

**ЕЩЕ РАЗ О КАЧЕСТВЕ ВОДЫ, БИОИНДИКАЦИИ И ЭКОЛОГИЧЕСКОМ
НОРМИРОВАНИИ АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ НА ГИДРОЭКОСИСТЕМЫ
РАВНИННЫХ ВОДОХРАНИЛИЩ**

© 2015 В.И. Попченко, Г.С. Розенберг, В.К. Шитиков

Институт экологии Волжского бассейна РАН, г. Тольятти

Поступила 06.07.2014

Обсуждаются биоиндикационная оценка качества воды Средней и Нижней Волги и проблемы нормирования воздействий на водные экосистемы. Даны примеры биоиндикации показателей качества воды по сообществам олигохет и макрозообентоса в целом. Обсуждаются особенности действующих методик по разработке нормативов допустимого воздействия на окружающую среду и допустимого сброса сточных вод.

Ключевые слова: биоиндикация, экологическое нормирование, качество воды, сточные воды, норматив допустимого воздействия.

Качество – это когда все делаешь
правильно, даже если никто не смотрит.

Генри Форд

ВВЕДЕНИЕ

С понятием «окружающая среда» в экологии неразрывно связано понятие «качество среды». *Качество окружающей среды* – это система взаимосвязанных характеристик окружающей среды, в первую очередь атмосферного воздуха, природных вод и почв, отражающих их способность без отклонения осуществлять свое предназначение. Причем именно от этих характеристик зависит сохранение и возможность дальнейшего естественного развития окружающей среды, а, следовательно, сохранение и возможность развития организмов, их сообщества и экосистем в целом. Факторы, влияющие на качество окружающей среды, чрезвычайно разнообразны и многоплановы. Система критериев качества окружающей среды характеризует основные события, происходящие в этой среде и важные при определении качества жизни. Можно выделить 7 критериев качества окружающей среды [<http://3ys.ru/mediko-biologicheskie-aspekty-ekologii-cheloveka/>]:

- *геономические критерии* (характеризуют явления и процессы, обуславливающие физико-географические и биоклиматические отличия участков земной поверхности);
- *биогеохимические критерии* (характеризуют естественные биогеохимические циклы и их нарушения);

- *экогенетические критерии* (отражают процессы исторического преобразования биоценозов и экосистем);

- *ценологические критерии* (описывают видовой состав биоценозов и разнообразие в них живых организмов);

- *продукционно-биологические критерии* (характеризуют продуктивность популяций и биоценозов изучаемого участка земной поверхности);

- *геоигиенические критерии* (отражают естественную способность атмосферного воздуха, природных вод и почв сохранять свои свойства);

- *санитарные критерии* (окружающей среды отражают эффективность искусственных мероприятий, направленных на сохранение и восстановление важных для человека и биосферы параметров атмосферного воздуха, природных вод и почв).

Качество воды – «...совокупность показателей, характеризующих физические, химические, бактериологические, органолептические и другие свойства воды, в том числе ее температуру...» [Федеральный закон от 07.12.2011 № 416-ФЗ "О водоснабжении и водоотведении"]].

Биоиндикация – оценка качества природной среды по состоянию её биоты; биоиндикация основана на наблюдении за составом и численностью видов-индикаторов.

Экологическое нормирование – установление уполномоченными государственными органами экологических нормативов в соответствии с требованиями законодательства; это одна из основных мер (инструментов) охраны окружающей среды.

КАЧЕСТВО ВОДЫ

Критериями оценки качества (quality criterion) является любая совокупность количественных показателей, характеризующих свойства изучаемых объектов и используемых для их классифи-

Попченко Виктор Иванович, доктор биологических наук, профессор, главный научный сотрудник, ievbras2005@mail.ru; *Розенберг Геннадий Самуилович*, член-корреспондент РАН, доктор биологических наук, профессор, директор, genarozenberg@yandex.ru; *Шитиков Владимир Кириллович*, доктор биологических наук, ведущий научный сотрудник, stok1946@gmail.com

цирования или ранжирования. Оценка качества пресноводных водоемов [27, 28, 30] осуществляется по трем основным аспектам, включающим следующие комплексы показателей:

- факторы, связанные с физико-географическим и гидрологическим описанием водоема, как целостного природного или водохозяйственного объекта;
- контролируемые показатели состава и свойств водной среды, дающие формализованную оценку качества воды и ее соответствия действующим нормативам;
- совокупность критериев, оценивающих специфику структурно-функциональной организации сообществ гидробионтов и динамику развития водных биоценозов.

Анализ значимости экологических воздействий проводится с целью совокупной оценки «качества среды», предметом которой являются:

- в экологическом смысле – вся экосистема региона, состоящая из иерархии соподчиненных биологических компонентов (сообществ), способных сохранять устойчивость путем адаптации к внешним факторам и обеспечивать утилизацию веществ, поступающих извне;
- в прикладном смысле – характеристики ресурсов, обеспечивающие их использование в тех или иных практических целях.

Из всех видов воздействия, наиболее негативным является привнесение загрязняющих веществ в водные объекты от точечных и диффузных источников. По нашим оценкам [50] антропогенная составляющая формирования качества поверхностных вод уже соизмерима с природной составляющей, что представляет угрозу устойчивому водопользованию. Для водохранилищ Средней и Нижней Волги особую тревогу вызывает чрезмерное привнесение биогенных веществ, что в условиях замедленного водообмена вызывает массовое развитие сине-зеленых водорослей. «Цветение» воды значительно ухудшает её качество, снижает рекреационный и рыбохозяйственный потенциал волжских водохранилищ.

Результаты исследований показывают [14, 52-59], что антропогенное эвтрофирование становится наиболее значимым фактором ухудшения качества вод Куйбышевского, Саратовского и Волгоградского водохранилищ. В летний период массовое развитие водорослей на различных участках водохранилищ находится в прямой зависимости от температуры и динамики водных масс. На пойме и в заливах, где небольшие глубины и стоковое течение практически отсутствует, «цветение» воды выражено более явно. В этих районах на поверхности воды наблюдается увеличение рН и растворенного кислорода. Содержание хлорофилла «а» в воде колеблется в пределах 10-40 мг/м³. При этом концентрация биогенных веществ в воде резко уменьшается: в частности, концентрация нитратов снижается до 0,2 мг/дм³

(среднее – 0,7 мг/дм³), а фосфатов – до 0,009 мг/дм³ (среднее – 0,06 мг/дм³). Наблюдения в период 2006-2010 гг. показали, что сезонная изменчивость свойственна всем биогенным веществам, но наиболее ярко она выражена у нитратов (изменялась в 7 раз) и фосфатов (в 5 раз).

Это позволяет сделать вывод о том, что для восстановления и улучшения качества водных ресурсов есть только один выход – снижение фосфатной и нитратной нагрузок на водохранилища, что позволит ограничить развитие фитопланктона и уменьшить негативные последствия, связанные с «цветением» воды и ухудшением ее качества.

БИОИНДИКАЦИЯ

Первой, отправной точкой отсчета для перехода к нормированию допустимого уровня загрязнения водной среды, является интегральная оценка воздействия водных масс на «здоровье» гидробионтов, т. е. оценка современного состояния водных экосистем. Такая оценка может производиться по абиотическим параметрам, биотическим (т. е. с применением *биоиндикации*) и совместно, с использованием абиотических и биотических параметров. Каждое из этих направлений имеет свои преимущества и недостатки (подробнее см.: [3, 11, 15, 16, 23, 62-65, 74] и мн. др.).

Интерес к биоиндикационным исследованиям (после некоторого спада в конце 1970-х – начале 1980-х гг.) опять возрос [7, 15, 16, 40], что в значительной степени связано с осознанием стохастической природы взаимодействия компонент экосистем, необходимостью привлечения для анализа статистического аппарата и существенным практическим выходом этих работ (прежде всего, для решений задач биотического мониторинга и экологического нормирования антропогенных воздействий). Так, в последние десятилетия в странах ЕС и США реализуется планомерный переход от чисто химического контроля окружающей среды к биологическому, который претерпел значительный прогресс в плане стандартизации методов и понятий, что сделало биоиндикацию наиболее перспективным и недорогим инструментом определения качества воды. В частности, разработаны:

- американская система RPBs (Rapid Bioassessment Protocols; см.: [67]);
- британская система RIVPACS (River Invertebrate Prediction and Classification System);
- в рамках RPBs функционирует подсистема PBMS (Performance-Based Methods System);
- развитию и совершенствованию методов биоиндикации в странах ЕС способствует Европейская Рамочная директива (Water Framework Directive – WFD), принятая Европейским Парламентом в Вене в 2000 г. и тесно связанная с ней информационная сеть EuroWaterNet (цит. по: [62]).

Эти системы обеспечивают единообразное представление факторов абиотической среды и параметров состояния гидробиоценозов в 20-балльной шкале для каждой точки отбора проб и их сопоставление с эталонным створом с целью окончательного ранжирования условий обитания; они образуют статистически стратифицированную систему унифицированных стандартов, приспособленную для решения конкретных задач охраны, использования и управления водными ресурсами.

Методы оценки экологического состояния водных объектов по структурным и функциональным характеристикам гидробионтов [7, 11] подразделяются на:

- вычисление биотических индексов (например, *биотический индекс Вудивисса* [он известен также как *индекс реки Трент – Trent Biotic index*; предложен в 1964 г.] или *олигохетный индекс Пареле* [предложен в 1981 г.]);

- вычисление комбинированных индексов экологического состояния (подробнее см. далее);

- биоиндикацию по:

- соотношению крупных таксонов или отдельных таксономических групп (см. далее);

- типам жизненных стратегий (об ухудшении качества среды свидетельствуют увеличение доли видов «толерантных», по сравнению с «резистентными»; видов – «оппортунистов», «*r*-стратегов» (всех или только эксплерентов) по сравнению с «*C*-стратегиями», «пациентами»; всех стенбионтных и всех эврибионтных видов и т. п. [4, 5, 42, 65]; уменьшение средней массы особи в сообществе зообентоса считается признаком ухудшения качества среды, так как оно часто обуславливается увеличением роли видов-оппортунистов со сравнительно небольшими размерами и коротким жизненным циклом [11]);

- видовому разнообразию (применяются различные индексы, характеризующие биологическое разнообразие [34, 64]);

- морфологическим уродствам (аномалиям; по личинкам рыб [22], по экзuviaм куколок хирономид [24, 25]);

- трофической структуре (антропогенное воздействие может изменить условия питания в водоеме, что ведет к изменению трофической

структуры сообщества, количественные сдвиги в которой могут быть хорошим индикатором этого воздействия; направленное изменение соотношений [например, $(N_{Ch} + N_{Pr})/N$, N_{MCh}/N_{xPr} или N_O/N_{Ch} , где N_{Ch} – численность хирономид *Chironomus sp.*, N_{Pr} – *Procladius sp.*, N_O – олигохет, N – всего бентоса, MCh и xPr – мирные и хищные виды]) можно интерпретировать как свидетельство интенсивности происходящего процесса эвтрофирования [64];

- трофическому статусу водного объекта (трофическая типизация гидроэкосистем основана на уровне их биопродуктивности; основными параметрами являются численность и биомасса гидробионтов-биоиндикаторов, а также разного рода биотические индексы и индексы биоразнообразия [18, 64, 66]; возможна оценка трофического статуса водоема по содержанию хлорофилла «а» в планктоне [61, 73]);

- вычисление функциональных показателей состояния водных сообществ (изменение скорости метаболических процессов под влиянием загрязнения; для оценки этого влияния могут использоваться индексы P/B , P/R , R/B , где P – продукция, R – траты на обмен, B – биомасса [7, 11, 46]);

- определение инвариантных состояний сообщества (важным показателем изменения состояния экосистем под влиянием антропогенных факторов является перестройка их структуры и метаболизма; эти изменения структуры сообществ В.А. Абакумов [1, 2, 43, 45, 51] предложил называть *модуляциями*, или *модификациями*).

Обобщенные (интегральные, комплексные) индексы (или критерии качества) являются, как правило, результатом произвольной математической операции над группой из p исходных показателей b_j , $j = 1, 2, \dots, p$, описывающих тестируемый объект или их совокупность. Подавляющее распространение при этом получила процедура тривиального суммирования (см. табл. 1), основанная на гипотезе *аддитивности* (фактически, независимости) индивидуальных вкладов b_j в комплексный показатель I_p (что, в целом, неверно) и осуществляющая вычисление по одной из следующих формул:

- простая сумма $I_p = \sum_{j=1}^p b_j$ (1) • взвешенная сумма $I_p = \sum_{j=1}^p a_j \cdot b_j$ (2)

- простое среднее $I_p = \frac{1}{p} \sum_{j=1}^p b_j$ (3) • взвешенное среднее $I_p = \left(\sum_{j=1}^p a_j \cdot b_j \right) / \sum_{j=1}^p b_j$ (4)

- среднее логарифмическое $I_p = \frac{1}{p} \prod_{j=1}^p b_j$ (5) • формула энтропии $I_p = \sum_{j=1}^p b_j \log b_j$ (6)

где a_j – заранее заданные весовые коэффициенты, оценивающие относительную важность j -го показателя в конструкции обобщенного критерия I_p .

Таблица 1. Состав, способ вычисления и использования основных комплексных показателей оценки качества поверхностных вод, предложенных различными авторами

Авторы, источник	Наименование показателя	Формула обобщения	Количество и список обобщаемых показателей	Вид исходных данных	Способ диагностики
Е.В. Балушкина [1997]	IP – интегральный показатель	Взвешенная сумма (2)	4 (индекс сапротоксности; олигохетный индекс Гуднайта–Уитлея; хирономидный индекс Балушкиной; биотический индекс Вудивисса)	Натуральные значения	По диапазонам, заданным экспертно
А.И. Баканов [1998]	КИСС – комбинированный индекс состояния сообщества	Взвешенное среднее (4)	4 (численность организмов в пробе бентоса; биомасса; число видов; индекс разнообразия Шеннона)	Порядковый номер ранга	Сравнение со средним значением
	КИЗ – комбинированный индекс загрязнения	Простое среднее (3)	3 (биомасса; олигохетный индекс Пареле; средняя сапробность)	Порядковый номер ранга	Сравнение со средним значением
Т.Д. Зинченко и др. [2000]	ИИЭС – интегральный индекс экологического состояния экосистемы	Простое среднее (3)	12 (<i>гидрохимические</i> : ХПК, азот NH ₄ ; NO ₃ ; NO ₂ ; фосфаты; фенолы; <i>гидробиологические</i> : численность; биомасса; число видов; индекс разнообразия Шеннона; биотический индекс Вудивисса; олигохетный индекс Пареле)	Преобразованные значения в баллах	По диапазонам, заданным экспертно
Д.Б. Гелашвили и др. [2002]	ИИЭС_М – модифицированный ИИЭС	Взвешенное среднее (4)	- * -	- * -	- * -

Хорошие результаты (*индикация по соотношению крупных таксонов*) дает «олигохетный» индекс С. Гуднайта и Л. Уитлея [70] по соотношению доли олигохет и других организмов зообентоса. Они предложили следующие индикаторные показатели: река в хорошем состоянии – олигохет менее 60% от общего числа всех донных организмов; река в сомнительном состоянии – олигохет 60÷80%; река тяжело загрязнена – олигохет более 80%.

Для оценки состояния внутренних вод был предложен индекс **Js**, отражающий отношение массовых и устойчивых в разной степени к загрязнению видов олигохет к общему составу фауны олигохет (*индикация по соотношению отдельных таксономических групп*) [42, 47]:

$$Js = (Nt + Nh + Nf) / No,$$

где **Js** – олигохетный индекс сапробности; **Nt** – средняя численность *Tubifex tubifex*; **Nh** – средняя численность *Limnodrilus hoffmeisteri*; **Nf** – средняя численность *Spirosperma ferox*; **No** – средняя численность всех олигохет в бентосе. По значению **Js** выделены четыре градации качества воды: **Js** = 0,9÷1,0 – сильно загрязненная; **Js** = 0,5÷0,89 – загрязненная; **Js** = 0,30÷0,49 – слабо загрязненная; **Js** < 0,30 – чистая и относительно чистая. О.М. Кожовой и Т.В. Акиншиной [29] предложен экспресс-метод для определения доли *T. tubifex* и *Limnodrilus sp.* в зообентосе.

Проведенные нами исследования [42-47] показали, что качество вод некоторых северных водоемов, оцененное с использованием олигохетного индекса сапробности (**Js**) [44], весьма плохое. Из 32 проанализированных объектов (озера, водохранилища реки и отдельные их участки европей-

ского Севера России) 4 попали в категорию «сильно загрязненные», 9 – в «загрязненные», 8 – в «слабо загрязненные»; остальные (36%) можно считать сравнительно «чистыми». Загрязнение водоема приводит к нарушению трофических связей экосистемы, к изменению «экологических эффективностей» отдельных популяций и трофических уровней в целом. Поэтому экспресс-оценка качества вод по соотношению отдельных таксономических групп олигохет (в разной степени устойчивых к загрязнению воды) представляется весьма плодотворной.

Возникает естественный вопрос о том, что же должно лежать в основе оценки влияния качества водных масс на гидробионтов и, наоборот, биоиндикации изменения качества водных масс? Можно сформулировать этот вопрос и по-другому: гидробионты каких систематических групп должны быть использованы для этих целей? И.А. Евланов и его коллеги [22, 35-37, 50] считают, что это могут быть представители ихтиофауны (личинки рыб с морфологическими уродствами, взрослые рыбы, у которых отмечаются нарушения в строение органов, тканей, клеток красной крови и пр.). Давно и весьма плодотворно в качестве биоиндикатора используется фитопланктон [12, 41, 60, 72 и мн. др.]. Наши исследования свидетельствуют о том, что хорошими биоиндикаторами могут быть и организмы макрозообентоса.

ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ НОРМИРОВАНИЕ

Комплексная оценка «качества среды» подразумевает наложение граничных условий (нормативов) как на само воздействие, так и на факторы среды, отражающие и воздействие, и отклики

экосистем. Принцип антропоцентризма оказался верным и в отношении истории развития нормирования: значительно ранее прочих были установлены нормативы приемлемых для человека условий среды (прежде всего, производственной). Тем самым было положено начало работам в области *санитарно-гигиенического нормирования*. Однако человек – не самый чувствительный из биологических видов и принцип «защищен человек – защищены и экосистемы», вообще говоря, неверен.

Экологическое нормирование является ключевой проблемой в формировании экологической безопасности. Более чем два десятилетия назад в России был поставлен вопрос о необходимости определения допустимых экологических нагрузок и адекватных ограничений (нормирования) существующих антропогенных воздействий с учетом всей совокупности возможного вредного воздействия многих факторов и природной специфики объектов [26]. В Федеральном законе "Об охране окружающей среды" [от 10.01.2002 № 7-ФЗ], в числе прочих, предписывается обоснование и использование в практике двух типов нормативов (глава 5, ст. 21, 22, 27):

- нормативов качества окружающей среды – «устанавливаются для оценки состояния окружающей среды в целях сохранения естественных экологических систем, генетического фонда растений, животных и других организмов»;
- нормативов допустимого воздействия на окружающую среду (в т.ч. нормативов допустимой антропогенной нагрузки) – «устанавливаются для субъектов хозяйственной и иной деятельности в целях оценки и регулирования воздействия всех стационарных, передвижных и иных источников воздействия на окружающую среду, расположенных в пределах конкретных территорий и (или) акваторий».

Экологическое нормирование предполагает учет так называемой *предельно допустимой нагрузки* на экосистему. *Предельно допустимая концентрация* (ПДК) – утверждённый в законодательном порядке санитарно-гигиенический норматив, под которым понимается такая концентрация химических элементов и их соединений в окружающей среде, которая при повседневном влиянии в течение длительного времени на организм человека (или другого живого организма) не вызывает патологических изменений или заболеваний, устанавливаемых современными методами исследований в любые сроки жизни настоящего и последующего поколений. Допустимой считается такая нагрузка, «под воздействием которой отклонение от нормального состояния системы не превышает естественных изменений и, следовательно, не вызывает нежелательных последствий у живых организмов и не ведет к ухудшению качества среды» [26]. Практически идентичное оп-

ределение дается А.П. Левичем [31] для обозначения *экологически допустимых уровней воздействия* (ЭДУ); Н.Г. Булгаков с соавторами [17] подчеркивают, что ЭДУ «в отличие от ПДК являются не потенциальными причинами экологического неблагополучия, а непосредственными его симптомами». Допустимой считается *любая нагрузка*, не превышающая предельной (т. е. *нормативной*), которая, в свою очередь, равна *критической нагрузке*, умноженной на *коэффициент запаса* (в зависимости от степени «доверия» и потенциальной возможности кумулятивного действия этот коэффициент обычно варьируется от 0,2 до 0,5).

К сожалению, как слишком часто случается в нашей жизни, написать закон или дать основополагающее определение оказывается значительно проще, чем разработать методику измерения частных показателей, закрепленных в этом законе. Например, кто может решиться хотя бы на, казалось бы, несложное определение: что такое «нормальное состояние экосистемы» и каков у нее «диапазон естественных изменений»? Поэтому, к настоящему времени известны лишь некоторые попытки обоснования «*экологических ПДК*» [32, 33] для растений суши и для сообществ водоемов рыбохозяйственного назначения и широкий спектр исследований под руководством В.А. Селезнёва и А.В. Селезнёвой [14, 49, 50, 53, 55-59 и др.] по *бассейновым допустимым концентрациям* (БДК).

Экологическое нормирование не является подменой санитарно-гигиеническому, а, в определенном смысле, дополняет его. Например, экологическая индикация может дать сведения о степени и характере загрязнения, распределении загрязнения в водоеме, возможном состоянии водной экосистемы в сезонном масштабе. Из этого следует, что вода, качество которой согласно экологическому контролю признано неудовлетворительным, вряд ли может использоваться для питьевых или хозяйственных целей, но экологически доброкачественная вода не всегда может быть признана пригодной с точки зрения здравоохранения [13]. В последнем случае необходимы специфические микробиологические, токсикологические и химические тесты.

В мировой практике концепция критических нагрузок получила широкое развитие как необходимое руководство по рациональному ограничению антропогенных воздействий [38, 39]. На семинаре Рабочей группы по изучению критических нагрузок серы и азота (19-24 марта 1988 г., Скуклостер, Швеция) понятие «критическая нагрузка» было определено как «количественная оценка воздействия одного или нескольких загрязняющих веществ, ниже которой не происходит существенного вредного воздействия на специфические чувствительные элементы окружающей среды в соответствии с современными зна-

ниями» [69]. С учетом известных проблем кумуляции небольших воздействий и развитию хронических (отложенных) последствий величина критической нагрузки по В.Н. Башкину [10] может быть охарактеризована как «максимальное поступление загрязняющих веществ, которое не вызывает необратимых вредных изменений в структуре и функциях экосистем в течение длительного (50-100 лет) периода».

Качество водной среды является первостепенным фактором, определяющим существование и возможность длительной эксплуатации водных биологических ресурсов. По этой причине, снижения уровня загрязнения водных масс различными токсикантами, можно только приветствовать. Однако решение этой проблемы наталкивается на целый ряд методологических трудностей, которые *необходимо решить*, а в отдельных случаях, *договориться о «правилах игры»*. В противном случае, нормирование допустимого уровня не даст положительного эффекта для оздоровления качества водных масс.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Неоднократно отмечалось [50, 56, 58], что одна из главных причин экологического неблагополучия водоемов и водотоков на территории России, мешающая снизить антропогенное воздействие на водные объекты, – это несовершенство системы нормирования антропогенной нагрузки. Самым слабым звеном является использование гигиенических (или покомпонентных) *одинаковых на всей территории страны* нормативов качества воды – ПДК, которые не учитывают природных особенностей конкретных водных экосистем. В результате устанавливаются ошибочные приоритеты регулирования антропогенной нагрузки, особенно для веществ, формирующихся под действием и природных, и антропогенных факторов (вещества двойного генезиса); именно в последнем случае более эффективны БДК.

Ограничение антропогенного воздействия на водные объекты определяется, в том числе, эффективностью его нормирования на основе применения системы научно обоснованных и взаимосвязанных нормативов:

- нормативы допустимой антропогенной нагрузки (НДАН),
- нормативы допустимого воздействия (НДВ),
- нормативы допустимого сброса (НДС),
- нормативы качества водной среды (НКВС) и
- нормативы технологические (НТ).

Рассмотрим некоторые из проблем, возникающих при развитии системы нормирования антропогенного воздействия [50, 58].

Правовые проблемы. Наиболее полно правовые основы нормирования представлены в Федеральном законе «Об охране окружающей среды»

(2002 г.), где четко прописаны нормативы качества водной среды (статья 21), НДВ на окружающую среду (статья 22) и НДС веществ и микроорганизмов (статья 23). Наиболее рельефно взаимосвязь между различными нормативами прослеживается в статье 23, согласно которой НДС устанавливаются для источников воздействия, исходя из НДВ на водные объекты, НКВС и НТ. При этом указывается, что НТ устанавливаются для источников воздействия, на основе использования наилучших существующих технологий (НСТ) с учетом экономических и социальных факторов, а НДВ должны обеспечивать соблюдение НКВС с учетом природных особенностей территорий бассейнов. Важным рычагом управления источниками воздействия являлось установление лимитов – временно согласованных сбросов (ВСС): при невозможности соблюдения НДС устанавливались ВСС на основе разрешений, действующих только в период проведения мероприятий по охране водной среды с учетом поэтапного достижения установленных НДС и внедрения НСТ. Установление ВСС допускается только при наличии планов снижения сбросов; ВСС – ограничения сбросов загрязняющих веществ и микроорганизмов в водную среду, установленные на период проведения мероприятий по охране водной среды, в том числе внедрения наилучших существующих технологий, в целях достижения нормативов в области охраны водной среды. Данный закон узаконил все лучшее, что было достигнуто в области нормирования антропогенного воздействия на водные объекты.

В 2007 г. вступил в силу «Водный кодекс Российской Федерации», в котором система нормирования представляется уже *более упрощенной*. В статье 35 «Разработка и установление нормативов допустимого воздействия на водные объекты и целевых показателей качества воды в водных объектах» речь идет только о разработке и установлении НДВ на водные объекты. В соответствии с этой статьей, НДВ на водные объекты разрабатываются на основании ПДК химических веществ, микроорганизмов и других показателей качества воды в водных объектах. Но при этом *ничего не говорится* об учете природных особенностей территорий бассейнов.

В.А. Селезнёв [52, 54, 58] неоднократно подчеркивает, что самая главная правовая проблема состоит в следующем: в Водном кодексе даже не упоминается о таком важном элементе системы нормирования, как НДС. Вместо НДС говорится лишь о том, что «количество веществ и микроорганизмов, содержащихся в сбросах сточных, в том числе дренажных, вод в водные объекты, не должно превышать установленные нормативы допустимого воздействия на водные объекты» (ст. 35.4). Следовательно, из законодательной базы «выпал» важнейший элемент системы нормирования – НДС, а вместе с ним «вне закона» оста-

лись лимиты на сброс (ВСС). В принципе, при осуществлении нормирования можно было бы сослаться на ФЗ «Об охране окружающей среды», но в Водном кодексе есть положение, согласно которому «нормы, регулирующие отношения по использованию и охране водных объектов (водные отношения) и содержащиеся в других федеральных законах, законах субъектов Российской Федерации, должны соответствовать настоящему Кодексу» (ст. 2.2)...

Следующий удар по системе нормирования антропогенной нагрузки будет нанесен при выходе нового Федерального закона «О внесении изменений в отдельные законодательные акты РФ в части совершенствования системы нормирования на окружающую среду и введения мер экономического стимулирования хозяйствующих субъектов для внедрения наилучших технологий» (<http://www.consultant.ru/law/hotdocs/14977.html>; проект 2011 г.; закон пока не принят). Разработчики утверждают, что целями законопроекта являются «формирование *новой системы (выделено нами. – Авторы)* нормирования воздействия на окружающую среду, предусматривающей установление оптимального соотношения мер государственного регулирования при осуществлении хозяйственной и иной деятельности и позволяющей снизить негативные воздействия до уровней, соответствующих наилучшим экологически безопасным мировым технологиям, а также введение методов экономического стимулирования хозяйствующих субъектов, осуществляющих мероприятия по снижению негативного воздействия и применяющих наилучшие технологии». В чем же инновация разработчиков проекта? Разрешение предприятиям декларировать объемы негативного воздействия на окружающую среду? Введение принципа установления целевых показателей? Опыт, накопленный Евросоюзом в области технологического нормирования и внедрения наилучших доступных технологий? Устранение избыточных административных барьеров? Все это хорошо, но причем здесь *новые принципы нормирования антропогенного воздействия*? Их нет...

Нормативно-методические проблемы. Таким образом, система нормирования антропогенной нагрузки не обеспечена в полном объеме нормативно-методической документацией. Для её развития необходимо разработать отсутствующие методические указания: по разработке НДАН, по определению целевых показателей качества вод (ЦПКВ) и по оценке экологического состояния водных объектов. Кроме того, действующие методические указания по разработке НДВ и методика по расчету НДС нуждаются в серьезной доработке и согласовании между собой.

Научно-исследовательские проблемы. Несмотря на глобальную привлекательность *концепции критических нагрузок* [9, 10, 20, 21, 39, 64, 68, 71], количественная оценка их величин до сих

пор связана с целым рядом неопределенностей. Прежде всего, это относится к самим основополагающим понятиям (например, что есть «экологическая норма»). Предлагаемая нами триада «качество воды – биоиндикация – экологическое нормирование», конечно, также не лишена недостатков. Все это свидетельствует о необходимости интенсификации собственно научных исследований в этой области. Но, несмотря на то, что в Федеральном законе «Об охране окружающей среды» (ст. 20) сформулировано основное условие разработки нормативов – *это проведение научных исследований*, данное требование выполняется недостаточно. *Практически не финансируются исследовательские работы, направленные на разработку экологических нормативов и региональных (бассейновых) нормативов качества воды в первую очередь.* В результате, все говорят о недостатках, но продолжают пользоваться нормативами ПДК, которые являются санитарно-гигиеническими нормативами и лишь с «большой натяжкой» могут выполнять роль экологических нормативов. Сегодня, по сути, существующая система нормирования лишь декларирует обеспечение устойчивого функционирования естественных или сложившихся экологических систем и сохранение биологического разнообразия.

Отсюда вывод [50]: как бы мы не снижали уровень отрицательного воздействия на водные массы, инструментальными методами не возможно контролировать присутствие всех загрязнителей; занятие это очень трудоемкое и финансово крайне затратное. Необходим государственный постоянный контроль за качеством водной среды, который невозможно в полной мере обеспечить без гидробиологического мониторинга.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Абакумов В.А., Максимов В.Н., Ганьшина Л.А.* Экологические модуляции как показатель изменения качества воды // Научные основы контроля качества вод по гидробиологическим показателям: тр. всесоюз. конф. Л.: Гидрометеиздат, 1981. С. 117-136.
2. *Абакумов В.А., Суцень Л.М.* Гидробиологический мониторинг пресных вод и пути его совершенствования // Экологические модификации и критерии экологического нормирования: тр. междунар. симп. Л.: Гидрометеиздат, 1991. С. 41-51.
3. *Алексеев В.А.* Основы биоиндикации качества вод на уровне организмов // Водные ресурсы. 1984. № 2. С. 107-121.
4. *Алимов А.Ф.* Введение в продукционную гидробиологию. Л.: Гидрометеиздат, 1989. 152 с.
5. *Алимов А.Ф.* Элементы теории функционирования водных экосистем. СПб.: Наука, 2000. 147 с.
6. *Баканов А.И.* Использование комбинированных индексов для мониторинга пресноводных водоемов по зообентосу // Водные ресурсы. 1999. Т. 26, № 1. С. 108-111.
7. *Баканов А.И.* Использование зообентоса для мониторинга пресноводных водоемов (обзор) // Биология внутренних вод. 2000. № 1. С. 68-82.

8. *Балушкина Е.В.* Применение интегрального показателя для оценки качества вод по структурным характеристикам донных сообществ // Тр. ЗИН РАН. 1997. Т. 272. С. 266-293.
9. *Башкин В.Н.* Оценка риска при расчетах критических нагрузок на экосистемы // Тяжелые металлы в окружающей среде. Пушино: ОНТИ НББИ, 1997. С. 172-181.
10. *Башкин В.Н.* Оценка степени риска при критических нагрузках загрязняющих веществ на экосистемы // География и природные ресурсы. 1999. № 1. С. 35-39.
11. *Безматерных Д.М.* Зообентос как индикатор экологического состояния водных экосистем Западной Сибири: аналитический обзор. Новосибирск: Ин-т вод. и экол. проблем СО РАН, 2007. 87 с. (Сер. Экология. Вып. 85).
12. *Белова М.А., Большакова В.А., Зайцева И.И., Нефедова Е.Д.* Многолетний мониторинг фитопланктона реки Невы (1955-2010) как элемент биоиндикации качества воды источника водоснабжения г. Санкт-Петербурга и Ленинградской области // Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем II. Сборник материалов международной конференции. СПб.: Любавич, 2011. С. 79-84.
13. *Беляев М.П.* Справочник предельно допустимых концентраций вредных веществ в пищевых продуктах и среде обитания. М.: Госсанэпиднадзор, 1993. 141 с.
14. *Беспалова К.В.* Оценка экологического состояния, региональное нормирование и плата за загрязнение водных объектов // Вестн. Самар. гос. эконом. ун-та. 2014. Спецвыпуск. С. 66-73.
15. Биоиндикация: теория, методы, приложения / Под ред. Г.С. Розенберга. Тольятти: Интер-Волга, 1994. 266 с.
16. Биоиндикация экологического состояния равнинных рек / Отв. ред. О.В. Бухарин, Г.С. Розенберг. М.: Наука, 2007. 403 с.
17. *Булгаков Н.Г., Дубинина В.Г., Левич А.П., Терехин А.Т.* Метод поиска сопряженности между гидробиологическими показателями и абиотическими факторами среды (на примере уловов и урожайности промысловых рыб) // Изв. РАН. Сер. биол. 1995. № 2. С. 218-225.
18. *Винберг Г.Г.* Первичная продукция водоемов. Минск: АН БССР, 1960. 329 с.
19. *Гелашивили Д.Б., Зинченко Т.Д., Выхристюк Л.А., Карандашова А.А.* Интегральная оценка экологического состояния водных объектов по гидрохимическим и гидробиологическим показателям // Известия Самарского научного центра РАН. 2002. Т. 4, № 2. С. 270-275.
20. *Голинец О.М.* Анализ неопределенности в вычислении критических нагрузок азота, фосфора и серы на различные экосистемы: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Самара: СамГУ, 1999. 21 с.
21. *Голинец О.М., Выхристюк Л.А.* Анализ чувствительности и неопределенности в приложении к расчету фактических нагрузок фосфора на экосистему Куйбышевского водохранилища // Проблемы управления и моделирования в сложных системах. Самара: Самар. НЦ РАН, 1998. С. 339-344.
22. *Евланов И.А., Минеев А.К., Розенберг Г.С.* Оценка состояния пресноводных экосистем по морфологическим аномалиям у личинок рыб (Методическое пособие). Тольятти: ИЭВБ РАН, 1999. 38 с.
23. *Зинченко Т.Д., Выхристюк Л.А., Шитиков В.К.* Методологический подход к оценке экологического состояния речных систем по гидрохимическим и гидробиологическим показателям // Известия Самарского научного центра РАН, 2000. Т. 2, № 2. С. 233-243.
24. *Зинченко Т.Д., Моллер Пилот Х.К.М.* Биоиндикация состояния рек Волжского бассейна на основе сбора экзувиев куколок хирономид (Diptera, Chironomidae) // Известия Самарского научного центра РАН. 2005. Спец. вып. «Актуальные проблемы экологии». Вып. 4. С. 291-298.
25. *Зинченко Т.Д., Моллер Пилот Х.К.М.* Индикационная роль экзувиев куколок хирономид при оценке качества водных экосистем равнинных рек // Биоиндикация экологического состояния равнинных рек / Отв. ред. О.В. Бухарин, Г.С. Розенберг. М.: Наука, 2007.
26. *Израэль Ю.А.* Экология и контроль состояния природной среды. М.: Гидрометеиздат, 1984. 560 с.
27. *Каминский В.С.* Состав и качество поверхностных вод: Понятие «качество» воды // Основы прогнозирования качества поверхностных вод. М.: Наука, 1982. С. 6-22.
28. *Кимстач В.А.* Классификация качества поверхностных вод в странах Европейского экономического сообщества. СПб.: Гидрометеиздат, 1993. 48 с.
29. *Кожова О.М., Акиншина Т.В.* Классификация чистоты вод р. Ангары по состоянию макрозообентоса с использованием выявленных индикаторных групп организмов // Гидробиологические и ихтиологические исследования в Восточной Сибири (Чтения проф. М.М. Кожова): Вып. 3. Иркутск: ИГУ, 1979. С. 55-74.
30. Комплексные оценки качества поверхностных вод / Под ред. А.М. Никанорова. Л.: Гидрометеиздат, 1984. 139 с.
31. *Левич А.П.* Биотическая концепция контроля природной среды // Докл. РАН (ДАН). 1994. Т. 337, № 2. С. 257-259.
32. *Лукьяненко В.И.* Экология водоемов. Охрана и рациональное использование рыбных запасов бассейна Волги (концепция, цели, задачи). Н. Новгород: Изд-во Нижегород. гос. ун-та, 1992. 32 с. (2-е изд. Тольятти: ИЭВБ РАН, 1993. 30 с.).
33. *Лукьяненко В.И.* Экологические ПДК и комплексный экологический мониторинг качества вод // Розенберг Г.С., Краснощеков Г.П. Волжский бассейн: экологическая ситуация и пути рационального природопользования. Тольятти: ИЭВБ РАН, 1996. С. 218-219.
34. *Лященко А.В., Протасов А.А.* Применения индексов разнообразия макрозообентоса как показателя состояния водных экосистем // Гидробиол. журн. 2003. Т. 39, № 2. С. 17-27.
35. *Минеев А.К.* Индекс состояния сообществ личинок рыб (ИСС) как показатель экологического состояния водной среды // Известия Самарского научного центра РАН. 2005. Спец. вып. «Актуальные проблемы экологии». Вып. 4. С. 306-313.
36. *Минеев А.К.* Морфологический анализ и патологические изменения структуры клеток крови у рыб Саратовского водохранилища // Вопр. ихтиологии. 2007. № 1. С. 93-100.
37. *Минеев А.К.* Некоторые гистологические нарушения гонад у головешки-ротана (*Perccottus glenii* Dibowski, 1877) и бычка-кругляка (*Neogobius melanostomus* Pallas, 1814) Саратовского водохранилища // Известия Самарского научного центра РАН. 2009. № 1. С. 180-186.
38. *Моисеенко Т.И.* Методические подходы к нормированию антропогенных нагрузок на водоемы Субарктики (на примере Кольского севера) // Проблемы химического и биологического мониторинга экологического состояния водных объектов Кольского севера. Апатиты: Кольский НЦ РАН, 1995. С. 7-23.
39. *Моисеенко Т.И.* Экотоксикологический подход к нормированию антропогенных нагрузок на водоемы Севера // Экология. 1998. № 6. С. 452-461.

40. Немова Н.Н., Высоцкая Р.У. Биохимическая индикация состояния рыб. М.: Наука, 2004. 215 с.
41. Охаткин А.Г. Сукцессии фитопланктона при эвтрофировании и зарегулировании стока речных экосистем // Ботан. журн. 2002. Т. 87, № 4. С. 84-92.
42. Попченко В.И. Закономерности изменения сообществ донных беспозвоночных в условиях загрязнения природной среды // Научные основы биомониторинга пресноводных экосистем: Тр. совет.-француз. симп. Л.: Гидрометеиздат, 1988. С. 135-141.
43. Попченко В.И. Экологические модификации сообществ зообентоса в условиях загрязнения водных экосистем // Экологические модификации и критерии экологического нормирования. Тр. Междунар. симпози. Л.: Гидрометеиздат, 1991. С. 144-151.
44. Попченко В.И. Биоиндикация качества воды по сообществам олигохет // Биоиндикация: теория, методы, приложения. Тольятти: ИЭВБ РАН, 1994. С. 232-238.
45. Попченко В.И. Экологические модификации сообществ зообентоса как индикаторы загрязнения водных экосистем // Биоиндикация: теория, методы, приложения. Тольятти: ИЭВБ РАН, 1994. С. 38-52.
46. Попченко В.И. Использование сообществ донных беспозвоночных в биомониторинге пресных вод // Известия Самарского научного центра РАН, 1999. Т. 1, № 2. С. 212-217.
47. Попченко В.И., Резанова А.Г. Методические указания по исследованию зообентоса для определения состояния фоновых пресноводных систем. Л.: Гидрометеиздат, 1987. 25 с.
48. Протопопова Е.В. Оценка качества воды литоральной зоны южного района Ладожского озера по фитопланктону // Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем II. Сборник материалов международной конференции. СПб.: Любавич, 2011. С. 103-108.
49. Розенберг Г.С. «Норма» и «патология» для водных объектов: теория и методы измерения // Успехи соврем. естествознания. 2012. № 11 (1). С. 15-17.
50. Розенберг Г.С., Евланов И.А., Селезнёв В.А., Минеев А.К., Селезнёва А.В., Шитиков В.К. Опыт экологического нормирования антропогенного воздействия на качество воды (на примере водохранилищ Средней и Нижней Волги) // Вопросы экологического нормирования и разработка системы оценки состояния водоемов / Материалы Объединенного Пленума Научного совета ОБН РАН по гидробиологии и ихтиологии, Гидробиологического общества при РАН и Межведомственной ихтиологической комиссии. Москва, 30 марта 2011 г. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2011. С. 5-29.
51. Руководство по гидробиологическому мониторингу поверхностных экосистем / Под ред. В.А. Абакумова. СПб.: Гидрометеиздат, 1992. 318 с.
52. Селезнёв В.А. Методология мониторинга и регулирования антропогенного воздействия на качество вод водохранилищ Волжско-Камского каскада: Автореф. дис. ... докт. техн. наук. Н. Новгород: НГАСУ, 1999. 47 с.
53. Селезнёв В.А., Селезнёва А.В. Методика расчета предельно допустимых сбросов и временно согласованных сбросов веществ в поверхностные водные объекты со сточными водами (проект) // Экол. и промышл. России. 1998. № 12. С. 32-36.
54. Селезнёв В.А., Селезнёва А.В. Опыт экологического нормирования качества воды в бассейне Средней и Нижней Волги // Известия Самарского научного центра РАН. 2011. Т. 13, № 5. С. 26-31.
55. Селезнёв В.А., Селезнёва А.В., Рахуба А.В. От мониторинга к регулированию антропогенного воздействия на качество вод водохранилищ Волжско-Камского каскада // ИЭВБ РАН Основные итоги и перспективы научных исследований. Тольятти: ИЭВБ РАН, 2003. С. 55-69.
56. Селезнёва А.В. Экологическое нормирование антропогенной нагрузки на водные объекты. Самара: Самар. НЦ РАН, 2007. 107 с.
57. Селезнёва А.В. Разработка превентивных мер борьбы с «цветением» воды на крупных водохранилищах // Экол. и промышл. России. 2010. № 7. С. 38-43.
58. Селезнёва А.В., Беспалова К.В., Селезнёв В.А. Разработка бассейновых нормативов качества воды (на примере водных объектов Нижней Волги) // Водное хозяйство России. 2013. № 2. С. 42-53.
59. Селезнёва А.В., Селезнёв В.А. Проблемы восстановления экологического состояния водных объектов // Водное хозяйство России. 2010. № 2. С. 28-44.
60. Сладечек В. Общая биологическая схема качества воды // Санитарная и техническая гидробиология. М.: Наука, 1967. С. 26-31.
61. Трифонова И.С. Оценка трофического статуса водоема по содержанию хлорофилла «а» в планктоне // Методические вопросы изучения первичной продукции планктона внутренних водоемов. СПб.: Гидрометеиздат, 1993. С. 158-166.
62. Шитиков В.К., Зинченко Т.Д. Комплексные критерии экологического состояния водных объектов: экспертный и статистический подход // Количественные методы экологии и гидробиологии (Сборник научных трудов, посвященный памяти А.И. Баканова). Отв. ред. чл.-корр. РАН Г.С. Розенберг. Тольятти: СамНЦ РАН, 2005. С. 134-148.
63. Шитиков В.К., Зинченко Т.Д., Головатюк Л.В. Оценка качества поверхностных вод по индикаторным видам макрозообентоса // Водные ресурсы. 2004. Т. 31, № 3. С. 354-364.
64. Шитиков В.К., Розенберг Г.С., Зинченко Т.Д. Количественная гидроэкология: методы, критерии, решения: в 2-х кн. М.: Наука, 2005. Кн. 1. 281 с.; Кн. 2. 337 с.
65. Шуйский В.Ф., Максимова Т.В., Петров Д.С. Биоиндикация качества водной среды, состояния пресноводных экосистем и их антропогенных изменений // Сб. научн. докл. VII междунар. конф. «Экология и развитие Северо-Запада России». С.-Петербург, 2-7 авг. 2002 г. СПб.: Изд-во МАНЭБ, 2002. С. 441-451.
66. Яценко-Степанова Т.Н., Немцева Н.В., Игнатенко М.Е. Основные подходы к определению трофности природных водоемов // Бюлл. Оренбургского НЦ УрО РАН (электронный журнал; сайт – <http://elmag.uran.ru>). 2014. № 1. С. 1-7.
67. Barbour M.T., Stribling J.B. A technique for assessing stream habitat structure // Riparian ecosystems in the humid U.S.: Functions, values and management. Washington (D.C.): National Association of Conservation Districts, 1994. P. 156-178.
68. Bashkin V.N. Modern Biogeochemistry. N. Y. et al.: Kluwer Acad. Publ., 2002. 572 p.
69. Critical Loads for Sulphur and Nitrogen / Ed. by Nilsson J., Grennfelt P. Report from a workshop held at Skokloster, Sweden, 19-24 March 1988, Miljørapport 1988, 15. Copenhagen (Denmark): Nordic Council of Ministers, 1988. 418 p.
70. Goodnight C.J., Whitley L.S. Oligochetes as indicators of pollution // Proc. 15th Int. Waste Conf., Purdue Univ. Ext., Sec. 1961. V. 106. P. 139-142.
71. Kozlov M.Y., Bashkin V.N., Golinet O.M. Uncertainty analysis of critical loads for terrestrial ecosystems in Russia // Water, Air, & Soil Pollution. 1995. V. 85, No. 4. P. 2559-2564.

72. *Pantle R., Buck H.* Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse // Gas- und Wasserfach. 1955. Bd. 96, No. 18. 604 s.
73. *Pautova V.N., Nomokonova V.I.* Phytoplankton biomass in the Volga River reservoirs // Intern. Rev. Hydrobiol. 1998. V. 83. P. 471-476.
74. *Reynoldson T.B., Zarll M.A.* The biological assessment of contaminated sediments – the Detroit River example // Hydrobiologia. 1989. V. 188, No 189. P. 463-476.

**AGAIN ABOUT WATER QUALITY, BIOINDICATION AND ENVIRONMENTAL
REGULATION OF ANTHROPOGENIC IMPACT ON HYDROECOSYSTEMS
LOWLAND RESERVOIRS**

© 2015 V.I. Popchenko, G.S. Rozenberg, V.K. Shitikov

Institute of Ecology of the Volga River Basin of the RAS, Togliatti

Biological assessment of water quality of the Middle and Lower Volga and the problems of regulation of impacts on aquatic ecosystems are discussed. Examples of bioindication of parameters of water quality on the oligochaeta communities and benthic invertebrates in general are given. Features of the existing methods for the development of standards for acceptable impact on the environment and the allowable discharge of wastewater are discussed.

Key words: bioindication, environmental permitting, water quality, waste water, the standard of acceptable exposure.