

УДК 574.3:57.042

## ПОДХОДЫ К НОРМИРОВАНИЮ КАЧЕСТВА ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ. ЗАКОНОДАТЕЛЬНЫЕ И НАУЧНЫЕ ОСНОВЫ СУЩЕСТВУЮЩИХ СИСТЕМ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО НОРМИРОВАНИЯ

© 2012 г. Д. В. Рисник<sup>1</sup>, С. Д. Беляев<sup>2</sup>, Н. Г. Булгаков<sup>1</sup>, А. П. Левич<sup>1</sup>, В. Н. Максимов<sup>1</sup>, С. В. Мамихин<sup>1</sup>, Е. С. Милько<sup>1</sup>, П. В. Фурсова<sup>1</sup>, Е. Л. Ростовцева<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова

<sup>2</sup> ФГУП Российский научно-исследовательский институт комплексного использования и охраны водных ресурсов, Екатеринбург

E-mail: bulgakov@chronos.msu.ru

Описаны основные методические подходы к экологическому нормированию вредных воздействий в природных объектах, юридически закрепленные в природоохранном законодательстве России и зарубежных стран. Описаны особенности и недостатки применяемых в России нормативов предельно допустимых концентраций (ПДК) загрязняющих веществ и базирующихся на них нормативов допустимых сбросов и нормативов допустимых воздействий. Обсуждена эффективность применения распространенных интегральных индексов, основанных на найденных в лаборатории ПДК, для оценки качества вод.

*Ключевые слова:* нормирование, законодательство, Водный кодекс РФ, закон “Об охране окружающей среды” РФ, Закон о чистой воде США, Рамочная Водная Директива ЕС, проблемы ПДК, индексы загрязнения, оценка качества среды.

### ЗАКОНОДАТЕЛЬНЫЕ ОСНОВЫ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО НОРМИРОВАНИЯ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

*Системы экологического нормирования Российской Федерации*

Экологическое нормирование является ключевой проблемой в формировании экологической безопасности России (Розенберг и др., 2011). 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 экосистем (Израэль, 1984). Экологическое нормирование предполагает учет так называемой предельно допустимой нагрузки на экосистему. Допустимой считают такую нагрузку, 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 (Израэль, 1984).

Согласно Федеральному закону “Об охране окружающей среды” (Об охране окружающей среды..., 2002), (ст. 19), “Нормирование в области окружающей среды осуществляется в целях государственного регулирования воздействия хозяйственной и иной деятельности на окружающую среду, гарантирующего сохранение благоприятной окружающей среды и обеспечение экологической безопасности. Нормирование в области охраны окружающей среды заключается в установлении нормативов качества окружающей среды, нормативов допустимого воздействия на окружающую среду при осуществлении хозяйственной и иной деятельности, иных нормативов в области охраны окружающей среды, а также государственных стандартов и иных нормативных документов в области охраны окружающей среды”.

*Законодательство до 2007 г.* Нормирование качества воды в водных объектах (ВО) и норми-

рование водопользования, начиная с 1974 г. и до принятия Водного кодекса Российской Федерации (Водный кодекс РФ..., 2006), базировалось на “Правилах охраны поверхностных вод от загрязнения сточными водами” (Правила охраны поверхностных вод..., 1975, 1991) (далее Правила). Несмотря на то, что после распада СССР были приняты Водный кодекс РФ (Водный кодекс РФ..., 1995), Закон “Об охране окружающей среды” (Об охране окружающей среды..., 2002) и другие нормативно-правовые акты, Правила продолжали использовать как руководство к действию.

В соответствии с Правилами, основная цель охраны вод – защита здоровья населения, благополучие условий водопользования и экологическое благополучие водных объектов. В первую очередь меры по охране ВО предпринимают с целью удовлетворения хозяйственно-питьевых и коммунально-бытовых нужд населения. Нормирование качества воды заключается в установлении допустимых значений показателей её состава и свойств, в пределах которых обеспечивается основная цель.

К нормативам качества природной (в том числе водной) среды относят (Зыков, Чернышов, 2008):

- 1) химические нормативы, в том числе нормативы предельно допустимых концентраций химических веществ, включая радиоактивные вещества;
- 2) физические нормативы, в том числе показатели уровней радиоактивности и тепла;
- 3) биологические нормативы, в том числе показатели видов и групп индикаторных растений, животных, концентрации микроорганизмов;
- 4) иные нормативы качества среды.

Согласно Правилам, все ВО делятся на три типа водопользования: хозяйственно-питьевые, коммунально-бытовые и рыбохозяйственные.

За 15 лет после выпуска Правил не были разработаны и утверждены ни экологические нормы, ни требования к водам, используемым в сельском хозяйстве. Нормирование качества воды в ВО и сброса веществ в ВО со сточными водами было основано на критериях сохранения (восстановления) их пригодности для хозяйственно-питьевого, коммунально-бытового (ХПКБ) и рыбохозяйственного (РХ) использования. Данные критерии основаны на определении в лабораторных условиях предельно допустимых концентраций (ПДК) вредных веществ в ВО (недостатки ПДК подробно рассмотрены в разделе 2.2).

Практически все ВО отнесены к РХ (главным образом, второй категории), несмотря на то что в правилах предусматривался выбор категории.

РХ и ХПКБ нормативы, являясь по сути потребительскими, при всем своём несовершенстве могут использоваться (в соответствии со ст. 18 Федерального закона “О санитарно-эпидемиологическом благополучии населения” (О санитарно-эпидемиологическом благополучии..., 1999)) для ответа на вопросы: о возможности разведения рыбы в данном водоеме без риска для здоровья потребителей, о возможности использования водоема в рекреационных целях и о возможности использования воды для централизованного водоснабжения населения.

В случае несоблюдения ПДК в установленном законом порядке ставят вопрос о запрете соответствующего вида деятельности. Например, при несоответствии требований ПДК-ХПКБ использование такого источника водоснабжения должно быть запрещено соответствующими контрольными органами.

В Правилах учтено влияние высоких значений природных факторов, т.е. если в водном объекте под воздействием природных факторов по отдельным веществам превышено ПДК, то для него могут устанавливаться региональные нормы качества воды в соответствии с естественными фоновыми концентрациями.

Санитарные требования (ПДК-ХПКБ) к настоящему времени регулируются тремя основными документами: СанПиН 2.1.5.980-00 (СанПиН..., 2001), Гигиенические нормативы ГН 2.1.5.1315-03 (Гигиенические нормативы 1315..., 2003), ГН 2.1.5.1316-03 (Гигиенические нормативы 1316..., 2003). ПДК-РХ регулируются Приказом Федерального агентства РФ по рыболовству №20 от 18.01.2010 г. (Приказ по рыболовству..., 2010), а также Методическими рекомендациями по установлению ПДК (Методические рекомендации..., 1998).

В соответствии с “Методикой разработки нормативов...” (Методика разработки..., 2007) нормативы допустимых сбросов загрязняющих веществ (НДС) устанавливают в виде значений масс веществ, при поступлении которых в ВО от стационарных, передвижных и иных источников (в установленном режиме, с учетом технологических нормативов) обеспечиваются нормативы качества воды ВО. Нормативы качества воды ВО включают: общие требования к составу и свойствам поверхностных вод для различных видов водопользования; перечень ПДК веществ в воде водных объектов питьевого и хозяйственно-бы-

тового водопользования; перечень ПДК веществ для водных объектов рыбохозяйственного значения. В отличие от использовавшихся ранее предельно допустимых сбросов (ПДС), НДС прямо предусматривает учет природных условий: “Если нормативы качества воды в водных объектах не могут быть достигнуты из-за воздействия природных факторов, не поддающихся регулированию, то величины НДС определяются исходя из условий соблюдения в контрольном пункте сформировавшегося природного фоновое качества воды” (Методика разработки..., 2007, ст.1). Однако утвержденных методических подходов к установлению природного фона до сих пор нет.

Система ПДК–ПДС сыграла важную роль в формировании водоохранной политики страны, но, как показывает практика, принципиальные недостатки, определенная противоречивость и формальный субъективный подход при ее применении не позволяют добиться результатов, соответствующих концепции устойчивого развития (минимизации негативного воздействия и поддержания водных объектов в нормальном состоянии (Носаль, 2005)), или хотя бы выйти на уровень водоохранной политики США или ЕС, несмотря на меньшее количество (в сравнении с Россией) определяемых там показателей.

“Закон об охране окружающей среды” предусматривает определение нормативов допустимого воздействия (НДВ) и нормативов допустимой антропогенной нагрузки. Несмотря на то, что методика расчета НДВ утверждена (Методика разработки..., 2007), она не дает инструмента использования полученного значения НДВ при разрешении сброса для предприятий (Беляев, 2008). Методик расчета нормативов допустимого антропогенного воздействия не существует.

*Действующее законодательство (с 2007 г.).* Ключевыми в сфере нормирования состояния ВО являются Закон “Об охране окружающей среды” (Об охране окружающей среды..., 2002) (ООС) и Водный кодекс РФ (Водный кодекс РФ..., 2006).

Вступивший в силу в 2006 году ВК содержит ряд новшеств:

– перевод отношений по пользованию водными объектами из административно-правовых в гражданско-правовые;

– детальное содержание и роль гидрографического и водохозяйственного районирования территории РФ и Схем комплексного использования и охраны водных объектов;

– детальное описание общих требований по использованию водохранилищ;

– увязку требований к сточным водам с требованиями технических регламентов;

– наличие прямых норм по установлению водоохранных зон и прибрежных защитных полос, по режимам хозяйственной и иной деятельности на них;

– законодательное установление 20 бассейновых округов и др.

Однако реализация части новшеств в настоящее время затруднена по причине недостаточно четкой формулировки целого ряда положений и обилия отсылочных норм, которые не обеспечены соответствующими нормативными правовыми актами (Беляев, 2008).

Целевые показатели качества (ЦПК) в ВО разрабатывают уполномоченные Правительством Российской Федерации органы исполнительной власти для каждого речного бассейна или его части с учетом его природных особенностей и целевого использования. ЦПК утверждают в порядке, установленном Правительством РФ.

В соответствии с ВК, схемы комплексного использования и охраны водных объектов (СКИОВО) “являются основой осуществления водохозяйственных мероприятий и мероприятий по охране водных объектов, расположенных в границах речных бассейнов” (Водный кодекс РФ..., 2006, ст. 33, ч. 1). СКИОВО “являются обязательными для органов государственной власти, органов местного самоуправления” (Водный кодекс РФ..., 2006, ст. 33, ч. 5). Таким образом, вопрос методического обеспечения СКИОВО становится одним из приоритетов при разработке механизмов реализации ВК.

В рамках СКИОВО устанавливаются:

1) ЦПК воды в водных объектах на период действия этих схем;

2) перечень водохозяйственных мероприятий и мероприятий по охране водных объектов.

Кроме того, ст. 35 ВК декларирует общие принципы управления состоянием ВО на основе установления и соблюдения нормативов допустимого воздействия (НДВ) и ЦПК воды ВО. Нормирование допустимых воздействий разрабатывают на основании предельно допустимых концентраций химических веществ, радиоактивных веществ, микроорганизмов и других показателей качества воды в водных объектах. Их утверждение осуществляют в порядке, определяемом Правительством РФ. ЦПК воды в водных объектах разрабатывают уполномоченные Правительством РФ федеральные органы исполнительной власти для

каждого речного бассейна или его части с учетом природных особенностей речного бассейна, а также с учетом условий целевого использования водных объектов, расположенных в границах речного бассейна (ст. 35 ВК).

Говоря о новой редакции ВК, нельзя не отметить, что к моменту вступления его в силу многие ключевые механизмы его правоприменения, в том числе и методическое обеспечение нормирования воздействий на ВО (в первую очередь – сброса сточных вод) и качества воды в водных объектах, не были готовы, что привело к серьезным проблемам в водохозяйственном управлении (Беляев, 2008). Для предоставления водного объекта в пользование, например, с целью сброса сточных вод, не было утвержденного порядка расчета нормативов допустимых сбросов (НДС) и НДСВ. Ключевые вопросы получения данных нормативов остаются до сих пор не проясненными. Основная причина кроется в некорректности формулировки НДСВ, приведенной в Постановлении Правительства РФ от 30 декабря 2006 г. № 881 “О порядке утверждения нормативов допустимого воздействия на водные объекты”: “Установить, что нормативы допустимого воздействия на водные объекты (допустимого совокупного воздействия всех источников, расположенных в пределах речного бассейна или его части, на водный объект или его часть) разрабатывает Федеральное агентство водных ресурсов...” (ст. 1). Недостатки приведенного определения и пути их устранения с учетом требований федерального закона от 10 января 2002 г. № 7-ФЗ “Об охране окружающей среды” приведены в статье С.Д.Беляева (Беляев, 2007). Как альтернатива, предлагается устанавливать НДСВ конкретному водопользователю, а учет допустимой антропогенной нагрузки (совокупного воздействия), трактовать как необходимость учета других действующих/планируемых точечных и диффузных источников воздействия на расчетный участок водного объекта при расчетах НДСВ.

В.Н. Кузьмич (Кузьмич, 2011) предлагает вместо бассейновых НДСВ определять величину фактической и допустимой антропогенной нагрузки (ДАН) на водный объект всех источников воздействия, как регулируемых (сбросы), так и не регулируемых (стоки с загрязненной территории). Эта работа должна быть обеспечена методами расчета величины ДАН конкретно по каждому виду воздействия (химическому, физическому, биологическому). Известно, что поступление, например, веществ с загрязненной территории по бассейнам многих рек может составлять до 90% величины

фактической совокупной антропогенной нагрузки на водный объект.

В то же время разработка норматива ДАН как показателя совокупного воздействия регулируемых источников также не имеет смысла, поскольку этот норматив не подлежит регулированию, невозможно осуществить государственный контроль этого норматива. Понятно, что регулированию и контролю подлежат только сбросы конкретных предприятий, причем разработанные на основе показателей внедряемой наилучшей доступной технологии (технических средств).

Основным документом нормирования качества воды в ВО в настоящее время является Закон “Об охране окружающей среды” (Об охране окружающей среды..., 2002) (ООС). ООС дает основные определения:

- нормативов в области охраны окружающей среды, как нормативов качества окружающей среды и нормативов допустимого воздействия на нее, при соблюдении которых обеспечивается устойчивое функционирование естественных экологических систем и сохраняется биологическое разнообразие;
- нормативов качества окружающей среды как нормативов, установленных в соответствии с физическими, химическими, биологическими и иными показателями для оценки состояния окружающей среды и при соблюдении которых обеспечивается благоприятная окружающая среда;
- предельно допустимых концентраций химических веществ, в том числе радиоактивных, иных веществ и микроорганизмов, как нормативов, установленных в соответствии с показателями предельно допустимого содержания химических веществ, в том числе радиоактивных, иных веществ и микроорганизмов в окружающей среде и несоблюдение которых может привести к загрязнению окружающей среды, деградации естественных экологических систем;

“При установлении нормативов качества окружающей среды учитываются природные особенности территорий и акваторий, назначение природных объектов и природно-антропогенных объектов, особо охраняемых территорий, в том числе особо охраняемых природных территорий, а также природных ландшафтов, имеющих особое природоохранное значение” (ООС, ст. 21).

Таким образом, в рамках ООС в применении к ВО под ПДК понимают значения химических показателей качества воды в ВО, при которых со-

храняются естественные экологические системы с учетом природных особенностей и назначения ВО.

Одной из причин недостаточной эффективности водоохранной политики России является отсутствие долгосрочных целей и сроков решения задач улучшения состояния водных объектов.

В США и Европе раньше осознали необходимость более четкой формулировки целей и сроков; все программы США и Европы рассчитаны, как правило, на 10–15 лет. Так например, Закон “О чистой воде” США 1972 г. предусматривал: 1) прекращение сброса загрязняющих веществ в судоходные водные объекты к 1985 г. и 2) достижение к 1 июля 1983 г. качества воды, благоприятного для рыб, ракообразных, диких животных, а также для целей рекреации там, где это возможно.

Рамочная Водная Директива ЕС (Directive 2000/60/ЕС) устанавливает в качестве общей цели защиту, улучшение и восстановление всех поверхностных водных объектов с целью достижения хорошего состояния поверхностных вод не позднее чем через 15 лет после вступления в силу данной Директивы. Для большей точности в Директиве приведены: определение того, какое состояние водного объекта считается хорошим; порядок установления параметров хорошего состояния.

И первый, и второй из упомянутых документов содержат условия, при которых указанные сроки могут быть перенесены. Анализ хода реализации как американского, так и европейского документа показывает, что сроки в большом числе случаев не выдерживаются. Но при этом в результате четкой установки целей и сроков с ними можно сравнивать достигнутые показатели, и концентрировать большие усилия в самых проблемных направлениях.

#### *Системы экологического нормирования за рубежом*

Первая половина 1970-х гг., согласно обзору Е.Л. Воробейчика с соавторами (Воробейчик, 1994), может считаться началом целенаправленной широкомасштабной деятельности в мире по стандартизации и нормированию неблагоприятных воздействий. Именно в начале 1970-х гг. началось формирование структур управления природопользованием в развитых странах мира. Водные экосистемы вошли в перечень первоочередных объектов охраны наряду с лесами.

*США.* Деятельность по охране природы в США и многих других странах мира регламентирована положениями эколого-экономического регулирования Environmental Impact Assessment (EIA). EIA основана на системе нормативов ПДК, квотах на выбросы для близко расположенных источников загрязнения и на стандартах качества окружающей среды (The air quality..., 1986). В EIA основной упор сделан на экономическое регулирование антропогенного воздействия на природу. Как выяснилось, экономические меры являются гораздо более эффективным рычагом управления и контроля, нежели административное принуждение и прямой контроль (Быстрова, 1980; цит. по Воробейчик и др., 1994).

Основополагающим федеральным законом в плане нормирования в ВО в США является “Закон о чистой воде”, принятый в 1972 г. Агентство по охране окружающей среды (Environmental Protection Agency, EPA) является Федеральным органом, осуществляющим в различных штатах США координацию действий по охране и восстановлению ВО, включая вопросы нормирования. В соответствии с Кодексом федеральных правил (Code of Federal Regulations..., 2005), в обязанности EPA входит публикация рекомендованных значений стандартов и критериев качества вод.

Цель принятия “Закона о чистой воде” – восстановление и поддержание химической, физической и биологической целостности поверхностных водных объектов на уровне, обеспечивающем сохранение и воспроизведение рыб, водных организмов и дикой природы, а также рекреационного потенциала водных объектов. В качестве инструмента контроля процесса достижения этой цели выступает система стандартов качества воды (Water Quality Standards). Данная система включает в себя следующие элементы:

- виды водопользования (Designated Uses);
- критерии качества воды (Water Quality Criteria);
- антидеградационная политика (Antidegradation).

Среди видов водопользования выделяют следующие: питьевое водоснабжение, рекреация, поддержание водных форм жизни, сельскохозяйственное водоснабжение, промышленное водоснабжение. Критериями качества воды выступают параметры, отражающие допустимое качество, соответствующее определенному виду водопользования, т.е. физические характеристики вод и допустимые концентрации химических веществ. Антидеградационная политика служит для

исключения возможности снижения показателей качества воды в ВО, превосходящих в лучшую сторону по физико-химическим характеристикам критерии для соответствующего вида водопользования.

Система нормирования в США первоначально была довольно примитивна и отличалась от Российской незначительно, но с 1972 г. претерпела существенные изменения.

Во-первых, было принято решение стремиться к виду водопользования “поддержание водных форм жизни” для всех водных объектов, во-вторых, была предусмотрена возможность учёта региональных особенностей формирования стока, в-третьих, всё большее внимание стало отдаваться биологическим индикаторам состояния ВО, т.е. была признана их решающая роль в интегральной оценке состояния ВО.

Рекомендованные федеральные критерии (нормативы) качества воды EPA регулярно обновляет и публикует на своем сайте (<http://epa.gov/waterscience/criteria/wqcriteria.html>).

Все нормативы разделены на три группы:

- приоритетные загрязняющие вещества (120 позиций),
- неприоритетные загрязняющие вещества (47 позиций),
- вещества, имеющие органолептический эффект (23 позиции – большая часть из этих веществ включена в два предыдущих списка).

Можно отметить тот факт, что число физико-химических показателей качества воды в ВО, по которым установлены нормативы качества, в США на порядок меньше, чем в России.

В приведённых группах нормативы делятся на нормативы кратковременного и долгосрочного воздействия. Нормативы кратковременного воздействия (Criteria Maximum Concentration) представляют собой оценку максимальной концентрации вещества в поверхностных водах, при кратковременном воздействии которых не происходит неприемлемых изменений в сообществе водных организмов. Нормативы долгосрочного воздействия (Criterion Continuous Concentration) – максимальные концентрации, не приводящие к неприемлемым изменениям при неограниченном по времени воздействию.

Для учёта в нормировании региональных природных особенностей территория США разбита на 14 экорегионов, различающихся по физико-географическим условиям формирования стока. Для каждого экорегиона EPA публикует рекомен-

дованные значения нормативов качества по биогенным элементам: общему фосфору и общему азоту.

Установление численных значений нормативов производят путём статистической обработки данных наблюдений за эталонным водным объектом (объектами). В качестве эталонного ВО может быть принят водный объект того же типа, что и исследуемые (глубокий или мелкий водоем, большая (малая) река и т.п.), находящийся в сходных физико-географических условиях и не подверженный ощутимому антропогенному воздействию. Для расчета нормативного значения используют верхний квартиль (75%) распределения наблюдаемых на эталонном ВО значений фактора, т.е. делают допущение, что состояние изучаемого ВО, к которому следует стремиться, может быть на 25% распределения значений фактора хуже эталонного. Если по каким-либо причинам нет возможности получить значения эталонного ВО, установление нормативов проводят на основании данных, собранных по всем ВО исследуемого района. В качестве норматива используют нижний квартиль (25%) распределения наблюдаемых значений, т.е. подразумевают, что состояние изучаемого ВО, к которому следует стремиться, должно быть по крайней мере на 25% распределения значений фактора лучше медианы по всем водным объектам исследуемого района.

*Европейский Союз.* До 2000 года в Европе была распространена система расчета критических нагрузок (КН) веществ-загрязнителей (Танкнаг, 1997) по различным видам водопользования. В качестве примера такой системы можно рассмотреть Директивы ЕС по качеству воды в водных объектах. Первая из них – “для поддержки жизни рыб” (Council Directive 78/659/ЕЕС). Данную Директиву применяли к ВО, определенным членами ЕС, как ВО, качество воды в которых позволяло (или может позволить при сокращении загрязнения) поддерживать естественное разнообразие аборигенных видов рыб или тех видов, которые рассматривались как желательные. Водные объекты “для поддержки жизни рыб” в системе этих нормативов делили на два типа: лососевые и карповые. В свою очередь в каждом из типов нормативы делили на обязательные (которые должны были быть достигнуты в установленные сроки) и желательные (значения нормативов, к которым следовало стремиться).

Вторую Директиву применяли к ВО, используемым для водоснабжения. Она построена по сходной схеме (Council Directive 75/440/ЕЕС). В данной Директиве различали нормативы, соот-

**Таблица 1.** Разделение водных объектов в Дании (1983 г.)

| Разделение водотоков                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                          | Разделение озер и прибрежных вод                                                                                                                                                                                                                                                                                |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| 1) зоны особого интереса;<br>2) зоны нереста и нагула мальков лососевых рыб;<br>3) воды, в которых обитают лососевые;<br>4) воды, в которых обитают карповые;<br>5) водотоки со сбором дренажных вод и водотоки, находящиеся под косвенным воздействием сточных вод;<br>6) водотоки со сборами дренажных и сточных вод;<br>7) водотоки, находящиеся под воздействием сточных вод и не относящиеся к категории рыбохозяйственных;<br>8) водотоки, дренирующие пиритные почвы (низкий рН, осаждение оксидов железа), где фауна сильно поражена. | 1) зоны особого интереса;<br>2) воды для купания и для питьевых нужд;<br>3) воды с естественной разнообразной флорой и фауной;<br>4) озера, подверженные воздействию стоков, эксплуатации подземных вод и другим влияниям, а также озера, подверженные вредному воздействию сельскохозяйственного производства. |

ветствующие трем категориям очистных сооружений:

1) А1 – простая механическая очистка и дезинфекция (быстрые фильтры и дезинфекция);

2) А2 – механическая, химическая очистка и дезинфекция (предварительное хлорирование, коагуляция, флокуляция, отстаивание, фильтрация, окончательное хлорирование);

3) А3 – интенсивная механическая и химическая очистка, расширенная очистка и дезинфекция (хлорирование, коагуляция, флокуляция, отстаивание, фильтрация, адсорбция на активированном угле, дезинфекция, включая окончательное хлорирование/озонирование).

В Директиве приведены нормативы всего для 38 показателей: 6 физических (нормативы пока не определены), 34 химических и 4 микробиологических. При этом обязательных нормативов всего 20, но, как и в Директиве “для поддержки жизни рыб”, подразумевалось, что содержание других вредных веществ в ВО незначительно.

Стоит отметить, что во многих странах ЕС развиты свои системы установления стандартов качества природных вод (Кимстач, 1993; Семин, 2001). Некоторые примеры таких систем, относящиеся к особенностям нормирования абиотических факторов, приведены ниже.

В Бельгийской национальной системе мониторинга каждую отбираемую пробу анализируют примерно по 40 параметрам. Наиболее важные из них – показатели, относящиеся к кислородному балансу воды (КБВ), и показатели содержания тяжелых металлов. Для оценки КБВ рассматривают три ключевых параметра баланса: процент насыщения растворенного кислорода, БПК<sub>5</sub> и со-

держание аммонийного азота. После определения в пробе параметров КБВ, по каждому параметру на экспертной шкале определяют баллы (от 1 до 5 баллов по каждому показателю), которые суммируют для получения суммарного значения КБВ.

Баллы экспертной оценки отдельных параметров КБВ:

– первый балл соответствует проценту насыщения растворенного кислорода – 91–110 %, содержанию БПК<sub>5</sub> – не более 3 мг/л, содержанию аммонийного азота – менее 4 мг/л;

– пятый балл соответствует проценту насыщения растворенного кислорода – не более 30 и более 130 %, содержанию БПК<sub>5</sub> – более 15 мг/л, содержанию аммонийного азота – более 5 мг/л.

Соответственно, качество воды классифицируют от очень хорошего (КБВ = 3–4) до очень плохого (КБВ = 14–15). Пятибалльная шкала классификации вод по тяжелым металлам включает классы с концентрацией, например, кадмия ≤ 20, ≤ 40, ≤ 60, ≤ 80 и > 80 % от среднегодовой.

В Дании с целью нормирования в 1983 г. были выделены группы водных объектов, а также участки с различными водохозяйственными характеристиками (табл. 1).

Для каждого из приведенных выше видов использования вод были установлены экспертные критерии качества, которых необходимо придерживаться, чтобы достичь и сохранить в дальнейшем качество, соответствующее данному виду использования. Например воды, в которых обитают лососевые, должны удовлетворять следующим критериям: температура воды – 20 °С (летом) и 10 °С (зимой), максимальное изменение температуры при тепловом загрязнении – 1 °С,

растворенный кислород – 6–8 мг/л и 9–12 мг/л (в течение 50% времени), рН – 6–9, максимальное изменение рН при сбросе стоков – 0.5, аммиак – менее 0.025 мг/л, хлор – менее 0.004 мг/л, общий цинк – менее 0.3 мг/л, взвешенные вещества – менее 25 мг/л, БПК<sub>5</sub> – не более 3 мг/л, общий аммоний – менее 1 мг/л.

Во Франции в 1975 г. на основе анализа проведенной по всей стране в 1971 г. инвентаризации степени загрязненности водоемов и водотоков была разработана шкала качества поверхностных вод по гидрохимическим показателям. Данная шкала нормирования разделена на 6 классов качества. Наилучшее качество соответствует 1-му классу, наихудшее – 4-му, 5-му или 6-му (в зависимости от оцениваемого показателя). Показатели, подлежащие классификации: температура воды, рН, седиментация, концентрация растворенного кислорода, % насыщения растворённым кислородом, БПК<sub>2</sub>, БПК<sub>5</sub>, окисляемость, концентрации взвешенных веществ, ХПК, хлоридов, сульфатов, солей аммония, нитратов, нитритов, натрия, кальция, ртути, гидрокарбонатов, фенолов, фосфатов, СПАВ.

В Германии (Баварская служба использования вод) химические критерии оценки качества вод основаны на исследованиях, проведенных ранее в США и Шотландии. Используемый метод предполагает измерение ряда химических параметров в пробах воды с последующим представлением полученной комбинации результатов в виде одного числа – химического индекса, характеризующего обобщенное (интегральное) качество воды:

$$CJ = \prod_{i=1}^n q_i W_i$$

где  $n$  – число параметров;  $q_i$  – подиндекс для  $i$ -го параметра (величина между 0 и 100, являющийся функцией желательности от значения  $i$ -го параметра);  $W_i$  – “вес”  $i$ -го параметра (число между 0 и 1), показывающий важность (приоритетность) параметра. При расчете  $CJ$  используют значения 8 параметров – концентрация растворенного кислорода, БПК<sub>5</sub>, температура воды, соли аммония, нитраты, фосфаты, рН, электропроводимость. Воды со значением  $CJ$ , близким к 100, могут быть отнесены к благополучным, а со значением, близким к 0 – к неблагополучным.

В Нидерландах применяют описанный выше КБВ, а также показатель содержания общего фосфора. Причём ПДК  $P_{\text{общ}}$  в Нидерландах равна 0.2 мг/л. Однако с учетом явления эвтрофикации контрольным значением для 6-ти летних месяцев является 0.3 мг/л. В качестве классификато-

ра используют включающую три градации простейшую шкалу сравнения полученного значения концентрации с предельно допустимым значением. Кроме того, в рамках национальной системы мониторинга в Нидерландах ведутся наблюдения за содержанием 6-ти приоритетных металлов: ртути, кадмия, меди, свинца, хрома и цинка. Нормирование содержания металлов осуществляют также по простейшей трехбалльной шкале. Величины ПДК металлов равны: для ртути – 0.5 мкг/л, для кадмия – 2.5 мкг/л, для меди – 50 мкг/л, для свинца – 50 мкг/л, для цинка – 200 мкг/л, для хрома – 50 мкг/л.

В Великобритании реки классифицируют на основе определения критериев качества, необходимого для конкретных видов водопользования и состоит из четырех основных классов, различающихся значениями содержания растворенного кислорода, БПК<sub>5</sub>, концентрации аммонийного азота. Выделяют следующие классы качества:

- 1) воды, пригодные для питьевого водоснабжения;
- 2) реки, в которых существует промышленное рыболовство ценных видов рыб, и рекреационные зоны;
- 3) реки, пригодные для питьевого водоснабжения после предварительной обработки, и реки с промышленным рыболовством частичковых видов рыб;
- 4) воды, пригодные для технических нужд.

22 декабря 2000 года в ЕС была принята Рамочная Водная Директива ЕС (РВД) (Directive 2000/60/ЕС), что привело к более радикальным изменениям методических и правовых основ нормирования, чем в США. Общая цель данной Директивы – достижение хорошего экологического статуса водных объектов ЕС к 2015 г. Также в ней приведены механизмы достижения этой цели. Ключевым, основополагающим изменением в новой системе нормирования в сравнении с предыдущими системами стал переход от нормирования качества воды по видам водопользования к экологическому нормированию на основе показателей ненарушенного состояния ВО.

Предназначение Директивы – установить общие подходы к охране вод (включая поверхностные пресные, переменной солености, прибрежные и подземные воды), которые обеспечивают:

- предотвращение ухудшения состояния водных объектов, их защиту и восстановление;
- устойчивое водопользование, основанное на долгосрочной защите водных ресурсов;

– улучшение состояния водных экосистем на основе мероприятий по прекращению или поэтапному сокращению сбросов приоритетных и опасных загрязняющих веществ;

– постоянное сокращение загрязнения подземных вод;

– смягчение последствий наводнений и засухи.

Ниже подробно определены показатели, которые должны быть использованы при определении экологического состояния согласно РВД.

Биологические показатели: состав (видовой) и обилие (внутривидовое) водной флоры (высшей водной растительности); состав и обилие донных беспозвоночных; состав, обилие и возрастной состав рыбной фауны.

Гидроморфологические показатели, важные для биологических показателей: гидрологический режим: объем и динамика стока, связь с подземными водами; неразрывность реки.

Морфологические условия: вариация ширины и глубины реки; структура и субстрат речного дна; структура прибрежной зоны.

Химические и физико-химические показатели, влияющие на биологические показатели: общие (температура, ХПК, БПК, растворенный кислород, минерализация, рН, биогенные элементы); специфические загрязнители (загрязнение приоритетными загрязняющими веществами (ЗВ), сброс которых в водный объект установлен; загрязнение другими ЗВ, сброс которых в водный объект установлен).

Для сопоставительной оценки все биологические показатели состояния водных объектов приводят к числовой форме – коэффициенту экологического состояния (Environment Quality Ratio, EQR), для которого единице соответствует отличное экологическое состояние, а нулю – плохое.

Шкалу значений EQR, от 1 до 0, разбивают на пять градаций, в соответствии с классами состояния: отличное, хорошее, удовлетворительное, неудовлетворительное, плохое.

В приложении к РВД приведена суть процедуры установления эталонных показателей состояния (reference conditions) для выделенных категорий и типов поверхностных водных объектов. Эталонные значения устанавливаются для каждого типа водного объекта по значениям физико-химических и гидроморфологических показателей, определенных для ВО соответствующего типа и категории с отличным экологическим состоянием. Определение эталонных значений также может базироваться на пространственном подходе,

т.е. в качестве эталонных значений для ВО могут быть использованы значения, полученные на нарушенном ВО соответствующего типа и категории, в том же “экорегione”. При невозможности применения ни одного из подходов допускается использование экспертных оценок.

В соответствии с РВД, отличное экологическое состояние подразумевает отсутствие или лишь незначительные антропогенные отклонения значений физико-химических и гидроморфологических параметров состояния водных объектов от тех значений этих параметров для данного типа и категории водных объектов, которые обычно соответствуют их неизменному (естественному, без антропогенного воздействия) состоянию. Так же и значения биологических показателей состояния водных объектов соответствуют неизменному состоянию, и либо не имеют, либо имеют лишь незначительные признаки антропогенного воздействия.

В качестве критерия по характерным загрязняющим веществам выдвигают следующие требования:

– для неприродных – концентрация, близкая к нулю, или, по крайней мере, ниже уровня определения наиболее совершенными из методик общего использования”;

– для природных – концентрация остается в пределах, обычно наблюдаемых в неизменных условиях (концентрации природного фона).

В руководстве (WFD CIS. Guidance Document..., 2003) изложены общие подходы и технические рекомендации для установления эталонных значений показателей состояния и границ классификации экологического состояния ВО, проведения интеркалибрации (унификации методов мониторинга в рамках одной международной программы). Примерная схема проведения границ и интеркалибрации включает:

1. Определение экологического состояния водных объектов каждой категории и типа, представляемое в виде значений EQR.

2. Проведение предварительной классификации экологического состояния водных объектов (отличное, хорошее, удовлетворительное).

3. Выбор двух или более створов, по каждому типу (категории) водного объекта в различных странах, качество в которых классифицировано как пограничное между классами (отличное – хорошее, хорошее – удовлетворительное состояние и т.д.).

4. Сопоставление соответствующих EQR и на их основе обозначение границ классов экологического состояния для каждой страны.

Также в настоящее время во многих странах мира (включая Россию) в качестве средства обеспечения экологической безопасности, проведения экологического императива (требования по соблюдению правил охраны окружающей среды, невыполнение которого влечет ответственность) на всех стадиях принятия решений о начале или изменении хозяйственной деятельности выступает экологическая экспертиза (Павловский и др., 1997). В частности, используется экологический стандарт ISO 14001 (<http://www.iso.org>), разработанный Международной организацией по стандартизации (ISO) и утвержденный в 1996 г. Основное внимание в данном стандарте сосредоточено на требованиях к выполняющим его организациям определить: все свои экологически опасные технологические процессы и соответствующие подходы к охране окружающей среды.

Организации должны оценить, какие из технологических процессов наиболее опасны и какие подходы к охране окружающей среды наиболее эффективны. В некоторых случаях результат экологической экспертизы говорит об экономической нецелесообразности строительства или организации тех или иных проектов в связи с огромными затратами на реализацию соответствующих природоохранных мероприятий.

Однако контроль экологического качества окружающей среды по стандарту ISO 14001 не имеет узаконенной нормативной базы экологических характеристик (экологической метрологии) (Зыков, Чернышов, 2008). Оценка состояния экосистем проводится на основе косвенных измерений и основана на исследовании зависимости между экологическим состоянием экосистемы и непосредственно измеряемыми индикаторными показателями. При этом современная экология обладает научно обоснованными зоологическими, ботаническими, биохимическими и др. показателями экологического состояния, которые могут быть интерпретированы в категориях “норма”, “риск”, “кризис”, “бедствие” и т.д.

В целом система экологического нормирования в западных странах призвана осуществлять две основные функции (Воробейчик, 1994): 1) исключение заведомо неприемлемого экологического ущерба; 2) стимулирование постоянного снижения антропогенной нагрузки на окружающую среду.

Заведомо неприемлемый экологический ущерб обычно пересчитывают в экономический экви-

валент. Невыполнение установленных нормативов влечет применение экономических санкций, которые более эффективны, чем административное принуждение и прямой контроль (Быстрова, 1980).

За универсальный индикатор качества среды все чаще принимают такие показатели популяции человека, как продолжительность жизни, заболеваемость и смертность.

## НАУЧНЫЕ ОСНОВЫ ПРИМЕНЕНИЯ СУЩЕСТВУЮЩИХ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ НОРМАТИВОВ

### *Принципы нормирования, основанного на ПДК*

Система нормирования качества вод в России базируется на определении в лабораторных условиях предельно допустимых концентраций (ПДК) вредных веществ в водных объектах. В основе системы определения ПДК лежит токсикологический контроль, суть которого заключается в относительно кратковременном наблюдении за какой-либо характеристикой тест-организмов, помещенных в исследуемую среду (пробу воды или разведённую в  $n$  раз пробу воды при больших концентрациях загрязняющих веществ). При этом используемые тест-организмы представляют разные систематические группы и трофические уровни экосистем (Методические указания..., 1998). Биотестирование с применением гидробионтов может быть использовано для оценки токсичности загрязняемых природных вод, контроля токсичности сточных вод, ускоренной оценки экстрактов, смывов и сред с санитарно-гигиеническими целями (Методы биотестирования..., 1989).

ПДК представляет собой максимальную концентрацию загрязняющего вещества в воде ВО, при которой в водоеме не возникает последствий, снижающих его санитарно-гигиеническую и рыбохозяйственную ценность в ближайшее время или в перспективе. ОБУВ – это временный (действующий до двух лет) эколого-рыбохозяйственный норматив, необходимый для решения вопросов о допустимости закупки вещества за рубежом, организации его производства, использования в народном хозяйстве. Для каждого тест-организма устанавливают круг тест-параметров, которые являются основными (Методические указания..., 1998) и контролируются в обязательном порядке. С целью более надежного контроля токсичности загрязнителей должно быть задействовано одно-

временно несколько тест-организмов (Филенко, Дмитриева, 1999).

Результаты лабораторных токсикологических опытов с тест-организмами путем интегрирования полученных сублетальных концентраций (при которых происходит гибель определенной доли особей) для разных организмов, позволяют вычислить используемые в природоохранных документах ПДК. Сегодня ПДК установлены для более чем 1300 химических соединений.

При оценке качества вод весьма распространены интегральные индексы, основанные на найденных в лаборатории ПДК и необходимые для совокупной оценки и сопоставления степени загрязнения различных водных объектов (или их участков). Приведём наиболее известные из них (Шитиков и др., 2003).

1. *Гидрохимический индекс загрязнения воды (ИЗВ)*. Этот индекс вступил в законную силу в 1986 году в соответствии с “Временными методическими указаниями...” (Временные методические указания..., 1986) Госкомгидромета СССР. Этот индекс является одним из наиболее часто используемых для оценки качества водных объектов. Индекс является типичным аддитивным коэффициентом и представляет собой среднюю долю превышения ПДК по строго лимитированному числу индивидуальных ингредиентов:

$$\text{ИЗВ} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{C_i}{\text{ПДК}_i},$$

где  $C_i$  – концентрация компонента (в ряде случаев – значение физико-химического параметра);  $n$  – число показателей, используемых для расчета ( $n = 6$ , строго шесть показателей, вносящих наибольший вклад в загрязнение);  $\text{ПДК}_i$  – установленная величина норматива для соответствующего типа водного объекта.

ИЗВ рассчитывают строго по шести показателям:  $O_2$ , БПК<sub>5</sub>, и четырем, имеющим наибольшие значения приведенных концентраций, независимо от того, превышают они ПДК или нет.

Для составляющих  $C_i/\text{ПДК}_i$  по неоднозначно нормируемым компонентам (при расчете ИЗВ) применяют ряд следующих условий:

- для биологического потребления кислорода БПК<sub>5</sub> (ПДК – не более 3 мг  $O_2/\text{дм}^3$  для водоемов хозяйственно-питьевого водопользования и не более 6 мг  $O_2/\text{дм}^3$  для водоемов хозяйственно-бытового и культурного водопользования) установлены специальные значения нормативов, зависящие от самого значения БПК<sub>5</sub>: для значения БПК<sub>5</sub> менее 3 мг  $O_2/\text{дм}^3$  значение норматива ПДК равно 3, для

значения БПК<sub>5</sub> от 3 до 15 мг  $O_2/\text{дм}^3$  – значение норматива ПДК равно 2, для значения БПК<sub>5</sub> более 15 мг  $O_2/\text{дм}^3$  – значение норматива ПДК равно 1;

- концентрацию растворенного кислорода нормируют обратно пропорционально: его содержание в пробе не должно быть ниже 4 мг/дм<sup>3</sup>, поэтому для каждого диапазона концентраций компонента установлены специальные значения слагаемых  $C_i/\text{ПДК}_i$ : при концентрации растворенного кислорода большей или равной 6 мг  $O_2/\text{дм}^3$  значение слагаемого  $C_i/\text{ПДК}_i$  равно 6, при концентрации от 5 до 6 мг  $O_2/\text{дм}^3$  – равно 12, при концентрации от 4 до 5 мг  $O_2/\text{дм}^3$  – равно 20, при концентрации от 3 до 4 мг  $O_2/\text{дм}^3$  – равно 30, при концентрации от 2 до 3 мг  $O_2/\text{дм}^3$  – равно 40, при концентрации от 1 до 2 мг  $O_2/\text{дм}^3$  – равно 50, при концентрации менее 1 мг  $O_2/\text{дм}^3$  – равно 60;
- для водородного показателя рН действующие нормативы для воды водоемов различного назначения регламентируют диапазон допустимых значений в интервале от 6.5 до 8.5, поэтому для каждого сверхнормативного значения рН, выходящего за границы этого диапазона, установлены специальные значения слагаемых  $C_i/\text{ПДК}_i$ : для рН от 6 до 6.5 или от 8.5 до 9 значение слагаемого  $C_i/\text{ПДК}_i$  равно 2, для рН от 5 до 6 или от 9 до 9.5 значение слагаемого  $C_i/\text{ПДК}_i$  равно 5, для рН менее 5 или более 9.5 значение слагаемого  $C_i/\text{ПДК}_i$  равно 20;

В зависимости от величины ИЗВ участки водных объектов подразделяют на классы: первый класс качества вод – очень чистые (значений ИЗВ менее 0.2), второй класс качества вод – чистые (значение ИЗВ от 0.2 до 1.0), третий класс качества вод – умеренно загрязненные (значение ИЗВ от 1.0 до 2.0), четвертый класс качества вод – загрязненные (значение ИЗВ от 2.0 до 4.0), пятый класс качества вод – грязные (значение ИЗВ от 4.0 до 6.0), шестой класс качества вод – очень грязные (значение ИЗВ от 6.0 до 10.0), седьмой класс качества вод – чрезвычайно грязные (значение ИЗВ более 10.0)

Согласно “Временным методическими указаниями...” (Временные методические указания..., 1986), установлено требование, чтобы индексы загрязнения воды сравнивались для водных объектов одной биогеохимической провинции и сходного типа, для одного и того же водотока (по течению, во времени и т.д.), а также с учетом фактической водности текущего года.

Недостаток данного индекса в том, что все шесть факторов учтены в нем в равной степени,

что может приводить к уменьшению значения ИЗВ из-за низких концентраций хотя бы по одному из факторов. Т.е., если из-за сильного превышения ПДК по одному фактору произойдет нарушение состояния экосистемы, то чаще всего это не может быть скомпенсировано сравнительно благополучными значениями других факторов.

2. *Индекс суммы отношений концентраций* (Правила охраны..., 1991). Согласно данным Правилам, для всех нормированных веществ при рыбохозяйственном водопользовании и для веществ, относящихся к 1 и 2 классам опасности при хозяйственно-питьевом и культурно-бытовом водопользовании, при поступлении в водные объекты нескольких веществ с одинаковым лимитирующим признаком вредности и с учетом примесей, поступающих в водный объект от вышерасположенных источников, сумма отношений концентраций ( $C_1, C_2 \dots C_n$ ) каждого из веществ в контрольном створе к соответствующим ПДК не должна превышать единицы:

$$\sum_{i=1}^n \frac{C_i}{\text{ПДК}_i} \leq 1,$$

где  $\text{ПДК}_i$  – рыбохозяйственные нормативы;  $C_i$  – концентрации химических веществ в воде.

Недостаток данного индекса в том, что реально приведенная формула, судя по всему, действительна только для какого-то одного числа учитываемых компонентов  $n$ , в то время как величина  $n$  никак не оговорена в первоисточнике. Например, при  $n = 11$  и условии, что каждая из 11 концентраций в 10 раз меньше ПДК, получаем сумму отношений  $C_i/\text{ПДК}_i$  превышающую 1. Т.е. данный индекс является наиболее жестким из всех приведенных, но подобная жесткость представляется не очень оправданной и практически недостижимой в реальных условиях при большом числе  $n$  учитываемых компонентов.

3. *Показатель химического загрязнения воды (ПХЗ-10)*. Суммарный показатель химического загрязнения вод, названный авторами (Критерии оценки..., 1992) “формализованным”, рассчитывают по десяти соединениям, максимально превышающим ПДК с использованием формулы суммирования воздействий:

$$\text{ПХЗ-10} = \sum_{i=1}^{10} \frac{C_i}{\text{ПДК}_i},$$

где  $\text{ПДК}_i$  – рыбохозяйственные нормативы;  $C_i$  – концентрации химических веществ в воде.

При определении ПХЗ-10 для химических веществ, по которым “относительно удовлетворительный” уровень загрязнения вод определен как

их “отсутствие”, отношение  $C/\text{ПДК}$  условно принимают равным 1.

4. *Комбинаторный индекс загрязненности*. Суть метода состоит в интегральной оценке качества воды по совокупности находящихся в ней загрязняющих веществ и частотам их обнаружения (Васильева и др., 1998). Для расчета индекса определяют:

– баллы кратности превышения  $\text{ПДК}_{\text{вр}}$  ( $K_i$ ) каждого ингредиента на основе фактических концентраций:  $K_i = C_i/\text{ПДК}_i$ , где  $C_i$  – концентрация в воде  $i$ -го ингредиента;  $\text{ПДК}_i$  – предельно допустимая концентрация  $i$ -го ингредиента для водоемов рыбохозяйственного назначения;

– баллы повторяемости случаев превышения ( $H_i$ ):  $H_i = N_{\text{ПДК}_i}/N_i$ , где  $N_{\text{ПДК}_i}$  – число случаев превышения ПДК по  $i$ -му ингредиенту;  $N_i$  – общее число измерений  $i$ -го ингредиента.

На основе указанных баллов рассчитывают общий оценочный балл  $B_i = K_i H_i$ . Далее рассчитывают комбинаторный индекс загрязненности воды:

$$B = \sum_{i=1}^n B_i = \sum_{i=1}^n \left( \frac{C_i}{\text{ПДК}_i} \frac{N_{\text{ПДК}_i}}{N_i} \right),$$

где  $n$  – число учитываемых в оценке ингредиентов. Количество ингредиентов с  $B_i \geq 9$  называют критическим показателем загрязненности (КПЗ). Определение класса качества воды производят в соответствии с табл. 2.

5. *Методика НИИ гигиены им. Ф.Ф. Эрисмана*. В данной методике для определения степени загрязнения (Новиков и др., 1987) используют четыре критерия вредности, по каждому из которых сформирована определенная группа веществ и специфических показателей качества воды (табл. 3).

Одни и те же показатели могут входить одновременно в несколько групп. Комплексную оценку вычисляют отдельно для каждого лимитирующего признака вредности ( $W_{\text{ср}}, W_{\text{ф}}, W_{\text{ср}}, W_3$  по традиционной формуле “псевдокомпенсации”:

$$W = 1 + \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (\delta_i - 1),$$

где  $W$  – комплексная оценка уровня загрязнения воды по данному ЛПВ;  $n$  – число показателей,

используемых в расчете;  $\delta_i = \frac{C_i}{L_i}$  (чаще всего  $\delta_i = \frac{C_i}{\text{ПДК}_i}$ );  $L_i$  – нормативное значение единичного показателя (чаще всего  $L_i = \text{ПДК}_i$ ). Если  $\delta_i < 1$ ,

т.е. концентрация менее нормативной, то принимается  $\delta_i = 1$ .

**Таблица 2.** Классификация качества воды водотоков по значению комбинаторного индекса загрязненности воды (Методические указания..., 2002)

| Класс | Характеристика состояния загрязненности воды | Комбинаторный индекс загрязненности воды |                                        |              |              |              |              |
|-------|----------------------------------------------|------------------------------------------|----------------------------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
|       |                                              | без учета числа КПЗ                      | в зависимости от числа учитываемых КПЗ |              |              |              |              |
|       |                                              |                                          | 1                                      | 2            | 3            | 4            | 5            |
| 1-й   | Условно чистая                               | 1N                                       | 0.9N                                   | 0.8N         | 0.7N         | 0.6N         | 0.5N         |
| 2-й   | Слабо загрязненная                           | (1N; 2N)                                 | (0.9N; 1.8N)                           | (0.8N; 1.6N) | (0.7N; 1.4N) | (0.6N; 1.2N) | (0.5N; 1N)   |
| 3-й   | Загрязненная                                 | (2N; 4N)                                 | (1.8N; 3.6N)                           | (1.6N; 3.2N) | (1.4N; 2.8N) | (1.2N; 2.4N) | (1N; 2N)     |
| 4-й   | Грязная                                      | (4N; 11N)                                | (3.6N; 9.9N)                           | (3.2N; 8.8N) | (2.8N; 7.7N) | (2.4N; 6.6N) | (2.0N; 5.5N) |
| 5-й   | Экстремально грязная                         | (11N; ∞)                                 | (9.9N; ∞)                              | (8.8N; ∞)    | (7.7N; ∞)    | (6.6N; ∞)    | (5.5N; ∞)    |

**Таблица 3.** Критерии вредности и составляющие, которые учитывают в методике НИИ гигиены им. Ф.Ф. Эрисмана, согласно Ю.В. Новикову с соавторами (Новиков и др., 1987)

| Критерии вредности                                                       | Учитывают                                                                                                         |
|--------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Критерий санитарного режима ( $W_c$ )                                    | кислород, БПК <sub>5</sub> , ХПК и специфические загрязнения, нормируемые по влиянию на санитарный режим          |
| Критерий органолептических свойств ( $W_\phi$ )                          | запах, взвешенные вещества, ХПК и специфические загрязнения, нормируемые по органолептическому признаку вредности |
| Критерий опасности санитарно-токсикологического загрязнения ( $W_{ст}$ ) | ХПК и специфические загрязнения, нормируемые по санитарно-токсикологическому признаку                             |
| Эпидемиологический критерий ( $W_3$ )                                    | опасность микробного загрязнения                                                                                  |

**Таблица 4.** Степень загрязнения водоемов в зависимости от значений комплексных показателей  $W$ , рассчитанных по лимитирующим признакам вредности

| Уровень загрязнения | Критерий загрязнения по величинам комплексных оценок |                            |                                          |                              |
|---------------------|------------------------------------------------------|----------------------------|------------------------------------------|------------------------------|
|                     | Органолептический ( $W_\phi$ )                       | Санитарный режим ( $W_c$ ) | Санитарно-токсикологический ( $W_{ст}$ ) | Эпидемиологический ( $W_3$ ) |
| Допустимый          | 1                                                    | 1                          | 1                                        | 1                            |
| Умеренный           | 1–1.5                                                | 1–3                        | 1–3                                      | 1–10                         |
| Высокий             | 1.5–2                                                | 3–6                        | 3–10                                     | 10–100                       |
| Чрезвычайно высокий | >2                                                   | >6                         | >10                                      | >100                         |

По особым формулам рассчитывают вклады для содержания растворенного кислорода и взвешенных веществ. Растворенный кислород нормируют по нижнему уровню значения, т.е. его содержание должно быть выше 4 мг/л, поэтому при  $C_i < 4$  для него принято  $\delta_i = 1 + 10(L_i - C_i)/L_i$ .

Для взвешенных веществ также предложены специальные формулы, учитывающие требования Правил (Правила охраны..., 1991).

Поскольку сами по себе рассчитанные показатели ни о чем не говорят, к формулам прилагается также традиционная классификационная таблица диапазонов значений комплексных оценок  $W$  (табл. 4).

Данный метод, так же как описанный выше ИЗВ, несостоятелен в том, что один очень неблагоприятный фактор может быть “скомпенсирован” 10 благоприятными. То есть если учитывают одно вещество, значительно превышающее ПДК, индекс оказывается высоким, а если, помимо него, учитывают другие вещества со значениями, не сильно превышающими или не превышающими ПДК, индекс может значительно снизиться. Это никак не обосновано, поскольку вещество, значительно превышающее ПДК, само по себе должно вызывать неблагоприятные биоты. Более обоснованной, в сравнении с приведенной выше формулой Ю.В. Новикова с соавторами

(Новиков и др., 1987), представляется формула  $W = 1 + \frac{1}{(n-m)} \sum_{i=1}^n (\delta_i - 1)$ , где  $m$  – число показателей используемых в расчете с концентрациями менее нормативных ( $\delta_i < 1$ ). Данная формула полностью исключает влияние на комплексную оценку веществ с  $\delta_i < 1$ .

6. *Метод классификации вод по В.П. Емельяновой.* В работах В.П. Емельяновой с соавторами (Емельянова и др., 1979, 1980) содержится оригинальное предложение обойтись без вычисления баллов по отдельным показателям. Комплексную оценку загрязнения воды предложено проводить по числу показателей, превышающих тот или иной уровень концентрации: ПДК, 10 ПДК, 30 ПДК и т.д. Существенное преимущество данного способа обобщения в том, что он избавляет от всех проблем, связанных с определением балльных оценок. Однако его минус в том, что не учтено различие биологических воздействий веществ (Шитиков и др., 2003).

7. *Экотоксикологический критерий Т.И. Моисеенко (Моисеенко, 1995).* В данном методе степень загрязнения токсичными веществами оценивают традиционной суммой превышений концентраций соответствующих элементов ( $C_i$ ) к их предельно допустимым концентрациям (ПДК<sub>*i*</sub>):  $X_{\text{токс}} = \sum_{i=1}^n \frac{C_i}{\text{ПДК}_i}$ . Однако такие показатели как содержание сульфат-ионов, взвешенных

веществ и общая минерализация оценивают особым образом: кратность превышения концентраций вычисляют не по отношению к ПДК, а по отношению к максимальным фоновым значениям:

$$X_{\text{ф-х}} = \sum_{i=1}^n \left( \frac{C_i}{C_{\text{фон max } i}} - 1 \right).$$

Для оценки эвтрофирования вводят специальный показатель эвтрофикации:  $X_{\text{эвт}} = \sum_{i=1}^n K \left( \frac{C_P}{C_{P \text{ фон}}} - 1 \right)$ , где  $C_P$  и  $C_{P \text{ фон}}$  – анализируемые и фоновые значения концентраций минерального фосфора,  $K$  – дополнительный коэффициент, зависящий от оценки состояния водоема (для мезотрофных водоемов  $K = 2$ , для эвтрофных  $K = 3$ ).

Общий индекс загрязнения определяют по формуле:  $X_{\text{сум}} = X_{\text{токс}} + X_{\text{ф-х}} + X_{\text{эвт}}$

Общий недостаток всех приведенных выше индексов, основанных на ПДК, заключается в том,

что кратность превышения ПДК разных факторов учтена в равной степени за счет суммирования кратностей  $\left( \sum_{i=1}^n \frac{C_i}{\text{ПДК}_i} \right)$  или производных от них. Такое уравнение не корректно, поскольку

известно только одно значение, характеризующее кривую “доза-эффект” для каждого фактора, а именно, значение ПДК, характеризующее, например, 50% смертность индикаторного вида. Кроме того, известно, что кривая имеет форму близкую к S-образной, но не известны никакие другие её характеристики, например, скорость, с которой меняется эффект при изменении дозы, например, на величину в одну ПДК. Т.е. в данном случае невозможно прогнозировать, к какой смертности приведет концентрация, в  $n$  раз превышающая ПДК. Для каждого фактора смертность при концентрации  $n$ ПДК будет разной. Однако если будет известна скорость изменения эффекта от дозы (найденная с помощью кривой “доза-эффект”), можно будет подставить во все уравнения вместо

концентраций (“доз”) смертности (“эффекты”)  $\frac{C_i}{\text{ПДК}_i} = \frac{M(C_i)}{M(\text{ПДК}_i)} = \frac{M(C_i)}{0,5}$ , где  $M(C_i)$  – смертность

в долях от единицы при концентрации исследуемого вещества, равной  $C_i$ ,  $M(\text{ПДК}_i)$  – смертность, равная 0.5 (50%). Такая подстановка решит проблему правильности учета вклада каждого из факторов во всех приведенных выше индексах, основанных на ПДК. Но при этом останется проблема взаимодействия факторов между собой. При отсутствии этого взаимодействия в качестве интегрального показателя, разумно использовать

саму смертность, которая равна:  $M = 1 - \prod_{i=1}^n M(C_i)$ , где  $M(C_i)$  – смертность в долях от единицы при

концентрации  $i$ -вещества равной  $C_i$ . При наличии взаимодействия факторов между собой во всех формулах необходимо учитывать изменение кривой “доза – эффект” одного фактора под воздействием другого, т.е. строить в трехмерном пространстве (для двух факторов) поверхность зависимости смертности от концентраций обоих факторов.

Стоит отметить, что идея более корректного учета степени превышения ПДК не нова, на ней основана методика оценки условного (относительного) риска, описанная ниже.

Еще одним общим недостатком приведенных выше индексов является использование в трак-

товке их значений экспертных (субъективных) границ классов качества.

8. *Методика оценки условного (относительно) риска (Новиков и др., 1999)*. Методика разработана для оценки загрязненности атмосферного воздуха, но, на наш взгляд, может быть применена и к другим объектам нормирования. Под термином “условный риск” понимают некую функцию, интегрально отражающую вероятность и тяжесть возможных биологических ответов на воздействие загрязнителя. Условный риск рассчитывают для каждого отдельного ингредиента:

$$R_i = b_i \cdot \lg \frac{C_i}{\text{ПДК}_i},$$

где  $R_i$  – мера условного риска,  $C_i$  – концентрация  $i$ -го ингредиента;  $\text{ПДК}_i$  – предельно допустимая концентрация  $i$ -го ингредиента,  $b_i$  – показатель угла наклона зависимости “концентрация – условный риск”, интегрально характеризующий опасность, связанную с превышением концентрацией  $C_i$  величины ПДК для  $i$ -го ингредиента. Показатель  $b_i$  для каждого ингредиента определяют в серии лабораторных экспериментов. Методика позволяет строить интегральные индексы опасности для многокомпонентных смесей по отношениям текущих концентраций к предельным концентрациям для заданного уровня условного риска  $R$ .

9. *Комплексная оценка загрязненности вод по Г.Т. Фрумину и Л.В. Баркану (Фрумин, Баркан, 1997)*. В этой методике для каждого ингредиента рассчитывают частную функцию желательности Харрингтона по формуле:

$$d_i = e^{-e^{P_i}}$$

Показателем степени этой функции является безразмерная величина  $P_i$ , рассчитываемая с помощью выражения  $P_i = b_0 + b_1 C_i / \text{ПДК}_i$ , где  $C_i$  и  $\text{ПДК}_i$  – наблюдаемая и предельно допустимая концентрация  $i$ -го ингредиента,  $b_0$  и  $b_1$  – специально рассчитанные коэффициенты, зависящие от типа ингредиента и класса качества воды.

#### *Проблемы, возникающие в связи с применением ПДК*

Несмотря на большое количество описанных выше методик, предлагающих оценивать качество вод, ориентируясь на определенные в лаборатории ПДК, нельзя не отметить (кроме указанной критики конкретных интегральных индексов) некоторые системные, концептуальные недостатки, характеризующие эти нормативы как экологиче-

ски неэффективные и неадекватные целям экологического контроля водной среды.

1. Экстраполяция нормативов ПДК на реальные природные объекты не может считаться правомерной, поскольку эти нормативы определяют в лабораторных условиях в краткосрочных (дни) и хронических (недели) экспериментах на изолированных популяциях организмов, принадлежащих к небольшому числу тестовых видов по ограниченному набору физиологических и поведенческих реакций отдельных видов по отношению к отдельным факторам без какого-либо учета их возможного взаимодействия (Абакумов, Сушня, 1991). Отсутствие соответствия между лабораторными и природными моделями экосистем может приводить к завышению значений ПДК (Жигальский, 1997). Характерным примером может служить ситуация в водоемах заповедника “Большая Кокшага” (республика Марий Эл). Несмотря на удовлетворительные результаты гидрохимического анализа этих ВО (т.е. соблюдение ПДК), проведенный гидробиологический мониторинг показал тенденцию к ухудшению экологического состояния пойменных участков реки, что выражалось в изменении структуры зоопланктонных сообществ (Дробот, 1997). Также известны обратные ситуации – например, в реке Сура в 1993–1997 гг. состояние сообщества зоопланктона (оцененное по стабильности видового состава) оставалось благополучным даже при превышении ПДК большинства измеряемых физико-химических показателей (Максимов и др., 2000).

2. ПДК устанавливают на фоне поддержания постоянства условий эксперимента благодаря фиксированным уровням всех (кроме исследуемого) факторов (Федоров, 1974).

3. ПДК применяют как единые нормативы для огромных административных территорий (порядка одной шестой части суши) (Левич и др., 2004), поэтому они не могут охватить и учесть специфику функционирования водных экосистем в различных природно-климатических зонах (широтная и вертикальная зональность) и биогеохимических провинциях (естественные геохимические аномалии с различным уровнем содержания природных соединений), а значит, и их токсикорезистентность. При этом известно, что разные биогеохимические провинции (и отдельные водоемы) отличаются друг от друга по фоновому содержанию в поверхностных водах Pb в 2000 раз, Ni – в 1350, Zn – в 500, Cu – в 10 000, Cr – в 17 000 раз (Волков и др., 1993). Таким образом, становится возможна ситуация, когда у предприятия требуют снижения содержания железа в стоках до кон-

центраций, не приводящих к превышению ПДК в водоеме, в то время как фоновые концентрации железа в этом водоеме на порядок превышают ПДК, что не вызывает существенных отклонений в состоянии экосистемы, поскольку водные организмы адаптированы к этим концентрациям. Концентрации хлоридов значительно ниже ПДК могут негативно влиять на некоторые популяции водных организмов, однако, поскольку нормативы ПДК не нарушены, нет никаких законных оснований требовать уменьшения концентрации хлоридов в стоках. Таким образом, на практике ПДК действует скорее как “потребительский” норматив качества вод, например превышение ПДК-ХПБК влечёт запрет на купание в водоеме, пусть даже это превышение обусловлено природными факторами. Но в тоже время на основе этих ПДК проводят нормирование водохозяйственной деятельности и разрабатывают водоохранные мероприятия. Нельзя сказать, что в существующем законодательстве совсем не предусмотрено региональное нормирование. Так, согласно Методическим указаниям (Методические указания..., 1998), региональные ПДК-РХ определяются с использованием тест-объектов, культивируемых на местной воде (водные растения, простейшие, дафнии, хирономиды, аквариумные виды рыб) или адаптированных к ней (крупные рыбы и моллюски). Однако разработка таких ПДК должна производиться по запросу и за счёт водопользователя, но в силу больших финансовых затрат предприятию выгоднее каждый год оплачивать фоновое превышение ПДК.

4. Последняя четверть XX в. и первое десятилетие XXI в. характеризуются интенсивным ростом количества различных химических соединений, как синтезированных, так и выделенных из природных объектов (Баренбойм, 2011). Согласно данным Chemical Abstracts Service (CAS) – международной службы, осуществляющей регистрацию веществ, и другим источникам данных в 1985 г. было зарегистрировано около 6 млн. соединений, в 1990 – около 10, в 2007 – более 31, в 2010 – более 56 млн. соединений (Баренбойм, Маленков, 1986; История CAS, 2011). В среднем, за последние 5 лет, ежедневно в этот массив добавляется от 15 до 50 000 соединений. При этом общее количество нормативов санитарно-бытового (1356) и рыбохозяйственного (1071) использования не сравнимо с числом потенциально опасных для человека химических веществ, встречающихся в биосфере. Очевидно, что темпы синтеза новых веществ несоизмеримы с темпами нормирования их воздействий. Что ставит под сомнение возможность обеспечения качества среды

только на основе ПДК (Дмитриев, 1997). Стоит отметить, что нормативов качества ВО в других странах мира в десятки раз меньше чем в России, но присутствие в ВО не отражённых в нормативах вредных веществ антропогенного характера недопустимо и должно быть сведено к нулю.

5. Существующие списки нормативов ПДК не содержат многие вещества: канцерогены, мутагены, радиоактивные загрязнения, группы веществ, влияющие на органолептические свойства воды (запах, привкус и т.п.). Помимо этого, негативное влияние на организмы оказывают многие другие факторы, например, тепловое, радиационное, электромагнитное или биологическое загрязнения. И хотя контроль за многими “нехимическими” воздействиями в принципе возможен в лабораторных условиях, на практике никто не занимается определением соответствующих ПДК из-за больших материальных затрат, связанных с такими опытами.

6. В существующей методологии определения ПДК возможна ошибочная оценка опасности загрязнения в отношении высококумулятивных веществ, из-за ориентации ПДК на развитие смертельного эффекта у водных организмов при кратковременном воздействии. Т.е. данные об индексе токсичности позволяют разрешить водотведение стоков, содержащих вещества в концентрациях, в сотни и тысячи раз превышающих безвредные для человека.

7. При обосновании ПДК не учитывается разный трофический статус экосистем, сезонные особенности природных факторов, на фоне которых проявляется токсичность загрязняющих веществ (Фрумин, 2000). Например, токсичность Cd изменяется в 5 раз при изменении минерализации воды от 40 до 500 мг/л. Определение дозы воздействия только по токсичным компонентам не может адекватно отразить состояние среды обитания в водоеме при комплексном воздействии (эвтрофирование, изменение основных физико-химических условий и др.) (Моисеенко, 1998). Как показали произведённые расчеты, в водоемах Субарктики даже при соблюдении ПДК создают предпосылки для заболеваемости рыб.

8. ПДК не принимают в расчет процессы аккумуляции веществ в биологических объектах и донных отложениях, т.е. не учитывают предистории, связанной с накоплением в водной среде загрязняющих веществ (Фрумин, 2000). Ведь известно, что постоянные незначительные загрязнения в пределах ПДВВ трудноразложимыми загрязнителями ведут к их накоплению в природной среде в концентрациях, опасных для биоло-

гических сообществ (Садыков, 1988, 1991). Такие отдаленные воздействия, как генные мутации (не приводящие к смерти), накапливаются и передаются в скрытом состоянии. Естественно, что в значениях ПДК они практически не учтены. Особую опасность в этом отношении представляют малотоксичные вещества, нормируемые по органолептическим признакам, хотя именно они и обладают мутагенностью (Горюнова и др., 2003).

9. ПДК не учитывают многообразие форм химических компонентов. Как известно, такие токсичные компоненты, как тяжелые металлы, могут присутствовать в различных формах в водной среде, а также в донных отложениях. Валовое содержание тяжелых металлов, которое обычно и определяют в лабораториях Роскомгидромета, не дает объективной картины их экологической опасности, поскольку разные формы тяжелых металлов имеют разную токсичность (Стандарты и целевые показатели..., 1999).

10. Обнаруженные при лабораторном биотестировании значения ПДК определенного вещества, вероятно, могут измениться при химическом взаимодействии с другими химическими компонентами и физическими факторами при их попадании в реальный природный водный объект. Кроме того, в результате химических реакций в водной среде происходит образование новых соединений, которые могут быть токсичнее или, наоборот, безвреднее исходных ингредиентов (Абакумов, Сушеня, 1991).

11. Существующие методы определения ПДК предусматривают расчет лишь максимально допустимых нагрузок на испытываемые популяции. В то время как к неблагоприятию биоты могут приводить и слишком низкие значения некоторых факторов, например, концентраций биогенных элементов в среде (Бикбулатов, Степанова, 2011; Левич и др., 2011).

12. Токсическое воздействие многих веществ существенно меняется в зависимости от таких параметров, как жесткость воды, pH и температура. В действующих перечнях это не учтено.

13. В действующей системе ПДК смешиваются понятия нормирования качества воды и нормирования сбросов. Так например, существуют различные ПДК-РХ для кремнеземного стекловолокна (с указанием марки) и супертонкого кремнеземного волокна (по химическому составу оба вещества являются диоксидом кремния ( $\text{SiO}_2$ )). Т.е. непонятно, каким образом предполагается отделять одно от другого при определении их содержания в ВО. В перечне ПДК-РХ имеются сложные смеси и даже водные растворы! Напри-

мер, за номером 286 значится: Дифезан – 50% в.р. Состав: диэтилэтаноламинная соль дикамбы – 30.1% (в пересчете на дикамбу); диэтилэтаноламинная соль хлорсульфурана – 0.2% (в пересчете на хлорсульфуран); ОП-7 – 3.5%; вода до 100%. Комментарии излишни.

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

Существует точка зрения, что несмотря на все недостатки системы нормирования, основанной на ПДК, ей нет адекватной альтернативы. Необходимо только “усовершенствовать” ее, чтобы минимизировать все ошибки и приближенности определения ПДК и ограниченность их применения. Например, следует (Патин, 2011): 1) откорректировать существующий “Перечень ПДК” с округлением всех цифр до порядка величины, сделать это постоянным правилом и не заниматься более самообманом по поводу точности нормирования; 2) отказаться от мифа о возможности надежного экспериментального обоснования “региональных” ПДК; при ошибке воспроизводимости определения таких ПДК, которая дает разброс результатов в пределах 10–100 раз, попытки выявить в экспериментах какие бы то ни было “региональные эффекты” обречены на неудачу; 3) отказаться от требования обязательности разработки метода аналитического определения каждого из веществ и препаратов, включаемых в официальный “Перечень ПДК”, так как возможности российских контролирующих служб ограничены анализом в водоемах одного-двух десятков веществ и показателей; 4) для веществ и препаратов, надежное определение которых в природных водах невозможно (таких сейчас большинство), а регулярный контроль не имеет смысла (что бывает очень часто), надо применять расчетные методы (с учетом разбавления, гидрологии и других условий).

Перечисленные “усовершенствования” не отменяют необходимости поиска или создания методов нормирования, лишенных многочисленных вышеописанных недостатков ПДК. Очевидно, что наименьшее количество таких недостатков имеют методики, основанные на анализе данных экологического мониторинга экосистем, позволяющие

сопоставлять некоторые биотические показатели экосистем со значениями физико-химических характеристик за достаточно продолжительный период времени (см. статью авторов в следующем номере журнала).

Работа частично поддержана Российским фондом фундаментальных исследований (гранты 10-04-00013а, 11-04-00915а).

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Абакумов В.А., Сущенко Л.М.* Гидробиологический мониторинг пресноводных экосистем и пути его совершенствования // Экологические модификации и критерии экологического нормирования. Труды международного симпозиума. Л.: Гидрометеиздат, 1991. С. 41–51.
- Акимов Т.А., Хаскин В.В.* Основы экоразвития. М.: Изд-во Рос. эконом. академии, 1994. 312 с.
- Баренбойм Г.М.* Оценка биологической активности органических ксенобиотиков в водных объектах // Вопросы экологического нормирования и разработка системы оценки состояния водоемов. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2011. С. 122–127.
- Баренбойм Г.М., Маленков А.Г.* Биологически активные вещества. Новые принципы поиска. М.: Наука, 1986. 364 с.
- Беляев С.Д.* Использование целевых показателей качества воды при планировании водохозяйственной деятельности // Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление. 2007. № 3. С. 3–17.
- Беляев С.Д.* Водный кодекс и практика нормирования // Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление. 2008. № 4. С. 4–14.
- Бикбулатов Э.С., Степанова И.Э.* Функции желателности Харрингтона для оценки качества природных вод // Экологическая химия. 2011. Т. 20. Вып. 2. С. 94–109.
- Быстрова А.К.* Экология и капиталистический город. М.: Наука, 1980. 173 с.
- Васильева Е.А., Виниченко В.Н., Гусева Т.В. и др.* Как организовать общественный экологический мониторинг / Под ред. Хотулевой М.В. М.: СоЭС – Методический центр “Эколайн”, 1998. 160 с.
- Водный кодекс Российской Федерации от 16.11.1995 г. N 167-ФЗ. 1995. 30 с.
- Водный кодекс Российской Федерации от 03.06.2006 N 74-ФЗ. 2006. 33 с.
- Волков И.В., Заличева И.Н., Ганина В.С. и др.* О принципах регламентирования антропогенной нагрузки на водные экосистемы // Вод. ресурсы. 1993. Т. 20. № 6. С. 707–713.
- Воробейчик Е.Л., Садыков О.Ф., Фарафонов М.Г.* Экологическое нормирование техногенных загрязнений. Екатеринбург: Наука, 1994. 280 с.
- Временные методические указания по комплексной оценке качества поверхностных и морских вод. Утв. Госкомгидрометом СССР 22.09.1986 г. №250–1163. М.: Госкомгидромет СССР, 1986. 5 с.
- Гигиенические нормативы ГН 2.1.5.1315-03 “Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования”. 2003. 151 с.
- Гигиенические нормативы ГН 2.1.5.1316-03. “Ориентировочные допустимые уровни (ОДУ) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования”. 2003. 44 с.
- Горюнова С.В., Касьяненко А.А., Жилкин А.А.* К вопросу о применении экологических нормативов для оценки качества окружающей природной среды // Вестник Рос. Ун-та дружбы народов. Сер. Эколог. и безопасн. жизнедеятельности. 2003. № 7. С. 109–115.
- Дмитриев В.В.* Диагностика, экологическое нормирование и оценка устойчивости водных экосистем к антропогенному воздействию // Океанология в СПб. Ун-те. СПб.: Изд-во СПб. Ун-та., 1997. С. 196–211, 269.
- Дробот В.И.* Структурные изменения зоопланктонных сообществ водоемов заповедника “Большая Кокшага” // Тез. докл. Междунар. конф. “Фин.-угор. мир: состояние природы и регион. стратегия защиты окруж. среды”. Сыктывкар: Коми научный центр УрО РАН, 1997. С. 63–64.
- Емельянова В.П., Данилова Г.Н., Зенин А.А.* Метод комплексной оценки загрязнения воды // Оценка и классификация качества поверхностных вод для водопользования. Харьков: ВНИИВО, 1979. С. 126–128.
- Емельянова В.П., Данилова Г.Н., Родзиллер И.Д.* Спосо- б обобщения показателей для оценки качества поверхностных вод // Гидрохим. материалы. 1980. Т. 77. С. 88–96.
- Жигальский О.А.* Экологическое нормирование антропогенных нагрузок // Тез. докл. 3 междунар. конф. “Освоение Севера и пробл. рекультивации”. Сыктывкар: Коми научный центр УрО РАН, 1997. С. 73–75.
- Зыков В.Н., Чернышов В.И.* Стандартизация и метрологическое обеспечение в экологии. М.: РУДН. 2008. 252 с.
- Израэль Ю.А.* Экология и контроль состояния природной среды. М.: Гидрометеиздат, 1984. 560 с.
- История CAS. 2011. <http://www.cas.org/aboutcas/cas100/annivhistory.html>.

- Кимстач В.А.* Классификация качества поверхностных вод в странах Европейского экономического сообщества. СПб.: Гидрометеиздат, 1993. 48 с.
- Критерии оценки экологической обстановки территорий для выявления зон чрезвычайной экологической ситуации и зон экологического бедствия. Утверждено Приказом Минприроды РФ от 30 ноября 1992 г. 1992. 51 с.
- Кузьмич В.Н.* О совершенствовании системы природоохранного нормирования // Вопросы экологического нормирования и разработка системы оценки состояния водоемов. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2011. С. 128–135.
- Левич А.П., Булгаков Н.Г., Максимов В.Н.* Теоретические и методические основы технологии регионального контроля природной среды по данным экологического мониторинга. М.: НИИ-Природа, 2004. 271 с.
- Левич А.П., Булгаков Н.Г., Максимов В.Н., Рисник Д.В.* “In situ”-технология установления локальных экологических норм // Вопросы экологического нормирования и разработка системы оценки состояния водоемов. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2011. С. 32–57.
- Максимов В.Н., Булгаков Н.Г., Милованова Г.Ф., Левич А.П.* Детерминационный анализ в экосистемах: сопряженности для биотических и абиотических компонентов // Изв. РАН. Сер. биол. 2000. № 4. С. 482–491.
- Методика разработки нормативов допустимых сбросов веществ и микроорганизмов в водные объекты для водопользователей. Утверждена Приказом МПР России 17.12.2007 г. № 333. 2007. 43 с.
- Методические рекомендации по установлению предельно допустимых концентраций. М.: ВНИРО, 1998. 145 с.
- Методические указания. Метод комплексной оценки степени загрязнения поверхностных вод по гидрохимическим показателям. РД 52.24.643-2002. 2002. 24 с.
- Методические указания по установлению эколого-рыбохозяйственных нормативов (ПДК и ОБУВ) загрязняющих веществ для воды водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение. М.: Изд-во ВНИРО, 1998. 145 с.
- Методы биотестирования качества водной среды / Ред. О.Ф. Филенко. М.: Изд-во МГУ, 1989. 124 с.
- 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 науч. центр, 1995. С. 7–23.
- Моисеенко Т.И.* Экотоксикологический подход к нормированию антропогенных нагрузок на водоемы Севера // Экология. 1998. № 6. С. 452–461.
- Новиков С.М., Авалиани С.Л., Буштуева К.А. и др.* Оценка риска для здоровья. Опыт применения методологии оценки риска в России (Самарская область). М.: КЦОР, 1999. 290 с.
- Новиков Ю.В., Плитман С.И., Ласточкина К.С. и др.* Оценка качества воды по комплексным показателям // Гигиена и санитар. 1987. № 10. С. 7–11.
- Носаль А.П.* Геоэкологические проблемы управления качеством вод и их решение на основе системы регионального нормирования воздействия на водные объекты: Дис. ... д-ра геогр. наук. М.: РГБ, 2005. 285 с.
- О санитарно-эпидемиологическом благополучии населения. Федеральный закон от 30 марта 1999 г. № 52-ФЗ. 1999. 29 с.
- Об охране окружающей среды. Федеральный закон от 10 января 2002 г. № 7-ФЗ. 2002. 36 с.
- Павловский В.А., Сафронов В.В., Розенберг Г.С., Краснощеков Г.П.* Экологическая экспертиза: теория и практика (Опыт применения в Самарской области). Экологическая безопасность и устойчивое развитие Самарской области. 1997. Вып. 5. 190 с.
- Патин С.А.* Мифы и реалии эколого-рыбохозяйственного нормирования качества водной среды // Вопросы экологического нормирования и разработка системы оценки состояния водоемов. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2011. С. 136–140.
- Правила охраны поверхностных вод от загрязнения сточными водами. М., 1975. 9 с.
- Правила охраны поверхностных вод (типовые положения) / Госкомприроды СССР. М.: Госкомприроды СССР, 1991. 34 с.
- Приказ Федерального агентства РФ по рыболовству от 18.01.2010 г. № 20. 2010. 170 с.
- 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. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2011. С. 7–31.
- Садыков О.Ф.* Популяционные аспекты экотоксикологии // Экотоксикология и охрана природы. М.: Наука, 1988. С. 108–126.
- Садыков О.Ф.* Современные проблемы и перспективы прикладной экологии // Развитие идей академика С.С. Шварца в современной экологии. М.: Наука, 1991. С. 143–213.
- СанПиН 2.1.5.980-00. 2001. 28 с.

- Семин В.А.* Основы рационального водопользования и охраны водной среды. М.: Высшая школа, 2001. 320 с.
- Стандарты и целевые показатели качества воды // Обз. инф. Экол. экспертиза / М.: ВИНТИ, 1999. № 4. С. 42–72.
- Танканаг А.В.* Расчет и картографирование величин критических нагрузок по азоту и сере на экосистемы европейской части России // Тез. докл. 2 Откр. гор. науч. конф. мол. ученых г. Пущино. Пущино: ПНЦ РАН, 1997. С. 199–200.
- Федоров В.Д.* К стратегии биологического мониторинга // Биол. науки. 1974. № 10. С. 7–17.
- Филенко О.Ф., Дмитриева А.Г.* Биотестирование как способ контроля токсичности загрязняемой водной среды // Приборы и системы упр. 1999. № 1. С. 61–63.
- Фруммин Г.Т.* Экологически допустимые уровни воздействия металлами на водные экосистемы // Биол. внутр. вод. 2000. № 1. С. 125–131.
- Фруммин Г.Т., Баркан Л.В.* Комплексная оценка загрязненности Ладожского озера по гидрохимическим показателям // Водн. ресурсы. 1997. Т. 24. № 3. С. 315–319.
- Шутиков В.К., Розенберг Г.С., Зинченко Т.Д.* Количественная гидроэкология: методы системной идентификации. Тольятти: ИЭВБ РАН, 2003. 463 с.
- Code of Federal Regulations. Protection of environment. Chapter I – environmental protection agency. Part 131. Water quality standards. Subpart D. Federally Promulgated Water Quality Standards. Sec. 131.38. Establishment of numeric criteria for priority. 2005. Title 40, V. 21. P. 460–461.
- The air quality standard for SO<sub>2</sub> and particles (Directive SO<sub>2</sub>/779/EEC) and its significance for the other main air pollutants: Commission of the European Communities. Final Report. Luxembourg, 1986. 221 p.
- WFD CIS. Guidance Document No. 6. Towards a guidance on establishment of the intercalibration network and the process on the intercalibration exercise // Office for official publications of the European Communities. Luxembourg, 2003. 54 p.

## **Approaches to Standardization of Environment Quality. Legislative and Scientific Foundations of Current Ecological Normalization Systems**

**D. V. Risnik<sup>1</sup>, S. D. Belyaev<sup>2</sup>, N. G. Bulgakov<sup>1</sup>, A. P. Levich<sup>1</sup>, V. N. Maksimov<sup>1</sup>,  
S. V. Mamikhin<sup>1</sup>, E. S. Mil'ko<sup>1</sup>, P. V. Fursova<sup>1</sup>, E. L. Rostovtseva<sup>1</sup>**

<sup>1</sup>*Lomonosov Moscow State University, Moscow, Russia*

<sup>2</sup>*Russian Research Institute of Integrated Water Resources Use and Protection, Ekaterinburg, Russia*

The basic systematic approaches to ecological standardization of damaging effects in natural objects secured in the nature conservation legislation of Russia and other countries are characterized. Some special features and shortcomings of the norms of maximum admissible concentrations (MAC) for pollutants and the norms of admissible impacts used in Russia are described. The efficiency of applying the widespread integral indices based on MAC obtained in the laboratory for the assessment of water quality is discussed.