально допустимые концентрации) – концентрации, при которых в данной экологической ситуации при максимальном сроке воздействия в монокультуре не отмечено отклонений от нормы.			

### Выводы

1. Наибольшую опасность для водных экосистем представляют водорастворимые, трудноокисляемые углеводороды, конечная концентрация которых в воде колеблется в пределах 0.1-0.5 мг/л и может поддерживаться неопределенно долгое время за счет восполнения из поверхностного микрослоя воды и загрязненных нефтью грунтов. Более высокие концентрации нефтяных углеводородов определяются в воде в период (и в течение короткого времени после) аварийных ситуаций.

2. Качественный состав ВРФН обуславливается не столько составом исходной нефти, сколько растворимостью углеводородов, о чем свидетельствует однотипный характер кинетических кривых распада различных видов нефти и нефтепродуктов.

3. Животные ускоряют освобождение воды от ВРФН как за счет взрыхления грунта и перемешивания воды, так и накопления нефтяных углеводородов в теле.

4. При увеличении видового разнообразия и плотности популяций процесс седиментации, утилизации и деструкции НУВ идет значительно интенсивнее. Экосистема в целом может поддерживать концентрацию истинно растворимых в воде УВ на уровне фоновой (0.05-0.1 мг/л). При снижении «суммы жизни» концентрация НУВ в воде может возрастать до 0.5 мг/л, что для наиболее чувствительных видов (фильтраторы, икра, личинки рыб и беспозвоночных) может иметь летальные последствия.

5. Накопление НУВ восприимчивыми тканями и органами рыб и беспозвоночных, а также образование комплексов ВРФН с белками, нуклеиновыми кислотами, липидами при хроническом загрязнении, вероятно, является основной причиной нефтяного токсикоза.

6. Стабилизация содержания ВРФН в воде может явиться причиной адаптации короткоживущих организмов за счет отбора резистентных форм, как показано на примере действия нефтесодержащих буровых шламов и нефти (Михайлова и др., 2006; Петухова, 2007).

### Список литературы

- Бабушкин А.Г., Московченко Д.В., Пикунов С.В. Гидрохимический мониторинг поверхностных вод Ханты-Мансийского автономного округа – Югры. – Новосибирск: Наука, 2007. – 152 с.
- Биологические процессы в загрязненных модельных водоемах. – Под ред. О.Ф. Филенко. – М.: МГУ, 1984. – 192 с.
- Берг П.Г., Виднере Э.Э., Даки Л.В., Петров В.С. Опытная постановка макета по самоочищению вод Рижского залива от нефтепродуктов // В кн.: Гидрометеорологические условия Балтийского моря и Рижского залива. - Л.: Гидрометеониздат, 1979. - С. 73-82.
- Боговский С., Кангур М., Кадакас В. Опухоли рыб и их связь с загрязнением водоемов // Экологические аспекты охраны окружающей среды в Эстонии. – Тарту, 1982. – С. 114.
- Брусынина И.Н., Крохалевский В.Р. Современное состояние экосистемы реки Оби и ее притоков в условиях антропогенного воздействия // Сб. тр. ГосНИОРХ. – 1989. – Вып. 305. – С.3-22.
- Ворошилова А.А., Дианова А.В. О бактериальном окислении нефти и ее миграции в природных водоемах // Микробиология. - 1950. - т. 19, вып. 3. - С. 203-210.
- Гейдаров Ф.А. Некоторые результаты моделирования процессов обмена нефтяными углеводородами на границе раздела морская вода – донные отложения. – М.: Тр. ГОИН. - 1979. - Вып. 149. – С. 69-71.

- Гусев М.В., Сенцова О.Ю., Коронелли Т.В. и др. Функционирование микроорганизмов в водных экосистемах. 1. Микробиологическое разрушение нефтепродуктов в Северном Ледовитом океане // Биол. науки. – 1977. - №8. – С. 110-119.
- Гутельмахер Б.Л., Алимов А.Ф. Общие основы изучения водных экосистем. – Л.: Наука, 1979. – С. 57-78.
- Дивавин М.А. Нуклеиновые кислоты морских гидробионтов при углеводородном антропогенном воздействии // Влияние нефти и нефтепродуктов на морские организмы и их сообщества. – Л.: Гидрометеиздат, 1985. – С. 74-75.
- Жерновникова (Горишкова) Г.А., Луговая Л.Л. Загрязнение р. Иртыша и придаточных водоемов нефтепродуктами и их влияние на зоопланктон и бентос // Токсикология загрязненных водоемов. – М.: Наука, 1968. – С. 84-85.
- Исупов А.Р., Габитов М.М., Гусейнова С.А. Состояние перекисного окисления липидов и антиокислительной активности сеголеток русского осетра *Acipenser gueldenstaedtii* как показатель загрязнения нефтью окружающей водной среды. // Вопросы ихтиологии. – 2000. - Том 40, № 4. – С. 551-559.
- Кладас Е.Ю. Использование аномалий ядерного аппарата эритроцитов рыб для тестирования нефтяного загрязнения // Охрана водных биоресурсов в условиях интенсивного освоения нефтегазовых месторождений на шельфе и внутренних водных объектов Российской Федерации. – М., 2000. – С. 76-78.
- Князева Н.С., Зайцева В.А., Алексюк Т.Г. Содержание аренов в органах и тканях обских рыб в условиях нефтяного загрязнения // Тезисы докл. Второй Всес. Конф. по рыбохозяйственной токсикологии. – СПб., 1991. – С. 268-269.
- Крохалевская Н.Г., Алексюк В.А., Семенова Л.А. Сезонная динамика популяции ведущих видов зоопланктона и их продукция в материковых сорах Нижней Оби // Результаты рыбохозяйственных исследований на водоемах Западной Сибири. – Л.: ГосНИОРХ НПО «Промрыбвод», 1984. – Вып. 214. – С. 77-87.
- Матковский А.К., Семенова Л.А., Кутдусова Н.А. Аварии на нефтяных промыслах как один из мощнейших факторов воздействия на рыбные запасы водоемов Среднего Приобья // Охрана водных биоресурсов в условиях интенсивного освоения нефтегазовых месторождений на шельфе и внутренних водных объектов Российской Федерации. – М., 2000. – С. 150-152.
- Матковский А.К., Крохалевский В.Р., Князева Н.С., Кутдусова Н.А., Семенова Л.А., Уварова В.И. Оценка уровня и последствий техногенного воздействия Западно-Сибирского нефтегазового комплекса на рыбохозяйственные водоемы Тюменской области // Сб. статей Актуальные задачи защиты водных биологических ресурсов от негативного воздействия работ по освоению нефтегазовых месторождений. – Москва- Владивосток, 2006. – С. 170-186.
- Михайлова Л.В., Бышевский А.Ш., Лыгина В.П. К вопросу о механизме действия нефти на обмен белков у рыб (аквариальные опыты) // 3 Всесоюзной конф. Проблемы водной токсикологии. – Петрозаводск, 1975. - Т. 1. - С. 148-151.
- Михайлова Л.В., Бышевский А.Ш., Жерновникова Г.А., Рукосуева Г.П. Радиометрическое исследование кумуляции водорастворимой фракции нефти (ВРФН) некоторыми низшими ракообразными // III Всесоюз. съезд ВГБО. - Рига, 1976. - С. 94-96.
- Михайлова Л.В., Бышевский А.Ш. Применение метода радиоизотопной индикации в токсикологическом эксперименте // ЦНИИТЭИРХ, экспресс-информ., Рыбхоз. исп. внутр. водоемов. – 1976. - Сер. 8, вып. 8. - С.6-8.
- Михайлова Л.В., Бышевский А.Ш. Динамика водорастворимой фракции нефти (ВРФН) в воде, ее проникновение в организм гидробионтов и влияние на обменные процессы // Эколого-физиологич. исследования в природе и эксп. 5 Всесоюз. конф. по экол. физиол., биохим., морф. Фрунзе. – 1977. - С. 281-282.
- Михайлова Л.В. Реакция организма на действие субпороговых концентраций сибирской нефти на разных этапах онтогенеза рыб // Норма и патология в водной токсикологии. Всесоюзный симпозиум. - Байкальск, 1977. - С. 86-88.
- Михайлова Л.В. Реакция личинок сиговых рыб на действие водорастворимой фракции сибирской нефти (ВРФН) на фоне голодания // 5 Всесоюз. конф. по экол. физиол. и биохим. рыб. - Киев: Наукова думка, 1982. – Т. 1. - С. 117-118.
- Михайлова Л.В., Горишкова Г.А. Влияние нефти на рыб, кормовых беспозвоночных и среду их обитания // Актуальн. проблемы окр. среды на нефтяных и газовых месторождениях Тюменской области. - Тюмень, 1983. - С. 46-48.
- Михайлова Л.В., Горишкова Г.А., Уварова В.И. Экологические аспекты влияния углеводородного загрязнения на пресноводные экосистемы Обского бассейна в районе нефтяных разработок // Актуальн. проблемы окр. среды на нефтяных и газовых месторождениях Тюменской области. - Тюмень, 1983. - С. 31-33.
- Михайлова Л.В. Исследование возможности образования комплекса ВРФН (водорастворимая фракция нефти) – белок // Вопросы ихтиологии. – 1983. - Т. 23, вып. 3. - С. 519-521.
- Михайлова Л.В. Особенности поведения водорастворимой фракции нефти (ВРФН) в модельных опытах // Водные ресурсы. – 1986. - № 2. - С. 125-134.
- Михайлова Л.В. Некоторые теоретические и практические вопросы экологического мониторинга нефти на внутренних водоемах // 5 Всесоюзный съезд ВГБО. - Тольятти, 1986. – Т. 2. - С. 211-212.
- Михайлова Л.В., Анисимова С.В., Стругова А.С. Накопление нефтяных углеводородов в различных звеньях пищевой цепи и их связь с биосубстратами // Экспериментальная водная токсикология. - Рига: Зинатне, 1986. - Т. 11. - С. 168-178.
- Михайлова Л.В. Влияние нефтяного загрязнения на интенсивность обменных процессов у рыб // Рационализация хозяйственного использования биологических ресурсов Западной Сибири. - Тюмень, 1988. - С. 116-117.
- Михайлова Л.В. Накопление водорастворимой фракции нефти (ВРФН) гаммарусами в условиях варьирующих температур // Экспериментальная водная токсикология. - Рига: Зинатне, 1987. - Т. 12. - С. 137-154.
- Михайлова Л.В. Лабораторное моделирование хронического загрязнения водоемов стоками, содержащими водорастворимую фракцию нефти // 5 Всесоюзная конференция по водной токсикологии. - Одесса, 1988. - С. 53-54.

- Михайлова Л.В. Исследование накопления и выведения нефтяных углеводородов пресноводными рыбами в разных экспериментальных ситуациях // 1 Всесоюзная конференция по рыбохозяйственной токсикологии. - Рига, 1989. - Ч. 2. - С. 36-37.
- Михайлова Л.В., Петухова Г.А., Тупицина Л.С., Сафроненко И.А., Трубина С.В. Исследование мутагенного и тератогенного действия нефти и нефтесодержащего бурового раствора // Физиология и токсикология гидробионтов. - Ярославль, 1989. - С. 134-142.
- Михайлова Л.В. Действие водорастворимой фракции Усть-Балыкской нефти на ранний онтогенез стерляди *Acipenser ruthenus* // Гидробиологический журнал. - 1991. - Т. 27, № 3. - С. 77-86.
- Михайлова Л.В. Современный гидрохимический режим и влияние загрязнений на водную экосистему и рыбное хозяйство Обского бассейна (обзор) // Гидробиологический журнал. - 1991. - Т. 27, № 5. - С. 80-90.
- Михайлова Л.В., Шорохова О.В. Трансформация и характер распределения углеводородов водорастворимой фракции Тюменской нефти в воде и тканях чешуйчатого карпа // VI Всесоюзный съезд ВГБО. - Мурманск, 1991. - С. 121-122.
- Михайлова Л.В., Шорохова О.В. Особенности состава и трансформации водорастворимой фракции (ВРФ) двух видов Тюменской нефти // Водные ресурсы. - 1992. - № 2 - С. 130-139.
- Михайлова Л.В., Кутдусова Н.А., Абдулина Г.Х., Козлов А.В. Влияние загрязненных нефтью донных отложений на эмбриональное развитие сибирского осетра *Acipenser baeri brandt* // VIII съезд ГБО РАН. - Калининград, 2001. - Т. 2. - С. 151-152.
- Михайлова Л.В., Исаченко-Боме Е.А., Акатьева Т.Г., Рыбина Г.Е., Кудрявцев А.А., Петухова Г.А., Тупицина Л.С. Комплексная экологическая оценка состояния реки Ватинский Еган, пересекающей территорию нефтедобывающих предприятий Нижневартовского района Тюменской области // Сб.: Пути реализации нефтегазового потенциала Ханты-Мансийского автономного округа. - Ханты-Мансийск: «Путиведь», 2002. - Т. 2. - С. 287-295.
- Михайлова Л.В. Современный взгляд на эколого-токсикологическую ситуацию на водоемах Тюменской области в связи с нефтяным загрязнением // Современные проблемы водной токсикологии. - Борок, 2002. - С. 173-175.
- Михайлова Л.В., Князева Н.С., Захарова Т.В. Накопление поллютантов рыбой из рек Тура и Пышма в пределах Тюменской области // Пищевые ресурсы дикой природы и экологическая безопасность населения. - Киров, 2004. - С. 148-151.
- Михайлова Л.В., Исаченко-Боме Е.А., Косолапов Д.Б., Рыбина Г.Е. Трансформация экосистем таежной реки Ватинский Еган, хронически загрязняемой нефтью // Структурно-функциональные особенности биосистем Севера (особи, популяции, сообщества). - Петрозаводск: Госун-т, 2005. - С. 26-29.
- Михайлова Л.В., Гребенюк Л.П., Рыбина Г.Е., Томилина И.И., Симаков Ю.Г. Личинки комаров как тест-объекты при определении токсичности и мутагенности нефтезагрязненных донных грунтов и буровых шламов // Проблемы водной энтомологии России и сопредельных стран. - Воронеж, 2007. - С. 204-209.
- Михайлова Л.В., Рыбина Г.Е., Лихачева С.В., Копалиани Л.Г. Влияние буровых шламов разного срока хранения и возможность адаптации к ним *Paramecium caudatum* // Актуальные задачи защиты водных биологических ресурсов от негативного воздействия работ по освоению нефтегазовых месторождений. - Москва-Владивосток, 2006. - С. 187-198.
- Нейфах А.А. Сравнительное радиационное исследование морфогенетической функции ядер в развитии животных // Журн. общ. биологии. - 1961. - 22, № 1. - С. 42-57.
- Обзор «О состоянии окружающей среды Ханты-Мансийского автономного округа – Югры в 2005 году». - Ханты-Мансийск, 2006. - 147 с.
- Озернюк Н.Д. Энергетический обмен в раннем онтогенезе рыб. - М.: Наука, 1985. - 144 с.
- Петухова Г.А. Эколого-генетические последствия воздействия нефтяного загрязнения на организмы. Автореф. на соискание учен. степени д.б.н. - Тюмень, 2007. - 45 с.
- Селюков А.Г., Степанов А.М. Оогенез и репродуктивный потенциал обского муксуна в современных условиях // Пути повышения продуктивности и рационального использования рыбных ресурсов внутренних водоемов. - Тюмень, 1988. - С. 24-26.
- Семенова Л.А., Степанова В.Б., Дергач С.М. и др. Современное экологическое состояние водоемов Обского Севера // Задачи и проблемы развития рыбного хозяйства на внутренних водоемах Сибири: Материалы конф. по изучению водоемов Сибири. - Томск, 1996. - С. 38-39.
- Симонов А.И., Михайлов В.И. Химическое загрязнение тонкого поверхностного слоя Мирового океана // Труды ГОИН. - М., 1979. - Вып. 149. - С. 5-15.
- Томилина И.И., Михайлова Л.В., Гребенюк Л.П., Рыбина Г.Е., Симаков Ю.Г. Влияние нефтепродуктов на личинок комаров рода *Chironomus* (Diptera, Chironomidae) // Биология внутренних вод. - 2003. - № 2. - С. 100-106.
- Тульчинская В.П., Кожанова Г.А. и др. Контроль за нефтяными загрязнениями морской воды с применением культур эукариотов и альготестов // Сб.: Биоиндикация и биотестирование природных вод. - Ростов-на-Дону, 1986. - С. 144.
- Хейдельбергер И. Исследование молекулярного механизма канцерогенеза, вызываемого углеводородами // Успехи современной биологии. - 1965. - Т. 59, №1. - С. 101-112.
- Цыбань А.В., Симонов А.И. Процессы микробного окисления нефти в море (Обзор) // Океанология. - 1978. - 18, вып. 4. - С. 695-707.
- Шарапова Т.А. Макробеспозвоночные реки Аганского Увала // Вестн. экол., лесовед. и ландшафтоведения. - Тюмень: ТюмГУ, 1998. - С. 160-172.

## ВОДНАЯ ЭКОТОКСИКОЛОГИЯ В ТЕОРИИ И ПРАКТИКЕ

Т.И Моисеенко

*Институт водных проблем РАН*

*119333 Москва, ул. Губкина, 3, Россия, tatyana@aqua.laser.ru*

Тысячи новых химических соединений с токсичными свойствами синтезированы в настоящее время и сотни ежегодно добавляются. Известно, что многие природные элементы, извлеченные из недр и обогащенные в технологических циклах, активированные и рассеянные в процессе деятельности человека на планете, приобретают токсичные свойства в природных средах. Токсичные элементы и вещества – самый опасный вид загрязнения окружающей среды с еще до конца не исследованными отдаленными последствиями для живых систем и человека.

***Экотоксикология - это новое научное направление, которое призвано обеспечить науку ключевыми знаниями о законах антропогенных преобразований природы, которые позволят в будущем разрешить противоречия, с одной стороны - между техническим прогрессом человечества, необходимостью обеспечения его продукцией и с другой стороны – сохранения безопасных условий существования (Twardovska, 2004).***

Воды суши являются необходимым ресурсом для всего живого на планете и средой обитания для водных организмов. В настоящее время сложно встретить водные объекты, не подверженные тем или иным антропогенным изменениям: преобразование водосборов, трансграничные потоки, атмосферные выпадения, индустриальные и хозяйственные прямые сбросы, неорганизованные стоки с селитибных территорий приводят к изменению геохимических циклов элементов в системе водосбор - водоем, эвтрофированию, закислению и загрязнению вод токсичными элементами и веществами.

### СТАНОВЛЕНИЕ НАУЧНОГО НАПРАВЛЕНИЯ

Впервые, экотоксикология как одно из научных направлений была выделена R. Thruhaut в 1969 году (см. Thruhaut, 1977), который сформулировал ее основные задачи: «изучение влияния природных или синтезированных токсичных веществ на экосистемы, животных (включая и человека), растения и микробные сообщества». Из этого определения ясно, что данная область науки отличается от токсикологии, в фокусе которой изучение действия токсичных веществ на отдельные организмы, в основном, в экспериментальных условиях.

Учитывая высокую актуальность знаний для человечества о влиянии опасных веществ на природные системы, экотоксикология привлекла большое количество исследователей: токсикологов, экологов, химиков, геохимиков, биологов, фармакологов, медиков и т.д. Были утверждены новые научные журналы (например, *Ecotoxicology and Environment Safety*) и издано ряд фундаментальных сводок работ, освещающих результаты исследований в этой области. С 1970-х годов проведены серии совещаний и создано ряд международных объединений, таких как Международная Академия безопасности окружающей среды (International Academy of Environmental Safety, IAES) в 1971, Международное объединение экотоксикологии и безопасности окружающей среды (International Society of Ecotoxicology and Environmental Safety, SECOTOX) в 1972 и другие.

В России основы водной токсикологии были заложены Н.С. Строгановым в период, когда появились первые негативные последствия токсичных сбросов от индустриальных объектов. В 1941г. он ввел термин «водная токсикология» и сформировал представление о биологической норме. Основная часть его работ была посвящена экспериментальному изучению загрязняющих веществ на водные организмы, однако в ряде его работ уже в эти годы был заложен экотоксикологический подход в оценках антропогенного влияния на водную среду. Он дает следующее определение водной токсикологии как науке «изучающей закономерности токсического влияния водной среды на водные организмы и на биологические процессы, протекающие в водоеме». Данное определение по смыслу вполне созвучно с определением R. Thruhaut (1977) экотоксикологии, как научного направления. В конце 60-х годов прошлого века Н.С. Строгановым было сформулировано понятие «биологического критерия токсичности», обсуждалось представление о «норме и патологии», введено понятие «качества вод». Он дает определение чистой воды «в которой могут нормально существовать полезные для человека биоценозы и которая не приносит вреда человеку ни прямо, ни косвенно». Среди фундаментальных задач водной токсикологии особое внимание Н.С. Строганов уделял

исследованию закономерностей реагирования гидробионтов на токсическое воздействие «Механизм реагирования есть ответ на механизм действия. Он выражается в изменениях физиологических и биологических процессов (питание, дыхание, темп роста, показатели крови, размножение, плодовитость, качество потомства и др.), которые имеют важное значение как для будущего особи, так и для вида, для структуры сообщества, к которому принадлежит вид» (цитировано по Филенко и др., 2005).

В связи с необходимостью установления Предельно допустимых концентраций для поверхностных вод в России в этот период создаются лаборатории, в которых ведутся разносторонние исследования воздействий загрязняющих веществ на живые организмы, разрабатываются методы биотестирования токсичности водной среды. Внимание со стороны государственных структур к этой области исследований в тот период давало возможность развивать исследования, направленные на изучение влияния опасных веществ на живые организмы не только в лабораторных условиях, но также изучать их действие на таковые в природных водоемах, подверженных загрязнению. Л.А. Лесников (ГосНИОРХ), имея прикладные задания по разработки ПДК для рыбохозяйственных водоемов, одновременно ведет исследования по изучению влияния загрязняющих веществ на водные организмы в природных условиях. Поэтому, фактически, уже в этот период водная токсикология по решаемым задачам становится экотоксикологической наукой. В ряде институтов создаются научные школы, разрабатывающие теоретические и практические аспекты водной токсикологии и экологии: в МГУ (кафедра гидробиологии) под руководством О.Ф. Филенко; в Институте внутренних вод РАН – М.М. Камшилова, В.И. Лукьяненко, Б.А. Флерова; в Украинской Республике (бывшего СССР) – Л.П. Брагинского и В.Д. Романенко; в Гидрохимическом Институте ГИДРОМЕТ под руководством А.М. Никанорова и в другие. Следует также отметить в этот период интенсивное развитие исследований в области морской экотоксикологии под руководством С.А. Патина (ВНИИ рыбного хозяйства и океанографии). В Институте экологии животных и растений Уральского научного центра РАН под руководством В. Н. Большакова разрабатываются проблемы антропогенной микроэволюции с позиций экотоксикологической парадигмы, в котором В.С. Базель развивает популяционные аспекты экотоксикологии (в приложении к мелким млекопитающим) и О.Ф. Садыков (1991) прикладные аспекты нормирования загрязнения

В 1970-е – 1980-е годы становления водной токсикологии в России совпадает с развитием экотоксикологической науки в западных странах, которые, как показывает вышеприведенный анализ научных публикаций, развиваются параллельно. В этот период среди ученых России все большее понимание находит необходимость изучения надорганизменного уровня (популяции, сообщества, экосистемы) биоценотическими методами, включающими анализ структурных и функциональных параметров экосистемы, которое позволяет составить представление о ее возможностях выдерживать пресс токсикантов (Камшилов, 1977, 1983; Брагинский 1981). F. Moriarty (1983) определяет основную цель экотоксикологии, как «изучение влияния опасных веществ на экосистемы». G.C. Bulter (1984) рассматривает экотоксикологию как изучение эффектов выбросов поллютантов на окружающую среду и биоту, которая ее населяет». Walker et al. (2001) определяет экотоксикологию, как субдисциплину широкой области исследований, токсикология окружающей среды (environment toxicology) и в этом контексте определяет цель экотоксикологии как «изучение опасных эффектов химических веществ на экосистемы, включая воздействие, как на индивидуумы, так и на популяции, сообщества».

Необходимость преломления экологических исследований в область исследований последствий токсичного загрязнения водных объектов (повторимся, в сущности – экотоксикологии) аргументировалась рядом ученых. Более 25 лет назад Л.М. Сушня и др. (1982) отмечал, что экологические и физиологические адаптации водных организмов к изменяющимся условиям среды исследуются пока слабо, хотя такие исследования существенно расширяют представления об экологической валентности видов, способствуют развитию экологической диагностики состояния водной среды. А.Ф.Алимов (1982) указывал на диспропорцию между изучением потоков и балансов энергии в сообществах животных и водных экосистемах и медленно развивающимися исследованиями популяционной экологии, выясняющей механизмы взаимодействия организмов с изменяющейся средой, управляющие динамикой численности и возрастного состава популяций, а также структурой сообществ и экосистем.

Следует отметить, что многие исследования и достижения этого периода в России были недоступны для мирового научного сообщества в связи с жесткой цензурой научных работ, раскрывающих последствия загрязнения окружающей среды. Нельзя было не только публиковать информацию о концентрациях загрязняющих веществ в природных средах, также нельзя было представлять характеристику последствий загрязнения и их влияние на биологические системы в естественных условиях, о чем упоминалось во введении. Защита диссертационных работ шла под грифом «Для служебного

пользования». Малодоступны были и результаты иностранных ученых вследствие изоляции ученых СССР и сложности участия в международных симпозиумах и обмена опытом.

Два столетия стремительного технического прогресса вели к тем глубоким изменениям природы, которые мы наблюдаем сегодня. Выделение экотоксикологии в самостоятельную дисциплину произошло более 30 лет назад. Это привело к значимым успехам в познании законов антропогенных преобразований природы, но и дало много заблуждений и мало значимых, временных работ. Экотоксикология, как молодая наука, пока не может до конца предсказать все возможные отсроченные последствия воздействий на окружающую среду токсичных элементов и веществ, оценить - насколько глубоко видоизменились экосистемы, возможно ли их восстановление (Newman, 1995). Отчасти это связано с совмещением интересов нескольких научных дисциплин, таких как химия, токсикология и экология, отчасти – с отсутствием четкой методологии и использованием различных методов исследований в зависимости от того, с какой точки зрения анализируются процессы и явления – токсикологии или экологии. По мнению Newman (1995) до настоящего времени нет четких рамок, ограничивающих область исследований данной науки, несмотря на то, что термин «экотоксикология» используется часто в научной литературе.

## **ПРЕДМЕТ ЭКОТОКСИКОЛОГИИ И СВЯЗЬ С ДРУГИМИ НАУКАМИ**

Анализ последних публикаций показал, что, несмотря на мнения авторов об истоках происхождения данной дисциплины, экотоксикология определена как научная дисциплина, изучающая судьбу загрязняющих веществ в окружающей среде и их воздействия на организмы, популяции, сообщества и экосистемы (Newman, 1994; 1995; Forbers, Forbers, 1994; Walker et al., 2001; Twardowska, 2004).

Термин «экотоксикология» происходит от сочетания названий двух научных дисциплин - экологии и токсикологии. Но ограничивается ли эта наука интеграцией только этих дисциплин? Рассмотрим более детально различие и сопряжение научных дисциплин в области водной экотоксикологии.

Экология изучает взаимосвязь между живым системами и их не живым окружением. Наиболее значимый принцип в экологии, который дает понимание разнообразию жизни – это эволюция (Ricklefs, 1979). Основные объекты - три уровня биологической организации: особи (индивидуумы), популяции и сообщества. В экологических исследованиях существуют два методологических подхода: 1) холистический (от греч. holos-целый), который предполагает измерение потоков энергии и веществ в целой экосистеме, оценку совокупных и эмерджентных ее свойств, а затем в случае необходимости - изучение ее составных частей; 2) мерологический (от греч. meros-часть), при котором сначала изучаются свойства основных частей, а затем эти сведения интегрируются в систему в целом (Одум, 1986). Иерархический подход дает удобную основу для подразделения и изучения сложных систем. Вместе с тем каждый уровень организации живого интегрирован с другими, и здесь нельзя определить четких границ или разрывов. С точки зрения сторонников экосистемного подхода (синэкология), изучающих совокупность организмов и неживых компонентов, связанных потоками вещества и энергии, интерес представляют явления, имеющие значения для экосистемы в целом. С позиций холистического экосистемного подхода в России велись исследования в водной экологии и достигнуты значимые успехи (Винберг, 1986; Абакумов, 1991; Алимов, 1989; 2000;). Упрочению экосистемного подхода способствовали работы Ю.Одума (1986).

Второй подход, основанный на изучении взаимодействия организмов с окружающей средой (аутэкология), более склонен к аналитическому объяснению причинно-следственных связей. По мнению английских экологов (Бигон и др., 1989), именно особи подвергаются воздействиям эволюционных сил (выживают или погибают в измененных условиях, оставляя или не оставляя потомков). С.С.Шварц (1976) подчеркивал значимость организменного уровня преобразований – «в эволюции особо эффективным оказался адапциогенез, связанный с увеличением потребления энергии не популяцией, а особью, активно преодолевающей экстремальные воздействия внешней среды». Ряд глубоких теоретических разработок посвящено механизмам взаимодействий организмов и популяций со средой обитания (Шмальгаузен, 1964; Шварц, 1980; Никольский, 1974; Шатуновский, 1980; Камшилов, 1983 и др.).

Водной токсикологии принадлежит ведущая роль в получении информации о потенциальной опасности от поступающих в водоем токсичных веществ и определении предельно-допустимых концентраций (т.е. лимитирующих значений или критических уровней отдельных загрязняющих веществ). Однако основная масса токсикологических исследований выполнена на организменном уровне. Они отражают экспериментальное изучение воздействия токсичных веществ на гидробионтов различных систематических групп и являются основным звеном в системе обоснования предельно допустимых концентраций (ПДК) (Строганов, 1971; Лукьяненко, 1983;

Лесников, 1979). Токсикология широко привлекает физиологические, биохимические, гистологические и другие методы.

Однако интерпретация полученных токсикологических данных в экспериментальных условиях для оценки и предсказания последствий действия токсичных веществ в природных условиях затруднительна в силу следующих причин. Экспериментальные животные имеют мало общего с природными популяциями. Дискуссионным является ключевое понятие – существует или не существуют пороговые значения, насколько они зависят от подопытных организмов и условий эксперимента, в которых они определяются. В естественных условиях на живые организмы действует комплекс природных факторов, на фоне которых проявляют токсичные свойства те или вещества. К тому же, водные системы загрязняются комплексом веществ, которые могут иметь как синергетические, так и антагонистические эффекты. В экспериментальных условиях практически не возможно предусмотреть все сочетание природных условий, на фоне которых происходит действие токсичных веществ.

Вместе с тем, именно водная токсикология, используя физиологические и биохимические методы, дает понимание механизмам токсичного действия на индивидуальные организмы и раскрывает их интернальный метаболизм. Влияние загрязняющих веществ на сообщества и составляющие их популяции не может быть понято без знания индивидуальных ответов. На организменном уровне токсичность выявляется наиболее отчетливо (Флеров, 1989; Филенко, 2005). М. R. Koehl (1989) аргументирует, что изучение процессов на уровне индивидуальных организмов может прояснить процессы на экосистемном уровне. Однако пока мало известно, как изменения низших уровней могут повлечь изменения более высоких, а также каким образом процессы, происходящие в сообществах и экосистеме в целом, отразятся на состоянии низших уровней организации живого (Forbes, Forbes, 1994).

Из изложенного следует, что объектом водной токсикологии исходно являлся организм и все большее понимание находила необходимость изучения надорганизменных уровней, где токсичные эффекты могут приобретать другое выражение. В экологии, исследующей взаимодействие организмов с окружающей средой, также было осознана необходимость изучения индивидуальных ответов, как основы для объяснения изменчивости популяций и сообществ. В данном случае, трудно провести грань между задачами водной экологии и токсикологии. J.Jr. Cairns (1990) отмечал, что трудно найти другие дисциплины, которые более тесно взаимно прорастали и обменивались методами исследований.

Гидрохимии принадлежит ведущая роль в получении информации о степени загрязнения водной среды. Синтезированные человеком вещества (ксенобиотики), активированные и рассеянные человеком природные элементы, становятся токсичными для живых организмов. Развитие представления о сложности и многообразии взаимодействий и превращений техногенно-привнесенных элементов в системе водосбор – водоем также является предметом водной экотоксикологии. R. Truhaut (1977) подчеркивал, что для предсказания влияния на организмы токсичных веществ необходимо иметь представление об их структуре и химических свойствах. F. Moriarty (1983), V.E. Forbes, T.L. Forbes, (1994) подчеркивали, что в экотоксикологии наряду с изучением влияния загрязняющих веществ на популяции, сообщества и экосистемы, важная роль отведена анализу структуры и свойств опасных химических веществ, изучению их судьбы в окружающей среде – путей переноса, процессам трансформации, распаду, седиментации и инактивации. Развитие знаний о физико-химических взаимодействиях токсичных веществ как между собой в условиях многофакторного загрязнения, так и с природными факторами тех условий, в которые они попадают, является также важной областью экотоксикологических исследований и необходимы для предсказания воздействия химических веществ на организмы и более высокие уровни организации в природных условиях.

Следует подчеркнуть, что не R. Truhaut (1987), классифицирую экотоксикологии как субдисциплину токсикологии, не F. Moriarty (1983), классифицирую ее как субдисциплину экологии не были во всем точны. Экотоксикология использует методологию и достижения многих наук, привлекает их методы: а) токсикологии для понимания ответных реакций организма на токсичных стресс, б) физиологии, иммунологии, биохимии - в тех случаях, когда необходимо дать понимание механизмам, ответственных за реакции организмов, в) геохимии (гидрохимии) - для понимания судьбы техногенно-привнесенных элементов и формирования дозы воздействия; г) экологии для понимания антропогенной изменчивости популяций и в целом - экосистем.

Позволим себе не согласиться с формулировкой В.Е.Соколова, Б.В.Бочарова (1991) и Б.С. Базеля (1991) «экотоксикологии, как нового направления прикладной экологии». Исходя из изложенного анализа, очевидно, что экотоксикология решает сложные фундаментальные задачи в области наук, как о Земле, так и о Жизни:

1) законы поведения антропогенно-индуцированных и привнесенных элементов в природных средах: миграция, формы нахождения, трансформация, инаktivация, взаимодействие с природными факторами и т.д.

2) законы антропогенной изменчивости биологических систем: устойчивость к действию токсичных агентов, механизмы адаптации; “норма и патология” или пограничные состояний организмов, популяций и сообществ.

Следует отметить, что под эгидой экотоксикологии происходит не сложение результатов исследования различных дисциплин, а синтез фактов и знаний для объяснения новых явлений, с которыми человечество столкнулось в результате своей же деятельности. По мнению М.С. Newman (1996) экотоксикология находится только на пути к зрелой науке, и насколько этот путь будет быстро пройден, зависит от коллективного мышления, открытий и осознания значимости последствий загрязнения окружающей среды.

## ОСНОВНЫЕ ПРИНЦИПЫ

Для понимания процессов антропогенной изменчивости биологических систем важное значение имеет методологическая основа, с точки зрения которой изучаются явления, происходящие в окружающей среде. В нашем понимании парадигма экотоксикологии подхода основывается на следующих объясняющих принципах. Они достаточно хорошо известны в экологии и токсикологии, но приложены в новом контексте к пониманию закономерностей антропогенной изменчивости водных экосистем.

1. Экосистемный мерологический анализ (от частного к общему). Загрязнение окружающей среды является фактором, стремительно (в эволюционном масштабе времени) изменяющим условия обитания организмов, появляется новое свойство - токсичность среды. Первым этапом в экотоксикологических исследованиях является определение факторов стресса - судьбы и поведения токсичных агентов в водной среде; вторым – реагирования биологических систем иерархической организации живого. Особи в первую очередь подвергаются воздействию измененной среды обитания, поэтому природа сообществ может быть истолкована (а не просто описана) из свойств их составных частей - популяций, состоящих из отдельных особей (Бигон и др., 1989). Исследование целостной системы: от среды обитания к организмам, популяциям и сообществам необходимо для понимания механизмов их изменчивости под воздействием как кратковременных высоких доз токсичных веществ, так и их пролонгированного ослабленного их действия.

2. Преадаптация к стрессу. Токсичное загрязнение окружающей среды представляет собой новый дезорганизующий фактор (или действующий в несвойственной природе силе). В процессе эволюционного развития организмы сталкивались с условиями, когда могли подвергаться воздействию природных токсинов или высоких доз металлов в местах рудных проявлений. Бесспорно – токсичные условия среды обитания являются для них экстремальными. Условия прошлого предопределяли формирование сочетаний признаков, позволяющих виду выживать в определенном диапазоне колебаний абиотических факторов (Шварц, 1980). Организмы преадаптированы к колебаниям абиотических параметров в пределах исторического их развития, т.е. имеют потенциальные адаптации, которые проявляются при естественной вариабельности параметров среды (Яблоков, Юсуфов, 1981). Загрязнение водной среды токсичными веществами может рассматриваться как стрессовые условия (экстремальные) для ее обитателей. “Организмы не предназначены, не адаптированы ни для настоящего, ни к будущему не приспособлены - они являются собой живые следствия собственного прошлого” (Бигон и др., 1989). На стрессовые условия, создаваемые токсичным загрязнением вод, организмы реагируют в соответствии с эволюционно-определенными механизмами преадаптации к стрессовым условиям: возникающие патологии и дисфункции в физиологических системах организмов сопровождаются мобилизацией их защитных функций; преждевременная гибель особей и снижении численности популяции «саморегулируется» механизмами поддержания ее численности в пределах, характерных для вида; перестройка сообществ предопределяется схемой естественной эволюции экосистем, направленной на упорядочение энергии (Шмальгаузен, 1961, 1964; Шварц, 1980; Никольский, 1994; Хочачка, Сомеро, 1988; Лукьяненко, 1983; Бигон и др. 1989; Экосистемы в крит.сост., 1989; Алимов, 1994).

3. Способность повышать энергетический обмен у животных в стрессовых условиях, к каковым относятся и токсичное загрязнение вод, выработана в процессе эволюционного развития и является важнейшей их преадаптацией к изменению условий среды. При изменениях в образе жизни животные несут большие энергетические затраты, закономерности подобного характера раскрыты многими исследователями, и выражены столь отчетливо, что они возводятся в ранг «законов». (Шварц, 1980; Бигон и др., 1989; Грант, 1991). Важнейшая термодинамическая характеристика



организмов, экосистем и биосферы в целом – состояние низкой энтропии, т.е. способность создавать и поддерживать высокую степень упорядоченности энергии. Экосистемные процессы могут быть поняты с точки зрения изменения потоков вещества и энергии. (Одум, 1986; Алимов, 2000). По мнению R.K.Chesser, D.W. Sugg (1996) законы термодинамики играют значимую роль в понимании антропогенной изменчивости таких сложных систем, как природные экосистемы.

4. Интегрированная изменчивость. Токсичные эффекты меняются при переходе с одного на другой уровень иерархической организации живого. Изменения низших уровней интегрируются на более высоких, определяя появление новых эмерджентных свойств сопротивляемости. Состояние биологических систем более высоких уровней (популяции, сообщества) не является суммой изменений в живых организмах, а есть интегральный результат взаимодействия условий среды (силы, продолжительности воздействия токсичного агента), и толерантности биологических систем к действию стрессового фактора на каждом уровне иерархической организации живого. Все химические соединения первоначально воздействуют на структуру и функции молекул. Молекулярные изменения влекут за собой изменения структуры и функций клеточных органелл, которые в свою очередь изменяют физиологический статус организма, приводят к изменению роста и воспроизводства индивидуумов в популяции, соответственно - изменяется структура последней; изменения в популяциях влекут за собой и изменения в сообществах (Adams, 1990; Jagoe, 1996). Изменчивость уровней организации живого не всегда развивается по прямой траектории, может проходить с участием множества обратных связей.

5. Норма и патология. Разрушающий или дезорганизирующий фактор нетипичен или действует в нетипичных величинах (концентрациях). В биологических системах происходят изменения структуры и потоков энергии. Во всех случаях система стремится к поддержанию гомеостаза. В случае, когда изменения выходят за рамки адаптационных возможностей, организм погибает, популяции деградируют, сообщества изменяются и становятся отличными от их природного состояния. Знание границ адаптивных возможностей у животных к экстремальным условиям загрязнения является основой, как для оценки современного состояния популяций, так и для прогнозирования изменений экосистем. Норма и патология на более низких уровнях организации живого (индивидуумы) различима. На более высоких уровнях иерархической организации экосистем сложнее определить пограничные состояния популяций и сообществ. По отношению к экосистемам понятие “нормы и патологии” приобретает смысловую нагрузку и содержание лишь в том случае, когда определены исходные условия и позиции, с которых рассматриваются процессы, протекающие в системе.

6. Понятие стресса и по отношению к уровням организации экосистемы. Стрессовая реакция биологических систем представлена усилиями на поддержание или восстановление гомеостаза всех уровней организации, т.е. потоков энергии и вещества, структуры и функций в пределах нормы или того состояния, которое сформировалось в процессе исторического развития и свойственно этой системе. В контексте экотоксикологии, стресс любых уровней организации есть ответ на действие дезорганизирующих или разрушающих факторов: а) уровень организма - физиологические реакции на стрессоры окружающей среды; отклонения энергии метаболизма от нормального и, нарушение гомеостаза (или стабильности); б) уровень популяции – ответы, включая генетические последствия, выражающиеся в перераспределении энергии жизнедеятельности (т.е. соотношений на рост и воспроизводство) и приспособленности к окружающей среде; в) уровень экосистем – ответ на стрессор, вызывающий вредные дезорганизирующие и дестабилизирующие изменения.

8. Селективность токсичного агента и адаптация. В токсичных условиях водной среды изменения в популяциях происходит через индивидуальную акклиматизацию организмов, селективной элиминации наименее устойчивых организмов к генетической адаптации. Адаптация к токсикантам имеет широкий ранг механизмов повышения жизнеспособности: детоксикация, избегание, регуляция, выведение и др. Адаптация проявляется через ряд поколений вследствие селекционного давления, удаляющего наименее устойчивые особи. Селекция улучшает устойчивость популяции к токсикантам, но в дальнейшем может привести к редуцированию генетического разнообразия. В сообществах токсичные агенты удаляют наиболее уязвимых членов сообщества, поэтому изменения происходят в направлении сокращения биоразнообразия и повышения доминантности эврибионтных видов и космополитов.

7. Токсичность, экспозиция и доза-эффекты. Под токсичностью понимается накопление повреждений в течение короткого или длительного времени, которые приводят к неспособности организма выполнять физиологические функции в пределах их адаптивных возможностей (Rozman, Doull, 1998). Экспозиция – количественное понятие, определяется продолжительностью и частотой воздействия конкретных концентраций токсичных веществ. Экспозиция охватывает период поглощения, распределения в организме, биотрансформацию и экскрецию химических агентов.

Доза воздействия – численно измеряемое количество (концентрация) одного или нескольких химических повреждающих агентов с учетом фактора времени, которые вызывают неблагоприятные последствия для живых организмов. При определении дозы воздействия в экотоксикологии учитываются сопутствующие и природные факторы, влияющие на токсичность водной среды (синергетические или антагонистические взаимодействия).

Эффекты – проявление любых отклонений от нормы в состоянии биологических систем, они имеют количественное измерение. Эффекты часто ассоциируют с индивидуальными реакциями, которые наиболее используются для идентификации токсичного действия (от первичной стрессовой реакции организмов до глубоких физиологических нарушений, приводящих к летальному исходу). В зависимости от временной характеристики подразделяются эффекты на острые и хронические. Острые эффекты появляются быстро и, как правило, приводят к быстрой гибели организма, тогда как хронические – протекают во времени и вызывают медленное развитие патологического процесса, способны привести или к адаптации или хроническому течению болезни, сокращающей продолжительность жизни. Эффекты на более низких уровнях организации более специфичны и отчетливы, и более быстро проявляются, чем на более высоких. Эффекты, проявляющиеся на экосистемном уровне, являются свидетельством длительного воздействия и значительных нарушений.

Экотоксичность классифицируется по отношению к элементам и веществам; уровням организации (организм популяции, сообщества, экосистемы), длительности экспозиции (острая, субхроническая, хроническая) и конечному результату (летальная, сублетальная). Доза-эффектные зависимости позволяют определить реальную опасность веществ, содержащиеся в окружающей среде, выявить безвредные и начальные концентрации опасных веществ, влияющих на живые организмы. Данные, полученные в эксперименте, можно использовать только для оценки относительной потенциальной опасности элементов и веществ. Тестом экотоксичности будут являться натурные измерения, позволяющие оценить эффекты химических соединений (элементов) через (или на) уровни иерархической организации живого. Экстраполяция данных, измеренных в области высоких значений (например, в очагах загрязнения, может быть использована для определения низких (пороговых) значений.

### **ВОСТРЕБОВАННОСТЬ ПРАКТИКОЙ**

Стремительное развитие экотоксикологии в конце прошлого века было обусловлено, прежде всего, необходимостью вооружения человечества научными знаниями, которые позволят направить усилия или на предотвращение негативных последствий (исключения разрушающего действия загрязнения окружающей среды), или на восстановление и поддержание физико-химической и биологической структуры экосистем. Без четкого представления о поведении токсичных элементов в абиотических средах и понимании механизмов их влияния на экосистемы и их структурные элементы нельзя обосновать критерии оценки состояния окружающей среды, предложить адекватную систему мониторинга, определить величины необходимого уровня снижения антропогенных нагрузок (Израэль, 1984). Экотоксикология вооружает практику знаниями, которые необходимы для идентификации и оценки потенциальной опасности токсичных веществ, нормирования потока загрязнений в экосистемы (Моисеенко, 1992; 2005).

По мнению М.С. Newman (1996) экотоксикология призвана:

- а) генерировать (создавать, образовывать) данные, которые могут быть использованы для оценки риска от загрязнения и управления состоянием окружающей среды;
- б) идентифицировать опасность токсичных веществ, поступающих с отходами (или в процессе производства) тех или иных веществ;
- в) определять требования, регулирующие развитие промышленности и выбросы в окружающую среду опасных веществ;
- г) развить эмпирические и теоретические принципы для дальнейшего понимания поведения и эффектов химических веществ и элементов на живые организмы;
- д) направить усилия на ускорение процессов восстановления после прекращения токсичного загрязнения.

Опасность токсичных веществ идентифицируется на основе таких характеристик как мобильность химических веществ в окружающей среде, их инертность или активность в биотических и абиотических компонентах экосистем, потенциального воздействия на живые организмы. Основой для предсказания потенциальной опасности химических веществ являются результаты экспериментов (Volmer et al., 1988). Однако в этих оценках необходимо учитывать такие условия, как концентрацию, время, частоту и продолжительность экспозиции, а также размеры и характер

подопытных животных. Эти знания необходимы для принятия решения о снижении выбросов и стоков, включая международные соглашения.

Результаты экотоксикологических исследований используются медициной, при организации медико-экологических исследований и выявления потенциальной опасности загрязнения вод и других природных сред для человека. Теоретические и эмпирические данные позволяют оценить последствия синтезированных или рассеянных человеком токсикантов. Установленный риск - использоваться экономистами и политиками для разработки стратегии управления. Активное развитие нано-технологий будет сопровождаться и рассеиванием наночастиц в природе, экотоксичные свойства которых до конца не выяснены. Поэтому, на стадии развития нового технологического направления необходимо вести исследования для предсказания отдаленных последствий крайне малых доз тех или иных веществ и их побочных продуктов.

Несмотря на огромное количество финансов, привлеченных в последнее время на исследование и восстановление экосистем, очень мало информации об успешности полного восстановления экосистем. Чтобы правильно и рационально направить усилия для ускорения восстановительных процессов в нарушенных экосистемах, необходимы знания как о законах их деградации, так и оживления после токсичного стресса (Palmer et al., 2007; Folk et al., 2006). Крайне редки данные о процессах восстановления озер и рек после токсичного стресса. Наука пока не может предсказать до конца, насколько достижимо восстановление экосистем после токсичного стресса (Cairs, 2005). Осознав последствия загрязнения, человечество не может допустить продолжение разрушающего воздействия, как и не может создавать вновь природные системы. Знания траектории деградации и восстановления экосистем позволят направить усилия на ускорение процессов восстановления.

Водная экотоксикология является субдисциплиной общей экотоксикологии. Загрязнение водных ресурсов под воздействием антропогенных факторов локального и глобального масштаба обуславливает необходимость концентрации усилий на разработке превентивных мер их качественного истощения. Не ново мнение, что система ограничений поступления загрязняющих веществ, основанная на данных о Предельно допустимых концентрациях (ПДК) вредных веществ в воде, не совершенна, не дает адекватной оценки качества вод и не охраняет в полной мере водные экосистемы от деградации (Ласкорин, Лукьяненко, 1991). Водная экотоксикология как междисциплинарное направление способна дать теоретическую основу и вооружить практику методами оценки качества вод и процедурами нормирования потока загрязняющих веществ в водные экосистемы.

#### Список литературы

- Алимов А.Ф. Продуктивность сообществ макрозообентоса в континентальных водоемах СССР // Гидробиол. журн., Т. XVIII, №2, 1982. С. 7-10.
- Алимов А.Ф. Введение в продукционную гидробиологию. Л.: Гидрометеиздат, 1989. 151 с.
- Алимов А.Ф. Элементы теории функционирования водных экосистем. СПб: Наука. 2000. 148с.
- Безель В.С. Современные проблемы и перспективы прикладной экологии // Развитие идей академика С.С. Шварца в современной экологии /под. ред. В.Н. Большакова. М.: Наука, 1991. С.213-252.
- Бигон М., Харпер Дж., Таунсенд К. Экология. Особи, популяции и сообщества. М.: Мир, 1989. Т. 1, 667 с. Т. 2, 447 с.
- Брагинский Л.П. Некоторые принципы классификации пресноводных экосистем по уровням токсичной загрязненности. // Гидробиол. журн., 1985. т.21, № 3. с.57 –67.
- Винберг Г.Г. Сравнительно-биологические исследования, их возможности и ограничения // Продукционно-лимнологические исследования внутренних водоемов. Л.: Изд.ГосНИИОРХ, 1986. С.4-30.
- Израэль Ю.А. Экология и контроль состояния природной среды. М.: Гидрометеиздат, 1984. 559 с.
- Грант В. Эволюционный процесс. М.: Мир, 1991. 488 с.
- Камшилов М.М. Норма и патология в функционировании водных экосистем // Теоретические проблемы водной токсикологии. Норма и патология. М.: Наука, 1983. С. 22-25.
- Ласкорин Б.Н., Лукьяненко В.И. Стратегия и тактика охраны водоемов от загрязнений. // Тез. докл. II Всесоюз. конф. по рыбох. токсикологии. С.-П.: Изд.ГосНИИОРХ, 1991. С.5-8.
- Лесников Л.А. Система исследований для разработки рыбохозяйственных нормативов качества вод с учетом особенностей перенесения экспериментальных данных на природные водоемы // Влияние загрязняющих веществ на гидробионтов и экосистемы водоемов. Л.: Изд.ГосНИИОРХ, 1979. С. 301 – 309.
- Лукьяненко В.И. Ихтиотоксикология. М.: Агропром, 1983. 383 с.
- Метелев В.В., Канаев А.И., Дзасохова Н.Г. Водная токсикология. М.: Пищ. пром., 1971. 248 с.
- Микряков В. Р. Реакция иммунной системы на загрязнение воды токсикантами и закисление среды. М.: Наука, 2001. 127с.
- Моисеенко Т.И. Антропогенная изменчивость пресноводных экосистем и критерии оценки качества вод // Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем., С.-П.: Изд. ГИДРОМЕТ, 2003. Том 19. С. 72-94.
- Моисеенко Т.И. Концепция «здоровья» экосистем в оценке качества вод // Экология, 2008. № 6. С. 1-9.

- Моисеенко Т.И. Экотоксикологические основы нормирования антропогенного воздействия на водоемы Субарктики: Автореф. дисс...д-ра. биол. наук. И-т озераведения РАН. 1992. 32 с.
- Моисеенко Т.И., Лукин А.А., Кудрявцева Л.П. и др. Антропогенные модификации экосистемы озера Имандра. М.: Наука, 2002. 476 с.
- Моисеенко Т.И. Экотоксикологический подход к оценке качества вод // Водные ресурсы, 2005. № 4. С. 410-424.
- Немова Н.Н., Высоцкая Р.У. Биохимическая индикация состояния рыб. М.: Наука, 2004. 316 с.
- Никольский Г.В. Теория динамики стада рыб. М.: Пищ. пром., 1974. 446 с.
- Одум Ю. Экология. М.: Мир, 1986. Т. I, 328 с.
- Садыков О.Ф. Прикладные аспекты теоретического наследия С.С. Шварца // Развитие идей академика С.С. Шварца в современной экологии / под. ред. В.Н. Большакова. 1991. М.: Наука, С. 143-212.
- Соколов Б.В., Бочаров Б.В. Экотоксикология и проблемы экологии человека // Экология человека: Основные проблемы. М.: Наука, 1988. С.154-158.
- Строганов Н.С. Биологический аспект проблемы нормы и патологии в водной токсикологии // Теоретические проблемы водной токсикологии. М.: Изд-во МГУ, 1983. С.5-21.
- Строганов Н.С. Проблемы водной токсикологии в свете экологической физиологии // Гидробиол. журн., 1967. Т.3, № 5. С. 234-241.
- Суценья Л.М., Алимов А.Ф., Монаков А.В. Актуальные проблемы экологии водных животных // Гидробиол. журн. 1982. Т. 18, № 6. С.63-72.
- Филенко О. Ф., Дмитриева А.Г., Исаева Е.Ф. и др. Механизм реагирования водных организмов на воздействие токсичных веществ // Антропогенное влияние на водные экосистемы. М.: Изд-во МГУ.: 2005, С.70-93.
- Филенко О.Ф. О жизни и творчестве Н.С. Строганова // Антропогенные влияния на водные экосистемы. М.: Изд-во МГУ, 2005. С.3-8.
- Флеров Б.А. Эколого-физиологические аспекты токсикологии пресноводных животных. Л.: Наука, 1989. 144с.
- Хочачка П., Сомеро Дж. Биохимическая адаптация. М.: «Мир», 1988. 396 с.
- Шатуновский М.И. Экологические закономерности обмена веществ морских рыб. М.: Наука, 1980. 283с.
- Шварц С.С. Экологические закономерности эволюции. М.: Наука, 1980. 278 с.
- Шмальгаузен И.И. Интеграция биологических систем и их саморегуляция // Бюл. МОИП. Отд-ние биол., 1961. Вып.2.
- Шмальгаузен И.И. Регуляция формообразования в индивидуальном развитии. М.: Изд-во АН СССР. М.: Наука, 1964.
- Яблоков А.В., Юсуфов А.Г. Эволюционное учение. М.: Высшая школа, 1981. 343 с.
- Adams S. M., Ryon M. G. A comparison of health assessment approaches for evaluating the effects of contaminant-related stress on fish populations // J. Aquat. Ecosys. Health, 1994. V. 3. P.15-25.
- Adams S.M. Biological Indicators of stress in fish // Bethesda, Maryland: American Fishery Society Symposium, 1990. 191p.
- Attrill M.J., Depledge M.H. Community and population indicators of ecosystem health: targeting links between levels of biological organization // Aquat. Toxicol., 1997. V.38. P. 183 -197
- Butler G.C. Development in Ecotoxicology // Ecological. Bull., 1986.V.36. P. 9-12.
- Cairns J.Jr. Restoration Ecology and Ecotoxicology // Handbook of Ecotoxicology /eds. Hoffman D.J., Rattner B.A., Burton G.A., Cairnce J.Jr./ N-Y.: Lewis Publishers, 2005. P.1015 – 1029.
- Cairns J.Jr. The predict, validation, monitoring and migration of anthropogenic effect upon natural systems // Environ. aud., 1990. V.2. P. 19-25
- Cash K. J. Assessing and monitoring aquatic ecosystem health - approaches using individual, population, and community/ecosystem measurements // N-Y.: Northern River Basins Study Project Report No. 45, 1995, P. 68.
- Chesser R.K., Sugg D.W. Toxicant as selective Agents in Population and Community Dynamics // Ecotoxicology: a Hierarchical Triatment /eds. Newman M.C., Jagoe Ch.H. N-Y.: Levis publishers Ltd, 1996. P.293-317.
- Erwin T. A. An Evolutionary basis for conservation strategies // Science, 1991. V.253. P.750-752.
- Falk D.A., Palmer M., Zedler J. Foundation of Restoration Ecology: The Science and Practice of Ecological restoration. London: Island Press, 2006. 518 p.
- Forbes V.E., Forbes T.L. Ecotoxicology in Theory and Practice. Ecotoxicology Series. London: Chapman&Hall Ltd., 1994. 247p.
- Jagoe C.H. Responses at the Tissue Level: Quantitative Methods in Histopathology Applied to Ecotoxicology // Ecotoxicology: a Hierarchical Triatment /eds.Newman M.C., Jagoe Ch.H. N-Y.: Levis publishers Ltd, 1996. P. 163 – 196.
- Koehl M. R. Dissaction: From individual to population // Perspectives in Ecological Theory /eds. Roughgarden J., May R.M., Levin S.A. Princeton:Princeton University Press, 1989. P. 39-53.
- Levin S.A. Challenges in the development of theory and ecosystem structure and function // Perspectives in Ecological Theory /eds. Roughgarden J., May R.M., Levin S.A. Princeton:Princeton University Press, 1989. P. 242-225.
- Literature Review of the Effects of Persistent Toxic Substances on Great Lakes Biota. Report of International Joint Commission. Canada, Ottawa: Press Government Printing Office, 1986. 230 p.
- Moriarty F. Ecotoxicology: The Study of Pollutants in Ecosystems. N-Y.: Academic Press inc., 1989. 233p.
- Newman M.C. Quantitative Methods in Aquatic Ecotoxicology. N-Y.: Levis publishers Ltd, 1995. 426p.
- Newman M.C., Jagoe Ch.H. (eds.) Ecotoxicology: a Hierarchical Triatment. N-Y.: Levis publishers Ltd. 1996. 411p.
- Palmer M.A., Ambrose R.F., Poff N.L. Ecology theory and Community restoration // Ecology Restoration, 2000. V. 5. P. 291-300.
- Rand G.M., Petrocelli S.R. Fundamentals of Aquatic Toxicology // Hemisphere, 1985. V.43. P. 321-340.
- Rapport D.J., Regier H.A., Hutchinson T.C. Ecosystem behaviors under stress // Amer. Nat., 1985. V.125. P. 617-640.

- Rozman K.K., Doull J. General Principles of Toxicology // Environment Toxicology: Current Development /ed. J. Rose. N-Y.: Levis publishers Ltd, 1998. P. 3-8.
- Stearns S. C. The Evolution of life History. Oxsford: Oxford University Press, 1992.316p.
- Thruhaut R. Ecotoxicology: Objectives, Principles and perspectives // Ecotoxicol. Environ. Saf., 1977. V3. P. 151-173.
- Twardovska I. Ecotoxicology, environment safety and sustainable development – challenges of the third millennium // Ecotoxicol. Environ. Saf., V. 58, 2004. P. 3-6.
- Walker C.H., Hopkin S.P., Sibly R.M., Peakall D.B. Principles of Ecotoxicology (Second Edition). London: Taylor&Francis Ltd, 2001.307 p.
- Whitfield AK, Elliott M. Fish as indicator of environmental and ecological changes within estuaries: a review of progress and suggestions for the future // J. Fish Biol., 2002. V. 61. P. 229-250.

УДК 573.4:574.2.57.04

## АНАЛИЗ БИОИНДИКАЦИОННОГО ПОТЕНЦИАЛА РАЗНЫХ ГРУПП ВОДНОЙ МИКОБИОТЫ

В.А. Терехова

*Институт проблем экологии и эволюции имени А.Н. Северцова РАН*

*МГУ имени М.В. Ломоносова*

*Москва 119992, Ленинские горы, МГУ, 1-16, Россия, vterekhova@gmail.com*

На основе результатов многолетних исследований водной микобиоты Поволжья дана оценка биоиндикационного потенциала микроскопических грибов разных эколого-трофических групп. В водной среде регистрация изменений природных факторов и техногенных воздействий возможна по параметрам как облигатно-водных, так и терригенных грибов. При характеристике естественных условий водоемов разной проточности (водохранилища, реки, озера) и степени их загрязнения показана большая диагностическая ценность первичноводных организмов - Oomycota; биоиндикационное значение вторичноводных грибов - Hyphomycetes в лотических (малоподвижных) водоемах Волжского бассейна ограничено редкой встречаемостью. Численность терригенных микромицетов во всех биотопах заметно меняется лишь в условиях крайне сильного техногенного воздействия (при аварийных выбросах сточных вод и т.п.). При умеренном загрязнении водоемов разных типов (озер, рек, водохранилищ) к информативным биоиндикационным показателям можно отнести индексы видового разнообразия, обилия и частоты встречаемости видов терригенной микобиоты. Малой экологической информативностью характеризуются индексы видового богатства. При разных типах вредных воздействий большое биоиндикационное значение имеют структурные изменения грибных сообществ: соотношение темно- и светлоокрашенных видов, быстро- и медленно растущих грибов, споровой и мицелиальной биомассы. На основании относительного обилия выделены виды-индикаторы олигосапробности - *Achlya* spp. и полисапробности воды - *Leptomitius lacteus*, *Pythium* spp., *Phoma* (*Ph. glomerata*, *Ph. herbarum*). Дано сравнение структурно-функциональной организации сообществ оомицетов и терригенных грибов в воде и донных отложениях. Рассматривается подход к выбору наиболее информативных микологических параметров для экологической оценки природных сред.

Грибы как неотъемлемый компонент наземных и водных биоценозов контролируют широкий спектр биосферных функций, среди которых наиболее существенной считается разложение органических веществ. При антропогенной трансформации микобиоты могут быть разрушены разного рода регуляторные механизмы, обеспечивающие баланс биосинтеза и биодеструкции органической материи как в наземных, так и в водных экосистемах. В связи с этим представляется актуальной проблема оценки биоиндикационной значимости водных грибов, среди которых большое разнообразие как таксономических, так и эколого-трофических групп.

Микроскопические грибы, входящие вместе с бактериями и простейшими в блок микродеструкторов в водных экосистемах, представляют одну из наименее изученных групп гидробионтов.

Среди грибов, обитающих в водных экосистемах, выделяют две большие категории: постоянные обитатели водной среды и иммигранты, появляющиеся в водоемах периодически, с приуроченностью к определенным сезонам или без таковой. Грибы первой группы (зооспоровые и водные гифомицеты) весь жизненный цикл проводят в воде и играют существенную роль в трофических сетях водоемов. Грибы второй группы – терригенные - неоднородны по своей приспособленности к существованию в водной среде, среди них есть неактивные формы, со временем исчезающие, и активные. И.А. Дудка (1985) предложила разделять водные грибы на виды-

резиденты, составляющие активное ядро гидромикобиоты, определяющее участие в функционировании гетеротрофного блока биогидроценоза, и транзитные виды.

На формирование состава микобиоты в водных экосистемах оказывают влияние степень трофности среды обитания, весь комплекс продукционно-биологических процессов, особенности гидродинамики и гидрохимии, наличие соответствующих организмов-хозяев для паразитирующих и субстратов для сапротрофных видов. Однако в литературе мало работ, из которых следовала бы сравнительная оценка биоиндикационной значимости разных групп водных грибов в гидрэкосистемах.

Цель исследования заключалась в анализе структурно-функциональных особенностей и характеристике биоиндикационного потенциала разных групп водных грибов в водоемах Волжского бассейна разной проточности.

Основные методы исследования микромицетов включали выделение грибов и микроскопию (световую и люминесцентную). Регистрировали общую численность, биомассу, соотношение спор и мицелия, индексы разнообразия сообществ.

Пробы воды, донных отложений и почвы отбирали традиционными гидробиологическими (батометром Рутнера, дночерпателем Экмана-Берджи) способами по горизонтам (либо с поверхности) в стерильные пакеты или стеклянные сосуды. Исследование водных биотопов проводили в составе комплексных экспедиций с исследовательского судна или с берега с обязательной регистрацией основных гидробиологических параметров (температуры, прозрачности, глубины, содержания кислорода и пр.). Выделение сапротрофных терригенных микромицетов осуществляли в чашках Петри на агаризованной подкисленной (для подавления роста бактерий) питательной среде Чапека (реже сусло-агаре) при «глубинном» посеве (пробы воды) или на поверхность агара (аликвоты из серийных разведений суспензии почв или донных отложений). Численность выражали в колониеобразующих единицах (КОЕ) на вес сухой почвы или объем воды. Оомицеты из воды выделяли на предварительно простерилизованные приманки (семена конопли, по 5 штук на чашку Петри). Оценку обилия проводили в баллах. Оценку биомассы грибов и прямой учет численности спор и фрагментов мицелия проводили методом люминесцентной микроскопии при окрашивании флуорохромом (Calcofluor White ST) препаратов суспензии почв или донных отложений на предметных стеклах, либо после фильтрации фиксированных объемов воды на мембранных фильтрах известного диаметра.

Натурные исследования проводились в Волжском бассейне, обследовали Куйбышевское, Саратовское, Волгоградское водохранилища, малые, средние реки и озера Среднего Поволжья.

#### Облигатно-водные виды

Облигатно-водные (истинно-водные) грибы гетерогенны по происхождению, таксономической принадлежности и трофической приуроченности. Среди настоящих водных грибов есть первичноводные (зооспоровые) и вторичноводные виды (ремигрантные гифомицеты). К истинно водным (или облигатно водным) грибам и, согласно новой таксономической трактовке, грибоподобным организмам, относится большая группа представителей Chytridiomycota, Hyphochytridiomycota и Oomycota. Это объекты, весь жизненный цикл которых проходит в воде с подвижными зооспорами, способствующими их распространению в водных условиях, составляют группу первичноводных организмов.

**Chytridiomycota, Hyphochytridiomycota.** В настоящее время известно свыше 90 родов, около 500 видов хитридиевых и около полутора десятков видов гифохитриевого грибов, большинство из них паразитируют на водорослях, других водных грибах, простейших, реже - на высших растениях, лишь немногие являются сапротрофами.

Экология хитридиевых и гифохитриевого мало изучена. Отчасти это связано с методическими трудностями. Так, культивирование этих грибов в лабораторных условиях обычно сопряжено с поддержанием определенной плотности культуры клеток хозяев, а влияние внешних условий на них опосредовано клеткой хозяина.

**Oomycota.** Экология водных грибоподобных организмов - представителей таксона Oomycota, достаточно хорошо изучена. Приуроченные в основном к пресным водоемам, оомицеты участвуют в разложении органического материала как растительного, так и животного происхождения, отдельные виды могут переходить к паразитическому образу жизни, вызывая заболевания и гибель различных гидробионтов. В литературе дается высокая оценка роли грибов этой группы в разложении аллохтонного и автохтонного органического материала растительного и животного происхождения.

В наших исследованиях внимание уделялось выявлению видового состава сообществ оомицетов, оценке обилия (по условной балльной шкале), пространственной (по разным типам

водоемов, а также водным и донным биотопами в пределах одного водоема) и временной (сезонной и суточной) динамике частоты встречаемости и обилия представителей Oomycota.

По ряду основных синэкологических показателей сообщества видов Oomycota в водохранилище, реках и озерах заметно различались. Это, прежде всего, касается числа видов и родов, видового состава, относительного обилия видов (табл. 1).

**Таблица 1.** Число видов оомицетов в водоемах Волжского бассейна

№№ п/п	Род оомицетов	Водохранилище	Реки	Озера
1	<i>Achlya</i>	4	2	3
2	<i>Aplanes</i>	1	н/о*	н/о
3	<i>Dictyuchus</i>	1	н/о	2
4	<i>Leptomitius</i>	1	н/о	1
5	<i>Pythiogeton</i>	1	н/о	н/о
6	<i>Pythium</i>	3	3	2
7	<i>Sapromyces</i>	1	н/о	н/о
8	<i>Saprolegnia</i>	6	3	5
<i>Всего видов</i>		18	8	13

\*Прим. н/о – не обнаружено

Наибольшее число видов оомицетов выделено из воды Куйбышевского водохранилища (18), наименьшее - 8 видов - из малых рек; в озерах, для которых характерно очень большое разнообразие биотопических условий и, соответственно, физико-химических свойств воды, выявлено 13 видов.

По составу видов Oomycota также наблюдались различия между водоемами и водотоками разных типов. Так, в водохранилище отмечены *Achlya* (4 вида), *Aplanes* (1 вид), *Dictyuchus* (1 вид), *Leptomitius* (1 вид), *Saprolegnia* (4 вида), *Sapromyces* (1 вид), *Pythiogeton* (1 вид), *Pythium* (3 вида). Наиболее распространенными были *Achlya prolifera*, *A. diffusa*, *Saprolegnia ferax*, *S. parasitica*, *Pythium debaryanum*. Виды *Achlya oviparvula*, *Saprolegnia asterophora*, *S. uliginosa*, *Sapromyces elongatus*, *Pythiogeton utriforme* были редкими для водохранилища.

В Васильевских озерах оомицеты были представлены *Achlya* (3 вида), *Dictyuchus* (2 вида), *Leptomitius* (1 вид), *Pythium* (2 вида) и *Saprolegnia* (5 видов). В целом частота встречаемости и относительное обилие оомицетов во всех озерах были невелики, несколько выделялось лишь Большое Рыбоводное озеро, где оомицеты развивались наиболее обильно, что вполне объяснимо, т.к. многие оомицеты паразитируют на водных беспозвоночных и рыбах. Доминировали по обилию и частоте в озерах *Saprolegnia ferax*, *S. parasitica* и *Pythium debaryanum*.

Самая высокая частота встречаемости оомицетов (до 100 %) и максимальное обилие было характерно для малых рек Маза, Муранка, Тайдаков, что связано, вероятно, с хорошей аэрацией и наличием достаточного количества органического субстрата. Известно, что большинство оомицетов лучше развиваются в воде с высокими концентрациями органических веществ и растворенного кислорода. В реках наиболее часто встречались *Saprolegnia ferax*, *S. parasitica*, *S. hypogyna*; на чистых участках рек, как правило, отмечалась *Achlya prolifera*.

Суточная динамика. Оомицеты выявлялись в разное время суток с одинаковой частотой, что, возможно, объясняется в данном случае не очень существенными для них колебаниями в содержании растворенного в воде кислорода.

При изучении вертикального распределения оомицетных грибов в толще воды и грунте показано, что в воде оомицеты могут выделяться с любой глубины (исследовали до глубины 15 м), что обусловлено наличием подвижных стадий в жизненном цикле этой группы грибов.

В водоемах всех типов оомицеты легко обнаруживались также в пробах, отобранных непосредственно над илистыми отложениями. С помощью оригинальной конструкции, разработанной для изучения водных грибов как компонентов бентоса (Терехова, Семенова, 1999), показано, что оомицеты с высокой частотой и обилием выделяются из придонного слоя воды, но никогда не удавалось обнаружить их в донных отложениях.

В сезонной динамике частоты встречаемости и относительного обилия оомицетов просматриваются достаточно четкие закономерности, общие практически для всех типов водоемов: Наиболее массовое развитие грибов этой группы наблюдалось весной. Летом наблюдался спад, обусловленный прогреванием воды (до 25 °С), большинство оомицетов исчезали, изредка отмечались лишь представители рода *Pythium* в основном, *P. debaryanum*. Осенью снова отмечался пик развития оомицетов, но их обилие не достигало весеннего уровня.

В сравнении с другими типами водоемов, в озерах сезонные пики обилия выражены в меньшей степени. Более редкая встречаемость оомицетов объясняется невысоким содержанием растворенного кислорода и высокими значениями рН (до 7.2, а при сильном загрязнении химическими отходами и до 10.8).

**Hyphomycetes.** Вторичноводные, или «ингольдиевые» грибы (водные гифомицеты) относятся к наиболее изученным в группе облигатно-водных грибов. Как группа ремигрантных организмов, которые вторично приспособились к обитанию в воде, они представляют большой теоретический интерес для изучения различных аспектов адаптивной эволюции. В качестве приспособлений к водному образу жизни они имеют конидии с различного рода разветвлениями, шипами, выростами, стебельками, позволяющими им парить в водной толще и прикрепляться к подводному субстрату. В таксономическом плане водные гифомицеты представляют формальную группу несовершенных (митотических) грибов (Deuteromycota). Наибольшее практическое значение они имеют в очищении рек, ручьев и озер от растительных остатков, в пополнении пищевых запасов для животных-гидробионтов. Предполагают, что именно эта группа грибов играет важную роль в разложении труднодоступных для других гидробионтов субстратов, содержащих хитин, лигнин и другие компоненты. Выявлена связь между количеством этих грибов и температурой воды, количеством растворенного кислорода и скоростью течения. Однако в наибольшей степени структура сообществ водных гифомицетов зависит от наличия субстрата. Так, многими исследователями показано, что видовой состав и энергия спорообразования этих грибов определяется разнообразием прибрежной растительности и присутствием листового опада в водоемах (Дудка, 1985; Barlocher, 1990; Boonyeun et al., 2002 и др.). Водные гифомицеты в ходе своей жизнедеятельности изменяют субстрат, делая его доступным для бактерий. Бактерии слабо используют свежий листовый опад, и, напротив, активно участвуют в деструкции листьев, фрагментированных грибами и беспозвоночными. Обильное развитие водорослей, особенно сине-зеленых, угнетает развитие водных гифомицетов вследствие ухудшения аэрации, газового режима и выделения токсинов (Дудка, 1985).

Поскольку эта группа водных гифомицетов предпочитает чистые, хорошо аэрируемые реки и ручьи с быстрым течением и достаточным количеством листового опада или высшей водной растительности, то возможность регистрации каких-либо структурных изменений в их сообществе в воде разного качества появляется лишь при наличии растительного субстрата.

Редкая встречаемость водных гифомицетов в лотических евтрофных водоемах Волжского бассейна подтверждает известную их приуроченность к олиготрофным водоемам и водотокам с быстрым течением. В многолетних исследованиях акватории Куйбышевского водохранилища - самого крупного в волжском каскаде искусственного водоема, практически лишенного прибрежной растительности, гифомицеты встречались, в частности *Tripaspermum camelopardus*, *Campylospora chaetocladia*, но крайне редко. С несколько большей вероятностью их можно было обнаружить в малых реках Волжского бассейна. Низкая частота встречаемости, несомненно, снижает возможность использования этих грибов в биоиндикационных целях применительно к обследованным водоемам. Следовательно, их биоиндикационное значение в дифференциации стадий сапробности воды весьма ограничено.

Вместе с тем, при наличии подходящего растительного субстрата, скелетонизированных листьев и гниющей водной растительности в водоемах и водотоках других типов (лесных ручьях, озерах, болотах и т. п.) по различным показателям развития водных гифомицетов можно регистрировать изменения в качестве воды. Эти грибы практически не реагируют, в частности, на загрязнения пестицидами (ДДТ), но испытывают угнетающее действие при контакте с нефтепродуктами, бытовыми и промышленными стоками с высоким содержанием органических веществ (отходы сахарных, спиртовых и других предприятий) (Sladečková, 1963; Tan, Lim, 1983).

### Дрожжи

Наряду с мицелиальными формами в водоемах обитает большое количество видов дрожжей. Роль одноклеточных грибов в жизни водоемов относительно неплохо изучена. Они ведут, в основном, сапротрофный образ жизни и активно участвуют в процессах деструкции органических веществ в водоеме. Благодаря высокой скорости накопления биомассы дрожжи в водоемах являются одним из важнейших источников полноценного белка, витаминов и других соединений для многих гидробионтов.

В целом, дрожжи очень устойчивы к действию многих факторов и развиваются в водоемах в широких диапазонах температура воды, кислотности, содержания растворенного кислорода и различных минеральных веществ в воде. При этом среди естественных природных факторов наибольший интерес у зимологов вызывает исследование температурного режима и солености воды.



Антропогенное воздействие на водоемы приводит к накоплению дрожжей. В более эвтрофированных водоемах и на загрязненных участках рек, озер, водохранилищ отмечается значительное повышение их численности. Многие виды дрожжей могут использовать в качестве источника питания нефть и ее производные. В условиях загрязнения воды нефтепродуктами, например, в камских водохранилищах наблюдалось увеличение численности популяций дрожжевых клеток на 2-3 порядка (Солнцева и др., 1987). Обильное развитие дрожжевых колоний в нефтезагрязненных биотопах волжских водоемов отмечалось и в нашей работе.

### Терригенные виды

Часть водной микобиоты составляют виды, не имеющие специальных приспособлений для жизни в воде, так называемые терригенные микромицеты. Это сборная в эволюционном и таксономическом отношении группа, с большим диапазоном функциональной активности, вплоть до паразитирования и контроля численности как мелких, так и крупных гидробионтов. Наличие у многих микромицетов, постоянно выделяющихся из водоемов, способности образовывать широкий спектр внеклеточных ферментов свидетельствует о возможности активно участвовать в деструкции органического материала в водной среде.

В водных экосистемах Волжского бассейна разных типов, изучались основные синэкологические показатели терригенной микобиоты, на основании которых можно составить представление о количестве, плотности распределения микромицетов и их разнообразии.

Приведем признаки сообществ терригенных микромицетов, динамика которых достоверно меняется в зависимости от биотопических условий водоемов.

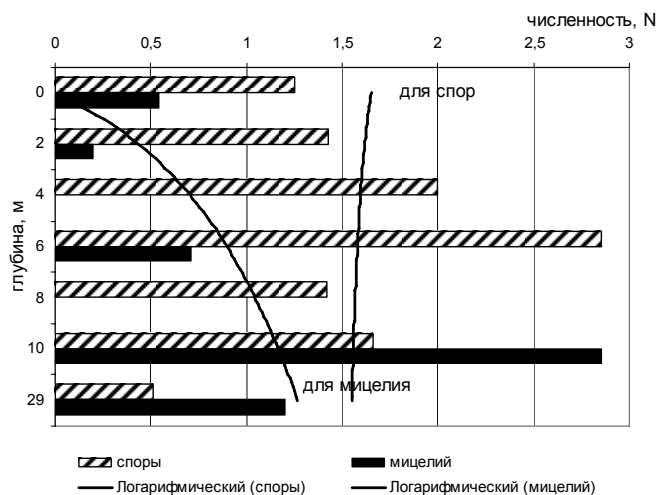
Биомасса. Анализ содержания грибной биомассы показал, что ее объем возрастает от поверхности воды к нижним горизонтам. Пределы колебаний грибной биомассы в воде исследованных водоемов в целом с учетом сезонности и глубины сравнительно невелики ( $0.59-2.9 \times 10^{-2} \text{ г/м}^2$ ). На акватории Приплотинного плеса, биомасса грибов в среднем составляет  $1.83 \times 10^{-2} \text{ г/м}^3$  воды и  $6.78 \text{ г/м}^3$  грунта (табл. 2).

**Таблица 2.** Биомасса грибов в воде и донных отложениях,  $\text{г/м}^3$  (Приплотинный плес, Куйбышевское вдхр.)

Горизонт	Биомасса грибов общая	Биомасса спор	Биомасса мицелия	Доля мицелиальной биомассы, % от общей
Поверхность	$1.6 \times 10^{-2}$	$0.93 \times 10^{-2}$	$0.68 \times 10^{-2}$	42.2
Придонный	$2.05 \times 10^{-2}$	$1.29 \times 10^{-2}$	$0.76 \times 10^{-2}$	37.7
Грунт	6.78	0.69	6.09	88.2

В структуре биомассы доля мицелиальной составляющей с глубиной возрастает и в грунте достигает 88 %.

Для всех водоемов характерна существенная изменчивость в вертикальном распределении спор и фрагментов мицелия. Споры в толще воды распределялись равномерно, тогда как число фрагментов мицелия с глубиной увеличивалось (рис. 1).



**Рис. 1.** Вертикальное распределение грибных спор и фрагментов мицелия в воде Приплотинного плеса по данным люминесцентного анализа (млн. ед/л).

Распределение грибов по разным горизонтам воды находится в очень сложной зависимости от многих факторов. В разные сроки наблюдений характер колебаний численности КОЕ в воде по глубине менялся без определенной синхронности. В то же время, между содержанием грибов в придонном слое и донных отложениях отмечались синхронные изменения, коэффициенты корреляции были только положительные. Так, для Куйбышевского водохранилища коэффициент корреляции общей численности микромицетов у дна и в грунте  $r=0.45$ , для Саратовского -  $r=0.41$ . Для рек изменения численности в разных горизонтах, очевидно, находятся в более сложной зависимости ( $r=0.23$ ).

Биомасса микромицетов в водоемах на порядок меньше биомассы бактерий. Сравнение объемов грибной ( $0.016 - 0.021 \text{ г/м}^3$ ) и опубликованных данных о бактериальной биомассе ( $0.26 - 0.79 \text{ г/м}^3$ ) в воде Куйбышевского водохранилища показало, что биомасса микромицетов примерно в 10 - 30 раз уступает биомассе бактериопланктона. В этом существенные отличия микробоценоза водных экосистем от почвенных. В структуре микробной биомассы почв, как правило, доля грибной заметно выше, чем бактериальной. Вместе с тем, запасы грибной биомассы в водоемах существенны, а, учитывая высокую ферментативную и антибиотическую активность микроскопических грибов, при расчете энергетических балансов, несомненно, должен учитываться их вклад в экосистемные процессы.

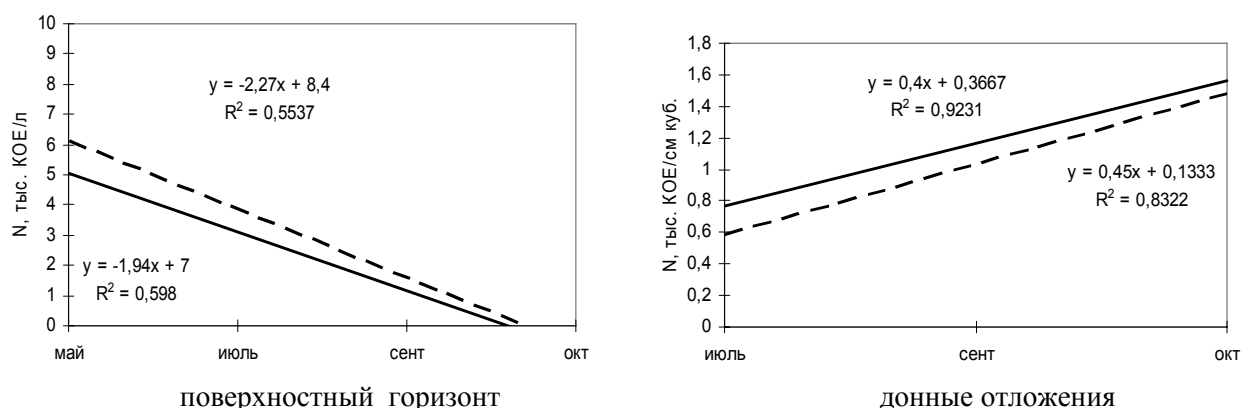
Численность. Общая численность микромицетов в водоемах составляет в среднем тысячи и десятки тысяч колониеобразующих единиц (КОЕ) в л воды или см. куб грунта (табл. 4).

**Таблица 4.** Общая численность микромицетов в водных биотопах, тыс. КОЕ/л воды или тыс. КОЕ/см<sup>3</sup> грунта.

Водоем	Биотоп, горизонт	Численность микромицетов	
		среднее	пределы колебаний
Малые реки	вода	12.38	8.6-14.2
	донные отложения	21.60	1.9-44.5
Средние реки	вода	2.64	0.3-7.4
	донные отложения	6.48	1.8-13.1
Озера	вода	5.05	2.0-10.0
	донные отложения	8.03	0-66.1
Водохранилища:			
Куйбышевское	поверхностный	1.46	0.50-4.58
	придонный	2.26	0.16-4.74
	донные отложения	2.66	0.12-12.50
глубоководная ст.39	поверхностный	2.94	0.34-9.3
	придонный	1.38	0.33-2.83
	донные отложения	2.27	0-7.0
мелководная ст.34	поверхностный	0.78	0-1.33
	придонный	1.17	0.17-3.67
	донные отложения	3.55	1.32-8.0
типы донных отложений	серый ил	20.6	5.0-38.6
	песок	2.41	0.36-7.2
Саратовское	поверхностный	3.72	0.17-16.33
	придонный	1.18	0-2.28
	донные отложения	5.66	3.3-7.0
Волгоградское	поверхностный	36.77	0.34-592.5
	придонный	3.74	0.34-27.83
	донные отложения	2.15	0-5.67

Внутрисуточные колебания численности спор и фрагментов мицелия на поверхности и в придонном слое воды характерны для акваторий всех водоемов. Особенно ярко они выражены на Приплотинном плесе, где происходит постоянное механическое перемещение слоев воды, связанное с работой гидросооружений и периодическим спуском воды через плотину.

В сезонной динамике численности терригенных грибов в водных экосистемах характерно существенное накопление их осенью в донных отложениях и, наоборот, уменьшение содержания в водной толще (рис. 2).



**Рис. 2.** Сезонная динамика численности микромицетов в воде и донных отложениях на русловых (сплошная линия) и пойменных (пунктирная линия) участках Куйбышевского водохранилища, N (тыс. КОЕ в л воды или см куб. грунта)

Таксономический состав. В исследуемых водоемах Поволжья описано 332 вида, которые представляют 86 родов терригенных грибов. Среди них 295 видов (67 родов) относятся к *Deuteromycota*, 23 вида (8 родов) – *Zygomycota*, 6 видов (3 рода) – *Ascomycota* (Семенова, 1994).

На основании анализа сезонной частоты встречаемости микромицетов можно выделить три категории видов: постоянные, периодические и редкие виды. Многие виды являются общими для разных типов водоемов.

По представленности разных таксономических групп видов микромицетные сообщества в водных биотопах разных типов заметно различались (табл. 5). Хотя доминирующие комплексы водных экосистем Поволжья представлены в основном видами нескольких родов - *Penicillium*, *Trichoderma*, *Aspergillus*, *Cladosporium*, *Phoma*, *Mycelia sterilia*..

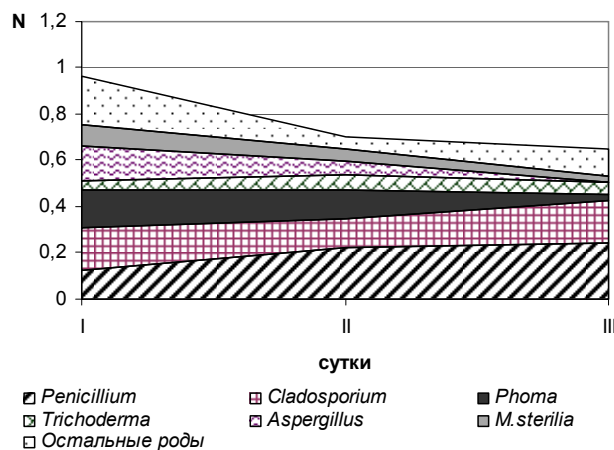
**Таблица 5.** Число видов микромицетов, обнаруженных в разных биотопах водных экосистем Волжского бассейна

Отделы	Водохранилища	Реки	Озера	Рыбы
<i>Zygomycota</i>	16	50	9	2
<i>Ascomycota</i>	6	3	3	1
<i>Deuteromycota</i>	204	68	159	50

Набор видов, составляющих основу микобиоты водохранилища, остается более-менее постоянным как в различное время суток, так и на протяжении более длительного периода времени, колеблется лишь их относительное обилие (рис. 3).

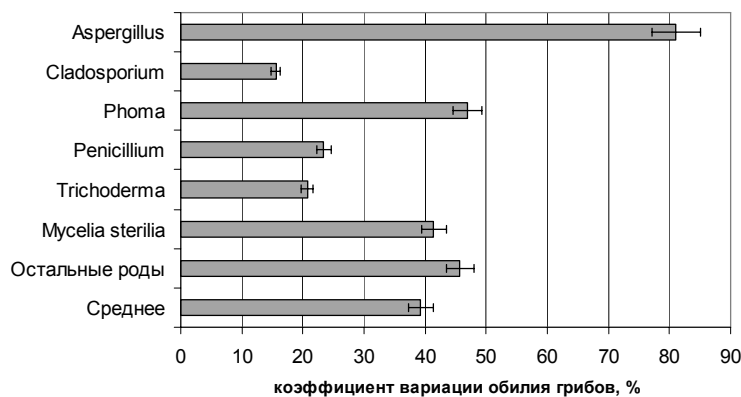
Взаимоотношения между разными компонентами биоты и абиотическими факторами в воде чрезвычайно сложны. По результатам корреляционного и шагового множественного регрессионного анализа большого массива данных в естественных диапазонах изменчивости основных гидробиологических параметров установлены значимые связи численности микромицетов с температурой воды ( $t_0$ ), электропроводностью (Элп), содержанием общего фосфора (Робщ.) и нитратного азота ( $NO_2$ ), численностью бактерий (Нбак) и зоопланктона (Нбесп) (Терехова и др., 1998).

Различия в структуре микобиоты проявляются в показателях относительного обилия отдельных видов. Более подробный анализ распределения микромицетов в толще воды показывает, что большинство видов не имеет четкой приуроченности к какому-либо горизонту воды, тогда как некоторые характерны, в основном, для поверхностного или придонного слоев воды или грунта. Так, виды рода *Cladosporium* имеют высокую частоту встречаемости в поверхностных слоях волжской воды, а виды рода *Trichoderma* часто встречаются в донных отложениях и придонных слоях воды. Группу постоянных обитателей Куйбышевского водохранилища составляют виды грибов, более или менее обильно развивающиеся во все сезоны в большинстве биотопов водоема.

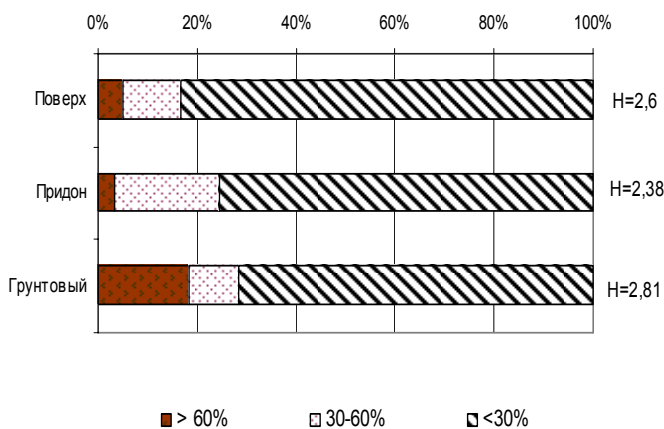


**Рис. 3.** Динамика численности представителей доминирующих родов микромицетов в течение 3-х суток, N (тыс. КОЕ/л)

Для одних грибов характерна невысокая пространственно–временная изменчивость показателей обилия, показатели обилия других изменялись в большей степени. Так, у *Cladosporium* spp., *Trichoderma* spp., *Penicillium* spp. коэффициенты вариации обилия находились в пределах от 15.6 до 23.4 %, тогда как у *Aspergillus* spp. – 81.1 % (рис. 4).



**Рис. 4.** Значения коэффициентов вариации относительного обилия представителей основных родов микромицетов в пробах воды (Куйбышевское вдхр, среднее по годам и станциям наблюдений во все сезоны)



**Рис. 5.** Соотношение видов с разной частотой встречаемости в сообществах микромицетов Куйбышевского водохранилища (по оси ординат – горизонт и справа соответствующий ему индекс видового разнообразия по Шеннону (H); по оси абсцисс – встречаемость в процентах).

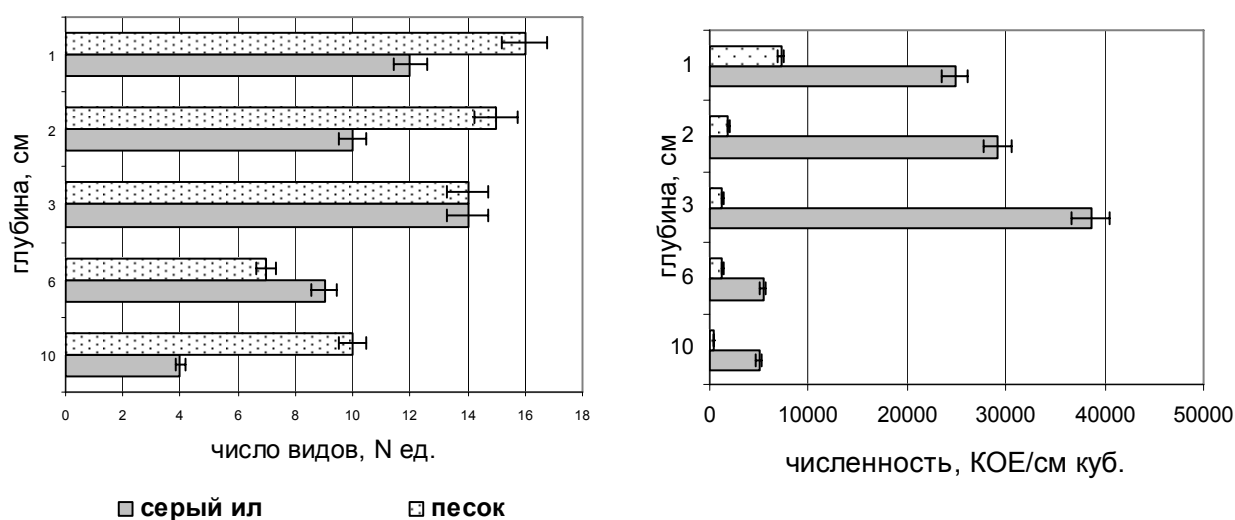
В профильном распределении микромицетов отмечено, что наибольшая доля часто встречающихся (временная частота 60 %) грибов характерна для грунта, тогда как доля видов с частотой встречаемости 30-60 % была наибольшей в придонном горизонте (рис. 5).

Таким образом, анализ структуры грибных сообществ в воде позволяет заключить, что терригенные микромицеты характеризуется довольно мозаичным распределением в водной толще. Плотность грибов в воде довольно резко и в короткие промежутки времени многократно меняется. Можно полагать, что временная (суточная, сезонная и межгодовая) динамика численности определяется комплексом факторов, связь между которыми сложна и многообразна. С большей определенностью можно говорить о тенденциях равномерного распределения спор по глубине и возрастании численности фрагментов мицелия с глубиной. Среди признаков терригенных микромицетов, динамика которых достоверно зависит от биотопических условий водоемов, следует назвать также увеличение грибной биомассы от поверхности к нижним горизонтам и возрастание доли мицелиальной составляющей в структуре биомассы по мере продвижения от верхних горизонтов воды к нижним.

Грибы в донных отложениях достаточно чувствительны к изменению естественных экологических факторов, в частности содержанию органического вещества в водоемах, физико-химической структуре илов. При детальном обследовании донных отложений разных типов выявлены существенные (не менее чем в два раза) различия в содержании грибов. Общая численность терригенных грибов в богатом органическими веществами сером иле в среднем составила 30.1±18.0 тыс. КОЕ/г грунта, тогда как в бедных органикой песчаных донных отложениях она составила всего 15.1±17.3 тыс. КОЕ/г. Донные отложения по уровню заспоренности грибами сопоставимы с почвами средней степени обогащенности микроорганизмами (Звягинцев, 1987).

Условия обитания в донных отложениях значительно более стабильные по сравнению с водой. Это выражается и в распределении многих важных для живых организмов параметров. Даже в самом верхнем (10 см) слое существует и более или менее продолжительно сохраняется определенная стратификация органических веществ, кислорода, температуры и пр. Влияет ли это на профильное распределение микромицетов? Было проведено исследование микобиоты в разных слоях донных отложений Куйбышевского водохранилища. Для сравнения были обследованы характерные для водоема, но контрастные по ряду морфологических и физико-химических параметров типы донных отложений: песок и богатый органическими веществами серый ил.

Данные, полученные при изучении вертикального распределения микромицетов в грунтах разных типов, представлены на рис. 6. Они свидетельствуют об очень интенсивном развитии микромицетов в верхних слоях донных отложений (до глубины 3 см). Причем, максимумы численности несколько не совпадают: в сером иле, богатом органикой, отмечено повышение численности на глубине 2-3 см, тогда как в бедном органикой песчаном грунте численность микромицетов постоянно снижалась с глубиной.



**Рис. 6.** Профильное распределение микромицетов в донных отложениях разных типов

По таксономической структуре столь явных различий между грунтами не выявлено. Среднее число видов в каждом из слоев в песке 12.4±3.78 и в сером иле – 9.8±3.77. Оцененное по методу посева видовое разнообразие в песчаном грунте оказалось даже несколько выше (индекс Шеннона

H=2.6), чем в сером иле (H=2.0), где, подавляя развитие других микромицетов, доминировали быстрорастущие муконовые грибы, а также виды рода *Cladosporium* (особенно в верхних слоях). Различия в видовом составе обусловлены, прежде всего, характерными для донных отложений микромицетами родов *Trichoderma* и *Penicillium*. Они были слабо представлены в сером иле, тогда как в песчаном грунте отмечены во всех слоях и с высокими показателями относительного обилия.

Таким образом, к признакам, по которым хорошо выражены различия между сообществами терригенных микромицетов в двух типах донных биотопов, относятся характер их профильного распределения и общая численность колониеобразующих единиц грибов, т.е. плотность микромицетов.

Если понимать под максимальной информативностью максимум дисперсии между различными вариантами при минимуме дисперсии внутри одного варианта, то при анализе отношений дисперсий численности и числа видов внутри одного варианта (тип грунта) и между вариантами (разными типами грунта) большую экологическую информативность показала именно численность грибов. Для этого параметра микобиоты отношение дисперсий было 30.2, тогда как для числа видов только 2.0.

Итак, общее число видов микромицетов, как и индексы разнообразия Шеннона, недостаточно четко дифференцируют условия обитания в разных типах донных отложений. Вместе с тем, высокие показатели относительного обилия муконовых грибов в сером иле, свидетельствуют о его большой насыщенности легкодоступными органическими соединениями, особенно привлекательными для грибов этой группы.

Анализ изменений водной микобиоты в ответ на загрязнение позволяет выделять признаки техногенной трансформации микобиоты, определить виды-биоиндикаторы. При этом разные эколого-трофические группы грибов имеют неодинаковую биоиндикационную ценность. Здесь сказывается не только эколого-трофическая специализация разных групп видов, но и гидрологический режим водных экосистем, характер проточности.

В лотических (малоподвижных) евтрофных водоемах Волжского бассейна крайне редко встречались вторичноводные грибы *Nyctomycetes*, что подтверждает их приуроченность к олиготрофным водоемам и водотокам с быстрым течением и сродство к специфическому субстрату – опад береговой растительности. Биоиндикационное значение этой группы грибов в исследованных водоемах ограничено.

Различия в структуре микобиоты водных экосистем с разным качеством и уровнем загрязнения были наиболее заметны в группе первичноводных грибов – оомицетов. Индикационными показателями явились индексы относительного обилия и частота встречаемости видов этой группы. Признаки сообществ первичноводных *Oomycota* следует отнести к экологически значимым показателям для озер, рек и водохранилищ Волжского бассейна. При хорошо выраженной сезонности в развитии оомицетов (общая черта, характерная для всех биотопов), обилие, частота встречаемости и число таксонов существенно различались в водоемах с разным качеством воды. В этой же группе выявлены биоиндикаторные виды.

Что касается терригенных видов, то в быстрых богатых органическими соединениями малых реках доминировали грибы с высокой скоростью роста колоний. По этой причине в ходе сравнительного исследования видового микромицетов, выяснилось, что результаты, полученные одним и тем же методом посева, не дают оснований говорить о высоком разнообразии видовой структуры терригенной части микобиоты в малых реках. Во всех реках доминировали грибы родов *Fusarium*, *Trichoderma* и *Mucor*. Часто встречались виды родов *Penicillium* и *Cladosporium*.

На примере реки Чапаевка, относящейся к типу средних рек, можно наблюдать как особенности гидрологического режима (глубина, скорость течения, наличие плотины, поступление подпорных вод водохранилища и др.) влияют на структуру сообществ микромицетов. Отчетливее всего различия проявились в распределении на акватории грибов рода *Phoma*: на участке реки ниже г. Чапаевска, где русло реки заполнено подпорными водами Саратовского водохранилища и наиболее велико загрязнение воды промышленными стоками частота встречаемости *Phoma* spp. достигала 100 %; обилие в пробах в среднем составляло 26 %. На участках реки выше плотины виды рода *Phoma* не отмечены.

Судя по частоте встречаемости разных видов грибов, Васильевские озера довольно сильно отличаются по структуре микобиоты. Наибольшее число видов в относительно чистых (Большом и Малом Васильевских, Главном Рыбоводном) озерах, наименьшее - в сильнозагрязненных. Различия видового состава разных озер обусловлены, в основном, редкими и случайными видами. Вместе с тем, в структуре озерных сообществ микромицетов много общих черт. Так, почти во всех озерах доминирующими являются грибы рода *Penicillium* (частота встречаемости 78.3 %). Тем не менее, техногенная трансформация части грибных сообществ, представленной терригенными

микромикетами, очень хорошо заметна в Васильевских озерах. При поступлении в сильно загрязненные озеро свежих партий промстоков с высокими значениями рН с высоким содержанием тяжелых металлов наблюдалось резкое подавление развития грибов. Но через 3-4 дня в результате изменения условий среды при разбавлении водой и, вероятно, химических превращений токсикантов, численность грибов восстанавливается. В связи с этим, значения численности КОЕ грибов в этих водоемах варьируют довольно в широких пределах. Коэффициент вариации общей численности даже в обычном режиме, т.е. при отборах проб в период между сбросами стоков, был в пределах от 40 до 120 %.

По данным гидрохимических анализов в волжской воде на участках, расположенных по течению ниже городов и вблизи мест поступления промышленных и коммунальных стоков, содержание отдельных элементов тяжелых металлов (медь, цинк, хром.) в 2-10 раз выше, чем на относительно чистых участках (выше городов, у станций водозабора). Для выявления структурных различий в сообществах микромикетов на разных участках водохранилища был применен метод селективных агентов. К питательной агаризованной среде Чапека в качестве селективных агентов добавили высокие концентрации солей цинка и меди ( $Zn^{++}$  -500 мг/л и  $Cu^{++}$  - 250 мг/л). Оказалось, что из воды и донных отложений вблизи источников загрязнения и ниже городов грибов, резистентных к тяжелым металлам выделяется намного больше, чем на участках, расположенных по течению выше городов. Большую часть таких устойчивых к загрязнению видов составили меланизированные формы.

Существенные изменения общей численности терригенных микромикетов происходят в условиях резкого ухудшения качества воды. На разных участках водохранилища, умеренно загрязненных коммунально-промышленными сточными водами, численность грибов, как правило, достоверно не различалась. Исключение в этом ряду наблюдений составили места поступления сточных вод, содержание органико-минеральных компонентов в которых в 10-30 раз больше, чем в волжской воде. Превышение численности микромикетов на таких участках в 2-3 раза выше, чем на «фоновых» участках. При других видах загрязнений, в частности, при поступлении в одно из озер свежих партий промстоков, в которых на фоне малого количества биогенных элементов преобладали соли тяжелых металлов, происходит резкое снижение численности, до полной репрессии развития микромикетов.

В целом микологический анализ водоемов показывает, что при умеренном загрязнении озер, рек, водохранилищ наиболее четко различия в качестве воды заметны по видовому составу, обилию и частоте встречаемости отдельных видов микромикетов. Общая численность микромикетов резко меняется в условиях крайне сильного техногенного воздействия (при аварийных выбросах коммунально-промышленных сточных вод, сбросах отработанных недоочищенных вод химических производств и т. п.).

Работ, посвященных выявлению видов-биоиндикаторов среди водных грибов, совсем немного. В систему оценки сапробности воды Сладечеком (Sladeček, 1973) включены терригенные виды - биоиндикаторы мезо-сапробности (*Fusarium erismoides* и *Mucor racemosus*); другие авторы в качестве индикаторов антропогенного загрязнения донных отложений называют кератинофильные и дерматофильные виды этой группы (*Trichophyton terrestre*, *T. ajelloi*, *Microsporium gypseum*, *Chrysosporium pannorum*) (Abdel-Hafez, El-Sharouny, 1990).

На основании относительного обилия некоторых первичноводных грибов можно говорить о высокой индикаторной значимости *Leptomitopsis lacteus* (Логвиненко, 1972). Наши данные о массовом развитии этого вида вблизи поступления в водоем промышленных стоков, содержащих отходы белковой природы (казеиновый завод г. Лаишево). Обилие питательных грибов в трех наиболее сильно загрязненных озерах Васильевской системы подтверждают возможность использования видов рода *Pythium* как индикаторов мезо- и полисапробности. В этих же условиях. *Achlya* spp., *Saprolegnia* spp. встречались единично или отсутствовали вовсе. Виды рода *Achlya* выпадают из состава микобиоты даже при небольшом загрязнении воды хозяйственными стоками, на основании чего следует относить их к индикаторам олигосапробности.

По результатам наших наблюдений к биоиндикаторам полисапробности водоемов следует относить виды рода *Phoma* (в частности, *Ph. glomerata* и *Ph. herbarum*) – реальные и потенциальные патогены рыб, дающие массовое развитие в загрязненных коммунально-промышленными стоками водах. Неоднородность развития именно этих микромикетов составила основу различий гидромикобиоты на участках выше и ниже по течению реки Чапаевка. Как и при интенсивном загрязнении Приплотинного плеса в результате аварии на очистных сооружениях ВАЗа, на участках ниже г. Чапаевска с высоким уровнем техногенного загрязнения отмечалось массовое развитие видов рода *Ph. glomerata* и *Ph. herbarum*.

Представленное в данной статье обобщение отражает современное представление о биоиндикационной значимости разных групп грибов и грибоподобных организмов, обитающих в водной среде. Краткие иллюстрации и примеры экспериментальных данных, приведенные в данной работе, подробно изложены в монографии «Микромицеты в экологической оценке водных и наземных экосистем» (Терехова, 2007). Там же приводятся данные о биодиагностике качества среды по развитию грибов на популяционном и организменном уровнях.

Резюмируя все сказанное можно заключить следующее.

В экологической оценке водных экосистем микромицеты разных эколого-трофических групп имеют важное биоиндикационное значение. В водной среде регистрация изменений природных факторов и техногенных воздействий возможна по параметрам как облигатно-водных, так и терригенных грибов. При характеристике естественных условий водоемов разной проточности (водохранилища, реки, озера) и степени их загрязнения показана большая диагностическая ценность первичноводных грибов (Oomycota); биоиндикационное значение вторичноводных грибов (группы Hyphomycetes) в лотических (малоподвижных) водоемах ограничено редкой встречаемостью.

Сравнительный анализ свидетельствует о существенных различиях в содержании, пространственном (профильном) распределении и сезонной динамике терригенных микромицетов в водных биотопах разных типов. В микробной биомассе водоемов доля грибов на порядки уступает бактериальной биомассе. Содержание грибов с глубиной в воде увеличивается, а в донных отложениях снижается; сезонные изменения терригенной микобиоты более выражены в «твердых» средах и гораздо слабее в водной толще.

Большая динамичность и мозаичность распределения терригенных грибов в водной толще отражает структурно-функциональные особенности микромицетов и транзитный характер среды обитания без определенной стратификации субстрата для микромицетов. Тогда как в почве распределение грибов сопряжено с формированием почвенного профиля в результате постоянно протекающих процессов минерализации органического вещества. Значимые связи в водных экосистемах установлены между показателями общей численности микромицетов температурой и электропроводностью воды, содержанием общего фосфора и нитратного азота, численностью бактерий и зоопланктона.

Ранжирование надежности микобиотических параметров в экологической оценке экосистем по вариабельности признаков сообществ показало, что общая численность микромицетов эффективна лишь при высоком уровне техногенных нагрузок и в контрастных условиях ненарушенных биотопов (например, в разных типах донных отложений). Большую ценность имеют индексы разнообразия грибов. При разных типах вредных воздействий большое биоиндикационное значение имеют структурные изменения грибных сообществ: соотношение темно- и светлоокрашенных видов, быстро- и медленно растущих грибов, споровой и мицелиальной биомассы. Малой экологической информативностью характеризуются индексы видового богатства. На основании относительного обилия выделены виды-индикаторы олигосапробности - *Achlya* spp. и полисапробности воды - *Leptomit* *lacteus*, *Pythium* spp., *Phoma* (*Ph. glomerata*, *Ph. exigua*, *Ph. herbarum*).

#### Список литературы

- Дудка И.А. Водные несовершенные грибы СССР. Киев: Наук. думка, 1985. 188 с.
- Звягинцев Д.Г. Почва и микроорганизмы. М.: Изд-во Моск. Ун-та, 1987. 256 с.
- Логвиненко Л.И. Эколого-систематический обзор фикомицетов некоторых водоемов Украины: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Киев, 1972. 23 с.
- Семенова Т.А. Микобиота водоемов Среднего Поволжья: Автореф. дис....канд. биол. наук, 1994. 160 с.
- Солнцева И.О., Виноградова Г.И., Воронин Л.В. Численность и видовой состав грибов в озерах Дарвинского заповедника // Биология внутренних вод: Информ. бюл., 1987. № 76. С. 4-7.
- Терехова В.А. Микромицеты в экологической оценке водных и наземных экосистем М.: Наука, 2007. 215 с.
- Терехова В.А., Семёнова Т.А., Шутиков В.К. Микромицеты Куйбышевского водохранилища. IV. Взаимодействие с абиотическими и биотическими факторами // Микол. и фитопатол., 1998. Т. 32, вып. 1. С. 44-48.
- Терехова В.А., Семенова Т.А. Исследование бентосной микофлоры с помощью придонного диска// Гидробиологический журнал, 1999. Т. 35, № 3. С. 105-110.
- Abdel-Hafez A.I., El-Sharouny H.M. The occurrence of keratinophilic fungi in sewage sludge from Egypt // J. Basic Microbiol., 1990. V. 30, N 2. P. 73-79.
- Barlocher F. Factors that delay colonization of fresh alder leaves by aquatic Hyphomycetes // Arch. Hydrobiol. 1990. V. 119, N 3. P. 249-255.
- Boonyeun N., Sivichai S., Hywel-Jones N.L. The diversity of Ingoldian fungi in Thailand / The 7<sup>th</sup> International Mycological Congress. Oslo, 11-17 August 2002. Abstracts. P. 146
- Sladeczek V. System of water quality from biological point of view // Arch. Hydrobiol - 1973 - Bd.7, H.1 - S. 1-218.



- Sladečková A.* Aquatic Deuteromycetes as indicators of starch campaign pollution // *Int. Rev. Gesamt. Hydrobiol.*, 1963. V. 48. N 1. P. 35-42.
- Tan T.K., Lim G.* Effects of water pollution on fungi of submerged organic debris // *Mycopathol.*, 1983. V. 82. N 2. P. 121-124.
- Ingold C.T.* Aquatic Hyphomycetes of decaying alder leaves // *Trans. Brit. Mycol. Soc.*, 1942. V. 25, pt. 3 (4). P. 104-115.

**УДК 57.043; 574.2; 574.6.**

## **НОРМИРОВАНИЕ ЗАГРЯЗНЕНИЯ И БИОТЕСТИРОВАНИЕ ВОД: ЧТО ДАЛЬШЕ?**

О.Ф.Филенко

*Московский Государственный университет им. М. В. Ломоносова  
Биологический факультет, каф. Гидробиологии  
119899, г. Москва, Ленинские горы, д.1, Россия, ofilenko@mail.ru*

В лекции рассматриваются проблемы, возникающие в связи с ограничением экологически опасного загрязнения водной среды с помощью биологических приемов оценки токсичности водной среды. Отмечены особенности применяемой схемы эколого-рыбохозяйственного нормирования и приемов биотестирования загрязняемых вод. Описана принятая схема установления эколого-рыбохозяйственных нормативов. Широкий ассортимент тест-объектов, обязательных для применения при нормировании, отслеживание возможных эффектов на протяжении ряда поколений делает используемый подход экологичным по существу. Кратко сообщается о становлении токсикологического контроля качества среды (биотестирования) в нашей стране. Обсуждаются некоторые перспективы развития применяемых подходов, отмечаются возможные альтернативы. Подчеркивается необходимость взаимосвязи методической основы нормирования и токсикологического контроля и актуальность решения организационных проблем, связанных с использованием экотоксикологических разработок в практике охраны окружающей среды.

Проблематика водной токсикологии формируется непосредственно в соответствие с требованиями практики. Общая система предотвращения и устранения неблагоприятных последствий загрязнения на окружающую среду включает элементы ограничения поступления чужеродных веществ в окружающую среду в экологически значимых количествах, контроля уровня текущего загрязнения, оценки экологических последствий загрязнения, восстановления загрязненных экосистем.

Предотвращение загрязнения предусматривает внедрение малоотходных технологий и повышение эффективности очистки отходов. Как известно, основным ориентиром для таких технологий оказываются нормативы качества среды (предельно допустимые концентрации загрязняющих веществ в окружающей среде, ПДК, критерии качества среды), устанавливаемые на основе продолжительных экспериментальных исследований (Строганов, 1971а; 1971b; Методические указания..., 1998; Перечень рыбохозяйственных нормативов..., 1999). Главная задача нормирования – предотвращение опасного загрязнения объектов окружающей среды. Наряду с ПДК санитарно-гигиенического назначения, призванными предотвратить риск отравления человека, существуют лимиты, призванные защитить полезные для человека организмы.

При нормировании качества водной среды объектом защиты служит все полезное население водоемов, в связи с чем такие нормативы называются «эколого – рыбохозяйственными» ПДК. Эколого-рыбохозяйственные ПДК представляют собой максимальные концентрации загрязняющих веществ в окружающей среде, при которых в экосистеме не возникает последствий, снижающих ее хозяйственное и промысловое использование в настоящее время и в перспективе. По – сути, такие нормативы являются экологическими в широком плане, так как должны защищать не только промысловый, но и самоочистительный ресурс водной среды.

«Методические указания по установлению эколого-рыбохозяйственных нормативов (ПДК и ОБУВ) загрязняющих веществ для воды водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение» (1998), подготовленная группой авторов на основе более ранних версий документа, фактически определили следующие принципы, соответствующие задачам защиты водной среды от загрязнения:

1.Защите подлежит многокомпонентная в экологическом отношении система, где основные элементы должны быть защищены постоянно.

2. Водная экосистема при загрязнении теряет стабильность в результате последовательного выпадения самых чувствительных звеньев. Поэтому при определении допустимых уровней для

каждого компонента и системы в целом необходимо ориентироваться в эксперименте на самое чувствительное звено в ассортименте контролируемых показателей эффекта.

3. В процессе экспериментальных оценок токсичности испытания должны быть в обязательном порядке проведены хотя бы на одном представителе каждой из основных экологических групп водного сообщества.

4. Получаемые в процессе токсикометрических испытаний результаты должны быть воспроизводимы, в связи с чем при установлении лимитов качества водной среды должны быть использованы тест-объекты в основном из контролируемых культур.

5. Показатели эффекта вещества разграничиваются на основные (или интегральные) и вспомогательные (или частные).

6. Действующими считаются концентрации, вызывающие как токсический, так и эвтрофицирующий эффект.

7. Нормативы в качественном и количественном отношении должны обеспечиваться химико-аналитической базой в настоящий момент или в ближайшей перспективе.

8. Для каждого из химических соединений может быть установлена только одна величина эколого-рыбохозяйственного норматива (за исключением случаев, предусмотренных условиями регионального нормирования).

9. Уровень токсикорезистентности культур и выборок тест-объектов, используемых при установлении лимитов, может со временем меняться, в связи с изменением внешних условий и внутренних свойств организмов и поэтому должен периодически контролироваться по эффекту на них токсиканта сравнения, для чего определяется ЭК<sub>50</sub> для этого токсиканта за 48 ч. В качестве токсиканта сравнения рекомендован бихромат калия.

С учетом основных положений информация, необходимая для вынесения решения о рекомендуемом нормативе, должна включать оценку по следующим основным компонентам:

1. Влияние вещества на химический состав и процессы самоочищения водной среды (на гидрохимический режим, численность и активность сапрофитной микрофлоры, органолептические свойства воды).

Для регистрации состояния бактерий в экспериментах предлагается следующий набор основных показателей:

- численность сапрофитов, которая значительно возрастает, превышая численность в контроле, если исследуемое вещество легко усваивается бактериями, и снижается, если вещество токсично;
- дыхание бактерий, определяемое по БПК<sub>5</sub>, которое характеризует физиологическую активность бактерий и не всегда коррелирует с численностью бактерий;
- концентрация растворенного кислорода, которая характеризует аэробность среды;
- концентрация аммонийного азота, отражающая активность метаболизма сапрофитов-аммонификаторов;
- концентрация азота нитритов, которая отражает активность нитрификаторов 1-ой фазы;
- концентрация азота нитратов, которая отражает активность нитрификаторов 2-ой фазы;
- активная реакция (рН) среды.

Длительность наблюдения обусловлена сроком полной минерализации азотсодержащей органики в нормальных условиях до стабильной формы азота в виде нитратов. Момент окончания процесса определяется выходом концентрации нитратов в контрольном экспериментальном сосуде на стационарный уровень, происходящим на 25-30-е сут.

2. Действие вещества на процессы первичного продуцирования органического вещества и кислорода с использованием в качестве тест-объектов культур рекомендуемых видов водорослей и высших растений.

Для токсикологических исследований используются виды зеленых водорослей, относящиеся к родам сценедесмус (*Scenedesmus quadricauda*, *Sc. acuminatus*, хлорелла (*Chlorella vulgaris*, *Chl. Pyrenoidosa*, анкистродесмус. Чаще других в лабораторной практике используются виды *Scenedesmus quadricauda* и *Chl. vulgaris*. Контролируется численность клеток в культуре и ряд других показателей

Из высших водных растений в схеме определения эколого-рыбохозяйственных ПДК представлены (на выбор) два вида - укореняющаяся *Elodea canadensis*., у которой основная часть стебля взвешена в толще воды, и плавающая *Lemna minor*, у которой в толще воды располагаются только корешки. У растений контролируются выживаемость и численность, рост стебля, побегов и корешков.

Продолжительность наблюдения за этими тест-объектами ограничивается 30 сут.

3. Действие вещества на организмы зоопланктона исследуется на примере инфузорий и ракообразных.

Выбор *Paramecium caudatum* в качестве тест-объекта был обусловлен тем, что, благодаря сочетанию в парамеции признаков клетки и организма, на ней можно изучить как клеточные, так и организменные формы реакции на токсическое воздействие. Возможность культивирования в широком диапазоне температур позволяет использовать их для экспериментальных работ в любое время года.

Из ракообразных в настоящее время наиболее часто используют виды: *Daphnia magna* - стандартный биотест для токсикологических исследований в ряде стран, и *Ceriodaphnia affinis*, цикл развития которой в 2 раза короче, чем у дафний. В связи с этим и метод с использованием цериодафний, при строгом соблюдении условий опыта вдвое короче, чем с использованием дафний. Эксперименты с более мелкой цериодафнией компактны - требуются меньшие объемы растворов и посуды. Однако на более крупных дафниях удобнее вести наблюдения за показателями размножения (четче выявляются патологические отклонения - абортирование яиц, эмбрионов, уродства), производить измерения. В связи с большей требовательностью цериодафний к кислородному режиму среды, они более чувствительны к органическому загрязнению и веществам, снижающим концентрацию растворенного в воде кислорода. По отношению к действию тяжелых металлов видовая чувствительность различна: в одних случаях более устойчивы цериодафнии, в других - дафнии.

4. Действие вещества на один из видов зообентоса исследуется с применением моллюсков и личинок хирономиды. Брюхоногие моллюски играют важную роль в круговороте органического вещества в водных системах. Прудовик болотный (обыкновенный, большой) *Limnaea stagnalis* является представителем эпибентоса. Широко распространен в прибрежной зоне стоячих и медленно текущих водоемов.

Из пресноводных бентосных организмов инфавны (зарывающихся в грунт для проведения токсикологических опытов) используются *Chironomus dorsalis*. Этот вид относится к широко распространенному семейству хирономид.

5. Действие вещества на рыб оценивается на стадиях эмбриогенеза - личинки, малька, а также на сеголетках или взрослых рыб. Оценивается эффект на выживаемость, поведение, морфологические, гистологические характеристики тест - объекта. Проводится определение материальной и функциональной кумуляции на рыбах.

В «Методических указаниях» описан порядок работы с рыбой данио рерио (*Brachydanio rerio*), но, наряду с этим видом, могут быть использованы выюн, осетр, радужная форель. . Высокочувствительные - лососевые (форель, пелядь), голец, судак, плотва, пескарь, верховка; среднечувствительные - голавль (возраст 1+), гольян, лещ, окунь, красноперка; слабочувствительные - голавль (возраст 2+ и старше), карп, карась.

6. Оценка генотоксичности вещества. предусматривает учет генных мутаций (тест Эймса), и, в случае необходимости, определение хромосомных aberrаций в эпителии хрусталика рыб, определение частоты хромосомных aberrаций в клетках жаберного эпителия рыб *Nothobranchius rachovi*, учет частоты образования микроядер в эритроцитах рыб и микроядерный тест на эпителии гуппи, определение генотоксичности веществ по их действию на дифференциальную активность генов.

7. Химическая устойчивость и стабильность токсичности загрязняющих веществ в растворах определяются химическим методом и приемом биотестирования.

В случае необходимости в общий список тест-объектов могут быть добавлены чувствительные местные виды. Существенность данных, полученных на эндемичных видах, для определения величины норматива в целом должна рассматриваться и подтверждаться экспертным советом.

Для каждого из тест-организмов установлен круг тест-параметров (или тест-функций), которые являются основными и контролируются в обязательном порядке. Другие тест-параметры являются вспомогательными и могут быть использованы для уточнения пределов действующих концентраций или для установления особенностей действия исследуемого вещества (табл. 1).

На основании обработки данных для каждого из тест-параметров используемого тест-организма устанавливаются максимально допустимые концентрации для данных тест-параметров и тест-объекта в целом.

Максимально допустимая концентрация для наиболее чувствительного тест-объекта (для пестицидов - разделенная на величину коэффициента запаса, установленного по стабильности и кумуляционной активности вещества), может рассматриваться в качестве ПДК для исследуемого вещества.

Экспериментальные исследования по разработке ПДК могут быть дополнены натурными исследованиями при появлении сведений, подтверждающих такую необходимость.

В «Методических указаниях» предусматривается возможность установления предельно допустимых концентраций для биологических препаратов.

**Таблица 1.** Объекты и показатели, контролируемые при экспериментальном определении эколого-рыбохозяйственных нормативов для пресных вод.

Тест-объекты		Тест-параметры	
		Основные	Вспомогательные
Организмы-редуценты	Бактериальная микрофлора	Численность клеток Дыхание (по БПК). Концентрации кислорода, аммиака, нитритов, нитратов	
Организмы-продуценты	Водоросли	Общая численность клеток, pH среды, концентрация кислорода, соотношение живых и мертвых клеток	Биомасса. Содержание пигментов. Интенсивность фотосинтеза
	Макрофиты	Выживаемость, рост стебля, отростков, корней	Интенсивность фотосинтеза
Зоопланктон	Инфузории	Выживаемость, размножение	Поведение
	Ракообразные	Выживаемость, плодовитость, численность и возрастной состав модельных популяций	Морфологические изменения
Зообентос	Моллюски	Выживаемость, плодовитость, питание, масса	Поведение Морфологические изменения Потребление кислорода
	Хирономиды	Выживаемость на различных стадиях и сроки их прохождения. Морфологические аномалии, Плодовитость	Поведение, вес и общее состояние личинок и имаго
Рыбы	Эмбриогенез	Выживаемость эмбрионов Выклев и состояние предличинки	Аномалии развития, Биохимические отклонения
	Взрослые	Выживаемость, масса тела, анатомические и клинические изменения, питание, частота дыхания, органолептика мяса, кумуляция.	Поведение, Биохимические изменения

При нормировании смесевых препаратов постоянного состава на всю смесь решено устанавливать такую величину норматива, при которой не превышаются нормативы ни на один из ее компонентов.

Региональные нормативы могут разрабатываться:

- для химических элементов, встречающихся в природных водах отдельных геохимических провинций в относительно повышенных или пониженных концентрациях;
- для техногенных аналогов тех веществ, которые обычны для природных вод и сброс которых требует учета типа принимающего водного объекта и особенностей водосборной территории. К ним относятся вещества, способные повышать сапробность вод (легко утилизируемые органические соединения и соединения биогенных элементов), изменять солевой режим (минерализацию) и pH природных вод, изменять концентрацию взвешенных (минеральных) веществ природного происхождения (при золотодобыче и других работах), а также соединения и комплексы гуминовых кислот.

Установление класса опасности загрязняющего вещества производится:

- с целью определения степени экологической опасности вещества в связи с его появлением в водных экосистемах;
- для установления приоритета при контроле загрязнения среды;
- для оценки допустимости совместного присутствия опасных веществ в загрязняемой среде;
- для обоснования рекомендаций о замене хозяйственного использования высоко-опасных веществ на менее опасные.

Выявляются 4 класса опасности веществ, загрязняющих водоемы и токсичных для гидробионтов, причем четвертый класс предложено подразделять на 2 подкласса. При отнесении вещества к определенному классу опасности за основу принимается его токсичность по величине ПДК, затем учитываются стабильность этого вещества в водоеме и его кумулятивные свойства (табл. 2).

Хотя концепция нормирования далеко не решает всех проблем, связанных с предотвращением экологически опасного загрязнения водной среды, и некоторыми энтузиастами природоохранной политики рассматривается как легализация загрязнения, тем не менее, существование лимитов допустимого загрязнения остается единственным средством сдерживания такого загрязнения. Основная часть претензий, предъявляемых к нормированию, должна быть переадресована к несовершенству путей применения нормативов в практике.

**Таблица 2.** Характеристики веществ, относимых к различным классам опасности для водных экосистем

Класс веществ	ПДК (мг/л)	Стабильность (t <sub>95</sub> )	Материальная кумуляция (Кн)	Примечания
<b>1</b> (чрезвычайно опасные вещества)	>0,00001	>180	>200	Способны накапливаться по пищевой цепи. Обладают тератогенным, мутагенным или бластомогенным действием
<b>2</b> (высокоопасные вещества)	0,0001-0,00001	61-180	51-200	В районах с пониженной температурой эти вещества могут быть отнесены к 1-му классу
<b>3</b> (опасные вещества)	0,01-0,0001	<60	1,1-50	
<b>4</b> (умеренно опасные вещества)	<0,01	<10		
<b>4э</b> (экологический)	<0,01	-	-	Включает органику сапробного типа, природные соли, биогенные элементы

В качестве альтернативы существующей системы нормирования предлагаются подходы, основанные как на упрощении схемы токсикометрических испытаний с последующим переводом результатов острых испытаний на ожидаемый хронический эффект с применением соответствующих коэффициентов, и на наблюдениях эффектов загрязнения на реальные экосистемы.

Величины критериев, получаемых с использованием упрощенных схем, формальны и лишены экологического смысла. Такой подход находит применение при установлении ориентировочно безвредного уровня воздействия.

Подход, основанный на получении данных, главным образом, на загрязняемых природных экосистемах, предлагался, в частности, А. С. Константиновым (1979). Принцип подхода заключается в том, что проводится оценка состояния биосообщества в определенных участках загрязняемой акватории и аналитическими методами определяются основные компоненты загрязнения. Допустимыми должны признаваться те уровни загрязнения, при которых в состоянии биоты нет отклонений по сравнению с определенно чистыми водными экосистемами. При всей кажущейся «экологичности» этого подхода он мало что может дать практике по следующим причинам:

1. Для того, чтобы установить допустимый лимит загрязнения экосистема должна быть загрязнена. Таким образом такой норматив лишается превентивной функции. Если устанавливается, что изменения в экосистеме превышают допустимые пределы, то задним числом принимать меры для изменения технологий, обуславливающих загрязнение, может потребовать больших дополнительных расходов.

2. Установленный допустимый критерий для конкретного состава загрязнения и конкретной экосистемы может иметь сугубо локальное значение. Каждый источник загрязнения и каждая водная экосистема в результате потребует своего комплекта нормативов. В масштабе России такая задача на сегодняшний день практически нереальна.

3. Установление каждого лимита потребует нескольких лет наблюдений, т.к. необходимо собрать статистически достоверный фонд данных для того, чтобы отсеивать влияние побочных факторов и естественной сукцессии.

Таким образом, этот подход, отличающийся, как кажется, экологическим реализмом, может служить дополнением к существующим схемам нормирования и биоиндикации.

Что касается дальнейшего совершенствования и повышения экологической надежности лимитов загрязнения, то на перспективу можно представить себе следующие основные направления:

1. Повышение экологического реализма оценок (переход на модельные экосистемы, освоение интегральных, на уровне экосистем, но оперативных и воспроизводимых, тест-реакций).

2. Дальнейшее обоснованное установление соотношений критериев для отдельных компонентов и их смесей, установление правил учета эффектов больших, чем аддитивные, при нормировании смесей и рецептур отдельных веществ.

3. Дальнейшее развитие концепции регионального нормирования (не исключено, что в дальнейшем придется устанавливать отдельные нормативы для каждой водной системы -для группы водных объектов, озера, реки или даже их частей).

4. Отработка методологии установления нормативов для морской среды, нормативов для биопрепаратов и взвешенных веществ.

5. Определение правил учета при нормировании тех данных, которые были получены на реальных загрязняемых водных объектах.

6. Согласование устанавливаемых эколого-рыбохозяйственных нормативов с нормативами для пищевых продуктов и для питьевой воды.

Если для пресных вод схема более или менее стабилизирована и в свое время были утверждены документы, узаконившие методику нормирования, для морских вод предложен проект, который делает установление нормативов произвольным. За исключением водорослей, некоторые виды которых успешно культивируются в лаборатории, представители других экологических звеньев предложено для токсикологических испытаний отлавливать или собирать в природных водоемах, а в качестве модели морского зоопланктонного объекта предлагается использовать науплии артемий, выводимые из цист. Несостоятельность такого подхода давно признана в странах, где практикуется установления лимитов качества морской среды, так как результаты испытаний должны быть воспроизводимы. В США для таких целей давно используются специально культивируемые водоросли – макрофиты *Champia parvula*, ракообразные *Mysidopsis bahia*, атерины *Menidia beryllina* и др. Личинки артемий используются только в качестве кормового организмы.

Таким образом происходящее активное освоение морских территорий России не обеспечено экологически обоснованной методологией лимитирования потенциально токсичного загрязнения среды.

Несмотря на критические замечания в адрес методологии нормирования и способов применения нормативов конструктивной альтернативы существующей методологии установления ПДК в настоящее время не существует. Тем более, что критика относится не столько к методологии нормирования, сколько к способам применения нормативов.

Существенные затруднения в функционировании и развитии механизма эколого-рыбохозяйственного нормирования в последнее десятилетие возникли в связи с прекращением деятельности управляющих и координирующих органов охраны окружающей среды и с существенным сокращением контингента экспериментаторов, вовлеченных в эту сферу.

Что касается зарубежного опыта в области установления критериев качества среды, то в последние годы в большинстве стран происходит все большее сближение методологии с практикой российского нормирования. В основе такой динамики лежит понимание того, что результаты материалов, на основе которых устанавливаются критерии, должны быть воспроизводимыми (Standard methods..., 1995). Из значимых отличий можно отметить следующее. Установленные экспериментальные нормативы периодически обновляются по мере появления новой информации о возможных эффектах загрязняющего вещества. При корректировке лимитов широко используются данные, получаемые на реальных экосистемах.

Контроль за соблюдением установленных нормативов производится химико – аналитическими методами. Однако одновременное присутствие множества веществ даже в концентрациях, не превышающих их ПДК, может порождать биологические эффекты, которые невозможно предсказать на основе частных химических определений. Оценка токсичности стоков, выбросов и загрязняемых объектов окружающей среды может быть проведена только методами *биотестирования* (Методическое руководство по биотестированию воды..., 1991; Методы биотестирования вод, 1988; Методы биотестирования качества водной среды, 1989; Руководство по определению...2002; Standard methods..., 1995).

Биотестированием обычно называют методический прием оценки качества окружающей среды по реакциям или характеристикам организмов, находящихся в этой среде. Основной принцип гидробиологического биотестирования заключается в испытании действия проб воды на водный организм, его часть или сообщество организмов с известными и поддающимися учету характеристиками. Таким образом, тест - объект выступает в роли прибора, выявляющего интегральный биологический эффект комплекса неблагоприятных экологических факторов, в том числе и химической природы. Биотестирование применяется для определения токсичности отдельных веществ, вынужденно или преднамеренно вносимых в окружающую среду, для представителей водных сообществ в целях скрининга и нормирования, для выявления присутствия в объектах окружающей среды потенциальных токсикантов неизвестного состава, что могло бы служить основанием для последующего химического исследования этой среды, при установлении источников токсичного загрязнения экосистем и оценке их интенсивности, при определении

необходимой степени разведения сточных вод до биологически и экологически безвредных уровней. На основе результатов биотестирования возможно осуществление экологической экспертизы состояния природных и сточных вод, введение в эксплуатацию новых технологий и материалов, реконструкция и техническое переоснащение хозяйственных объектов, расчет платы за водопотребление. Кроме того, методы биотестирования применяются в исследовании общих закономерностей биологического влияния некоторого фактора среды, в исследовании особенностей действия новых медикаментозных средств.

К числу одного из первых методов биотестирования в водной среде можно отнести "рыбную пробу", применявшуюся еще в начале прошлого века. В 1984 - 85 гг. в СССР была проведена аттестация около 40 методов биотестирования и их модификаций с использованием организмов разного систематического положения для контроля токсичного загрязнения среды. На основании апробации было рекомендовано использовать для первоочередного применения 15 методов биотестирования, среди которых наиболее перспективными были признаны мелкие ракообразные, водоросли, рыбы, имеющие короткий жизненный цикл. В качестве нормативного документа для природоохранных органов и водопользователей, было разработано "Методическое руководство по биотестированию воды" (1991). В качестве биотестов в этом руководстве было рекомендовано использовать водоросли - сценедесмус (*Scenedesmus quadricauda* Turp. Breb.) и хлореллу (*Chlorella vulgaris* Beijer.), беспозвоночных - дафний (*Daphnia magna* Straus.) и цериодафний (*Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg), рыб - гуппи (*Poecilia reticulatus* Peters) и данио (*Brachydanio rerio* Hamilton-Buchanan).

В последние десятилетия биотестирование широко применяется как в России, так и во всем мире. Биотестирование вод закреплено законодательными актами и стандартами отдельных стран и международными стандартами (табл. 3).

**Таблица 3.** Методы биотестирования закрепленные Международной организацией стандартизации

Содержание метода	Условия	Номенклатура МОС
Подавление подвижности рачков <i>Daphnia magna</i> Straus	Острый тест	ISO 6341:1996
Определение острой токсичности для рыб ( <i>Brachydanio rerio</i> Hamilton-Buchanan ( <i>Teleostei</i> , <i>Cyprinidae</i> ))	Статичный режим	ISO 7346-1:1996
	Полустатичный режим	ISO 7346-2:1996
	Проточный режим	ISO 7346-3:1996
Подавление роста культуры одноклеточных водорослей		ISO 8692:2004
По полной биодegradации органических веществ по показателю БПК	В респирометрах	ISO 9408:1999
	В склянках	ISO 10707:1994
Определение эффекта на аэробную деградацию органических веществ активным илом	Проточный режим	ISO 9887:1992
	Статичный режим	ISO 9888:1999
Хронический тест по влиянию на рост форели ( <i>Oncorhynchus mykiss</i> Walbaum ( <i>Teleostei</i> , <i>Salmonidae</i> ))		ISO 10229:1994
Хронический тест по влиянию на рачках <i>Daphnia magna</i> Straus		ISO 10706:2000
Тест на ингибированию роста культуры <i>Pseudomonas putida</i>		ISO 10712:1995
Влияние на свечение люминесцирующих бактерий <i>Vibrio fischeri</i>	Свежая культура бактерий	ISO 11348-1:1998
	Влажно-замороженная	ISO 11348-2:1998
	Лиофилизированная	ISO 11348-3:1998
Влияние на эмбрионы и личинок рыб	Полупроточные условия	ISO 12890:1999
Ингибирование роста организмов активного ила		ISO 15522:1999
Оценка генотоксичности воды и сточных вод с использованием бактерий <i>Salmonella</i> («тест Эймса»)		ISO 16240:2005
Оценка численности клеток <i>Pseudomonas aeruginosa</i> методом мембранной фильтрации		ISO 16266:2006
Влияние на рост ряски ( <i>Lemna minor</i> )		ISO 20079:2005
Оценка генотоксичности по индукции микроядер	На личинках амфибий	ISO 21427-1:2006
	На клетках линии V79	ISO 21427-2:2006

На сегодняшний день в качестве тест-объектов был рекомендован широкий круг организмов, представляющий все систематические и экологические группы. В Государственный реестр методик количественного химического анализа (на 24.04.07) включены методы оценки ферментативной активности бактерий (ПНД Ф Т14.1:2.3:4.1-96 Т16.2:2.2.1-96), свечения бактерий (ПНД Ф Т 14.1:2.3:4.11-04 16.1:2.3:3.8-04), варианты испытаний на дафниях (ПНД Ф Т 14.1:2.3:4.7-2002. Т 16.1:2.3:3.4-2002; ПНД Ф Т14.1:2.4.12-06 16.1:2.3:3.9-06), цериодафниях (ПНД Ф Т 14.1:2.3:4.8-2002. Т 16.1:2.3:3.5-2002.), водорослях (ПНД Ф Т 14.1:2.3:4.9-2002. Т 16.1:2.3:3.6-2002; ПНД Ф Т 14.1:2.3:4.10-04 16.1:2.3:3.7-04.), простейших (ПНД Ф Т14.1:2.3.13-06 16.1:2.3:3.10 -06), артемиях (ПНД Ф Т14.1:2.14-06 16.1:3.11-06).

Что же касается токсикологического контроля загрязнения морской среды, то в России для этого недавно предложен только такой объект, как артемии.

Интересную перспективу может иметь применение патентованных токсикометрических комплектов, широко распространенных за рубежом. В такой комплект входят законсервированные яйца, цисты, клетки водных организмов, набор одноразовой посуды и реактивов, необходимых для проведения нескольких испытаний токсичности среды. Поскольку поставщиком таких комплектов является определенным образом аттестованная фирма, то воспроизводимость результатов испытаний, не зависимо от места и времени их проведения, гарантируется при условии строгого следования прилагаемой инструкции.

Поскольку основной задачей биотестирования компонентов окружающей среды является своевременное предотвращение вредоносного действия загрязнения на биоту и организм человека, метод биотестирования должен быть оперативным, должен адекватно информировать о потенциальной угрозе для самых чувствительных звеньев экосистемы и здоровья населения, быть экономически рентабельным, желательна возможность использования тест-объекта в протоке. Как показывает опыт, достичь соблюдения таких условий для отдельно взятого метода является проблематичным, если возможно вообще. Ни один из тест-объектов не может служить универсальным индикатором, в равной степени чувствительным ко всем воздействиям, из-за видовой избирательности действия потенциальных токсикантов. Существование избирательной токсичности создает ситуации, при которых загрязнитель направленно действует на одно из экологических звеньев, в меньшей степени затрагивая другие. Это значит, например, что для выявления присутствия в среде инсектицидов целесообразно использовать в качестве тест-объекта членистоногих, а для выявления гербицидов – растительный тест-объект. В средах с неустановленным загрязнением точно предвидеть направленность действия каждого из загрязнителей затруднительно. В связи с этим либо необходимо предварительно выяснить качественный состав загрязнения, либо применять систему тест-объектов разного систематического положения.

С введением каждого дополнительного объекта в схему ее надежность повышается, однако бесконечное расширение ассортимента обязательных объектов невозможно. В связи с этим каждый из предлагаемых методов должен иметь строгое целевое назначение, обозначенную область применения и очевидные преимущества перед рекомендованными ранее.

Сопоставление результатов острых и хронических испытаний показывает, что многие вещества, в частности, хроноконцентрационные токсиканты, оказывают действие в более отдаленные периоды, влияя на рост и размножение. Существующие методы биотестирования не позволяют надежно выявить такие свойства особо опасных загрязнителей. С другой стороны, видимые первичные, даже статистически достоверные, реакции тест-объекта на воздействия не служат надежным свидетельством последующих экологически значимых изменений.

Таким образом, и эколого - рыбохозяйственное нормирование, и биотестирование направлены на предотвращение и контроль загрязнения окружающей среды и имеют свое назначение. Каждый из них не заменяет и не исключает другого.

Нормирование выполняет профилактическую функцию, упреждая экологически опасное загрязнение. Конструктивных альтернатив ему не существует.

Биотестирование выполняет функцию тактического контроля происходящего загрязнения, нацеленного на получение быстрого сигнала о токсичности и необходимой степени разбавления конкретных стоков. На водном объекте оно может быть эффективным с момента начала загрязнения до его завершения.

Этот комплекс дополняется биоиндикацией, которая выявляет результат уже произошедшего вредоносного воздействия на окружающую среду. Ее результаты могут быть учтены при корректировке нормативов, при выборе зоны применения биотестирования или при определении природоохранной стратегии.

Однако, большим методологическим упущением в этой системе является то положение, что подходы нормирования и биотестирования никак между собой не увязаны. Как это ни удивительно,



причиной служит разная ведомственная принадлежность задач нормирования и токсикологического контроля. Результаты быстротечных испытаний при биотестировании не учитывают возможность проявления эффектов при хроническом режиме воздействия. Хотя казалось бы логичным при установлении нормативов сразу выделять лимитирующий тест – объект для каждого конкретного химического агента и установить рабочие коэффициенты для экстраполяции результатов острых испытаний на возможный хронический эффект.

Таким образом, несмотря на относительно давние традиции и большой задел в сфере биологического обоснования ограничений на загрязнение водной среды, сегодняшнее положение дел требует существенное переосмысление существующих подходов и восполнения остающихся недоработок:

- Следует шире использовать данные натурных наблюдений для корректировки нормативов качества среды.

- Необходима ревизия и аттестация методов нормирования и биотестирования морской среды.

- Должны быть установлены области применения и ограничения для разработанных и разрабатываемых методов биотестирования, а сами методы должны применяться с учетом их избирательности.

- Должны быть соотносимы между собой результаты быстротечных испытаний при биотестировании с возможными хроническими эффектами для каждого из веществ, для которых устанавливаются эколого – рыбохозяйственные нормативы.

#### Список литературы

Константинов А.С. //Общая гидробиология. - М.: Высшая школа, 1979. – 480 с.

Методические указания по установлению эколого – рыбохозяйственных нормативов (ПДК и ОБУВ) загрязняющих веществ для воды водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение//Ред. Филенко О.Ф., Соколовой С.А. -М.: ВНИРО, 1998, -145 с.

Методическое руководство по биотестированию воды РД 118-02-90. -М.: 1991, -48 с.

Методы биотестирования вод. - Черногловка, 1988. -128 с.

Методы биотестирования качества водной среды//Ред. О.Ф.Филенко. - М.: МГУ, 1989. -124 с.

Перечень рыбохозяйственных нормативов: предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение. -М.: ВНИРО, 1999, -304 с.

Руководство по определению методом биотестирования токсичности вод, донных отложений, загрязняющих веществ и буровых растворов. РЭФИА, НИА-Природа, М.:, 2002

Строганов Н.С. Принципы построения главной методики водной токсикологии. В сб. Критерий токсичности и принципы методик по водной токсикологии. -М.: МГУ, 1971а, С. 134-156.

Строганов Н.С. Методика определения токсичности водной среды. В сб. Методика биологич. исследований по водной токсикологии. -М.: Наука, 1971b, С. 14-61.

Standard methods for Examination of Water and Wastewater // 19th Edition 1995.- American Public Health Association.- Toxicity ("биотестирование").

## ПРИБОРЫ ФИРМЫ PerkinElmer ДЛЯ АНАЛИЗА ВОДЫ

Глубокоуважаемые господа,

Фирма Scheltec AG, Швейцария, и ее Московское представительство являются Авторизованным дистрибьютором компании PerkinElmer, США – одного из лидеров в области аналитического приборостроения. Компания ПеркинЭлмер производит аналитическое оборудование для любых промышленных, контрольных и научных лабораторий.

Мы предлагаем Вам следующее оборудование для анализа вод.

Для анализа **летучих органических примесей в воде** методом газовой хроматографии на приборах серии **CLARUS GC** используется статическая парофазная экстракция с помощью **TurboMatrix HS** – автоматических дозаторов



паровой фазы, рассчитанных на 16, 40 или 110 образцов.

Использование TurboMatrix HS помогает избежать применения «мокрой» химии для экстракции и пробоподготовки – нужно только поместить образец во флакон, закрыть его и задать программу дозирования. Запатентованный фирмой ПеркинЭлмер ввод пробы перепадом

давления ( *pressure balance*) делает анализ простым, чувствительным, без загрязнения пробой и без других недостатков и неудобств, присущих дозированию с помощью кранов и шприцев. При использовании встроенной концентрирующей ловушки ( *trap*) достигается уникальная чувствительность анализа ( уровень ppb ).

Опция **PreVent / ProTect** ( рекомендуемое дополнение к ГХ) помогает избежать замены растворителя после экстракции, (например, при анализе на электроно - захватном детекторе), что исключает ошибки, а также дает возможность вводить большие объемы пробы для увеличения чувствительности анализа.

Газовые хроматографы Clarus GC управляются с компьютера с программным обеспечением **TotalChrom**

Применение хроматомасс - спектрометра **Clarus 600 GC/MS** позволяет проводить как качественный, с использованием библиотек спектров, так и количественный анализ на высоком уровне чувствительности. Наличие в хроматографе электронного контроля потоков (PPC) обеспечивает высокую воспроизводимость результатов анализа, быстро переходить от одной МВИ к другой, экономить газы. Clarus 600 GC/MS имеет высокую скорость сканирования, широкий диапазон масс, легок в обслуживании и очень быстро выходит на режим.



Для анализа **фенолов, полиароматических** углеводородов в воде предлагается система ВЭЖХ **Series 225** в необходимой конфигурации.

Для определения **элементов** в питьевых, сточных и грунтовых водах в диапазоне концентраций 0.02-2 мкг/л и ртути на уровне 0.5 мкг/л предлагаются ИСП спектрометры **OPTIMA 7X00** - при высокой скорости анализа нет ограничения в выборе определяемого элемента. Определение элементов в диапазоне концентраций 0.01-7500 мкг/л и ртути на уровне 0.01 мкг/л



проводится на ААС **AAAnalyst**, на ИСП-МС **ELAN** определяются элементы с концентрациями 0.003-0.02 мкг/л и ртуть на уровне 0.004 мкг/л.

Автоматизация процесса анализа с использованием Автодозаторов и Проточно - инъекционных систем приводит к улучшению воспроизводимости и правильности результатов.

С помощью спектрофотометров **LAMBDA** определяются ионы ( $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{Ba}^{2+}$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{Fe}^{n+}$ ,  $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{Mn}^{n+}$ ,  $\text{Cu}^{n+}$ ,  $\text{Mo}^{n+}$ ,  $\text{As}$ ,  $\text{Ni}^{n+}$ ,  $\text{Pb}^{n+}$ ,  $\text{Cr}^{n+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{F}^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{CN}^-$ ,  $\text{BO}_3^{3-}$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{SiO}_2 \cdot x\text{H}_2\text{O}$ ). Применение системы анализа воды и набора реактивов **Spectroquant®** позволяет быстро, с минимальной предварительной подготовкой произвести количественный анализ 20 примесей в воде. Система не требует обязательного построения калибровочного графика. Возможен вариант измерения концентраций ионов в потоке с помощью системы Lambda FIAS.



ИК-Фурье спектрометры серии **Spectrum** являются высокоточным и удобным в применении инструментом для проведения анализа по отечественным и международным методикам по определению **нефтепродуктов в воде**. Дополнительное программное обеспечение Oil in Water позволяет облегчить и автоматизировать проведение этого анализа в соответствии с требованиями ГОСТа и международных стандартов EPA.

**Все заводы фирмы ПеркинЭлмер в США, Великобритании и Сингапуре сертифицированы по ISO 9001, приборы включены в Госреестр РФ как средства измерения.**

Силами квалифицированных специалистов фирмы ШЕЛТЕК осуществляется пред- и послепродажная поддержка заказчика, сервисное гарантийное и послегарантийное обслуживание оборудования.

Центральный офис Представительства ШЕЛТЕК находится в Москве, более двадцати региональных агентов - по всей территории России и СНГ.

Мы всегда рады ответить на Ваши вопросы по оборудованию PerkinElmer и дополнительному оборудованию других производителей.

На нашем сайте [www.scheltec.ru](http://www.scheltec.ru) Вы найдете более детальное описание приборов и их характеристик, а также адреса наших региональных агентов.

**Московское представительство Scheltec AG**

**119334 Москва ул.Косыгина, 19**

**Тел. +7 495 935 8888, факс +7 495 564 8787**

Пишите нам на [info@scheltec.ru](mailto:info@scheltec.ru)

## СОДЕРЖАНИЕ

<b>ВВЕДЕНИЕ</b>	<b>3</b>
<b>СУДЬБА, БИОДОСТУПНОСТЬ, БИОТРАНСФОРМАЦИЯ, БИОАККУМУЛЯЦИЯ ЗАГРЯЗНЯЮЩИХ ВЕЩЕСТВ</b>	<b>5</b>
<i>Азовский М.Г., Пастухов М.В., Гребенищикова В.И.</i> РТУТЬ В ВЫСШИХ ВОДНЫХ РАСТЕНИЯХ БРАТСКОГО И ДРУГИХ ВОДОХРАНИЛИЩ АНГАРСКОГО КАСКАДА.....	5
<i>Бияк В.Я., Хоменчук В.О., Курант В.З.</i> СОДЕРЖАНИЕ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ТКАНЯХ НЕКОТОРЫХ ВИДОВ РЫБ ЗАПАДА УКРАИНЫ.....	9
<i>Бугаев Л.А., Войкина А.В., Жердев Н.А., Игнатенко И.Н., Матвейчук М.В., Радишевская Л.С., Баева В.А.</i> СРАВНИТЕЛЬНАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ПРОМЫСЛОВЫХ РЫБ АЗОВСКОГО МОРЯ ПО СТЕПЕНИ ИНТОКСИКАЦИИ ДЕЙСТВУЮЩИМИ ВЕЩЕСТВАМИ ПЕСТИЦИДОВ	12
<i>Гашикина Н.А.</i> РАСПРЕДЕЛЕНИЕ МИКРОЭЛЕМЕНТОВ И ОСОБЕННОСТИ ИХ МИГРАЦИИ В ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОДАХ СУШИ ПОД ВОЗДЕЙСТВИЕМ АНТРОПОГЕННЫХ НАГРУЗОК	16
<i>Горайнова З.И., Павлов Д.Ф., Фронтасьева М.В.</i> ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ И РЕДКОЗЕМЕЛЬНЫЕ ЭЛЕМЕНТЫ В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ И ДРЕЙССЕНИДАХ РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА.....	19
<i>Дерягин В.В.<sup>1</sup>, Удачин В.Н.<sup>2</sup>, Левина С.Г.<sup>1</sup>, Мухаметшина Л.Ф.<sup>1</sup></i> РАСПРЕДЕЛЕНИЕ И МИГРАЦИЯ ДОЛГОЖИВУЩИХ РАДИОНУКЛИДОВ И МИКРОЭЛЕМЕНТОВ В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ НЕКОТОРЫХ ОЗЕРНЫХ ЭКОСИСТЕМ ВУРСА.....	22
<i>Дину М.И.</i> ВЛИЯНИЕ КОМПЛЕКСООБРАЗУЮЩИХ СПОСОБНОСТЕЙ ФУЛЬВОКИСЛОТ И ГУМИНОВЫХ КИСЛОТ НА СОДЕРЖАНИЕ ЛАБИЛЬНЫХ ФРАКЦИЙ ОТДЕЛЬНЫХ МЕТАЛЛОВ.....	26
<i>Казмирук В.Д.</i> НАКОПЛЕНИЕ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ ВЫСШЕЙ ВОДНОЙ РАСТИТЕЛЬНОСТЬЮ РАЗЛИЧНЫХ БИОТОПОВ УСТЬЕВОЙ ОБЛАСТИ ВОЛГИ.....	30
<i>Комов В.Т.<sup>1</sup>, Гремячих В.А.<sup>1</sup>, Лобус Н.В.<sup>1</sup>, Степина Е.С.<sup>2</sup>, Касьянов Н.А.<sup>1</sup>, Завьялова Л.Ф.<sup>3</sup>, Транквиловский Д.В.<sup>4</sup>, Чубирко М.И.<sup>4</sup></i> СОДЕРЖАНИЕ РТУТИ В ПРЕДСТАВИТЕЛЯХ МАССОВЫХ ВИДОВ ПОЗВОНОЧНЫХ ЖИВОТНЫХ, ОТНОСЯЩИХСЯ К РАЗНЫМ ТАКСОНОМИЧЕСКИМ И ТРОФИЧЕСКИМ ГРУППАМ.....	34
<i>Королева И.М., Терентьев П.М.</i> ОСОБЕННОСТИ НАКОПЛЕНИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В РЫБАХ ОЗ. ЧУНОЗЕРО (КОЛЬСКИЙ ПОЛУОСТРОВ).....	37
<i>Костова С.К.</i> РТУТЬ В ГИДРОБИОНТАХ ЧЕРНОГО МОРЯ.....	44
<i>Лепилина И.Н., Романов А.А.</i> СОДЕРЖАНИЕ МИКРОЭЛЕМЕНТОВ В ПОЧЕЧНОЙ ТКАНИ ОСЕТРОВЫХ РЫБ.....	46
<i>Лихачев С.Ф.<sup>1</sup>, Левина С.Г.<sup>1</sup>, Аклеев А.В.<sup>2</sup>, Шибкова Д.З.<sup>1</sup></i> ОЦЕНКА СОДЕРЖАНИЯ <sup>90</sup> Sr И <sup>137</sup> Cs В ГИДРОБИОНТАХ ОЗЕРНЫХ ЭКОСИСТЕМ ВОСТОЧНО-УРАЛЬСКОГО РАДИОАКТИВНОГО СЛЕДА.....	50
<i>Лобус Н.В., Гремячих В.А., Гапеева М.В.</i> РТУТЬ В ЭКОСИСТЕМЕ КАРСТОВЫХ ОЗЕР ЦЕНТРАЛЬНОЙ РОССИИ.....	54
<i>Лукашев Д.В.</i> ОЦЕНКА ФОНОВОГО СОДЕРЖАНИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В МОЛЛЮСКАХ <i>Lymnaea stagnalis</i> L. ПРЕСНОВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ УКРАИНЫ.....	57
<i>Малахова Л.В., Малахова Т.В., Гиразосов В.Е., Ельников Д.В.</i> ХЛОРООРГАНИЧЕСКИЕ КСЕНОБИОТИКИ В ТКАНЯХ ОРГАНОВ ЧЕРНОМОРСКОЙ КАМБАЛЫ КАЛКАН <i>Psetta maxima</i> MAEOTICA.....	60
<i>Никонова А.А., Горшков А.Г.</i> СОВРЕМЕННЫЕ ПОДХОДЫ К ОЦЕНКЕ ЗАГРЯЗНЕННОСТИ ПОЛИХЛОРИРОВАННЫМИ БИФЕНИЛАМИ ВОДНОЙ ЭКОСИСТЕМЫ ОЗЕРА БАЙКАЛ.....	63
<i>Пастухов М.В., Гребенищикова В.И., Азовский М.Г., Андрулайтис Л.Д., Рязанцева О.С.</i> БИОАККУМУЛЯЦИЯ РТУТИ РЫБАМИ БРАТСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА.....	66
<i>Пастухов М.В.<sup>1</sup>, Гребенищикова В.И.<sup>1</sup>, Шевелева Н.Г.<sup>2</sup>, Алиева В.И.<sup>1</sup></i> БИОГЕОХИМИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ РТУТНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПЛАНКТОНА БРАТСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА (ИРКУТСКАЯ ОБЛАСТЬ).....	70
<i>Руднева И.И.</i> МОДИФИЦИРУЮЩЕЕ ВЛИЯНИЕ ГЛОБАЛЬНЫХ И ЛОКАЛЬНЫХ ФАКТОРОВ НА МОРСКИЕ ЭКОСИСТЕМЫ.....	75
<i>Сутягин А.А.<sup>1</sup>, Дерягин В.В.<sup>1</sup>, Удачин В.Н.<sup>2</sup>, Корман Г.Г.<sup>1</sup></i> СОДЕРЖАНИЕ И РАСПРЕДЕЛЕНИЕ <sup>90</sup> Sr, <sup>137</sup> Cs И МИКРОЭЛЕМЕНТОВ В ПОЧВЕ СУПЕРАКВАЛЬНЫХ ПОЗИЦИЙ ВОДОСБОРОВ НЕКОТОРЫХ ОЗЕРНЫХ ЭКОСИСТЕМ ВУРСА.....	78
<i>Терещенко Н.Н.</i> БИОАККУМУЛЯЦИЯ РАДИОИЗОТОПОВ И ЕЁ РОЛЬ В ФОРМИРОВАНИИ ДОЗОВЫХ НАГРУЗОК ГИДРОБИОНТОВ ОТ <sup>239,240</sup> Pu В ПОСТЧЕРНОБЫЛЬСКИЙ ПЕРИОД....	82
<i>Чуйко Г.М.<sup>1</sup>, Законнов В.В.<sup>1</sup>, Бродский Е.С.<sup>2</sup>, Шелепчиков А.А.<sup>2</sup>, Фешин Д.Б.<sup>2</sup></i> ПРОСТРАНСТВЕННОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ И КАЧЕСТВЕННЫЙ СОСТАВ ПОЛИХЛОРИРОВАННЫХ БИФЕНИЛОВ (ПХБ) И ХЛОРООРГАНИЧЕСКИХ ПЕСТИЦИДОВ (ХОП) В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ И РЫБЕ ИЗ РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА.....	86

<b>Эйрих А.Н., Серых Т.Г., СОДЕРЖАНИЕ И ОСОБЕННОСТИ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ МИКРОЭЛЕМЕНТОВ В ГИДРОБИОНТАХ РЕЧНОЙ ЭКОСИСТЕМЫ ОБЬ.....</b>	<b>90</b>
--	-----------

## **ЛЕКЦИИ**

<b>Левич А.П., Забурдаева Е.А., Булгаков Н.Г., Максимов В.Н., Мамихин С.В. ЛАБОРАТОРНЫЕ МЕТОДЫ ОПРЕДЕЛЕНИЯ ПДК СЛЕДУЕТ ДОПОЛНИТЬ МЕТОДАМИ УСТАНОВЛЕНИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКИ ДОПУСТИМЫХ НОРМАТИВОВ ВРЕДНЫХ ВОЗДЕЙСТВИЙ ПО ДАННЫМ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА.....</b>	<b>92</b>
<b>Михайлова Л.В. К ВОПРОСУ О РЕГИОНАЛЬНОМ НОРМИРОВАНИИ И РЕГУЛИРОВАНИИ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ НА ВОДОЕМЫ.....</b>	<b>107</b>
<b>Михайлова Л.В. ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНОЕ МОДЕЛИРОВАНИЕ НЕФТЯНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ</b>	<b>112</b>
<b>Моисеенко Т. И. ВОДНАЯ ЭКОТОКСИКОЛОГИЯ В ТЕОРИИ И ПРАКТИКЕ.....</b>	<b>127</b>
<b>Терехова В.А. АНАЛИЗ БИОИНДИКАЦИОННОГО ПОТЕНЦИАЛА РАЗНЫХ ГРУПП ВОДНОЙ МИКОБИОТЫ.....</b>	<b>136</b>
<b>Филенко О.Ф. НОРМИРОВАНИЕ ЗАГРЯЗНЕНИЯ И БИОТЕСТИРОВАНИЕ ВОД: ЧТО ДАЛЬШЕ?.....</b>	<b>148</b>
<b>ПРИБОРЫ ФИРМЫ «PERKIN ELMER» ДЛЯ АНАЛИЗА ВОДЫ .....</b>	<b>157</b>

<b>СОДЕРЖАНИЕ</b>	<b>159</b>
-------------------	------------