

А.Г. Кочарян, И.П. Лебедева, С.Н. Шашков

НОРМИРОВАНИЕ ДОПУСТИМОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ АНТРОПОГЕННОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ ДЛЯ ОБЕСПЕЧЕНИЯ ИХ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО БЛАГОПОЛУЧИЯ

Сформулированы недостатки системы оценки качества воды на основе предельно-допустимых концентраций загрязняющих веществ. Предложена методология количественного определения величины нормативно допустимого воздействия антропогенного загрязнения на водные объекты, основанная на изучении связи параметров, характеризующих качество воды и состояние водных экосистем. Показана возможность оценки роли диффузного загрязнения в формировании химического стока в водных объектах.

В условиях растущего антропогенного воздействия на окружающую среду, проявляющегося прежде всего в интенсификации процессов ее загрязнения химическими веществами, происходит деградация природных экосистем. Несмотря на то, что в Федеральном законе РФ «Об охране окружающей среды» от 10.01.2002 № 7 – ФЗ записано, что хозяйственная деятельность, оказывающая воздействие на окружающую среду, должна осуществляться на основе принципов приоритета сохранения естественных экологических систем, природных ландшафтов, природных комплексов и сохранения биологического разнообразия, острота экологических проблем в стране не уменьшается. Одной из причин такого положения является слабость существующей в России нормативной базы. В основе принятой современной концепции регламентации техногенных нагрузок лежит представление о предельно допустимых концентрациях, гарантирующих безопасное использование водных объектов. И единственным нормативно-правовым критерием оценки качества воды являются ПДК загрязняющих веществ. Нормативы допустимых воздействий (НДВ) и нормативно-допустимых сбросов сточных вод (НДС) ориентированы на достижение эколого-рыбохозяйственных и санитарно-гигиенических ПДК.

В последние годы идеология установления нормативов на основе ПДК подверглась серьезной критике. Недостатки системы оценки качества воды на основе ПДК можно сформулировать так:

- идеология ПДК основывается на оценках воздействия веществ только на организменном уровне, перенос оценки на популяционный и экосистемный уровни некорректен;

- система ПДК едина для всей территории России, не учитывается разнообразие геологических, географических, климатических, гидрологических условий и глубокие региональные различия в степени и характере хозяйственного освоения территории; вопрос о переходе на региональные нормативы практически не решен. При этом региональные нормативы должны учитывать не только наличие биогеохимических провинций, но и особенности географических зон;

- система ПДК не учитывает всей совокупности факторов, действующих на экосистему, – синергизма и антагонизма различных веществ, теплового режима водного объекта, форм существования загрязняющих веществ, имеющих разную токсичность, режима течений и т.п.;

- на смесовые вещества устанавливается ПДК, при котором не превышаются нормативы ни на один из его компонентов, при этом не учитываются формы их миграции в природных водах;

- система ПДК не позволяет оценить эффект длительности воздействия повышенных и высоких концентраций веществ на экосистему водного объекта;

- для многих веществ, включенных в списки ПДК, отсутствуют методы контроля.

Самые современные системы очистки не могут обеспечить нормативное качество вод в водных объектах. Очистные сооружения глубокой доочистки, которые могут обеспечить соблюдение нормативов, стоят очень дорого и большинству водопользователей не по карману. Создание и повсеместное внедрение новых ресурсосберегающих технологий основного производства – перспектива не близкая, процесс осуществления может затянуться на два десятилетия. А в настоящее время необеспеченность технологических решений и экономическая нецелесообразность привели к тому, что значительная часть сточных вод сбрасывается вообще без очистки, а остальные поступают в водные объекты недостаточно очищенными. Таким образом, существующая нормативная база не обеспечивает сохранения биологического разнообразия экосистем, хорошего качества воды в водных объектах, подверженных антропогенному воздействию.

Поэтому в настоящее время необходимо вести поиски альтернативных вариантов. В гигиеническом нормировании используются принципы, критерии и методы обоснования региональных нормативов, учи-

творяющих комплексное воздействие на организм веществ, поступающих разными путями и способами. Региональные нормативы химических веществ измеряются допустимой суточной дозой – максимальной безвредной суточной дозой потребления химического вещества, которая при комплексном поступлении в организм в течение всей жизни не оказывает прямого или опосредованного влияния на здоровье человека.

Для природных водных объектов первоочередной задачей является обоснование методов расчета величины допустимой антропогенной нагрузки или нормативно допустимого воздействия.

Нормативы допустимого воздействия (НДВ) должны устанавливаться для водного объекта или его водохозяйственного участка прежде всего для сохранения биологического разнообразия его экосистемы и обеспечения ее устойчивого функционирования. Они позволяют установить безопасный уровень содержания загрязняющих веществ, гарантирующий сохранение и устойчивость параметров экосистемы в условиях антропогенного воздействия на водный объект.

Казалось бы, в основе определения НДВ должна лежать количественная оценка отклика экосистемы на конкретный уровень загрязнения вод водного объекта, но согласно статьям 20, 22 и 27 Федерального закона № 7 – ФЗ от 10.01.2002 «Об охране окружающей среды» нормативы допустимого воздействия на водные объекты устанавливаются на основе нормативов качества воды. Уйти от системы ПДК пока не удастся.

Рассмотрим возможные пути решения этой проблемы без использования современной системы ПДК и в условиях отсутствия законченной теории экологического нормирования.

Для водных организмов воздействие токсических веществ зависит не только от форм их существования, но и от физико-химических параметров воды – температуры, минерализации, соотношения главных ионов, наличия органических соединений, щелочно-кислотного равновесия. Поэтому необходимо установление эколого-рыбохозяйственных ПДК приоритетных веществ для каждой географической зоны или крупной биогеохимической провинции. Однако даже улучшенная система территориальных ПДК остается только системой критериев состояния организмов. В настоящее время все более очевидным становится необходимость изучения реакций надорганизменного уровня, т.е. откликов на антропогенное загрязнение популяций и экосистемы в целом. Хорошо известно, что биоценозы, особенно водные, реагируют на изменения окружающей среды целым комплексом приспособленческих реакций,

причем на разных иерархических уровнях организации живого эти реакции различны. Отсюда понимание того, что научное обоснование системы ограничений антропогенных нагрузок на водные экосистемы должно базироваться на экологических критериях, позволяющих определять допустимые пределы изменчивости параметров экосистем и соответственно ограничивать антропогенные нагрузки до их допустимых пределов.

Какие же параметры экосистемы должны оцениваться для определения НДСВ? Данные существующего в стране гидробиологического мониторинга позволяют рассчитывать следующие интегральные характеристики: количество систематических групп, общее число видов организмов, общую численность зооценоза, информационный индекс Шеннона для оценки разнообразия в экосистеме, биотический индекс Вудивисса, олигохетный индекс, количество индикаторов уровней загрязнения, вариабельность динамики биомассы.

При загрязнении водного объекта или эвтрофикации происходят структурные изменения в экосистеме: снижается индекс разнообразия Шеннона, снижается численность хищников и фильтраторов, растёт вариабельность динамики биомассы, уменьшаются баллы биологического индекса Вудивисса, растёт олигохетный индекс, растёт продуктивность. Имеют место корреляционные связи между гидрохимическими и гидробиологическими показателями, что позволяет составлять уравнения регрессии, оценивающие эти связи. Опыт применения такого подхода на р. Проня показал наличие линейных связей между биологическими и гидрохимическими показателями (Седякин, 2004). Было выявлено, что биота реагирует на те вещества, концентрации которых в водах превышает их фоновые содержания. Такой подход позволяет ранжировать загрязняющие вещества по их воздействию на гидробиологические показатели. Методами продукционной гидробиологии установлены связи между индексом разнообразия и БПК₅, бихроматной окисляемостью, рН, величиной первичной продукции в водных объектах разной продуктивности (Алимов, 2001).

Наличие уравнений регрессии, описывающих связи между гидрохимическими и гидробиологическими параметрами, позволяет количественно оценить целевые показатели качества воды, достижение которых обеспечит выбранный уровень благополучия экосистемы в конкретных водохозяйственных участках водного объекта. Для выбора уровня благополучия экосистемы можно воспользоваться классификацией качества воды водоемов и водотоков по гидробиологическим и микробиологическим показателям (табл.).

Таблица. Классификация качества воды водоемов и водотоков по гидробиологическим и микробиологическим показателям

Класс качества воды	Степень загрязненности воды	Гидробиологические показатели			Микробиологические показатели		
		По фитопланктону, зоопланктону, перифитону	По зообентосу		Общее количество бактерий, 10^6 кл/см ³ (кл/мл)	Количество сапрофитных бактерий, 10^3 кл/см ³ (кл/мл)	Отношение общего количества бактерий к количеству сапрофитных бактерий
			Отношение общей численности олигохет к общей численности донных организмов, %	Биотический индекс по Вудвису, баллы			
I	Очень чистые	Менее 1,00	1 – 20	10	Менее 0,5	Менее 0,5	Менее 10^3
II	Чистые	1,00 – 1,50	21 – 35	7 – 9	0,5 – 1,0	0,5 – 5,0	Более 10^3
III	Умеренно загрязненные	1,51 – 2,50	36 – 50	5 – 6	1,1 – 3,0	5,1 – 10,0	$10^3 – 10^2$
IV	Загрязненные	2,51 – 3,50	51 – 65	4	4,1 – 5,0	10,1 – 50,0	Менее 10^2
V	Грязные	3,51 – 4,00	66 – 85	2 – 3	5,1 – 10,0	50,1 – 100,0	Менее 10^2
VI	Очень грязные	Более 4,00	86 – 100 или макробентос отсутствует	0 – 1	Более 10,0	Более 100,0	Менее 10^2

Примечание. Допускается оценивать класс качества воды и как промежуточный между вторым и третьим (II–III), третьим и четвертым (III–IV), четвертым и пятым (IV–V).

Наилучшим решением будет определение целевых показателей качества воды по результатам измерений на границах участков рассматриваемого водного объекта, где экосистема находится в удовлетворительном состоянии. Очевидно, что при превышении таких целевых показателей качества воды водная экосистема изменится на недопустимую величину.

В случае эвтрофирования могут быть использованы методы математического моделирования для определения нормативной допустимой нагрузки биогенных элементов на экосистемы водных объектов.

Норматив допустимой нагрузки по химическим загрязняющим веществам равен суммарной массе этих веществ, поступающих от сосредоточенных и диффузных источников в водный объект, обеспечивающей найденные целевые показатели качества воды и экологическое благополучие этого объекта. В соответствии с этим необходимо определить норматив допустимой нагрузки с помощью методов обратной задачи – по гидрохимическим показателям определяется антропогенная нагрузка и оценивается вклад сосредоточенных (контролируемых) и диффузных (неконтролируемых) источников в общую антропогенную нагрузку. Количество загрязняющих веществ, поступающих от сосредоточенных источников, определяется по материалам 2ТП-водхоз.

Значительный вклад в загрязнение водных объектов вносят диффузные источники загрязнения. Это поступление загрязняющих веществ с поверхностным и подземным стоком с городских территорий, поступление с атмосферными осадками, загрязнения от производства сельхозпродукции и транспорта. Загрязняющие вещества попадают в водные объекты разнообразными путями и контролировать эти процессы невозможно.

Огромный диапазон изменения концентраций загрязняющих веществ, изменчивость и непостоянство химического состава вод, поступающих с поверхностным и подземным стоком с водосбора, делают прямые методы оценки выноса загрязняющих веществ нецелесообразными. Кроме того, совершенно не изучены процессы перехвата веществ экотонными ландшафтами и водоохранными зонами, и количественно оценить их барьерные функции практически невозможно. Поэтому оценивать вклад диффузных источников в загрязнение водных объектов можно с помощью балансовых методов, основанных на данных мониторинга (Сафронова и др., 1997).

Для решения поставленной задачи использовалась одномерная модель распространения неконсервативных компонентов (Сафронова и др., 1997). Для стационарных условий изменение концентрации неконсервативного ЗВ по длине реки записывается в виде:

$$C(x) = C_0 \{ [Q_0 / Q(x)]^a \} + (r + C_s q_s) / (q + q_a + kf) \{ 1 - [Q_0 / Q(x)]^a \}, \quad (1)$$

где: $C(x)$ – концентрация неконсервативного вещества в расчетном створе; $C_0 = C(0)$; $Q(x) = Q_0 + q_x$ – расход воды в расчетном створе в сечении x ; $Q_0 = Q(0)$ – расход воды в начале расчетного участка; q – удельное приращение расхода ($q = q_d - q_a + q_s - q_e$); q_d – удельный путевой приток воды из рассредоточенных источников (подземных, поверхностных вод, за счет водообмена с мелководьями); q_a – удельные путевые потери воды на водопотребление, фильтрацию, водообмен с мелководьем; q_s – удельный путевой приток из сосредоточенных источников (контролируемые сбросы); q_e – удельные путевые потери на испарение и льдообразование; r – удельный путевой приток вещества из диффузных источников; C_s – концентрация вещества в сосредоточенных источниках; k – коэффициент неконсервативности вещества; f – средняя (по длине) площадь живого сечения; a также $a = (q_0 - q_e + q_s + k) / q$. Формула (1) выведена и применялась для прогнозирования качества воды с 1980 г. Т.Г. Войничем-Сяноженцем (ВНИИ Водгео, г. Москва).

В уравнении (1) все параметры, кроме k и r , измеряются или рассчитываются на основе доступных данных мониторинга. Соотношение (1) используется для параметрической идентификации модели путем расчета k и r .

Для оценки мощности диффузных источников и интенсивности процессов самоочищения решается задача, обратная расчету распределения концентрации по длине водотока в (1): с использованием известного фактического распределения концентрации ЗВ вдоль русла с помощью метода наименьших квадратов определяются значения k и r . В соответствии с данной методикой исследуемый водоток разбивается на участки, границы которых совпадают со створами гидрохимических наблюдений, местами впадения крупных притоков и крупными выпусками сточных вод. Поскольку створы наблюдений разнесены на десятки километров, а перемешивание в свободно текущей реке достаточно сильное, то при такой схематизации выражение, определяющее концентрацию ЗВ на нижней границе i -го участка, можно представить в виде:

$$C_i = p_i C_{Ti} + (1 - p_i) C_{Pi}, \quad (2)$$

где C_{Ti} – транзитная концентрация ЗВ, подходящая к замыкающему створу i -го участка, C_{Pi} – концентрация ЗВ в притоке или в сбросе сточных вод, $p_i = (Q_i - Q_{ni}) / Q_i$ – коэффициент полного перемешивания

вания, Q_p – расход основного русла в расчетном створе, Q_{ni} – расход притока (сброса) в расчетном створе.

С учетом неконсервативности потока на i -м участке и диффузного поступления ЗВ выражение для C_i в замыкающем створе можно записать в виде

$$C_i = r/D_i + (C_{i-1} - r/D_i) * B_i, \quad (3)$$

$$\text{где } D_i = q_i + q_{ai} + kf_i; \quad B_i = (Q_{i-1} / (Q_i - Q_{ni}))^{Di/q}.$$

Зная удельный путевой приток воды q из рассредоточенных источников, удельные рассредоточенные путевые потери воды $q_a + q_e$, удельный путевой приток из сосредоточенных источников (контролируемые сбросы) q_s , можно рассчитать концентрацию в выходном створе. Приведенная расчетная схема позволяет решать как прямую, так и обратную задачи гидрохимических расчетов:

– расчет концентрации ЗВ в расчетных створах при известных значениях k и r ;

– определение k и r на основе данных о фактических концентрациях в расчетных створах.

При решении обратной задачи используется метод наименьших квадратов, т.е. требуется наличие определенной статистики данных, входящих в расчетную формулу (3).

Значение k определяется при минимизации значения функционала

$$\Phi(k) = \sum \alpha_i (C_{fi} - RH_i - C_0 F_i - U_i - M_i)^2, \quad (4)$$

где C_{fi} – измеренное значение (математическое ожидание) концентрации ЗВ в i -том створе, полученное при обработке данных наблюдений, α_i – весовой коэффициент, зависящий от степени надежности используемых данных, нами принимаемый равным 1, C_0 – значение концентрации ЗВ в головном створе,

$$H_i = p_i(1 - B_i) / D_i + \sum_{j=2}^{j=i-1} [(1 - B_j) p_j / D_j \prod_{m=j+1}^{m=i} p_m B_m],$$

$$F_i = p_i \prod_{m=2}^{m=i} p_m B_m,$$

$$U_i = \sum_{j=1}^{j=i} [C_{nj}(1 - p_j) * \prod_{m=j+1}^{m=i} p_m B_m],$$

$$M_i = C_{ni} / (1 - p_i).$$

Средняя мощность диффузных источников r при вычисленном значении k определяются по следующему соотношению:

$$r = Y / Z,$$

где $Y = \Sigma(\alpha_i F_i^2) \Sigma[H_i(C_{fi} - U_i - M_i) \alpha_i] - \Sigma(\alpha_i F_i H_i) \Sigma[F_i C_{fi} - U_i - M_i) \alpha_i]$,

$$Z = \Sigma(\alpha_i F_i^2) \Sigma(\alpha_i H_i^2) - [\Sigma(\alpha_i F_i H_i)]^2.$$

$$C_0 = \Sigma[F_i(C_{fi} - U_i - M_i) \alpha_i] / \Sigma(\alpha_i F_i^2) - R \Sigma(\alpha_i F_i H_i) / \Sigma(\alpha_i F_i^2).$$

Параметры k и r при надежной исходной информации могут использоваться для прогнозных расчетов.

Если позволяют информационные ресурсы, то одновременное определение путевого притока загрязняющих веществ и параметра неконсервативности целесообразно заменить на определение одного параметра неконсервативности. Это связано с большими вычислительными погрешностями, возникающими при использовании вышеизложенного алгоритма. В настоящее время пионерные работы по определению НДВ ведутся в нескольких организациях России. Появившийся опыт позволяет выявить три повсеместно распространенные ошибки.

Во-первых, делаются попытки определить целевые показатели качества воды по функции распределения вероятности наблюдаемых концентраций. В качестве критерия приемлемости используется достаточно низкое значение вероятности: 0,05 или 0,25. Цель – сохранение нормативного состояния экосистем – при этом потеряна, и получаемый результат можно трактовать лишь как «минимальная концентрация в загрязненном водном объекте, например, 5%-ной вероятности»; будет ли при этом экосистема в нормативном состоянии – неизвестно.

Во-вторых, используется концепция неуправляемых антропогенных источников загрязнения. Обычно в число неуправляемых попадают все диффузные источники загрязняющих веществ. В результате НДВ, вычисленный только по данным о сосредоточенных сбросах сточных вод, как правило, не позволяет достичь нормативного качества воды и дезориентирует систему охраны вод. Любая антропогенная деятельность может быть нормирована. Проблема заключается в систематизации сведений о технологиях предотвращения диффузного поступления загрязняющих веществ.

В-третьих, при расчетах НДВ игнорируются внутриводные процессы: как самоочищения, так и вторичного загрязнения. В результате, расчетные зависимости не могут быть верифицированы и по общепринятым критериям не должны применяться в практике. В то же время методики учета внутриводных процессов интенсивно развивались в нашей стране и за рубежом, начиная с 70-х годов двадцатого века.

Из последнего замечания не следует, что полная теория внутри-водных процессов создана и любые параметры можно оценить расчетным путем. Обсуждаемые процессы бесконечно разнообразны и при их оценке для конкретного водного объекта неизбежен этап натурных исследований (специальных изысканий). Теоретические построения дают лишь общую структуру модели, но не значения ее параметров.

Таким образом, практическое определение НДВ для бассейнов Российской Федерации ведется параллельно с разработкой теории бассейнового нормирования.

Литература

1. *Алимов А.Ф.* Элементы теории функционирования водных экосистем. СПб.: Наука, 2001. 139 с.
2. *Сафронова К.И., Веницианов Е.В., Кочарян А.Г., Майроновский Ф.Г., Максимов А.В., Шашков С.Н.* Структура и информационное обеспечение системы контроля качества поверхностных вод // Водные ресурсы. 1997. №6. С. 711–717.
3. *Седякин В.П.* Информационное обеспечение оценки экологического состояния средних рек в условиях современной антропогенной нагрузки (на примере реки Проня): Автореф. дисс. ... на соиск. уч. ст. к.г.н. М., 2004. 24 с.

A.G. Kocharyan, I.P. Lebedeva, S.N. Shashkov

STANDARDIZATION OF THE LEVEL OF ACCEPTABLE ANTHROPOGENIC WATER BODY POLLUTION TO ENSURE ITS ECOLOGICAL WELL-BEING

The drawbacks of water quality system assessment were stated on the basis of most acceptable concentrations of polluting substances. The methodology of quantitative assessment of the level of acceptable anthropogenic pollution on water bodies was offered. This methodology is based on the studies on the links among the parameters characterizing water quality and the state of water ecosystems. The possibility of the assessment of the diffusive pollution role in the chemical run-off formation in water bodies was shown.