

## ОЦЕНКА КАЧЕСТВА ВОД И «ЗДОРОВЬЯ» ЭКОСИСТЕМ С ПОЗИЦИЙ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ПАРАДИГМЫ\*

© 2017 г. Т.И. Моисеенко

ФГБУН «Институт геохимии и аналитической химии им. В.И. Вернадского Российской академии наук» (ГЕОХИ РАН), Москва, Россия

**Ключевые слова:** оценка качества вод, биотестирование, биоиндикация, диагностика «здоровья» экосистем, организм рыб, доза воздействия, доза-эффектные зависимости.



Т.И. Моисеенко

Обоснован методологический подход оценки качества вод и «здоровья» экосистемы с позиций экологической парадигмы. Представлен критический анализ существующих методов оценки качества вод. Показано, что биологические критерии диагностики состояния экосистем (in-situ), основанные на изучении закономерностей изменчивости уровней организации водных организмов и сообществ, адекватно отражают качество вод и состояние «здоровья» экосистем.

Приведены новые методические решения по «сжатию» гидрохимической информации к единому показателю дозы воздействия и обоснованию информативных биологических критериев оценки качества вод. Представлены результаты практической апробации разработанных автором методов для ряда водных объектов России, в основе которых лежит выявление причинно-следственных связей, которые устанавливаются на основе построения доза-эффектных зависимостей между интегральным показателем химического состава вод и показателями физиологического статуса рыб.

Поверхностные воды суши являются компонентом природы, сознательные преобразования или попутные изменения которых в результате человеческой деятельности наиболее существенны. Антропогенный фактор в формировании химического состава вод становится по значимости в одном ряду с природными геохимическими и биологическими процессами. Преобразование водосборов, трансграничные потоки, атмосферные выпадения, индустриальные и хозяйственные прямые сбросы, неорганизованные стоки с селитебных территорий приводят к изменению геохимических циклов элементов в системе водосбор – водоем, появлению ток-

\* Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ–ОФИ, грант № 15-29-06948

сичных компонентов в водной среде, эвтрофированию, закислению, что, в конечном итоге, ухудшает качество вод. В настоящее время сложно найти водные объекты, не подверженные тем или иным антропогенным изменениям. Между тем, высокое качество вод является необходимым условием сохранения здоровья населения, биоразнообразия, эстетического и рекреационного потенциала природы.

В силу высокой научной и практической значимости проблема оценки качества вод привлекает большое количество исследователей. Предлагается ряд классификационных схем, позволяющих с определенной долей условности по физико-химическим или гидробиологическим показателям отнести водный объект к определенному классу качества вод [1–3]. Не ново мнение, что система ограничений поступления загрязняющих веществ, основанная на данных о предельно допустимых концентрациях (ПДК) вредных веществ в воде, несовершенна, не дает адекватной оценки качества вод и не охраняет в полной мере водные экосистемы от деградации [4]. Поэтому, справедливо критикуя систему ПДК, специалисты гидрохимического профиля предлагают оценивать качество вод и нормировать загрязнение по средним фоновым значениям показателей химического состава вод (в т. ч. и компоненты загрязнения) плюс одно или два квадратичных отклонения. Уместен вопрос – что будут означать эти отклонения для живых систем? В свою очередь, специалисты биологического профиля предлагают учитывать показатели нарушения состояния индивидуумов, популяций и сообществ. При этом не ясно, в каких условиях (т. е. при каких показателях химического состава вод) произошли регистрируемые изменения в биологических системах?

В определении «качество вод» [5] заложена эпитетная характеристика вод, выражающаяся в экспертных оценках – чистая, загрязненная, сильно загрязненная; удовлетворительная или неудовлетворительная и т. д. Поскольку вода – это жизненно необходимый ресурс для всех живых организмов, включая человека, и среда обитания для водных организмов, ее качество может быть оценено только по отношению к живым системам. Водные организмы более зависимы от свойств вод в силу высокого уровня метаболизма в водных экосистемах по сравнению с таковыми в наземных. Для них вода является средой обитания, которая характеризуется определенными условиями. Условие, по определению Ю. Одума [6], изменяющийся во времени и пространстве абиотический фактор среды, на который организм реагирует в зависимости от его силы. Необходимые условия для существования и размножения организмов, населяющих различные водоемы, могут существенно отличаться. В начале 1970-х годов было предложено хорошим считать такое качество вод, при котором эффективность размножения вод-

ных организмов наиболее высокая [7]. Однако следует обратить внимание, что патофизиологические нарушения в живых организмах появляются раньше, чем снижается их способность к воспроизводству.

Если абстрагироваться от субъективных требований к качеству вод отдельных водопотребителей, то более универсальным определением будет характеристика с позиций экологической парадигмы: качество вод – это свойства вод, сформированные в процессе химических, физических и биологических процессов как в водоеме, так и на водосборе. Благоприятное качество вод в конкретном водоеме в том случае, если отвечает требованиям сохранения здоровья организма и воспроизводства наиболее чувствительных видов, адаптированных в процессе эволюционного развития к существованию в условиях этого водоема.

Исходя из предложенного понятия качества вод, очевидно, что в основе методов его оценки (в экспериментальных или природных условиях) лежит изучение влияния свойств вод на водные экосистемы и их структурные элементы – отдельные организмы, популяции или сообщества. Принимается, что если свойства вод отвечают требованиям существования и воспроизводства наиболее чувствительных водных организмов, то качество вод (за исключением частных случаев) можно считать соответствующим требованиям и для сохранения здоровья человека.

## АНАЛИЗ СУЩЕСТВУЮЩИХ МЕТОДОВ ОЦЕНКИ КАЧЕСТВА ВОД

### Система ПДК

В государственных докладах о состоянии окружающей среды загрязнение водного объекта оценивается на основе установления кратности превышения измеренных концентраций отдельных элементов и веществ к их ПДК или числа случаев с превышением ПДК [8]. При этом не всегда ясно, сколько веществ и элементов было измерено в каждом конкретном случае, на фоне каких природных условий и в какой комбинации они оказывают вредное воздействие на биологические системы. И тем более не ясно – насколько эти превышения опасны для живых организмов и жизнедеятельности человека?

Устанавливаются ПДК на основе экспериментальных работ с тест-организмами. Пороговое значение, вызывающее видимые отклонения от нормы у наиболее чувствительной группы организмов, принимается как ПДК<sub>рх</sub> опасного вещества [9, 10]. ПДК достаточно условны и существенно различаются в различных странах, несмотря на унифицированные методы их установления. Например, в России [11], по сравнению с другими странами (Канада, США, страны ЕС) [12–14], неоправданно низкие значения для Cu, V, Mn и др., тогда как нормативы для Cd, As, Pb и Al завышены. В последние годы внимание мировой научной общественности концентриру-

ется на таких опасных элементах, как Hg, Pb и Cd в связи с возрастающим глобальным повышением их содержания в окружающей среде. Если нормативы по Hg в России сопоставимы с западными странами, то по Pb и Cd они значительно более жесткие в Европе и Америке, чем в России. Не совпадают ПДК и по ряду токсичных органических соединений. Рассмотрим другой пример: ПДК<sub>рх</sub> по Ni – в России его значение 10 мкг/л, тогда как в Канаде 25 мкг/л [12]. Значения данного норматива в Канаде можно объяснить не иначе как влиянием политических решений, которые благоприятствуют деятельности медно-никелевых производств в Садбери. Следует отметить, что аналогичные производства на Кольском Севере России загрязняют никелем поверхностные воды в концентрациях 20–30 мкг/л в радиусе 30 км от плавильни, несмотря на установленные в России более жесткие нормативы для этого элемента [15].

ПДК не учитывают природные условия водного объекта. Известно, что токсичные свойства элементов зависят не только от их концентрации в воде, но и от формы их нахождения, содержания кальция в воде, гумусовых кислот, pH, температуры, комбинаций с другими металлами [15–18]. Поэтому содержание металлов в воде в ряде стран нормируется в зависимости от концентрации кальция. Например, при уровне CaCO<sub>3</sub> в водах до 60 мг/л допускается содержание наиболее опасных металлов – Cd 0,2; Cu – 2,0; Pb 1,0 мкг/л; при более высоком уровне – эти значения повышаются. При нормировании содержания Al в водах, например, в Канаде учитывается показатель pH вод: при его значении < 6,5 допускается содержание Al = 5 мкг/л, а при pH > 6,5 – 100 мкг/л [12]. На всей гумидной территории России встречаются антропогенно закисленные озера, в которых отмечены высокие содержания Al и других элементов [19]. В редакции «Перечня рыбохозяйственных нормативов предельно допустимых концентраций...» [11] ПДК по Al были ужесточены. Растворенное органическое вещество (РОВ) вод способно инактивировать поступающие в водоем металлы путем их связывания с лигандами amino-, фульво- и гуминовых кислот, что снижает их токсичность и биодоступность для гидробионтов [20, 21]. Однако это правило не может быть распространено на все элементы: например, метилирование Hg значительно увеличивает ее биодоступность. ПДК не учитывают взаимодействие между элементами при комплексном загрязнении вод, в условиях которого токсичные свойства ряда элементов могут взаимно усиливаться или нивелироваться. Так, комбинация Zn, Cu и Cr для рыб во много раз токсичнее, чем каждый элемент в отдельности [22]. Есть данные, что присутствие Mn снижает токсичность таких элементов как Cu и Al, т. е. проявляет антагонистические свойства [23].

Особенно следует остановиться на неоправданно жестком нормативе ПДК для меди в России. Известный в мире порог токсичного действия  $Cu$  на водные организмы составляет 1,5 мкг/л [24], т. е. выше принятых в России нормативов. Столь жесткая ПДК для  $Cu$  (1 мкг/л), установленная по данным экспериментальных работ в аквариумах, была обусловлена, очевидно, токсичностью ее ионной формы. По данным [25], концентрация свободных ионов  $Cu$  в природных водах менее 10 % от валового содержания, поскольку для большей части поверхностных вод России характерно достаточно высокое содержание в них гумусовых кислот, способных связывать и инактивировать металл. В Канаде, при низком содержании кальция в воде норматив по  $Cu$  составляет 2 мкг/л, при высоком – 4 мкг/л. Из этого можно сделать заключение, что распространять утвержденное значение ПДК по  $Cu$  на все регионы и типы вод неправомерно.

Приведенный анализ показывает значимость учета специфических физико-химических характеристик природных вод при нормировании содержания загрязняющих веществ. В России, на большой территории от Арктики до аридной зоны, для всех типов вод используются одни и те же значения ПДК. Поэтому система ограничений загрязнения водоемов, основывающаяся на ПДК, не дает научной основы для объективной оценки качества вод и экологического состояния водоема.

### **Биотестирование**

Биотестирование направлено на оценку потенциальной опасности поступающих в водоем загрязняющих веществ (конкретных стоков, загрязненных вод) по данным экспериментальных лабораторных определений (*ex situ*). Этот метод позволяет выявить летальные и сублетальные концентрации потенциальных загрязняющих веществ, а также сточных вод производств или загрязненных вод из водоемов для живых организмов (тест-объектов) в лабораторных условиях.

Экспериментально устанавливаются концентрации веществ, которые вызывают наиболее значимые и легко определяемые нарушения у водных организмов – смертность, выживаемость, физиологические или патологические нарушения. В качестве биотестов используются организмы различных систематических групп (бактерии, водоросли, беспозвоночные, рыбы) [26, 27]. Основная масса токсикологических исследований выполняется на уровне организмов.

К достоинствам биотестирования можно отнести сравнительно быстрое получение информации о токсичности отдельных веществ или сточных вод различных производств. Данные о пороговых значениях веществ позволяют дать сопоставительную оценку их токсичных свойств. Однако не ясно насколько правомочен перенос полученных результатов в лабора-

торных экспериментах на природные объекты. Поведение загрязняющих веществ в естественных водных объектах и их токсичные свойства могут значительно отличаться от их действия на живые организмы в аквариумах, могут проявляться комбинированные как синергетические, так и антагонистические эффекты. В лабораторных условиях сложно определить поступление ядов по пищевым цепям и их кумулятивные эффекты. При этом, используемые в эксперименте отдельные организмы имеют мало общего с природными популяциями и сообществами.

### **Биоиндикация**

Биоиндикация направлена на оценку качества вод по показателям состояния сообществ или индикаторных видов в водном объекте (*in situ*). Этот метод позволяет дать оценку качества вод природных водоемов (или зоны загрязнения) по состоянию индикаторных видов или сообществ организмов, он широко применяется в системе государственной службы по гидрометеорологии и контролю окружающей среды [4, 28]. Гидробиологический мониторинг пресноводных экосистем предусматривает наблюдения за состоянием основных подсистем: микрофлоры, перифитона, фитопланктона, макрофитов, зоопланктона, зообентоса. Каждая группа организмов как биологический индикатор имеет свои преимущества и недостатки, которые определяют границы ее использования при решении тех или иных задач. Экспертная характеристика качества вод и экологического состояния водного объекта основывается на общей сумме всех признаков, включая структурные (видовой состав, численность, биоразнообразие, соотношение видов различной экологической валентности, характеристики их сапробности) и функциональные характеристики водных сообществ (показатели продукции, деструкции и др.). В соответствии с состоянием водных сообществ дается градация оценки качества вод – чистая, слабо загрязненная, умеренно загрязненная и грязная [4].

Однако количественные методы оценки состояния экосистем в гидробиологическом анализе не получили должного распространения в силу ряда причин. Индексы и показатели, в основе которых лежит учет видового состава населения, часто субъективны, зависят от однородности биотопа, сезона года. К тому же, популяции различных видов отличаются по степени своей полифункциональности. Затруднено их использование в случае комбинированного токсичного загрязнения и эвтрофирования: число одних сообществ может увеличиваться, других – уменьшаться. Поэтому, в конечном итоге, даются сравнительные системы оценки, выраженные в классах, баллах, очках, индексах, которые занимают промежуточное положение между количественными и качественными показателями и зависят от квалификации экспертов.



### Оценка качества вод с позиций концепции «здоровья» экосистемы

Понятие «ecosystem health» в последние годы достаточно активно используется в научной литературе при интегральных оценках последствий загрязнения окружающей среды [29–31]. Принимается, что симптомы физиологических изменений и патологических состояний организмов, функциональных и структурных нарушений состояния популяций и сообществ отражают неблагоприятное «здоровье» экосистемы, следовательно, неблагоприятное качество вод.

В приложении к водам суши методология оценки качества вод и нормирования антропогенных воздействий основывается на трех основных позициях.

1. Обоснование информативных биологических критериев «здоровья» экосистемы, отражающих негативные эффекты загрязнения вод в численных значениях.

2. Сжатие многоплановой гидрохимической информации к единому показателю состояния абиотической среды, адекватно отражающему дозу воздействия.

3. Определение доза-эффектных зависимостей и критических уровней загрязнения вод.

Степень точности определения интегральной дозы и информативность критериев диагностики «здоровья» экосистемы определяется разработанностью сложных в теоретическом плане задач в области наук о Земле и жизни: закономерностей миграции, трансформации, седиментации и поведения антропогенно привнесенных элементов, их взаимодействия с природными факторами; антропогенной изменчивости экосистем, устойчивостью и пределами адаптации, «нормой и патологией» или пограничными состояниями биологических систем и т. д.

В отличие от привычных методов биоиндикации, согласно которым качество вод экспертно оценивается в баллах по сумме признаков нарушений в подсистемах, в рамках данной концепции вскрываются причинно-следственные связи. На основе рассчитанных доза-эффектных зависимостей можно ответить на наиболее значимый в практическом плане вопрос – насколько сформированные под влиянием загрязнения новые свойства вод опасны для водного населения и насколько необходимо снизить уровень загрязнения, чтобы качество вод соответствовало благоприятным условиям существования и размножения водных обитателей.

Следует отметить, что по мере развития науки и аналитической техники наши знания о поведении и опасности загрязняющих веществ в окружающей среде будут расширяться, представления о законах антропогенных преобразований экосистем совершенствоваться. Предложенная методоло-

гия достаточно универсальна, в ее рамках могут быть найдены различные методические решения по установлению интегрированных показателей свойств абиотической среды и критериев оценки состояния биологических систем в условиях антропогенного стресса. Кратко изложим предлагаемые методические решения указанных задач.

### КЛЮЧЕВЫЕ АСПЕКТЫ ОБОСНОВАНИЯ БИОЛОГИЧЕСКИХ КРИТЕРИЕВ ДИАГНОСТИКИ

Без глубокого изучения ответных реакций живых систем на антропогенный стресс невозможно обосновать систему критериев оценки состояния окружающей среды, в данном случае – качества вод. В научной литературе [29–31] предлагаются различные критерии, которые можно систематизировать по уровням биологической организации:

- изменения на молекулярно-клеточном уровне: характеризуются нарушения структуры клеток и биохимических процессов;
- индивидуальные патологии: регистрируются морфологические и физиологические нарушения организмов;
- перестройки в популяциях: анализируются устойчивость и способность поддержания численности популяций основных видов;
- реорганизация сообществ: характеризуются структура и функционирование, взаимодействие между элементами экосистем.

На основе анализа литературных данных и результатов собственных исследований [6, 15, 28, 32–36] показаны закономерности каскадной изменчивости уровней организации водных экосистем на антропогенный стресс и те показатели состояния организмов, популяций и сообществ, которые логично следуют из понятых закономерностей. Отметим следующие значимые моменты, которые необходимо учитывать при обосновании критериев диагностики состояния экосистем и их структурных элементов.

Не существует единого универсального критерия по отношению к оценке всех антропогенных воздействий. Например, для оценки эвтрофирования водоемов наиболее ясную картину формирует изменение фитопланктонного сообщества, закисления вод – зообентосного, токсичного загрязнения – организм рыб. Поэтому необходима мультивариантная система критериев, позволяющая гибко ее применять при оценках экологического состояния природных систем.

Критерии оценки состояния организма (по биохимическим, физиологическим, клиническим, патолого-морфологическим симптомам заболеваемости) имеют значение для оценки эффектов загрязнения вод на современный отрезок времени на уровне популяций (изменение скорости роста, сроков созревания, продолжительности жизни, плодовитости и др.)



и сообществ (изменения продуктивности, биоразнообразия, трофической структуры и др.) и могут рассматриваться для интегральной оценки последствий пролонгированного влияния слабых доз загрязнения, неудовлетворительного качества вод.

Ответные реакции живых систем не являются всегда прямыми и могут проявляться с участием обратных связей. Большое влияние оказывают вторичные эффекты загрязнения вод, а также последствия изменения всей трофической структуры экосистемы.

Выделить норму и патологию на более низких уровнях организации живого, в данном случае в организме рыб, легче. На более высоких уровнях иерархической организации экосистем (популяции, сообщества) сложнее определить пограничные состояния. 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 протекающие в системе процессы.

### **Критерий заболеваемости рыб**

Многочисленные публикации свидетельствуют об успешности использования рыб как индикаторов нарушений «здоровья» экосистемы при токсичном загрязнении вод [27, 29, 32, 35–37]. Рыбы занимают верхний уровень в трофической системе водоемов. Патологические изменения в их организмах позволяют определить степень токсичности водной среды, оценить кумулятивные эффекты, а также сформировать представление о потенциальной опасности и для человека группы веществ, поступающих в водоем. Изменения физиологических показателей рыб регистрируются численными значениями, которые возможно использовать при построении доза-эффектных зависимостей. Поэтому в ряде крупных международных проектов (MOLAR, LIMPACs, AMAP, ICP-Water и др.) в оценках экологических последствий загрязнения вод предпочтение отдается исследованию рыб на уровне организма.

Для диагностики «здоровья» экосистемы важны системные исследования, которые сочетают возможность получения массового материала и установления точного диагноза. Методические решения были заимствованы из медицинской науки. Обосновано два взаимосвязанных уровня обследования индивидуумов: 1) макроуровень – предварительный диагноз заболевания рыб устанавливается на основе данных массового визуального изучения клинических симптомов интоксикации и результатов патологоанатомического вскрытия; 2) микроуровень – окончательный диагноз устанавливается на основе гематологических, гистологических, биохимических, инструментальных методов. Последние не могут быть массовыми в силу своей трудоемкости. Метод гематологического анализа используется

для выявления токсикозов рыб на ранних стадиях, поскольку кровеносная система является чутким индикатором воздействия на организм неблагоприятных факторов. Метод гистологического анализа важен для выявления нарушений клеточной структуры органов и тканей, установления точного диагноза заболевания рыб. Биохимические методы достаточно сложны для их широкого использования, поскольку требуют высокой квалификации экспертов и сложного оборудования. Однако они значимы в тех случаях, когда необходимо выявить механизмы, ответственные за развитие тех или иных дегенеративных процессов в организме.

Следует отметить, что даже детальнейшая информация о состоянии отдельной особи не может дать адекватной оценки качества водной среды в водоеме или зоне загрязнения. При обосновании численных значений оценки «здоровья» экосистемы водоема (или его участка) неизбежна характеристика промежуточного уровня – уровня локального стада (совокупности организмов), обитающего в конкретных условиях загрязнения вод.

В качестве критериев оценки может использоваться процент рыб с теми или иными заболеваниями, например, с признаками цирроза, липоидной дегенерации печени, токсической нефропатии, сколиоза, анемии (снижении концентрации гемоглобина до и более границы нормы), нефрокальцидоза. Эти заболевания наиболее часто встречаются у рыб в загрязненных водоемах России [38]. Важным аспектом диагностики здоровья особей в зоне загрязнения является определение степени поражения организмов. Для примера, в очагах загрязнения до 70 % особей может быть в состоянии, близком к летальному порогу, при невысокой токсичной нагрузке – аналогичный процент, но нарушения в организме рыб могут быть незначительными и не угрожать их жизнедеятельности. Поэтому предложено выделять здоровые особи и три стадии заболеваемости, которые в практике мониторинга при небольших навыках легко диагностировать. Общее состояние заболеваемости рыб ( $Z$ ) в конкретной зоне загрязнения может быть определено, как выражение:

$$Z = (N_1 + 2N_2 + 3N_3) / N_{tot}, \quad (1)$$

где  $Z$  – индекс заболеваемости рыб ( $0 \leq Z \leq 3$ );

$N_1, N_2, N_3$  – количество рыб на 1, 2 и 3 стадиях заболеваемости;

$N_{tot}$  – общее количество исследованных рыб в локальной зоне загрязнения.

Если в водоеме все рыбы не имеют признаков интоксикации, то  $Z$  будет равен 0. Этот показатель будет повышаться как при увеличении числа больных, так и степени тяжести заболевания, информативно диагностируя «здоровье» экосистемы и давая представление о качестве вод.

### Методы определения дозы воздействий

Современный период характеризуется многофакторным загрязнением, практически не встречаются водные объекты, загрязненные каким-либо одним веществом. Поэтому необходим методический прием «сжатия» разноплановой гидрохимической информации к единому численному значению дозы воздействия на живые системы. Достаточно сложно учесть все прямые и опосредованные воздействия, взаимодействия техногенно внесенных веществ в водной среде, которые формируют опасные свойства вод. Как правило, токсичное загрязнение вод носит комплексный характер, сопровождается эвтрофированием, изменением солевого режима. Закислению вод сопутствует выщелачивание токсичных элементов веществ, опасность которых для гидробионтов при низких рН повышается. Рассмотрим несколько разработанных методов определения интегрального индекса (И) загрязнения вод.

1. *Водоём загрязнен комплексом веществ с единым токсикологическим показателем вредности.* В этом случае наиболее простым решением будет суммирование нормированных к ПДК измеренных концентраций токсичных веществ в воде:

$$I_{\text{токс-1}} = \sum(C_i / \text{ПДК}_i). \quad (2)$$

Следует отметить, что, несмотря на критику значимости абсолютных значений ПДК, они дают представление об относительной опасности различных веществ и это позволяет нормировать элементы по степени опасности для живых систем. Согласно правилам [5], данный показатель не должен превышать единицы. Важным условием при оценке индекса токсичности является измерение всех органических и неорганических компонентов с единым показателем токсичности вод, т. е. учет всех элементов токсичного загрязнения. Если мы вернемся к обсуждению ИЗВ (см. выше), то выборочный перечень каких-либо ингредиентов, да еще с разными лимитирующими показателями вредности, недопустим. Однако более корректно будет суммирование превышений концентраций к их пороговым значениям влияния на водные организмы, известным в научной литературе [24, 39]:

$$I_{\text{токс-2}} = \sum(C_i / C_{\text{порог.i}}). \quad (3)$$

К сожалению, пороговое действие веществ в естественных условиях (в отличие от экспериментальных данных) мало исследовано. Принимается, что комплекс токсичных веществ оказывает аддитивное действие, возможно вводить коэффициенты на явления синергизма или антагонизма, если таковые данные имеются.

2. Водоем загрязнен большой группой металлов, которые привносятся за счет сброса сточных вод, аэротехногенного прямого выпадения на водосборы и опосредованного выщелачивания кислотными осадками из окружающих пород. Как выше упоминалось, токсичность многих металлов определяется их ионной формой. Необходимо рассчитать вероятное соотношение лабильной и связанной с органическими лигандами (нелабильной) форм в водном объекте. На основе детальных натуральных исследований комплексообразующей способности вод [21, 25] были получены количественные данные о способности природного растворенного органического вещества (РОВ) инактивировать ионы различных металлов с учетом их конкурентного ряда связывания органическими лигандами:

$$\Sigma C_{\text{нелаб}}, \text{ мкэкв/л} = 0,059 * \text{РОВ}^{2,5}, \text{ мг/л.} \quad (4)$$

На основе знания общего содержания спектра элементов, комплексообразующей способности вод (КСВ) по содержанию органического вещества и конкурентного ряда металлов за органические лиганды можно рассчитать содержание ионных форм металлов, а далее по их токсикологическим свойствам рассчитать интегральный показатель, создаваемый загрязнением вод металлами. Например, для вод Кольского Севера был получен следующий ряд металлов по их преимущественному связыванию с органическим веществом природных вод:

$$\text{Fe (95 \%)} > \text{Cu (65 \%)} > \text{Al (30 \%)} > \text{Zn (15 \%)} > \text{Mo (10 \%)} > \text{Ni} > \text{Cd} > \text{Sr} = \text{Mn.}$$

Первым шагом определяется количество металла, связанного с органическими лигандами по уравнению (1). Первым в ряду будет связано Fe. Комплексообразующая способность вод уменьшается на количество связанных ионов ( $\text{КСВ}_{\Sigma-i} = \text{КСВ}_{\Sigma} - M_{\text{компл.}i}$ ) и далее рассматривается следующий элемент, например Cu. Если КСВ высокая и все следующие элементы в ряду связаны, то они не учитываются как токсичные. Но если КСВ не высокая и ее возможности исчерпаны, например, остаточного значения достаточно только чтобы связать 30 % Cu, то оставшаяся концентрация этого элемента (70 %) и все последующие элементы рассматриваются как ионные токсичные.

Поскольку элементы имеют различные токсикологические свойства, о которых с определенной долей условности можно судить по значениям ПДК, то далее определяется индекс токсичности ( $I_{\text{токс-3}}$ ) для элементов, которые находятся в виде ионных токсичных форм. Приведенные к единому знаменателю по токсикологическим свойствам элементы суммируются:

$$I_{\text{токс-3}} = \Sigma (C_{\text{Ni ион}} / \text{ПДК}_{\text{Ni}} + C_{\text{Cu ион}} / \text{ПДК}_{\text{Cu}} + C_{\text{Cd ион}} / \text{ПДК}_{\text{Cd}} + \dots). \quad (5)$$

Полученные в натуральных условиях коэффициенты легли в основу компьютерной программы расчета интегральной дозы воздействия полиметаллического загрязнения в пределах Кольского Севера, более детально методика изложена в работах [21, 25]. Принималось, что токсичные свойства вод обусловлены ионами комплекса металлов, поэтому они нормировались по токсичным свойствам на основе ПДК. Этот метод позволил оценить значительные различия токсичных свойств вод антропогенно закисленных озер, в которых металлы присутствуют в ионной форме, и природно подкисленных, где металлы инактивированы гумусовыми кислотами [21].

3. *Водоем загрязнен комплексом токсичных веществ и эвтрофируется, изменяются основные физико-химические характеристики вод – мутность, рН, солевой состав.* При развитии нескольких процессов различной экологической значимости, определение суммарного индекса загрязнения вод требует более сложных решений. Эвтрофирование вод, с одной стороны, способствует инактивации металлов в период вегетации за счет их биопоглощения водорослями и связывания органическими метаболитами, с другой – активирует высвобождение металлов из донных отложений в аноксичных условиях.

Эвтрофирование вод ( $I_{\text{эвт}}$ ) можно оценивать по степени превышения содержания общего фосфора над фоновыми значениями ( $C_{\text{фос}}$ ) с учетом трофического статуса зоны (водоема). Фоновые значения могут быть определены на основе исторических данных или незагрязненных участков водной системы (если водоем крупный), по данным среднерегionalных характеристик. В данном случае, его установление будет зависеть от квалификации эксперта. Если зона загрязнения соответствует мезотрофному состоянию, значения увеличиваются вдвое, если эвтрофному – втрое, как степень экологической опасности:

$$I_{\text{эвт}} = (C_{\text{фос}} / C_{\text{фон (фос)}} - 1) \times 2 \text{ (или 3)}. \quad (6)$$

Аналогично можно оценить изменения других физико-химических показателей вод (солевого состава, мутности и др.), которые в наибольшей степени изменяют условия обитания водных организмов:

$$I_{\text{ф-х}} = \sum (C_i / C_{\text{фон, max } i} - 1). \quad (7)$$

Общий интегральный показатель загрязнения вод ( $I_{\text{интегр}}$ ) может быть определен сложением частных производных:

$$I_{\text{интегр}} = I_{\text{токс}} + I_{\text{эвт}} + I_{\text{ф-х}}. \quad (8)$$

Несмотря на некоторую упрощенность метода определения показателя интегральной дозы многофакторного загрязнения и ряд допущений при

его вычислении, этот показатель достаточно адекватно отражает опасные свойства вод, «настроен» таким образом, что в абсолютно чистых озерах  $I_{\text{интегр}}$  будет иметь нулевое значение и повышаться при любом виде загрязнения вод. Эта методика позволяет также выделить ведущий фактор в формировании дозы воздействия с учетом его экологической опасности.

### РЕЗУЛЬТАТЫ АПРОБАЦИИ МЕТОДИЧЕСКИХ РЕШЕНИЙ (ОТ ТЕОРИИ К ПРАКТИКЕ)

Работоспособность методических решений апробирована на водных объектах, расположенных в различных природно-климатических зонах: водохранилищах Волжского бассейна, озерах субарктики (Кольский п-ов) и водохранилищах в субтропиках (Тайвань). Не углубляясь в изложение результатов рутинных исследований, которые детально изложены в цикле публикаций [15, 19, 21, 25, 35, 40–43], приведем в данной статье их заключительный этап – оценку качества вод в рамках изложенной концепции «здоровья экосистемы».

Загрязнение Волжского бассейна из-за его географического положения в экономически развитом регионе России осуществляется в огромных масштабах. Рядом исследований доказано загрязнение вод и накопление в донных отложениях тяжелых металлов, нефтепродуктов, полициклических ароматических углеводородов, бифенилов, диоксинов и других химических соединений, особенно – в местах сброса промышленных сточных вод [41]. Следует отметить, что в последние годы вследствие общего экономического кризиса в стране и падения уровня производства снизилось поступление в Волгу загрязняющих веществ.

Комплексные экотоксикологические исследования были проведены в период 2000–2002 гг. (август–сентябрь) на 13 крупных участках в пределах Волжского бассейна – на Ивановском, Горьковском, Куйбышевском водохранилищах, а также в нижнем течении и дельте Волги [42]. Исследования были сфокусированы на выявлении в воде максимально большего спектра веществ, имеющих токсикологические свойства для живых организмов. Среди веществ органической природы впервые выявлен высокий уровень загрязнения вод эфирами фталевых кислот и производных диоксана; среди элементов неорганической природы – V, Cu и Mn. Установлено, что на участках Верхней Волги превалирует загрязнение вод металлами, на Средней и Нижней Волге – органическими ксенобиотиками. Наиболее сильно загрязнены воды Горьковского водохранилища и участков Нижней Волги. Интегральный показатель нормированных к ПДК токсичных веществ был рассчитан по наиболее упрощенной схеме (2).

Синхронные исследования состояния рыб по вышеприведенной схеме выявили морфофункциональные нарушения и патологические изменения



органов и тканей у рыб, свидетельствующие об интоксикации их организма. Наибольшая частота встречаемости патологий отмечена в Горьковском водохранилище и на участках Нижней Волги (ниже г. Астрахани), что согласовалось с более высоким уровнем загрязнения вод этих акваторий. Следует отметить, что в той или иной степени признаки интоксикации характеризовали всех обследованных особей в бассейне Волги, но далеко не у всех рыб они имели столь яркое проявление, которое может приводить к летальному исходу. Были рассчитаны доза-эффектные зависимости, в которых использованы следующие биологические критерии: % рыб на 2 и 3 стадиях заболеваемости и интегральный показатель заболеваемости  $Z$ .

В исследовании доказано, что заболеваемость рыб в водохранилищах Волжского бассейна связана преимущественно с токсичным загрязнением вод. Поскольку обследовались участки за пределами влияния каких-либо прямых стоков, полученные данные свидетельствуют о хроническом неудовлетворительном состоянии «здоровья» континуума экосистем в масштабах всего бассейна и, соответственно, неблагоприятном качестве вод.

Следует отметить, что результаты проведенных синхронных исследований являются пионерными для Волжского бассейна, не охватывают многие важные участки водохранилищ, поэтому скорее относятся к скрининг-анализу экотоксикологической ситуации, но они убедительны для обоснования информативности методических решений и необходимости более масштабных исследований в данном направлении. Поэтому в 2016 г. эти исследования были вновь проведены, их результаты обрабатываются.

Озера Кольского Севера подвержены аэротехногенному загрязнению от медно-никелевых плавил концерна «Никель» кислотообразующими веществами и тяжелыми металлами. Комплексно было обследовано 37 озер по градиенту загрязнения. Интегральную дозу рассчитывали по предложенной выше модели 3,  $I_{\text{токс-3}}$ , позволяющей учесть наиболее токсичную ионную форму тяжелых металлов, появлению которой способствует антропогенное закисление вод и выщелачивание элементов. На основе данных по содержанию металлов в воде 460 озер Кольского Севера был рассчитан  $I_{\text{токс-3}}$  [25].

Исходя из значений критического уровня  $I_{\text{токс-3}}$ , можно заключить, что почти на трети территории Кольского Севера его значения превышены, создается риск заболеваемости рыб и, возможно, человека вследствие образования техногенных геохимических аномалий. Вокруг металлургических комплексов высокие значения  $I_{\text{токс-3}}$  обуславливаются аэротехногенным загрязнением водосборов от производств медно-никелевой индустрии, где вклад Ni и Cu в формирование дозы воздействия определяющий. В отдаленных от промышленных центров восточных районах – за счет

опосредованного выщелачивания металлов кислыми осадками. Здесь критические уровни обусловлены, прежде всего, ионными формами Al, Sr, Zn и др. подвижных металлов, что подтверждается отрицательной корреляцией между значениями  $I_{\text{токс-3}}$  и pH ( $r = -0,64, n = 250$ ).

Загрязнение природных вод металлами вызывает специфические заболевания у живых организмов в природных условиях. Сопутствующее закисление вод приводит к повышению содержания металлов в водной среде и их более сильному токсичному воздействию на организмы. Для антропогенно закисленных озер нормативы качества вод должны быть значительно более жесткие и ориентированы на концентрации металлов в воде в ионной форме с учетом значений pH и концентрации кальция.

Озеро Имандра, самый крупный водоем Кольского Севера, много лет загрязняется стоками медно-никелевого и горно-обогатительного производства, Кольской АЭС, хозяйственными стоками городов и поселков. Частота заболеваемости рыб (% от обследованных) тесно связана с концентрацией никеля в воде и накоплением его в почках. После экономического кризиса 1990-х годов антропогенная нагрузка на озеро снизилась, соответственно – снизилась частота заболеваемости рыб [35].

Расчет дозы воздействия выполнен по четвертой модели (8)  $I_{\text{интеграл}}$ . Полученные результаты отразили динамику загрязнения в зоне влияния медно-никелевого, апатито-нефелинового производства и стока из наиболее загрязненного плеса – Большая Имандра. При значениях интегрального показателя качества вод, близкого к единице, в организме рыб развиваются патологии и дисфункции. Среди рассмотренных критериев оценки «здоровья» экосистем, наиболее четкие связи с загрязнением вод имеет предложенный индекс Z, отражающий и массовость заболеваний, и степень их тяжести.

Полученные доза-эффектные зависимости однозначно свидетельствуют, что «здоровье» водной арктической экосистемы становится неблагоприятным при условии, когда концентрации в воде металлов – ниже принятых в России нормативов. Для арктических водных систем необходимо ужесточение нормативов в 3–5 раз.

Апробация разработанных методов также была проведена в условиях муссонного климата в рамках российско-тайваньского двухстороннего проекта. Водоохранилище питьевого назначения Тзень-Вень в Тайване расположено на значительном удалении от прямых источников загрязнения. Анализ данных мониторинга питьевых вод, который проводился в Тайване до начала исследований, не выявил наличия значимых концентраций токсичных элементов в воде. Приведем основные выводы из результатов исследований [43].

Исследования патофизиологического состояния рыб диагностировали липоидную дегенерацию и некроз клеток печени, патологии жаберного аппарата, новообразования и др. Характер симптомов заболеваний, подтвержденных гистологическими данными, позволил предположить их связь с неблагоприятным качеством вод. Дополнительные детальные исследования химического состава вод выявили аномально высокие концентрации лабильного алюминия (до 1500 мкг/л), которые формируются под воздействием приносимых из Китая кислотных осадков. Также отмечались повышенные концентрации меди, свинца и некоторых других металлов. Эти выводы согласовались с данными о низких значениях первых порций дождя в начале сезона муссонов и наличия на водосборе алюмосодержащих геологических формаций. Получены достоверные зависимости дозы воздействия, рассчитанной согласно (2) с интегральным показателем здоровья рыб Z:

$$Z = 2,2 \text{ и } (I_{\text{токс}}) - 7,5, \quad r^2 = 0,71$$

Наибольший вклад в формирование дозы имел алюминий. Вместе с тем, был выявлен феномен накопления ртути в печени и мышцах рыб при его содержании в воде ниже порога аналитического обнаружения, что характерно для «молодых» водохранилищ [25]. Влияние аккумуляции ртути на патофизиологическое состояние рыб подтверждалось достоверными зависимостями между содержанием ртути в печени и почках и степенью частоты поражения этих органов. Таким образом, полученные данные с большой долей вероятности позволили предположить неудовлетворительное качество вод в водохранилище питьевого назначения, приводящее к заболеваниям рыб.

### ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Методология экологического нормирования исходит из необходимости раскрытия причинно-следственных связей, которые можно понять на основе построения доза-эффектных зависимостей. Мультивариантная система критериев оценки качества вод должна основываться на понимании закономерностей антропогенной изменчивости водных экосистем и интегральной оценки их «здоровья»; методах выявления основных негативно воздействующих факторов; опираться на детальную гидро-, биогеохимическую информацию и знания особенностей поведения и свойств токсичных элементов в природных условиях.

Исследования естественно-научного профиля давно перешли из разряда описательных наук, поэтому за эпитетом «хорошее» должны стоять численные величины критерия «здоровья» экосистемы. Бесспорно, по мере развития науки и техники аналитических измерений наши представления о критических уровнях загрязнения вод будут совершенствоваться. Несмо-

тря на сложность и многообразие возможных частных решений по выделенным ключевым вопросам оценки качества вод и нормирования загрязнения, предложенная методология с позиций экологического императива достаточно универсальна и в ее рамках можно найти ответ на вопрос: до какой степени необходимо снизить уровень загрязненности водных объектов, чтобы качество вод было благоприятно для обитателей экосистемы. При выработке понятия допустимой антропогенной нагрузки на конкретные природные объекты целесообразно задаться условиями «сохранения среды». Бесспорно, требования к различным водным объектам, например, заповедным, питьевого назначения или урбанизированным, могут существенно различаться. Здесь необходимы корректные решения управления качеством водных ресурсов.

Приведенные результаты синхронных комплексных исследований в рамках изложенной методологии позволили сделать заключение о неблагоприятном качестве вод на ряде водных объектов, исходя из показателей заболеваемости рыб как индикаторов «здоровья» экосистемы. Доза-эффектные зависимости подтвердили, что основной причиной патологических нарушений в организме рыб является загрязнение вод токсичными элементами с учетом их пролонгированного действия.

В настоящее время более 60 % проживающего на берегах Волги населения потребляют питьевую воду из реки, города и поселки Мурманской области – Апатиты, Полярные зори, Мончегорск, Оленегорск – используют для питьевого водоснабжения воду из загрязненных металлами водных объектов, где выявлены хронические интоксикации рыб. Необходимо еще раз подчеркнуть, что актуальность выявления неблагоприятного качества воды на основе исследования организма рыб подтверждается тем, что многие физиологические системы рыб сходны с теплокровными животными, что позволяет смоделировать последствия нахождения токсичных веществ в водной среде и для здоровья человека.

#### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Единые критерии качества вод. Совещание руководителей водохозяйственных органов стран-членов СЭВ. М.: СЭВ, 1982.
2. Алабастер Дж., Ллойд Р. Критерии качества воды для пресноводных рыб. М.: Легпищепром, 1984. 344 с.
3. Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем / под ред. В.А. Абакумова. СПб.: Гидрометеиздат, 1992. 318 с.
4. Ласкорин Б.Н., Лукьяненко В.И. Стратегия и тактика охраны водоемов от загрязнений // Тез. докл. II Всесоюзной конф. по рыбохозяйственной токсикологии. СПб. 1991. С. 5–8.
5. ГОСТ 27065-86. Качество вод. Термины и определения. М.: Изд-во стандартов, 1987. 9 с.

6. *Одум Ю.* Экология. Т. 1. М.: Мир, 1986. 328 с.
7. *Строганов Н.С.* Биологический аспект проблемы нормы и патологии в водной токсикологии // Теоретические проблемы водной токсикологии. М.: Наука, 1983. С. 5–21.
8. Государственный доклад о состоянии окружающей среды Российской Федерации в 2015 г. М.: Минприроды России, 2016. 479 с.
9. *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. 1979. С. 301–309.
10. Методические указания по установлению эколого-рыбохозяйственных нормативов (ПДК и ОБУВ) загрязняющих веществ для воды водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение / под ред. О.Ф. Филенко. М.: ВНИРО, 1998. 201 с.
11. 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.
12. Canadian Water Quality Guidelines. Ottawa, Ontario. Published by Canadian Council of Ministry of Environment. 2004. 76 p.
13. Environmental Quality Objectives for Hazardous Substances in Aquatic Environment. Berlin. Umweltbundesamt. 2001. 186 p.
14. *Persson L.* Standart Methods for the Examination of Water and Wastewater (sixteenth edition). 2012. Technical report no 1. Department of Chemistry and Biotechnology Chalmers University of Technology SE-412. Göteborg, Sweden. 96 p.
15. *Моисеенко Т.И.* Водная экотоксикология: фундаментальные и прикладные аспекты. М.: Наука, 2009. 400 с.
16. *Forstner U., Wittman G.T.W.* Metal pollution in aquatic environment. Berlin, Heidelberg, Germany: Springer-Verlag, 1981. 272 p.
17. *Nelson W.O., Campbell P.G.C.* The effects of acidification on the geochemistry of Al, Cd, Pb and Hg in freshwater environments: A literature review // Environmental Pollution, 1991. 71. P. 91–130.
18. *McGeer J.C., Szebedinszky C., Mc Donald D.G., Wood C.M.* The role of dissolved organic carbon in moderating the bioavailability and toxicity of Cu to rainbow trout during chronic waterbourne exposure. // Comparative Biochemistry and Physiology. Part C 2002. 133. P. 147–160.
19. *Моисеенко Т.И.* Закисление вод: факторы, механизмы и экологические последствия. М.: Наука, 2003. 276 с.
20. *Campbell P.G.C.* Interactions between trace metals and aquatic organisms: a critique of the free-ion activity model. In: Tessier, A., Turner, D.R. (Eds.), Metal speciation and bioavailability in aquatic systems. John Wiley and sons Ltd, Chichester. 1995. UK. P. 45–102.
21. *Moiseenko T.I.* The fate of metals in Arctic surface waters. Method for defining critical levels.//The Science of the Total Environment. 1999. 236. P. 19–39.

22. *McGeer J.C., Szebedinsky C., McDonald D.G., Wood C.M.* Effects of chronic sublethal exposure to water-borne Cu, Cd or Zn in rainbow trout 2: tissue specific metal accumulation. // *Aquat. Toxicol.* 2000. Vol. 50. P. 245–256.
23. *Musibono D. E., Day J. A.* The effect of Mn on mortality and growth in the freshwater amphipod *Paramelita nigroculus* (Barnard) exposed to a mixture of Al and Cu in acidic waters // *Wat. Res.*, 1999. Vol. 33. No 1. P. 207–213.
24. *Lithner G.* Quality criteria for lakes and watercourses. Background report 2 – Metals. // Swedish EPA Report 3628, 1989.
25. *Моисеенко Т.И., Кудрявцева Л.П., Гашкина Н.А.* Рассеянные элементы в поверхностных водах суши: технофильность, биоаккумуляция и экотоксикология. Наука. 2006. 261 с.
26. *Жулидова В., Хоружая Т.А.* Рекомендации. Методы токсикологической оценки загрязнения экосистем. М. 1994. 124 с.
27. *Munawar M., Dixon G., Mayfield C. I.* Environmental bioassay techniques and their application [Special Issue]. *Hydrobiologia.* 1989. Vol. 188/189. P. 1–680.
28. *Абакумов В.А., Сущенко Л.М.* Гидробиологический мониторинг пресноводных экосистем и пути его совершенствования // *Экологические модификации и критерии экологического нормирования.* Л.: Гидрометеиздат, 1991. С. 41–52.
29. *Adams S. M., Ryan M. G.* A comparison of health assessment approaches for evaluating the effects of contaminant-related stress on fish populations. *Journal of Aquatic Ecosystem Health* 3: 1994. P. 15–25.
30. *Cash, K.J.* Assessing and monitoring aquatic ecosystem health - approaches using individual, population, and community/ecosystem measurements. Northern River Basins Study Project Report. No 45. 1995. P. 68.
31. *Attrill M.J., Depledge M.H.* Community and population indicators of ecosystem health: targeting links between levels of biological organization. *Aquat Toxicol.* 1997. 38. P. 183–197.
32. *Moriarty F.* *Ecotoxicology: The Study of Pollutants in Ecosystems.* Academic Press inc. London, New York. 1989. 233 p.
33. *Newman M.C., Jagoe Ch.H.* (eds.) *Ecotoxicology: a Hierarchical Treatment.* New-York, Levis publishers Ltd. 1996. 411 p.
34. *Алимов А.Ф.* Элементы теории функционирования водных экосистем. СПб., 2000. 148 с.
35. *Moiseenko T.I., Voinov A.A., Megorsky V.V., Gashkina N.A., Kudriavtseva L.* Ecosystem and human health assessment to define environmental management strategies: the case of long-term human impacts on an Arctic lake// *The Science of the Total Environment.* 2006. Vol. 369. P. 1–20.
36. *Немова Н.Н., Высоцкая Р.У.* Биохимическая индикация состояния рыб. М.: Наука, 2004. 316 с.
37. *Whitfield A.K., 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. Vol. 61. P. 229–250.
38. *Моисеенко Т.И.* Экотоксикологический подход к оценке качества вод // *Водные ресурсы.* 2005. Т. 32. № 4. С. 410–424.



39. *Crommentuijn T., Sijm D., Bruijn J., Hoop M., Leeuwen K., Plassche E.* Maximum permissible and negligible concentrations for metals and metalloids in the Netherlands, taking into account background concentrations // *Journal of Environmental Management*. 2000. Vol. 60. P. 121–143.
40. *Розенберг Г.С., Краснощеков Г.П.* Волжский бассейн: экологическая ситуация и пути рационального природопользования. Тольяти: Изд. Инст. экол. Волжс. бас., 1996. 249 с.
41. *Моисеенко Т.И., Гашкина Н.А., Шарова Ю.Н., Покоева А.Г.* Экотоксикологическая оценка последствий загрязнения вод р. Волга и критических уровней // *Водные ресурсы*, 2005. Т. 32. № 4. С. 1–15.
42. *Moiseenko T.I. Gashkina N., Sharova Y., L.P. Kudryavtseva. L.* Ecotoxicological assessment of water quality and ecosystem health: A case study of the Volga river // *Ecotoxicology and Environment Safety*, Vol. 71. 2008. P. 837–870.
43. *Moiseenko T., Ming Chee Wu, Gashkina N., Sharova Y.* Assessment of water quality and fish health of Tsen-Wen reservoir. Taiwan-Russia bilateral simposium on water and environment thechnology. Published by Water Engency. 2007.P. 86–100.

**Сведения об авторе:**

Моисеенко Татьяна Ивановна, д-р биол. наук, профессор, член-корреспондент РАН, руководитель отдела биогеохимии и экологии, ФГБУН «Институт геохимии и аналитической химии им. В.И. Вернадского Российской академии наук» (ГЕОХИ РАН), Россия, 19991 Москва, ул. Косыгина, 19; e-mail: moiseenko.ti@gmail.com