

АКАДЕМИЯ НАУК УКРАИНСКОЙ ССР
ИНСТИТУТ ГИДРОБИОЛОГИИ АН УССР

В. Д. РОМАНЕНКО, О. П. ОКСИЮК, В. Н. ЖУКИНСКИЙ,
Ф. В. СТОЛЬБЕРГ, В. И. ЛАВРИК

ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ВОЗДЕЙСТВИЯ ГИДРО- ТЕХНИЧЕСКОГО СТРОИТЕЛЬСТВА НА ВОДНЫЕ ОБЪЕКТЫ

7
1-
2-
IT
10
1,
3-
2-
X
0
1-
2-
B
O
1-
и
B
B
и
ь
1,
1-
и
и
и
и
X

УДК 574.5 : 626 : 502.3

Экологическая оценка воздействия гидротехнического строительства на водные объекты / Романенко В. Д., Оксюк О. П., Жукинский В. Н., Стольберг Ф. В., Лаврик В. И.; Отв. ред. Зайцев Ю. П.; АН УССР. Ин-т гидробиологии АН УССР.— Киев : Наук. думка, 1990.— 256 с.— ISBN 5-12-001363-5.

В монографии сформулированы общие положения и принципы экологической оценки воздействия технических объектов на водные экосистемы, качество воды и биопродуктивность водоемов и водотоков.

Рассмотрены основные методы экологического прогнозирования и оценки воздействия технических факторов на абиотические параметры и биотические компоненты водных экосистем. Освещены методические подходы, используемые при оценке воздействия, математическое и имитационное моделирование. Даны методические рекомендации, программа, последовательность, а также системы расчетов для экологической оценки воздействия гидротехнического строительства на водные объекты.

Для экологов, гидробиологов, ихтиологов, специалистов водного хозяйства, работников проектных организаций.

Ил. 18. Табл. 22. Библиогр.: с. 246—254,

Ответственный редактор *Ю. П. Зайцев*

*Утверждено к печати ученым советом
Института гидробиологии АН УССР*

Редакция биологической литературы

Редактор *Л. Е. Мечева*

Э $\frac{1903040100-159}{M221(04)-90}$ 355-90

ISBN 5-12-001363-5

© Издательство «Наукова думка», 1990

ПРЕДИСЛОВИЕ

Гидротехническое строительство, осуществляемое во всех странах мира для удовлетворения растущих нужд населения, промышленности, сельского хозяйства в воде, неизбежно оказывает воздействие на водные объекты. Оно приводит не только к положительным, но и к отрицательным последствиям, которые нередко настолько существенны, что наносят непоправимый ущерб водным экосистемам, нарушают их природные условия, ухудшают качество воды, снижают биопродуктивность.

На современном этапе с целью оптимизации хозяйственной деятельности и сохранения водных экосистем необходима экологическая оценка всех гидротехнических объектов (как проектируемых, так и действующих). Доминирование экономического подхода при оценке технических проектов недопустимо, поскольку это наносит природным экосистемам непоправимый ущерб и ухудшает условия жизни общества. Такое положение в определенной мере обусловлено отсутствием руководств по гидроэкологической оценке воздействия технических объектов на окружающую среду, разработанных специалистами-экологами. Имеющиеся по данному вопросу сведения разрознены и не являются надежной основой экологической оценки воздействия конкретных технических объектов на водоемы и водотоки.

Многолетний опыт выполнения экологической оценки и разработки прогнозов воздействия гидротехнических сооружений и водохозяйственных комплексов на различные водные объекты (водохранилища, каналы, устьевые области рек — эстуарии, лиманы, водоемы-охладители) позволяет нам сформулировать основные принципиальные положения и предложить конкретные рекомендации, которые могут быть полезны для специалистов, занимающихся данными вопросами.

В настоящей монографии освещены общие положения и основные принципы гидроэкологической оценки воздействия технических объектов на водные экосистемы, поскольку их четкое формулирование является основанием для разработки адекватных и эффективных методов. Большое внимание уделено изложению методических рекомендаций, особенно описанию расчетных методов с использованием математических моделей. Проанализированы примеры экологической оценки крупных технических объектов: Днепровско-Бугского морезаградительного гидроузла, канала Днепр — Донбасс и других. В приложениях представлены классификации качества воды и примеры расчетов, выполненных для конкретных водных объектов.

В главе 1 разделы 1.1 и 1.2 написаны В. Д. Романенко, разделы 1.3—1.5 — О. П. Окснюк, В. Н. Жукинским и В. Д. Романенко, 1.6 — О. П. Окснюк, В. Н. Жукинским и Ф. В. Стольбергом; в главе 2 — раздел 2.1 — О. П. Окснюк, 2.2.1—2.2.3 и 2.3.1 — В. И. Лавриком, 2.3.2 и 2.3.3 — О. П. Окснюк и Ф. В. Стольбергом, 2.3.4—2.3.6 — В. Н. Жукинским, 2.4 — О. П. Окснюк и В. Н. Жукинским, 2.5 — Ф. В. Стольбергом; в главе 3 — разделы 3.1 и 3.3.1 — О. П. Окснюк и Ф. В. Стольбергом, 3.2. — О. П. Окснюк, 3.3.2 — Ф. В. Стольбергом, 3.3.3 — В. Н. Жукинским; в главе 4 — раздел 4.1 — В. Н. Жукинским, О. П. Окснюк и В. И. Лавриком, 4.2 — Ф. В. Стольбергом и О. П. Окснюк, 4.3 — О. П. Окснюк и В. Н. Жукинским; введение — О. П. Окснюк, заключение — В. Д. Романенко и О. П. Окснюк. Приложения составлены О. П. Окснюк, В. Н. Жукинским и Ф. В. Стольбергом.

ВВЕДЕНИЕ

Растущие потребности общества в водных ресурсах и энергии обуславливают необходимость сооружения крупных гидротехнических объектов. Гидротехническое и энергетическое строительство сопряжено с реконструкцией существующих и созданием новых водоемов и водотоков. В СССР функционирует и ежегодно вводится в эксплуатацию большое количество водохранилищ различного размера и назначения, водоемов-охладителей ТЭС и АЭС; сооружена, строится и проектируется обширная сеть водоснабжающих каналов и трубопроводов, регулируется сток рек, рассматривается вопрос о перекрытии лиманов с последующим их опреснением.

Гидротехническое строительство затрагивает значительное количество водных объектов, оказывая комплексное антропогенное воздействие на их экосистемы. Для существующих водоемов и водотоков это воздействие сопряжено, как правило, с изменением морфометрии, гидрологии, температурного режима и других основных абиотических параметров водных экосистем. При создании новых водных объектов — водохранилищ, каналов, трубопроводов — возникают искусственные экосистемы, функционирование которых практически полностью определяется принятыми инженерными решениями.

Водоемы и водотоки используются для водоснабжения, рыбного хозяйства, рекреации и других целей, поэтому их состояние, качество воды, биопродуктивность должны обеспечивать благоприятные условия для жизни человеческого общества в течение неопределенно долгого времени. Все это диктует настоятельную необходимость оценки влияния гидротехнического и энергетического строительства на водные объекты и разработки мероприятий по оптимизации использования и обеспечения благоприятных условий функционирования их экосистем.

Практика строительства и эксплуатации гидротехнических объектов в мире показывает, что недостаточный учет их воздействия на окружающую природную среду приводит к отрицательным экологическим последствиям, которые могут приобретать значительные масштабы и, что хуже всего, быть необратимыми. В связи с этим требование экологической оценки последствий строительства и эксплуатации технических объектов в настоящее время общепризнано. Важно

найти пути и средства решения проблемы взаимодействия общества и окружающей природной среды. Не вызывает сомнений необходимость экологического подхода при реализации мероприятий, связанных с научно-техническим прогрессом. Поэтому в различных странах мира предпринимаются активные меры по всесторонней оценке воздействия хозяйственной деятельности на окружающую природную среду (Вторжение в природную среду, 1983; Методите на екологическита експертизи..., 1984). Наиболее полные и реальные возможности для этого имеются при проектировании, когда могут быть учтены и рассмотрены различные варианты технических объектов и разработан широкий спектр мер по предотвращению отрицательных последствий. Уже в проекте необходимо четко определить предел возможного воздействия технических факторов на природные экосистемы. Экологически допустимое расширение хозяйственной деятельности тесно связано с задачей оптимизации природопользования, решение которой позволит увеличивать производство необходимых для развития общества материальных благ без ущерба для окружающей среды (Управление природной средой, 1979). В данном аспекте одно из важнейших мест принадлежит водным объектам, поскольку в настоящее время во многих регионах все чаще развитие народного хозяйства лимитируется водными ресурсами. Определение воздействия технических объектов на водоемы и водотоки представляет собой суть гидроэкологической оценки, составными частями которой являются эколого-санитарная характеристика качества воды, оценка биопродуктивности (в том числе рыбопродуктивности), биологических помех, гидропаразитологической, эколого-токсикологической, радиоэкологической ситуации, охрана редких представителей флоры и фауны, их уникальных комплексов в водоемах и водотоках (Романенко, Окснюк, Жукинский и др., 1984). С гидроэкологической оценкой тесно связаны водоохранные мероприятия, которые обеспечивают необходимое для нормального функционирования гидробиоценозов качество водной среды.

Основными техногенными факторами, воздействующими на водные объекты, являются гидротехническое строительство, осуществляемое для зарегулирования рек, территориального перераспределения стока и других целей, а также создание водоемов-охладителей энергетических объектов или использование для этих целей естественных водоемов и водотоков. Эти технические объекты обязательно должны подвергаться гидроэкологической оценке, поскольку они оказывают существенное непосредственное или опосредованное, проявляющееся достаточно быстро или через длительный промежуток времени влияние на абиотические параметры и биотические компоненты водных экосистем.

Воздействие гидротехнического и энергетического строительства на водные объекты многообразно и сложно в силу взаимодействия разнородных факторов и возможности возникновения трудно предсказуемых последствий. Наиболее важными являются изменение водного режима, его распределения во времени и пространстве, скорости течения, температуры воды, концентрации растворенного

кислорода; биогенных элементов, скорости продукционных процессов, деструкции органического вещества, флоры и фауны гидробионтов, и как следствие — общего состояния, качества воды, биопродуктивности водных экосистем.

Целью гидроэкологической оценки является определение воздействия гидротехнического строительства на водные экосистемы и разработка рекомендаций по оптимизации их использования и охране. Ее задачи состоят в:

- определении характера и степени воздействия технических объектов на водные экосистемы;

- выявлении возможных изменений их абиотических и биотических компонентов;

- оценке воздействия с точки зрения использования водных, биологических ресурсов и эксплуатации технических объектов;

- разработке рекомендаций по усилению положительных и предотвращению отрицательных последствий для оптимизации их комплексного народнохозяйственного использования и охраны природы. Гидроэкологическая оценка предусматривает непосредственную помощь лицам, принимающим решения, и подготовку для них таких материалов, на основании которых можно было бы сделать выбор из нескольких вариантов и принять стратегию управления.

Гидроэкологическая оценка воздействия должна начинаться с момента постановки проблемы и осуществляться на всех этапах разработки и реализации технических решений проекта. Недостатком практики проектирования в настоящее время является тот факт, что заказ на гидроэкологическую оценку поступает после того как основные проектные решения уже разработаны. Научные организации начинают исследования, связанные с проектом, с большим опозданием, когда последствия его осуществления для водных объектов фактически предопределены. Поэтому экологическая оценка готовых проектов — это паллиативная мера, которая зачастую не дает возможности что-либо исправить и приводит к конфликту между экологами и проектировщиками, не облегчая, а затрудняя принятие правильного решения. Вместе с тем при своевременной экологической оценке воздействия на водные объекты возникает реальная возможность предусмотреть необходимые мероприятия, позволяющие оптимизировать природопользование.

В СССР осуществляется ряд мер по охране окружающей среды и рациональному использованию природных ресурсов. Проводится экологическая экспертиза техногенных факторов и объектов, воздействующих на природную среду. Однако существующие природоохранные нормативы не позволяют в полной мере оценить ущерб, наносимый экосистемам в результате антропогенного воздействия. Актуальным вопросом является экологизация хозяйственного законодательства. Решение этой проблемы существенно тормозится несовершенством критериев оценки состояния водных объектов, отсутствием нормативов по разработке прогнозов влияния строительства и эксплуатации технических объектов на водоемы и водотоки, неразработанностью методических подходов, конкретных методик и нормативных

Документов для проведения экологической экспертизы проектов и утверждения технической документации на сооружение объектов.

Экологическая оценка воздействия включает сбор необходимой исходной технической и экологической информации, проведение специальных целенаправленных натуральных и экспериментальных исследований, разработку математических моделей, выявление возможных изменений, определение их важности на основе выработанных критериев, разработку рекомендаций по отклонению или исправлению проекта, а также составление программы и организацию мониторинга для определения оправдываемости прогнозов и эффективности мероприятий.

Необходимо уменьшить фактор риска, существующий в проектах из-за неизбежных, свойственных природным процессам, случайностей. Все без исключения аспекты научного обоснования, включая экологическую (в том числе гидроэкологическую) оценку воздействия технических объектов, должны прорабатываться высококвалифицированными специалистами. Гидроэкологическая оценка предусматривает комплексное рассмотрение экосистем водных объектов, поэтому ее должны осуществлять коллективы, которые объединяют представителей основных необходимых профилей (гидрологов, гидрохимиков, гидробиологов, экофизиологов, ихтиологов, паразитологов, токсикологов, радиоэкологов). Их работа может быть эффективной только при условии тесного взаимодействия с представителями технических специальностей, экономистами, проектировщиками.

Глава 1

ОБЩИЕ ПОЛОЖЕНИЯ

1.1. Место экологической оценки в общей оценке техногенного воздействия на природную среду

За последние десятилетия во всех странах мира, в том числе и СССР, в больших масштабах осуществлено гидротехническое строительство, воздействие которого на природную среду проявилось как с положительной, так и отрицательной сторон. Накопленный опыт показывает, что в тех случаях, когда на стадии проектирования не изучались всесторонне возможные экологические последствия гидротехнического строительства на окружающую природную среду, возникший комплекс негативных явлений в преобразованных водных экосистемах существенно отразился на их экономических показателях. Следовательно, экологическая оценка любого гидротехнического проекта должна рассматриваться не с позиции констатации возможных негативных явлений, возникающих при осуществлении гидротехнического строительства, а как составная часть проекта, направленная в первую очередь на устранение или снижение прогнозируемых негативных явлений.

В литературе по гидротехническому строительству можно встретить различные терминологические понятия: экологическое обоснование, экологическая оценка, экологическое прогнозирование, экологическая экспертиза.

Термин экологическое обоснование, вошедший в последние годы во многие директивные постановления, касающиеся водохозяйственного комплекса Дунай — Днепр, перекрытия Днепроовско-Бугского лимана, других гидротехнических проектов, а затем и в научную литературу по этим вопросам, отражает скорее ведомственную характеристику, а не научную суть экологической оценки. Авторы данной книги в некоторых работах также пользовались этой терминологией, рассматривая ее как синоним «экологической оценки», однако в дальнейшем отказались от нее. Как оказалось, уже само слово «обоснование» позволяло спекулятивно его выдавать за положительное отношение ученых к проекту. Что же касается смысловой значимости этого термина, то она не имеет ничего общего с «экологической оценкой», так как обосновать с экологических позиций технический проект, который оказывает на природные экосистемы негативное воздействие, просто нельзя. Можно обосновать создание того или иного гидротехнического объекта, исходя из экономических или хозяйственных интересов, но это не является задачей экологической

науки, призванной дать экологическую оценку проекта. Поэтому термин «экологическое обоснование» применительно к хозяйственно-техническим проектам употреблять нельзя. Экологически обосновать можно лишь мероприятия, имеющие исключительно водо- и природоохранную направленность. Например, можно экологически обосновать дополнительную подачу воды с целью восстановления водности реки, отведение коллектора сточных вод, сбрасываемых в водоем, осуществление водоохраных мероприятий на прилегающих к водным системам территориях.

Основной смысловой единицей при рассмотрении технического проекта с учетом его влияния на природную среду является «экологическая оценка». В предисловии к книге «Вторжение в природную среду» (1982) Р. Е. Мунн пишет: «... термин оценка воздействия на окружающую среду означает деятельность, направленную на выявление и прогнозирование ожидаемого влияния на среду обитания, на здоровье и благосостояние людей со стороны различных мероприятий и проектов, а также на последующую интерпретацию и передачу полученной информации» (с. 7). И далее он отмечает, что такая оценка включает описание предлагаемого действия и его вариантов, прогнозирование существа и интенсивности воздействия на природную среду (положительное и негативное), выявление степени заинтересованности людей, составление перечня показателей воздействия и методов определения его абсолютной и относительной величин, заключения о вероятных величинах показателей воздействия и воздействия в целом при внедрении предполагаемого проекта или его вариантов, рекомендации для принятия немедленного внедрения или отклонения проекта и т. д.

Оценка воздействия на природную среду разделяется на 3 временных подраздела: определение исходного состояния природной среды, прогноз будущего состояния без воздействия и прогноз изменений, связанных с осуществлением того или иного инженерного проекта.

Как отмечает Г. Крехтова (1984), целью оценки является достижение сбалансированных требований экономического роста и обеспечения сохранности окружающей среды. При этом не ставится задача ограничения или прекращения экономической деятельности, а наоборот, осуществление таких проектов, при которых хозяйственная деятельность будет приносить максимальную пользу при сохранении экологического благополучия окружающей среды.

В настоящее время существуют различные методы оценки воздействия на природную среду (Мунп, 1970). К ним, в частности, относятся:

— составление контрольных списков природных процессов, которые могут подвергаться воздействию;

— заполнение матриц, отражающих предполагаемую деятельность по проекту и индикаторных показателей возможного воздействия на природную среду;

— совмещение карт возможного воздействия инженерного осуществления проекта с учетом топографических особенностей местности;

— математическое моделирование с целью отработки возможных

вариантов воздействия на природную среду отдельных компонентов и проекта в целом.

Наиболее унифицированной считается оценка воздействия на природную среду при помощи матрицы Леопольда. В нее вводится до 100 возможных типов воздействия и 88 характеристик среды. В первой части матрицы отражаются все возможные воздействия элементов проекта, а во второй дается перечень физических и химических характеристик земли, воды, атмосферы, биологических условий и др. Недостатком матрицы является сложная система интегральной оценки воздействия на природную среду по сумме данных 8800 ячеек. Для принятия решения по системе Леопольда необходимо проанализировать 17 600 пунктов по каждому из альтернативных вариантов (Leopold, Clarke, Hanshaw, Balsley, 1971).

Для оценки воздействия на природную среду при преобразовании водных экосистем, строительства и эксплуатации атомных электростанций и других проектов в США используется система Бателла (Dee, Baker, Duke, 1973). Этот метод позволяет количественно оценивать степень воздействия на окружающую среду проектов, обуславливающих преобразование водных систем.

Следует отметить, что несмотря на применение различных по сложности и широте охвата показателей оценки преобразуемых систем, при долгосрочном прогнозировании фактически приходится основываться на данных краткосрочных исследований. Это позволило К. С. Холингу с соавт. (1981) высказать мнение о том, что оценку воздействия проектов на природную среду следует рассматривать не как достоверную характеристику, а как научное исследование с определенными выводами. Более правильной, по его мнению, будет лишь оценка адаптивного экологического воздействия, суть которой состоит в том, что такая оценка возможна в том случае, если она будет продолжаться в течение длительного времени после реализации проекта. Данные же проведенной экспертной оценки на стадии проектирования становятся лишь существенными компонентами долгосрочной стратегии управления окружающей средой.

Как и любой прогноз, экологический прогноз возможных отдаленных последствий создания гидротехнического объекта не может быть абсолютно правильным, однако в общих выводах он может объективно отражать возможные последствия вмешательства человека в природную среду. Следовательно, экологическое прогнозирование является составной частью экологической оценки, разрабатываемой во временном аспекте.

Под экологическим прогнозированием Н. Ф. Реймерс и А. Ф. Яблов (1982) понимают предсказание поведения природных систем, определяемое естественными процессами и воздействием на них человека. То есть, речь идет не просто об интуитивном предсказании реакции природных систем, а об определении их возможной изменчивости, исходя из познания закономерностей функционирования живых систем и их ответной реакции на те или иные воздействия. Как отмечает В. Н. Большаков (1984), экологический прогноз должен основываться на познании закономерностей рассматриваемого явления

и строиться не на субъективных решениях, а на основе объективных, научно обоснованных положений. Из двух типов прогнозов: поискового (возможное состояние явления в будущем) и нормативного (прогнозирование состояния системы по заданным нормативам) в основе экологического прогнозирования лежит поисковое прогнозирование.

Говоря об экологическом прогнозировании последствий гидротехнического строительства, нельзя ограничиваться лишь водными экосистемами; оно должно учитывать сложный комплекс биологических явлений, происходящих как в водных, так и наземных системах в их неразрывной взаимосвязи. Экологическое прогнозирование охватывает сложный комплекс объектов — от природных экосистем до промышленных и сельскохозяйственных (Соколов, 1979).

В методологическом отношении экологическое прогнозирование — задача весьма сложная вследствие динамичности природных процессов, происходящих не только под воздействием человека, но и в результате эволюционных изменений природной среды.

Как отмечает Ю. А. Израэль с соавт. (1985), для преодоления основной трудности, а именно выделения слабого сигнала в виде прогнозируемого антропогенного изменения в состоянии экосистемы на фоне ее естественной (шумовой) изменчивости можно пользоваться реализованной на ЭВМ моделью природного объекта, на основе которой проигрывается неограниченное количество различных ситуаций. Значение математического моделирования в экологическом прогнозировании возрастает еще и потому, что крайне затруднено осуществление природных экспериментов. В этом случае построение математической модели функционирования разрабатываемой системы позволяет перенести эксперимент с природного объекта на его математическую модель.

Экологическое прогнозирование как составной элемент общей экологической оценки проекта требует высокой квалификации специалистов различного профиля, которые должны обладать широким экологическим мышлением, основанным на знаниях законов развития природы.

Объективный характер и правильность проведенной экологической оценки того или иного проекта зависит от экологической экспертизы. Она предусматривает анализ экологической оценки проекта специалистами, наделенными административными правами выносить рекомендательные решения директивным органам относительно дальнейшей судьбы данного проекта.

Следует подчеркнуть, что само название «экологическая экспертиза» предопределяет биологическую экспертизу, а не какую-либо другую, например, географическую, экономическую, медико-санитарную, техническую экспертизу. К сожалению, в литературе можно часто встретить смешивание экологической и географической экспертиз (Дончева, Звонкова, Казаков и др., 1984). Объединение этих двух экспертиз не правомерно.

1.2. Современное состояние экологической оценки в мировой науке и практике

В связи со все возрастающим антропогенным воздействием на биосферу, а также продолжающимся крупномасштабным гидротехническим строительством во всех странах все больше внимания уделяется экологической оценке разрабатываемых проектов, их экологической экспертизе, а также выработке интегрального заключения с учетом экологических, социально-экономических, технических, медико-биологических и других аспектов.

Характерной особенностью в подходе к принятию того или иного проекта в ряде развитых стран является все большее вовлечение широкой общественности в обсуждение проектов, возрастание роли местных органов власти в экспертной оценке, а также рассмотрение предложений о реализации проекта в связи с оценкой альтернативных вариантов.

На проведенном в 1986 г. в Норвегии (г. Осло) европейском симпозиуме «Подходы и методы принятия решений при планировании использования водных ресурсов», который был организован ЮНЕСКО, Международной гидрологической программой и Норвежским гидрологическим комитетом, в ряде докладов подчеркивалось, что процесс проектирования водохозяйственных объектов должен быть открытым с самого начала, чтобы любое заинтересованное лицо в любой момент могло получить необходимую информацию (Березнер, Хубларян, 1987). При этом мнение широкой общественности, особенно представляющей территории, на которых предполагается осуществление гидротехнического строительства, должно учитываться при окончательном принятии решения.

Опыт различных зарубежных стран по выработке методологии и практических рекомендаций в области экологической оценки проектов неоднозначен, что обусловлено, с одной стороны, социально-политическим устройством государства, а с другой — его физико-географическими, климатическими и природными условиями.

В данном разделе будут освещены общие подходы к оценке воздействия проектов технических объектов на окружающую природную среду и их экологической экспертизе лишь в отдельных зарубежных странах. При этом необходимо оговориться, что опыт одной страны не всегда приемлем при оценке воздействия гидротехнического строительства в других странах. При осуществлении сходного гидротехнического строительства в разных климатических условиях совершенно различными могут быть оценки его воздействия на те или иные природные явления. Экологическая оценка воздействия должна проводиться с учетом национальных особенностей каждой страны. В то же время опыт различных стран, критически проанализированный, призван помочь совершенствовать собственную систему экологической оценки воздействия на природную среду.

В этом отношении заслуживает внимания работа болгарских экологов, которые стали организаторами ряда международных экологических конференций. Так, в 1984 г. в г. Свиштове проводилась международная конференция, в научных трудах которой был обобщен опыт

ряда стран по проведению экологической экспертизы воздействия на природную среду (Маринов, 1984). Здесь же готовят специалистов по промышленной экологии, а в ряде специализированных лабораторий разрабатывают эколого-экономические аспекты различных отраслей народного хозяйства НРБ (Маринов, Мехамеджиев, Ботев и др., 1981).

В ГДР в 1970 г. принят закон о социалистической экологической политике, призванный соединить воедино экономику с экологией. При разработке экологических программ уже на самых ранних этапах их рассмотрения учитываются экологические и природоохранные аспекты. Этот закон обязывает все ведомства страны считаться с необходимостью рационального управления окружающей средой при планировании и распределении производительных сил.

В связи с остротой проблемы водообеспечения издана серия законов и правил, регламентирующих использование и преобразование водных ресурсов. Характерной особенностью законодательства о воде является соединение в них природопользующейся и природоохранной деятельности в едином комплексе. Главное управление рек, Министрство управления водными ресурсами и очистными сооружениями обеспечивают проведение экологической экспертизы проектов таким образом, чтобы была получена вся необходимая информация для последующего решения.

При разработке проектов соответствующие проектные организации и ведомства руководствуются «Правилами территориального распределения инвестиций» и «Правилами воспроизводства основных фондов», в которых четко определены экологические требования с целью недопущения превышения границ отрицательного воздействия осуществления проектов на окружающую природную среду. Как отмечает Х. Кроске (1984), несмотря на то, что законодательством предусмотрено сравнение альтернативных вариантов разрабатываемых проектов, это не всегда проводится, так как еще не разработаны многие положения и методические подходы к такому альтернативному анализу.

В процессе подготовки заключений по материалам экологической экспертизы местные власти требуют разработки комплексной микроанкеты исследований о влиянии планируемого проекта на природную среду подведомственной им территории (Kroske, 1987). Учитывая этот порядок, ведомство, планирующее то или иное строительство, должно обеспечить проведение соответствующих экологических исследований и сделать заключение.

Вопросам экологической оценки гидротехнических проектов уделяется большое внимание в Голландии. По данным В. Клайн (1984), в системе оценок воздействия проектов на природную среду голландские экологи применяют матричный подход, аналогичный широко распространенному в США. В нем учитывается: характер современной действительности, описание статус-кво системы, возможное влияние на окружающую среду, сравнение альтернативных вариантов, результат обсуждения проекта с участием общественности.

Консультирующие по вопросам экологической экспертизы фирмы

Голландии предлагают проводить экспертизу двух уровней: нормальную, при которой делают заключение о воздействии проекта, и экспертную — о всех важнейших видах деятельности, связанных с осуществлением проекта. При этом и в первом, и во втором случаях должны соблюдаться 5 условий, составляющих методологическую основу проводимой экологической экспертизы. К ним относятся: лицо или фирма, предлагающие проект, должны нести ответственность за результат его воздействия на окружающую природную среду; ограничительные списки, в рамках которых проводится экспертиза с участием нескольких ведомств; общий доклад, в котором учтено мнение различных ведомств и общественности; обоснование предлагаемых решений со стороны вышестоящих управленческих органов; гарантии компетентных специалистов, проводящих экспертизу, об адекватности заключения, вытекающего из рассматриваемых материалов.

О месте экологической оценки гидротехнических проектов в ФРГ свидетельствует проект канала Майн — Дунай. Как отмечает Р. Гребс (1987), в числе мероприятий, связанных с постройкой канала, Баварское земельное ведомство по вопросам окружающей среды впервые предписало подрядчику обеспечить обязательную экологическую оценку. При этом была образована междисциплинарная группа специалистов, состоящая из 9 ученых (ботаник, зоолог, ихтиолог, орнитолог, бактериолог, энтомолог, гидролог, климатолог, специалист по сельскому хозяйству), представителей Министерства по вопросам окружающей среды и органов охраны природы, которые разработали предложения по сохранению и устройству биотопов, с целью их включения в общую программу работ. Согласно действующим федеральным законам и законам земли Бавария, при рассмотрении проектов должны разрабатываться и утверждаться меры по охране природы и планированию ландшафтов.

Среди развитых западных стран наибольшего внимания заслуживает канадский опыт разработок системы экологической оценки проектов гидротехнического строительства и проведения их экологической экспертизы. Такое внимание вытекает из некоторого сходства климатических и физико-географических условий территорий нашей страны и Канады, где уже осуществлено и предполагается крупномасштабное гидротехническое строительство. Кроме того, в Канаде в значительно больших масштабах, чем в других странах, происходит территориальная переброска стока рек, что предопределило более глубокую проработку экологических последствий такого строительства. Этим, в частности, можно объяснить, что уже в 1970 г. в Канаде был принят закон о водах, на основе которого осуществляется оценка воздействия водохозяйственных мероприятий на природную среду, поощряются научные исследования в этой области. Среди научных направлений исследований приоритетными признаны экологическое и геоморфологическое, связанные с различными звеньями сложной инженерной системы переброски стока.

Так, при осуществлении проекта территориальной переброски стока «Джеймс-Бей» для устранения негативных экологических последствий был разработан специальный проект по охране, рациональ-

ному использованию и воспроизводству природных ресурсов, который входил в общую техническую документацию (Тимашев, 1983). Проект предусматривал создание станций интенсивного мониторинга, включающего отбор проб для выявления взаимосвязанных абiotических и биотических изменений, развивающихся в водных объектах системы переброски (водохранилищах, каналах), а также на прилегающих территориях (Baxter, Claude, 1979).

В провинции Квебек построен Гидроэнергетический комплекс Ла-Гранд, включающий 3 гидроэлектростанции, водохранилища и объекты межбассейновой переброски стока 3 рек. Еще на стадии разработки технического проекта были тщательно изучены возможные экологические последствия его осуществления и намечены водо- и природоохранные мероприятия. В частности, прогнозировалось существенное изменение гидрологического и гидрохимического режима рек, усиление глубинной эрозии, преобразование речных долин, вызвавших размывы рыхлых русловых и террасовых отложений и, как следствие этого, ухудшение качества воды (Kellerhals, Church, Davies, 1979).

Канадскими учеными разработана методология оценки воздействия гидротехнического строительства на окружающую среду. До 1984 г. наряду с федеральным законодательством в 2 из 11 провинций была создана система экологической оценки воздействия гидротехнического строительства на природную среду. Это, однако, не явилось препятствием для осуществления экологической экспертизы проектов на общегосударственном уровне.

Для осуществления экологической оценки конкретного проекта создается Совет кандидатов, на который возлагается определение элементов окружающей среды, подлежащих анализу, включая биогеофизические и другие факторы. Этот совет призван определить роль отдельных процессов в общей экологической оценке воздействия проекта на природную среду и необходимые мероприятия по ее сохранению (Тисен, 1984). При таком положении экологическая оценка становится основной для принятия принципиальных решений и часто является одновременно программой осуществления природо- и водоохранных мероприятий при осуществлении того или иного проекта.

Анализ существующих в отдельных странах систем экологической оценки воздействия проектов на природную среду показывает, что хотя они и содержат ряд общих положений, тем не менее в них больше различий, чем сходства. Так, даже в однотипных системах англо-саксонского государственного права такие различия проявляются достаточно глубоко (Лисицын, 1987). Американская модель экологической оценки основана на Законе о национальной политике в области окружающей среды, который был утвержден конгрессом США в 1969 г. Как отмечает Л. Армстронг (Armstrong, 1973 — цит. по: Ю. С. Васильев, 1982), при рассмотрении проектов гидротехнического строительства проектные организации должны представлять материалы, в которых кратко излагаются возможные негативные воздействия проекта на окружающую природную среду и мероприятия по их устранению. При этом наряду с включением в технические усло-

вия санитарно-гигиенических нормативных требований к преобразуемым водным системам обязательно оценивается возможное воздействие строительства на природные ландшафты и воздушный бассейн. Следует, однако, подчеркнуть, что такая комплексная экологическая оценка распространяется лишь на территорию строительных площадок. Более обширные территории, на которые возможно воздействие отдельных гидротехнических объектов, учитываются лишь в общих разработках перспективного развития регионов.

Экологическая оценка воздействия технических проектов на окружающую среду Великобритании до последнего времени юридически не обоснована. Природоохранная политика Англии ориентирована не на широкую экологическую оценку воздействия создаваемых промышленных объектов, а на регулирование уровней загрязнения в результате хозяйственной деятельности (Лисицын, 1987).

В другом островном государстве — Японии, наоборот, больше внимания уделяется территориально-экологическому подходу к оценке антропогенного воздействия на природную среду. Учитывая особенности водохозяйственного строительства в Японии, где большинство гидротехнических объектов создается на небольших реках с очень мутной водой и быстрым течением, при экологической оценке проектов особое внимание уделяют трем группам вопросов: заилению водохранилищ, оценке режима мутности воды, прогнозированию возможного евтрофирования водохранилищ и разработке методов его предотвращения. Одновременно с этим обосновываются рекомендации по применению механических, химических и биологических методов снижения загрязнения водохранилищ (Asada, 1973 — цит. по: Ю. С. Васильев, 1982).

В Японии действует система законодательных актов по оценке экологических последствий хозяйственного строительства. В частности, действуют специальные законы об экологической экспертизе отдельных проектов, в том числе о проекте осушительной мелиорации, о строительстве портов и т.д. Однако общегосударственный закон об экологической экспертизе в Японии так и не был принят, что ограничивает эффективность проводимой экспертизы (Петрова, 1984).

При оценке экологических последствий создания гидротехнических объектов комплексного назначения в слаборазвитых странах африканского континента рекомендуют (Bottomley, Clark, 1973 — цит. по: Ю. С. Васильев, 1982) использовать смешанную количественно-качественную оценочную систему. Особенность ее состоит в том, что в перечень показателей включаются как экономически оцениваемые возможные экологические изменения элементов природной среды, так и не поддающиеся количественному учету, а следовательно, и не рассчитываемые экономические ущербы.

Следует, однако, отметить, что, несмотря на имеющиеся системы экологической оценки последствий гидротехнического строительства в развивающихся странах, не всегда удается осуществить ее на стадии проектной разработки. Как отмечают И. А. Шикломанов и В. Ю. Григорьев (1987), часто оценка влияния гидротехнического строительства на окружающую среду производится не на стадии проектирова-

ния, а после того, как проект осуществлен и выявляются его негативные последствия.

Другой особенностью является то, что использование методов оценки гидротехнического строительства других стран не всегда оказывается удачным, так как сам опыт этих стран несовершенен, да и не учитываются специфические условия развивающихся стран.

Наиболее остро проявляются экологические и социальные проблемы гидротехнического строительства в тех случаях, когда отсутствует продуманная и экологически обоснованная на стадии проектирования система комплексного освоения водных и земельных ресурсов.

В нашей стране в основе государственной экологической оценки проектов лежит общая стратегия развития советского общества в гармоничном взаимодействии с природой. Поэтому при оценке проектов крупномасштабного гидротехнического строительства учитывается воздействие на состояние окружающей среды не только самого объекта, но и взаимосвязанного с ним производства. Любое крупномасштабное гидротехническое строительство должно логически вписываться в Генеральные схемы развития и размещения производительных сил на территории СССР, размещения курортов, мест отдыха, туризма, природных парков и заповедников, а также Комплексную схему охраны и использования водных, земельных, топливно-энергетических ресурсов и др.

В нашей стране действует система нормативных документов, содержащих природоохранные нормы и правила. Существуют ГОСТы, регламентирующие общие требования к охране поверхностных и подземных вод от загрязнения, утверждены ГОСТы качества воды для разных видов хозяйственного использования (см. разделы 1.6, 2.4). Проектные разработки в области водохозяйственного строительства регламентируются соответствующими СНиП (см. раздел 3.1). Издано ряд инструкций и методических указаний по разработке технико-экономического обоснования проектов и проведении их экспертизы.

Недостатком существовавшей до последнего времени системы экологической оценки водохозяйственных проектов оставалось отсутствие экологически обоснованных нормативно-правовых документов о допустимой комплексной антропогенной нагрузке на водные экосистемы в результате их преобразования, связанного с регулированием стока, строительством энергетических объектов на водных системах, а также недооценка мнения широкой общественности при окончательном принятии решения. Долгое время при экспертной оценке решающим оставались экономические показатели строительства. Это приводило к тому, что необходимые, но удорожающие проект водо- и природоохранные мероприятия часто относились к так называемой второй очереди строительства объекта с неопределенным сроком их осуществления. Не способствовало объективной эколого-экономической оценке проектов финансирование этого раздела ТЭО или технического проекта за счет средств ведомства — разработчика. Ведомственный подход к финансированию работ, связанных с получением необходимой научной информации об экологических аспектах

водохозяйственных проектов, исключал глубокую проработку альтернативных вариантов, а вместе с этим и наиболее оптимальный с точки зрения сохранения природы выбор вариантов.

При проведении государственной экспертизы проектов министерства и ведомства обязаны предусматривать комплексное решение вопросов охраны окружающей среды и рационального использования природных ресурсов в схемах развития отраслей народного хозяйства, шире внедрять водо- и ресурсосберегающие технологии. При этом Госплану СССР поручено при осуществлении государственной экспертизы обеспечивать комплексный анализ возможных негативных эколого-экономических последствий и не допускать утверждения предпроектных и проектных материалов, если в них не предусмотрены природоохранные мероприятия, а также в полном объеме мероприятия по предупреждению и ликвидации возможных аварийных ситуаций, негативно влияющих на окружающую среду. Повышается роль ответственности при экологической оценке проектов строительства народнохозяйственных объектов.

Постановлением ЦК КПСС и Совета Министров СССР от 7.01.1988 г. № 32 «О коренной перестройке дела охраны природы в стране»¹ особая ответственность возложена на Госкомприроду СССР по осуществлению государственной экологической экспертизы генеральных схем развития и размещения производительных сил страны, соблюдению экологических требований при проектированию и строительстве народнохозяйственных объектов, внедрении новых технологических процессов.

1.3. Область применения гидроэкологической оценки

Гидротехнические объекты оказывают сильное и разностороннее воздействие на природные водоемы и водотоки. Кроме того, при гидротехническом и энергетическом строительстве создаются искусственные водные объекты, как возникающие на базе естественных (водохранилища на реках, анти-реки, канализованные реки), так и сооружаемые заново (каналы, водоемы-охладители ТЭС и АЭС, водохранилища ГАЭС). Все гидротехнические объекты, прямо или косвенно воздействующие на естественные или искусственные водоемы и водотоки, подлежат гидроэкологической оценке. К ним относятся: плотины (возводимые при зарегулировании рек, отчленении лиманов, морских и озерных заливов и т. п.), дамбы, каналы, канализованные реки, анти-реки, закрытые водоводы, насосные станции, водозаборы и т. д. Создание энергетических объектов — ГЭС, ГАЭС, ТЭС, АЭС — тесно связано с гидротехническим строительством. При сооружении ГЭС возводятся плотины, регулирующие сток рек; для обеспечения работы ГАЭС строятся специальные водохранилища; ТЭС и АЭС используют для охлаждения агрегатов природные водоемы и водотоки (реки, озера), существующие искусственные водные объекты (водохранилища), или создаются особые водоемы-охладители.

¹ Собрание Постановлений Правительства СССР.— 1988.— № 6.— Ст. 14.

Основными факторами, воздействующими на водные объекты при гидротехническом строительстве, являются водный режим (его общий и внутрigoдовой баланс), гидродинамические и морфометрические характеристики, термический режим, а также объем и состав различных веществ, поступающих с водами, охлаждающими тепловые и атомные энергообъекты. Они действуют на абиотические параметры и биоту водных экосистем, вызывая гидрофизические, гидрохимические и гидробиологические изменения, существенно влияя на процессы, определяющие качество воды и биопродуктивность.

Последствия воздействия гидротехнического строительства на экосистемы водных объектов можно подразделить на следующие группы:

А. Морфометрические параметры:

- изменение очертаний и протяженности береговой линии;
- перераспределение глубин;
- изменение площади водного зеркала.

Б. Гидрофизические параметры:

- увеличение и уменьшение водности;
- перераспределение водного стока во времени и пространстве;
- изменение скорости течения;
- изменение гидродинамического режима по вертикали и площади акватории;
- изменение водообмена;
- изменение термического режима.

В. Гидрохимические параметры:

- изменение общей минерализации и ионного состава;
- изменение газового (кислородного) режима;
- повышение содержания органических и биогенных веществ;
- уменьшение содержания таких биогенных веществ, как фосфор и железо за счет седиментации.

Г. Экотоксикологические и радиоэкологические параметры:

- повышение содержания тяжелых металлов, пестицидов, радионуклидов;
- изменение режима трансформации и миграции токсикантов в экосистемах;
- повышение индексов биотестов.

Д. Гидробиологические и биопродукционные параметры:

- изменение состава флоры и фауны гидробионтов;
- исчезновение редких и интересных видов;
- уменьшение количества (вплоть до полного исчезновения) важных хозяйственных видов;
- развитие вредных видов, вызывающих биологические помехи, заболевания промысловых животных и человека;
- изменение состава гидробиоценозов;
- деградация сообществ гидробионтов;
- уменьшение биопродуктивности;
- ухудшение рыбохозяйственного использования водных объектов: условий нереста ценных видов рыб, их кормовой базы, размеров и состава промысловых стад;

- чрезмерное увеличение первичного продуцирования органического вещества и биологического загрязнения;
- возникновение «цветения» воды, обрастание откосов каналов, зарастание и заболачивание водоемов и водотоков;
- ухудшение условий деструкции органического вещества и самоочищения;

- нарушение баланса продукционно-деструкционных процессов.

Е. Параметры качества воды:

- изменение общей минерализации и ионного состава;
- снижение содержания растворенного кислорода;
- увеличение мутности, концентрации взвешенных веществ;
- увеличение рН;
- увеличение концентрации органического вещества;
- возникновение обильной биомассы фитопланктона («цветение» воды);

- ухудшение бактериологических показателей — общей численности, сапрофитных бактерий, бактерий группы кишечной палочки;
- наличие фенолов, образующихся при разложении фитогенного органического материала;

- повышение гидробиологических индексов сапробности;

- увеличение цветности воды;

- появление токсинов синезеленых водорослей.

Следует обратить особое внимание на тесную взаимосвязь и зависимость друг от друга перечисленных выше абиотических и биотических последствий воздействия на экосистемы водных объектов. Изменение гидрофизических и морфометрических параметров существенно влияет на гидрохимические и гидробиологические характеристики, гидробиологических — на гидрохимические, а при возникновении биопомех — и на гидрофизические. При этом взаимодействие всех абиотических и биотических параметров имеет существенное значение для формирования качества воды и биопродуктивности.

Характер и степень воздействия гидротехнического строительства в разных водных объектах различны. Зарегулирование рек влияет на их водный режим как выше, так и ниже плотины; изменяется объем стока, его распределение во времени, скорость течения, уровень воды. При канализовании рек трансформируется характер русла, его морфометрические параметры, скорость течения, распределение потока по поперечному и продольному профилю водного объекта. Эти изменения гидрофизических и морфометрических факторов существенно воздействуют на структурно-функциональные характеристики сообществ гидробионтов, процессы биологического самоочищения и загрязнения, что приводит к изменению показателей качества воды, биопродуктивности, а следовательно, и условий хозяйственного использования рек.

Водохранилища обладают специфическими особенностями, которые состоят прежде всего в замедленном стоке. Неравномерность скоростного режима по продольной оси обуславливает разделение водохранилищ на речной и озерный участок. Для них характерны динамичный уровенный режим, сработка уровня воды с последующим наполнением,

стратификация водной массы по вертикали, седиментация взвешенных веществ, что существенно влияет на гидрохимические параметры (кислородный режим, динамику органических и биогенных веществ и др.), видовой состав и развитие гидробиоценозов. Для водохранилищ важными последствиями воздействия являются изменение берегового рельефа, подтопление и заболачивание прибрежных территорий.

Озера сравнительно редко подвергаются гидротехническим преобразованиям. Если они включены в системы перераспределения стока, то на их основе возникают водохранилища со всеми свойственными им последствиями. Возможно отчленение заливов дамбами, реже — изменение уровня, в результате чего трансформируется динамика водных масс и другие гидрофизические характеристики, что может привести к различным биологическим последствиям.

Устьевые области рек, включая их эстуарии (лиманы), а также закрытые лиманы как объекты гидротехнического преобразования рассматриваются обычно в аспекте их отчленения морезаградительными плотинами. Данное мероприятие оказывает сильное воздействие на окружающую среду и приводит к ряду существенных последствий. Устьевые области рек теряют присущий их экосистемам солоноватоводный режим, импульсно-стабилизированную гидродинамику, складывающиеся благодаря речному стоку и поступлению морских вод, а также свойственный этим водным объектам высокий биопродукционный потенциал и уникальные природные особенности. Столь же резкие изменения, фактически смена экосистем морского типа на пресноводный, происходят при отчленении от моря лиманов типа лагун и полузакрытых и «слепых» эстуариев (Одум, 1975, 1986).

Основным видом воздействия для водоемов-охладителей ТЭС и АЭС, как созданных на базе естественных водоемов и водотоков, так и сооруженных специально для этих целей, является поступление подогретых вод. Оно приводит к различным последствиям в структуре и функциональных характеристиках гидробиоценозов, отражается на качестве воды и вызывает помехи в эксплуатации энергетических объектов. Определенное влияние оказывает также попадание загрязняющих примесей из агрегатов. Это же отчасти происходит и на ГЭС.

Каналы являются искусственными водотоками, экосистемы которых формируются в зависимости от принятых в проекте инженерных решений. Биотические компоненты, процессы самоочищения и биологического загрязнения, а следовательно, и качество воды определяются их конструктивными и технологическими параметрами. При сооружении каналов важными последствиями являются преобразования на прилегающих территориях, возникающие вследствие подъема уровня грунтовых вод, подтопления и заболачивания.

1.4. Основные принципы гидроэкологической оценки

Экологическая оценка воздействия техногенных факторов на водные объекты преследует ряд целей. Прежде всего необходимо рассмотреть и решить вопрос о целесообразности и допустимости строительства, учитывая те нарушения, которые оно вызовет в экосистемах

водных объектов. Если эти нарушения недопустимы, то должен быть сделан отрицательный вывод и рассмотрены другие пути решения проблемы водо- и энергообеспечения.

Если же принято в общем положительное решение, то необходимо изучить различные варианты гидротехнического строительства и сформулировать рекомендации с целью выбора наиболее предпочтительного из них. Очень важной задачей является разработка мероприятий, направленных на усиление положительных и особенно устранение или максимальное ограничение отрицательных последствий воздействия гидротехнических объектов на водные экосистемы в процессе их строительства и в условиях долговременной эксплуатации. Экологическая оценка и рекомендуемые мероприятия должны быть тесно увязаны с экономическими и социальными аспектами, с интересами общества, поскольку основной целью такой оценки является оптимизация природопользования в ближайшей и отдаленной перспективе.

Экологическая оценка воздействия гидротехнического строительства на водоемы и водотоки должна исходить из ряда принципиальных положений. Необходимо широко применять принцип альтернативности принимаемых решений, поскольку это способствует эффективности природоохранных и народнохозяйственных мероприятий, особенно с точки зрения стратегии оптимизации природопользования (Холинг, Базыкин, Бруннелл и др., 1981). Гидроэкологическая оценка воздействия предполагает сопоставление предложенного проекта и альтернативных ему вариантов решения вопроса. При этом должны быть выявлены и оценены характер и размеры возможных изменений в водных экосистемах как под влиянием гидротехнических объектов, так и без него в результате природных процессов развития.

Данный принцип важен при крупномасштабном гидротехническом строительстве, затрагивающем ряд водных объектов целого региона (создание каскада водохранилищ ГЭС на реках, межбассейновые переброски стока и т. п.). При разработке проекта территориального перераспределения стока с целью водной мелиорации земель необходимо рассмотреть возможность достижения заданного эффекта (повышение урожайности, обеспечение региона продуктами питания другими средствами: улучшением агротехники, химизацией сельскохозяйственного производства, изменением использования капитальных вложений и трудовых ресурсов, закупкой сельскохозяйственной продукции в других регионах и т. д. При этом следует учитывать, что альтернативные решения (в частности, рост химизации земледелия) также сопряжены с отрицательными экологическими последствиями, а некоторые, например, перераспределение трудовых ресурсов, требуют решения весьма сложных социальных проблем. В связи с этим сопоставление альтернативных вариантов достижения стоящей перед тем или иным регионом задачи должно осуществляться на основе поиска решения с минимальной стоимостью при минимуме отрицательных экологических, социальных и других последствий. Именно отсутствие такого комплексного подхода при разработке крупных проектов нередко приводит к существенным просчетам, в том числе и в области охраны и рационального использования водных объектов.

Таким образом, не только строительство конкретного гидротехнического или энергетического объекта, но и выбор решения той или иной региональной проблемы в области использования водных ресурсов или наращивания энергетических мощностей требует гидроэкологической оценки воздействия на природную среду.

Должен соблюдаться экосистемный принцип, диктующий то условие, что водный объект необходимо рассматривать с учетом всей его водосборной площади. Процессы, присходящие в любом водоеме и водотоке, существенно зависят от особенностей вышележащих водных объектов и выноса в них различных веществ с поверхностным и подземным стоком. При сооружении плотин единый водосборный бассейн делится на 2 части, дальнейшая судьба которых различна. Создание водохранилища не может рассматриваться как локальное явление, поскольку оно влияет на значительную часть водосборного бассейна.

Соблюдение данного принципа совершенно необходимо для оценки совместного воздействия нескольких технических объектов, сооружаемых в одном водосборном бассейне, так как в этом случае могут быть приняты решения, отличающиеся от тех, которые принимаются по отдельным проектам. Гидроэкологическая оценка каждого проекта отдельно не позволяет сделать правильные выводы, особенно на отдаленную перспективу. В регионах с хорошо развитой промышленностью и интенсивной водной мелиорацией в сельском хозяйстве это обстоятельство и неполнота экологической оценки приводят к серьезным ошибкам и необратимым отрицательным последствиям.

Необходимо проводить экологическую оценку воздействия на водные объекты различных вариантов технических решений строительства, т. е. строго соблюдать принцип поливариантности. Только при этом условии возможен выбор оптимальных для природоохранного и хозяйственного использования конструкций и технологических режимов. Для объективного сопоставления этих вариантов следует разработать показатели воздействий, критерии их оценки, а также методы определения их абсолютных и относительных величин, которые позволят адекватно оценить возможную экологическую ситуацию. В результате должно быть сформулировано заключение о последствиях и степени их проявления при предполагаемом строительстве в зависимости от разных вариантов его осуществления. Итогом является разработка рекомендаций по предотвращению отрицательных последствий всех вариантов, сравнительный анализ их по стоимости и эффективности.

Одно из основных принципиальных положений состоит в том, что экологическая оценка воздействия должна быть комплексной и включать все основные аспекты. Если же вопросы качества воды, рыбного хозяйства, охраны природы рассматриваются в отрыве друг от друга, то нередко отсутствует согласованность и возникает противоречивость выводов и рекомендаций, что создает предпосылки для игнорирования экологических требований и не позволяет принять правильное взвешенное решение. Комплексность выполнения гидроэкологической оценки должна обеспечить полное выявление возможных последствий, как положительных, так и отрицательных, и создать предпосылки

для объективного сопоставления всех аргументов «за» и «против».

При экологической оценке принципиально важен выбор показателей и критериев воздействия на основе выделения ключевых моментов, поскольку каждое явление в значительной мере контролируется ключевыми факторами (Одум, 1975). Не всегда следует стремиться к исчерпывающему описанию, например, максимальной инвентаризации водных фауны и флоры, изучению всех взаимозависимостей, однако совершенно необходим достаточный полный учет ведущих экологических факторов, взаимосвязей, важных природоохранных и хозяйственных видов. Полное описание и выявление взаимосвязей не только невозможно, учитывая ограниченное время, в течение которого оценка должна быть произведена, но и не нужно, поскольку часто не проясняет, а усложняет картину воздействия, затрудняет принятие решения или отодвигает его на неопределенный срок. Кроме того, даже обширная информация, подобранная без глубокого анализа, базирующегося на четком понимании сути дела, может привести к неправильным выводам и рекомендациям. При определении ключевых моментов необходимо не упускать из виду, что при изменении условий они меняются, вследствие чего основные взаимосвязи могут стать второстепенными, и наоборот (Соколов, 1979). Следует также учитывать опосредованные воздействия, которые возникают не в результате прямого влияния технических объектов, а вследствие взаимодействия факторов. Изменение одного фактора может повлечь за собой неожиданное изменение других и в ином месте. Так, рыбопродуктивность уменьшается не только в результате прямого воздействия гидротехнического объекта на популяции промысловых видов рыб, включая условия их нереста (уровенный режим водохранилищ, наличие нерестилищ), но и на их кормовую базу, уровень первичного продуцирования органического вещества, состав и численность кормовых беспозвоночных животных. Последствия воздействия не всегда проявляются сразу и постепенно ослабевают; нередко они возникают через некоторый промежуток времени (например, формирование береговой линии водохранилищ, уровенный режим грунтовых вод на прилегающих территориях и т. д.).

Ввиду сложности и неопределенности, свойственной природным процессам, экологическая оценка воздействия гидротехнического строительства на водные объекты требует глубокой проработки основных вопросов, расшифровки механизмов воздействия, установления связей абиотических и биотических параметров и их количественных характеристик, без чего невозможно надежное обоснование выводов и рекомендаций. Основой экологической оценки воздействия, включая прогнозы и рекомендации по ограничению возможных отрицательных последствий, являются закономерности динамики водных экосистем, происходящей под влиянием трансформации ключевых экологических факторов, изученных в существующих водоемах и водотоках, которые могут служить аналогами водных объектов, подвергающихся воздействию.

Непременным условием удовлетворительной гидроэкологической оценки является накопление многолетних репрезентативных материа-

лов о современном состоянии водных экосистем, испытывающих воздействие. Поэтому одним из основных положений экологической оценки является необходимость организации мониторинга в годы, предшествующие строительству. Регулярными наблюдениями (по определенной программе) могут быть выявлены основные тенденции в изменении экосистемы без техногенного воздействия, а также получен необходимый материал для предсказания последствий развития этих тенденций или изменения экосистем под влиянием гидротехнического преобразования водных объектов.

Следует подчеркнуть принципиальную связь гидроэкологической оценки с водоохранным аспектом, поскольку качество воды является одной из определяющих характеристик экосистемы, обеспечивающей ее нормальное функционирование. В этом плане водоохранные мероприятия имеют первостепенное значение для природоохранных целей. Вместе с тем для качества воды большое, а подчас и определяющее значение имеют внутриводоемные процессы, прежде всего биологические, обуславливающие самоочищение и самозагрязнение в водных объектах. Качество воды в значительной мере является продуктом водных экосистем. Поэтому охрана вод должна базироваться на экосистемном подходе. Эффективность управления качеством воды и разработки водоохранных комплексов во многом зависит от знания и учета гидроэкологических закономерностей, отражающих структурно-функциональные особенности водных экосистем, ответственных за процессы формирования качества воды. Наряду с водоохранными мерами, принимаемыми на водосборной площади, необходимо предусматривать внутриводоемные мероприятия, направленные на максимальную интенсификацию процессов самоочищения и ограничение биологического загрязнения. Разработка водоохранных мероприятий должна основываться на гидроэкологической оценке воздействия техногенных факторов на водные объекты, прогнозах биологического самоочищения и образования внутриводоемных источников загрязнения. В противном случае возможны упущения или же чрезмерность расчетных вариантов, включая и нереальные для данного водного объекта, что затрудняет выбор правильного решения.

1.5. Состав гидроэкологической оценки

Экологическая оценка воздействия гидротехнических объектов на водоемы и водотоки должна быть всесторонней и комплексной (схема 1). Одним из главных составных элементов оценки является характеристика качества воды и его изменение под влиянием техногенных факторов. Следует указать, что вопросы качества воды изучаются не только в составе экологической оценки, но также водохозяйственной и санитарно-гигиенической оценок, но в различных аспектах.

Эколого-санитарная оценка качества воды включает: 1) характеристику состава и свойств воды как среды обитания гидробионтов (наличие биогенных и органических веществ, солевой состав, прозрачность, активная реакция, газовый режим и другие ингредиенты); 2) характе-

ристку процессов самозагрязнения («цветение» воды, обрастание откосов каналов) и биологического самоочищения (участие гидробионтов в трансформации, аккумуляции, седиментации алло- и автохтонных загрязняющих веществ); 3) оценку качества воды по критериям биоиндикации. Водохозяйственный аспект предусматривает оценку качества воды для комплексного водоснабжения (т. е. ее пригодность для хозяйственно-бытовых нужд, промышленности и сельского хозяйства) в соответствии с существующими нормативами, а санитарно-гигиенический — для питьевого водоснабжения, рекреации и других задач здравоохранения.

Характеристика качества воды с экологических позиций и для хозяйственного использования производится по сходным показателям. Существенное отличие заключается в оценке величин показателей и их наборе, а также степени важности отдельных показателей. Экологические требования к качеству воды обычно учитывают большое число показателей и предусматривают их градации в определенном диапазоне величин, а не в сравнении с величиной предельно допустимой концентрации, как при водохозяйственной оценке. Экологическая оценка не подменяет существующие нормативы, регламентирующие требования по нормированию качества воды в интересах различных водопотребителей и водопользователей. Она более фундаментальна, потому что характеризует объективное состояние водных объектов как природных тел и их экосистем, формирующих качество воды в результате функционирования живых компонентов и круговорота веществ в них. Она дает обобщенную эколого-санитарную характеристику качества воды в водоеме и в то же время ориентирует в оценке реальной и потенциальной ее пригодности и ценности для различного использования.

Обязательными составными элементами гидроэкологической оценки воздействия технических объектов на водоемы и водотоки являются эколого-токсикологическая и радиоэкологическая характеристики. Они предполагают не только определение концентраций, но также оценку миграции, трансформации и накопления различных токсикантов (пестицидов, тяжелых металлов, нефтепродуктов, фенолов, ПАВ и других токсических веществ) и радионуклидов в экосистемах водных объектов как в их абиотической части (вода, донные отложения), так и в сообществах гидробионтов на всех трофических уровнях. Особая важность данных составных частей гидроэкологической оценки определяется мутагенным эффектом токсикантов и радионуклидов.

Экологическая оценка включает также характеристику гидропаразитологической ситуации и ее возможного изменения под влиянием техногенных факторов. Возникает опасность распространения и

Гидроэкологическая оценка технических объектов						
Эколого-санитарная характеристика качества воды	Биопродуктивность	Охрана представителей ценной и редкой фауны и фауны и ценных гидробиоценозов	Биотомеки	Гидропаразитологическая ситуация	Эколого-токсикологическая ситуация	Радиоэкологическая ситуация

Схема 1. Состав гидроэкологической оценки воздействия технических объектов на водоемы и водотоки

увеличения численности паразитов, повышения уровня инвазии ими беспозвоночных, рыб, водоплавающих птиц, сельскохозяйственных животных и человека в связи с гидротехническим строительством, интенсификации их развития и увеличения паразитарных заболеваний с повышением температуры воды в водоемах-охладителях энергетических объектов, расширения видового состава и количества паразитофауны при опреснении солоновато-водных лиманов и в других случаях техногенного воздействия на водные объекты.

Важнейшим разделом экологической оценки гидротехнического строительства является биопродукционный, включающий вопросы рыбопродуктивности. Сложность заключается в том, что современный уровень знаний в области экологической физиологии и популяционной экологии водных животных, в том числе и рыб, не позволяет достаточно достоверно предсказать реакцию гидробионтов на резко изменившиеся в результате воздействия гидротехнического строительства условия среды, их место во вновь формируемых гидробиоценозах, консервативность или пластичность всех видов рыб, численность, и ареал их популяций в отдельных водных объектах или их системах. Поэтому до сих пор возникают просчеты в оценке воздействия, в прогнозировании качественного и количественного состава рыбного населения, миграционного и репродуктивного поведения некоторых ценных видов рыб при гидротехническом строительстве, обосновании и осуществлении мероприятий по их искусственному воспроизводству, интродукции и акклиматизации; происходит непредвиденное резкое увеличение численности, произвольная акклиматизация и расширение ареала малоценных и даже нежелательных видов рыб. При оценке воздействия технических объектов на состав ихтиофауны и рыбопродуктивность и обосновании рыбохозяйственных мероприятий следует учитывать не только положительный, но и отрицательный опыт формирования рыбного населения вновь создаваемых и реконструируемых водоемов и водотоков.

В составе гидроэкологической оценки должен быть рассмотрен такой важный с точки зрения эксплуатации технических объектов вопрос, как возникновение биологических помех. Основными их источниками являются зарастание водоемов и водотоков, обрастание гидротехнических сооружений гидробионтами, в частности моллюском дрейссеной. Зарастание водных объектов высшими водными растениями и нитчатými водорослями приводит к уменьшению пропускной способности водотоков, возникновению механических помех на гидротехнических сооружениях в случаях выноса и скопления на них растительности, заболачиванию водоемов и ухудшению качества воды. Обрастание дрейссеной нежелательно почти на всех типах гидротехнических сооружений, но особенно опасно в трубопроводах и агрегатах энергетических объектов, поскольку приводит к снижению пропускной способности вплоть до вывода их из строя.

Очень актуальным аспектом экологической оценки является охрана водной флоры и фауны. С природоохранной точки зрения необходимо заключение о воздействии технических объектов на редкие, эндемичные, реликтовые и ценные в хозяйственном отношении

гидробионты — беспозвоночные и позвоночные животные, высшие водные растения, водоросли. Требования могут заключаться в изменении варианта размещения технического объекта, разработке мероприятий по ограничению воздействия техногенных факторов, сохранению водной флоры и фауны путем создания заповедников или заказников.

Охранять необходимо не только отдельные виды, но и их группировки, уникальные природные комплексы, отдельные водоемы или их участки с особо ценными в научном или хозяйственном отношении

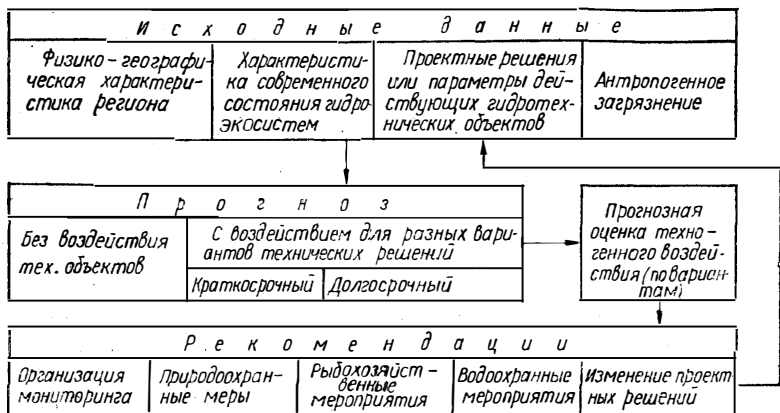


Схема 2. Схема проведения экологической оценки воздействия гидротехнических объектов на водоемы и водотоки

биоценозами. Следует изучить динамику численности, ареал, экологические особенности подлежащих охране объектов и разработать прогноз их возможных изменений, вплоть до полного исчезновения в результате воздействия гидротехнического строительства. Для редких и ценных гидробионтов опасность негативного воздействия может возникнуть не только в непосредственно затрагиваемых строительством водоемах и водотоках, но и в результате его косвенного влияния на водные объекты, прилегающие территории, в частности вследствие изменения гидрологического режима (обводнение, осушение).

Процесс экологической оценки воздействия технических объектов на водоемы и водотоки (по всем разделам) начинается со сбора необходимой исходной информации (схема 2). Она состоит из характеристики современного состояния гидрэкосистем, данных о параметрах проектируемых или действующих гидротехнических и энергетических объектов, а также антропогенном загрязнении. При необходимости привлекаются материалы географических, медико-биологических, экономических и социологических исследований. Характеристика современного состояния экосистем содержит сведения о гидрологическом, гидрохимическом, гидробиологическом режимах, качестве воды, биопродуктивности, эколого-токсикологической, радиоэкологической, паразитологической ситуации водных объектов, подвергающихся воздействию, а также водоемов и водотоков, которые могут служить аналогами

при прогнозировании влияния техногенных факторов. Правильный выбор аналогов является достаточно сложным и ответственным моментом, поскольку их адекватность в значительной мере определяет надежность прогноза и рекомендуемых мероприятий.

Важным составным элементом экологической оценки является сбор и анализ исходной информации о конструктивных и технологических параметрах объектов, воздействующих на водные экосистемы. В процессе этой работы необходимо выделить основные факторы воздействия и непосредственные или косвенные последствия, возникающие в водных экосистемах. Следует учесть, что характер последствий (как положительных, так и отрицательных) и степень их проявления в значительной мере зависят от инженерных решений, принятых в проекте и реализованных на действующем объекте. Поэтому при подготовке исходной информации необходимо акцентировать внимание на существенные экологические последствия различных вариантов проекта. Такие параметры, как уровеньный режим, скорость течения, водообмен, режим взвешенных наносов, глубина, конфигурация поперечного сечения водотока, характер ложа, береговой линии, конструкция и режим работы гидротехнических и энергетических агрегатов, температурный режим и другие, могут быть определяющими для формирования гидробиологического режима, качества воды и рыбопродуктивности водных объектов.

При гидроэкологической оценке необходимо учесть пресс антропогенного загрязнения на водные экосистемы: поступление разнообразных сточных вод, удобрений и ядохимикатов с сельскохозяйственных угодий, рекреацию в настоящее время и в перспективе.

Одной из наиболее сложных проблем экологической оценки является разработка ее центрального звена — прогноза воздействия техногенных факторов на водные объекты. Прежде чем прогнозировать последствия влияния гидротехнического строительства, необходимо составить фоновый экологический прогноз и получить представление о возможных изменениях водных экосистем на ближайшую и отдаленную перспективу без осуществления данного строительства. При прогнозировании важно установить не только характер изменений, но и определить скорость данного процесса, а также степень его необратимости. Прогноз воздействия технических объектов на водоемы и водотоки необходимо разрабатывать для различных вариантов с целью сопоставления их экологической оценки между собой и с фоновой ситуацией.

Гидроэкологический прогноз является предпосылкой оценки. Он может выполняться в зависимости от поставленных основных задач в двух направлениях: исследовательском и нормативном. Более распространенным является первый, при котором решается задача определения возможных изменений гидроэкосистем и их отдельных компонентов под воздействием техногенных факторов. Второй предполагает прогнозирование возможности достижения желательных характеристик водных объектов на основе заранее заданных форм (например, качества воды) и включает определение необходимых для этого путей и средств, т. е. предусматривает управление данными

параметрами гидроэкосистем. Нормативное прогнозирование следует применять при разработке водоохранных мероприятий. Перспективным оно является, очевидно, для установления экологической емкости того или иного водного объекта по отношению к техногенному воздействию.

Гидроэкологические прогнозы могут быть краткосрочными (1—5 лет) и долгосрочными (5—20 лет). Однако часто, особенно на ранних стадиях проектирования, разрабатывается поисковый прогноз, при котором определяются возможные состояния гидроэкосистем в будущем без определения конкретного срока. Целесообразно увязать гидроэкологический прогноз с периодами реализации технического объекта: строительства, непосредственно после строительства и вывода объекта на проектную мощность, через 2—3 десятилетия, так как игнорирование медленных изменений может привести к ошибкам в оценке возможных последствий и действительного состояния стабилизированных экосистем (например, «цветение» воды в водохранилищах, подъем уровня грунтовых вод).

Гидроэкологический прогноз должен учитывать пространственный аспект и выполняться не только локально для акваторий, непосредственно прилегающих к техническим объектам, но и на максимально удаленных участках (например, вниз по течению реки), где возможно воздействие гидротехнического строительства. На основании разгабанного прогноза производится оценка экологической допустимости гидротехнического строительства по всему комплексу критериев. При положительном результате осуществляется выработка рекомендаций по рациональному использованию водоемов и водотоков: формулирование экологических требований, направленных на предотвращение или максимальное ограничение возможных отрицательных последствий, разрабатывается комплекс водоохранных мероприятий, а также система мер по охране природных объектов. Очень важным при экологической оценке технических объектов является выработка комплексных рекомендаций, согласованных по всем ее разделам с учетом смежных областей (экономической, социологической и других). При этом требования, рекомендации и мероприятия могут существенно различаться для разных вариантов инженерных решений. Для получения информации об оправданности прогноза и обеспечения своевременной корректировки в процессе осуществления экологической оценки необходимо предусмотреть организацию мониторинга на подвергающихся воздействию водных объектах.

Экологическая оценка воздействия является адаптивным процессом и разрабатывается с разной степенью детализации в зависимости от стадий проектирования гидротехнических объектов. Выявление возможных экологических последствий воздействия гидротехнического строительства на водные объекты на предварительной стадии способствует рассмотрению альтернативных вариантов ликвидации водного или энергетического дефицита, обуславливает поиск оптимальных путей сочетания хозяйственной и природоохранной деятельности общества. На первых стадиях целесообразно участие общественности в обсуждении природоохранных вопросов, поскольку в выработке общей

программы мероприятий общественное мнение может сыграть положительную роль.

Разработка крупных проектов проходит ряд стадий предпроектных и проектных проработок. На предпроектной стадии прорабатываются схема, технико-экономическое обоснование (ТЭО) или технико-экономический расчет (ТЭР), на проектных — проекты и рабочая документация.

Гидроэкологическая оценка должна предусматривать различную степень детализации, глубины проработки и усложнение задач в соответствии с уровнем разработанности проектных решений. Для каждой из данных стадий могут быть сформулированы следующие задачи: 1) схема — разработка обобщенного гидроэкологического прогноза с учетом альтернативных решений, определение экологической допустимости или недопустимости строительства технического объекта; при положительном решении — формулировка задач гидроэкологической оценки, выделение ключевых моментов воздействия на водные экосистемы, выбор методов; 2) ТЭО (или ТЭР) — разработка детального гидроэкологического прогноза, оценка и сопоставление вариантов проекта, выработка экологических условий и требований; 3) проект — уточнение гидроэкологического прогноза по узловым вопросам, разработка экологических мероприятий и путей их реализации; 4) рабочая документация — уточнение экологических мероприятий в зависимости от детализации проектных решений и возникновения новых условий.

Гидроэкологическая оценка воздействия технических объектов на водные экосистемы должна продолжаться также в процессе строительства и эксплуатации. Необходим контроль за соблюдением экологических требований, оправдываемостью прогноза, корректировка гидроэкологических мероприятий и надзор за их осуществлением для своевременного устранения неблагоприятных последствий гидротехнического строительства, предвиденных или возникших непредвиденно вследствие неизбежной неопределенности прогноза.

1.6. Пути и средства управления воздействием гидротехнического строительства на водные объекты.

Разработка экологических требований и рекомендаций.

Оптимизация использования и охраны водных объектов при воздействии на них гидротехнического строительства достигается с помощью различных средств управления, применение которых позволяет свести к минимуму отрицательные последствия вмешательства в природную среду и максимально улучшить экологическую ситуацию на водоемах и водотоках. Управление воздействием на водные объекты ставит перед собой задачи улучшения качества воды, повышения биопродуктивности (в том числе рыбопродуктивности), предотвращения биологических помех, охраны водных экосистем или их компонентов. Оно базируется на знании закономерностей функционирования гидроэкосистем и использует принципы экологической регуляции (Одум, 1975). В его основу должны быть положены экосис-

темные механизмы, определяющие структурно-функциональные особенности биоценозов, ответственные за процессы формирования качества воды и биопродуктивности.

Средствами управления, как правило, являются конструктивные и технологические параметры технических объектов, которые представляют собой компоненты или определяют другие компоненты абиотической части экосистемы, обуславливающей функционирование ее биоты и круговорот веществ в ней. Задача состоит в том, чтобы реализуемые с помощью технических средств механизмы управления воздействием не вступали в противоречия с естественными и использовали кибернетическую природу экосистем, управляющие функции которой сосредоточены внутри нее и диффузны (Одум, 1986). Для осуществления управления воздействием необходимо глубокое понимание и количественная оценка взаимоотношений гидробионтов и их сообществ с техногенными параметрами, которые должны рассматриваться в данном случае как экологические факторы и как средства управления. К таким техногенным факторам относятся: наличие и режим работы гидротехнических сооружений (насосных станций, ГЭС, ГАЭС), морфометрические параметры (конфигурация поперечного сечения водотока, глубина, площадь мелководной зоны и другие), режим и объем попусков воды через гидротехнические сооружения, уровенный режим, характер крепления ложа водных объектов (облицовка откосов каналов, дамб), а также скорость течения, температурный режим, освещенность, если они регулируются с помощью технических средств и могут использоваться в качестве средств управления.

Кроме средств управления воздействием, связанных непосредственно с характеристиками технического объекта, для данной цели создаются специальные инженерные сооружения и технологии, основанные на применении естественных механизмов контроля экосистем. К таким сооружениям можно отнести биоплато, устройства для дестратификации озер и водохранилищ, к технологиям — скоростной и уровенный режимы водных объектов, режим попусков воды через плотину при зарегулировании рек. Сооружения такого типа можно назвать экоинженерными, а технологические режимы эксплуатации — экотехнологиями, т. е. технологиями, использующими экосистемные механизмы управления (Оксиук, Жукинский, Харченко и др., 1987).

Важным фактором для управления воздействием на водные экосистемы является предотвращение загрязнения их сточными водами не только вследствие гидротехнического строительства, но и поступающими со всей водосборной площади. В этом случае следует учитывать, что загрязнение различными стоками усиливает отрицательное влияние техногенных факторов на функционирование гидробионтов.

Мероприятия по управлению воздействием на водные экосистемы должны быть предусмотрены и реализованы во время проектирования, строительства и эксплуатации гидротехнических объектов. При проектировании — это правильный выбор конструктивных решений и технологии эксплуатации, а также разработка дополнительных специальных природоохранных сооружений (инженерных узлов защиты, в том числе дамб, дренажных систем, берегоукрепительных устройств,

водоотводов, водосбросов и т. п.). В период строительства необходимо соблюдение природосберегающих технологий, а при эксплуатации — осуществление всего объема принятых в проекте требований и при необходимости дополнительных гидроэкологических рекомендаций.

Следует учитывать, что не все природоохранные требования могут быть четко ограничены определенными количественными показателями, поскольку ряд изменений гидроэкосистем трудно поддается (или не поддается вообще) количественному выражению. В связи с этим экологические требования и рекомендации могут быть установлены в некотором интервале величин.

В настоящее время при гидротехническом строительстве ужесточаются требования по охране природы. В перспективе эти требования должны еще усилиться в связи с увеличением масштабов и усложнением воздействия антропогенных факторов на водные экосистемы. Поэтому оценка ущерба природе от строительства, преобладавшая ранее, и его частичная компенсация не может признаваться достаточной. При оценке изменений акценты приоритетности также смещаются в сторону значительно большего внимания природоохранным аспектам.

Гидроэкологические требования, пути и средства управления разрабатываются по каждому разделу оценки воздействия. На этой основе формулируются обобщенные комплексные рекомендации с учетом системы предпочтений.

Выполнение требований, предъявляемых к качеству воды, обеспечивается водоохранными мерами на прилегающих территориях и управлением процессами формирования качества воды в водоемах и водотоках, в том числе с помощью внутриводоемных водоохранных сооружений, устройств и мероприятий. Охрана вод на прилегающих территориях направлена на предотвращение поступления загрязнений со сточными водами извне; внутриводоемные средства управления воздействием сориентированы на усиление процессов самоочищения, предотвращение биологического загрязнения или ограничение его последствий. Одним из основных условий для водоохранных комплексов на водосборной площади водных объектов является ввод их в эксплуатацию, опережающий гидротехническое строительство.

В эколого-токсикологическом и радиоэкологическом аспектах основным требованием является предотвращение поступления загрязняющих веществ (пестицидов, фенолов, нефтепродуктов, ПАВ, тяжелых металлов, радионуклидов) извне (с водосборной площади), а также в процессе эксплуатации гидротехнических и энергетических объектов. Для интенсификации процессов самоочищения от загрязняющих примесей в водоемах и водотоках необходимо создание специального гидрологического режима, обеспечивающего седиментацию и захоронение взвешенных веществ, предотвращение взмучивания и перетложения донных осадков, а также использование биофильтрационной активности сообществ гидробионтов (высших водных растений, моллюсков и других).

Для ограничения биологических помех, которые могут вызвать затруднения в работе гидротехнических и энергетических объектов,

в жны скорость течения воды, которая препятствует массовому развитию гидробионтов, причиняющих биопомехи (погруженные растения, нитчатые водоросли, моллюск дрейссена), площадь мелководий, конфигурация поперечного сечения, глубина, характер ложа, наличие облицовок и других твердых субстратов. При необходимости следует предусмотреть мероприятия и устройства по борьбе с обрастанием дрейссеной гидротехнических сооружений, энергетических агрегатов, трубопроводов с помощью различных моллюскоцидов: хлорирование, применение азотных удобрений с последующим выпуском их на поля и другие (Технология устранения обрастания дрейссеной..., 1986).

Все водоемы и водотоки СССР (территориальные воды открытых морей, внутренние моря, озера, реки, водохранилища и пруды), которые используются или могут быть использованы для промысловой добычи и выращивания рыбы, других водных животных и растений или имеют значение для воспроизводства запасов промысловых рыб, считаются рыбохозяйственными водными объектами. Рыбопромысловый фонд только внутренних водоемов и водотоков СССР составляет 1053,9 тыс. км рек, 40 757 тыс. га озер и 6881 тыс. га водохранилищ (Бекашев, 1981). Поэтому практически каждый крупный и средний объект гидротехнического и энергетического строительства на континентальных водах СССР затрагивает интересы рыбного хозяйства.

С 1934 по 1988 г. охрану и воспроизводство рыбных запасов осуществлял Главрыбвод Минрыбхоза СССР (Главрыба СССР, Наркомат рыбной промышленности СССР, Минрыбпром СССР). Одной из основных задач Главрыбвода и его бассейновых инспекций являлся надзор за состоянием рыбохозяйственных водоемов и водотоков и осуществление мероприятий по предотвращению вредного воздействия на рыбные запасы. В состав Главрыбвода с 1970 по 1988 г. входило Центральное управление по рыбохозяйственной экспертизе и нормативам по охране и воспроизводству рыбных запасов (ЦУРЭН). Основной задачей ЦУРЭН являлся контроль за выполнением рыбохозяйственных требований при проектировании промышленных, коммунальных предприятий и сельскохозяйственных объектов, сметная стоимость которых превышает 20 млн руб. ЦУРЭН выдавал ведомствам, учреждениям и предприятиям заключения по технической документации на строительство, реконструкцию и размещение объектов, использующих рыбохозяйственные водоемы и водотоки для энергетических и водохозяйственных целей, для сброса сточных вод промышленными предприятиями и коммунальным хозяйством, производства дноуглубительных и взрывных работ, добычи песка и других видов грунта, рубки и сплава леса. Заключение по технической документации на строительство, реконструкцию и размещение объектов, сметная стоимость которых менее 20 млн руб., выдавали соответствующие отделы бассейновых управлений Главрыбвода (Бекашев, 1981). С 1988 г. функции Главрыбвода и ЦУРЭН Минрыбхоза СССР переданы Комитету Совета Министров СССР по охране природы (Госкомприроды СССР). Однако ранее изданные законодательные и нормативные документы, регламентирующие требования рыбного хозяйства к различным водопользователям и водопользователям, сохраняют юридическую силу до

настоящего времени. Этими же документами должны руководствоваться (до их отмены или замены) научно-исследовательские и проектно-испытательские организации на всех этапах гидроэкологической оценки воздействия гидротехнического строительства на ихтиофауну и рыбопродуктивность водоемов и водотоков.

Основными рыбохозяйственными требованиями, которые предъявляются ведомствам, организациям и предприятиям при гидротехническом строительстве (в процессе проектирования, строительства и эксплуатации), являются следующие.

1. Проектирование и строительство гидротехнических объектов на рыбохозяйственных водоемах и водотоках за счет Генерального заказчика: рыбопропускных сооружений в плотинах, обеспечивающих миграцию проходных рыб на верхние участки зарегулированных рек, где сохранились естественные нерестилища; рыбоводно-мелиоративных объектов (рыбоводные заводы, прудовые и промышленные товарные хозяйства, рыбохозяйственные вододелители); мелиорация естественных нерестилищ фитофильных рыб; искусственные нерестилища (литофильных рыб), компенсирующие ущерб рыбному хозяйству, наносимый гидротехническим строительством.

2. Установление обязательных: оптимальных величин попусков воды в весенне-летний период из верхних в нижние бьефы гидроузлов на реках для обеспечения естественного воспроизводства фитофильных и литофильных рыб, оптимальных режимов весеннего, летнего и зимнего регулирования уровня воды в водохранилищах на крупных и средних реках с целью обеспечения нормальных условий обитания и воспроизводства популяций промысловых видов рыб и предотвращения их гибели от осевшего льда, заморов и в отшнурованных участках.

3. Проектирование и строительство за счет заказчиков рыбозащитных устройств на водозаборных сооружениях различных типов и назначения для предотвращения гибели рыб, прежде всего молоди.

4. Установление местоположения и размеров запретных для вырубки лесополос по берегам проектируемых, строящихся и существующих водохранилищ, каналов, канализованных рек и других водных объектов, которые защищают нерестилища ценных видов рыб, прежде всего осетровых и лососевых.

5. Установление допустимости или недопустимости дноуглубительных, взрывных, буровых и других работ на рыбохозяйственных водоемах и водотоках при гидротехническом строительстве и определение рыбоводно-мелиоративных компенсационных объектов (Бекашев, 1981; Гамбурцев, 1984; Голубкин, 1984).

Важнейшими среди требований, предъявляемых рыбным хозяйством различным водопотребителям при проектировании, строительстве и эксплуатации крупных гидроузлов (в составе водонапорных или водоразделительных плотин, мощных водозаборов для ирригационных систем, ГАЭС и т. п.) на реках и их эстуариях, а также промышленно-гидротехнических, коммунально-гидротехнических и агрогидротехнических объектов на рыбохозяйственных водоемах и водотоках всех типов, являются требования о сохранении надлежащего качества

воды как среды обитания рыб и предотвращении загрязнения водоемов и водотоков.

При крупномасштабном гидротехническом строительстве на рыбохозяйственных водных объектах качество природных вод чаще всего не сохраняется таким, каким оно было до начала строительства, а ухудшается по двум основным причинам. Первая состоит в антропогенной редукционной сукцессии веками сложившихся экосистем (ущербное саморазвитие под влиянием непродуманной человеческой деятельности), вызванной их коренным изменением. При этом вследствие зарегулирования, неоптимального уровня режима и сокращения водного стока при водохозяйственном и гидротехническом строительстве, подогрева вод при теплоэнергетическом строительстве происходят существенные изменения параметров абиотических факторов. Они сопровождаются заменой структурно-функциональной организации биоты, формирующей воду отличного, хорошего или удовлетворительного качества при высокой самоочистительной способности экосистемы, на структурно-функциональную организацию гидроэкосистем, формирующих воду относительно худшего качества (включая загрязненную и грязную воду) при пониженной самоочистительной способности и возникновении биологического загрязнения, особенно в условиях антропогенного евтрофирования.

Второй причиной является то, что крупное гидротехническое строительство, особенно на Европейском Севере, Сибири, Дальнем Востоке, Колыме, как правило, сопряжено с созданием и развитием крупных территориальных промышленно-коммунальных комплексов. Строительство новых промышленных предприятий, городов и других населенных пунктов в малоосвоенных местностях, дальнейшее развитие промышленности, городов и поселков в давно освоенных местностях неизбежно приводит к появлению и увеличению сброса неочищенных и недостаточно очищенных промышленно-коммунальных сточных вод и загрязненного местного стока, вредно влияющего на качество воды в рыбохозяйственных водоемах и водотоках, на базе которых они построены.

Природоохранные требования направлены на защиту экосистем водных объектов и отдельных их частей или компонентов от воздействия гидротехнического строительства. С целью охраны уникальных водоемов и водотоков в результате гидроэкологической оценки может быть принято отрицательное решение по техническому объекту. При положительном решении возникает задача сохранения природных условий на отдельных акваториях, охраны важных в научном и хозяйственном отношениях сообществ и отдельных популяций гидробионтов.

Основным путем реализации природоохранных требований в данной ситуации является создание заповедников, заказников, резерватов и других охраняемых природных объектов с регламентируемым режимом.

При гидротехническом строительстве для оптимизации природопользования средства управления экосистемами водных объектов весьма разнообразны; их состав и особенности применения для каждой категории водоемов и водотоков обладают определенной спецификой. Для зарегулированных рек основным путем управления является

режим попусков, регулирование объемов стока и скорости течения воды (Petts, 1984). При канализовании рек (спрямление, расчистка русла) большое значение имеет конфигурация поперечного сечения, соотношение ширины водотока и глубины воды. Следует учитывать что при создании водохранилищ в нижележащих участках реки расходы выравниваются, прекращается или существенно ограничивается определяющая для гидробиоценозов реки и ее придаточной системы (протоки, пойменные водоемы) роль паводков, обеспечивающих промывку экосистем и удаление избыточного органического материала, отсутствует регулирование зарастания скоростным режимом, происходит заболачивание. С гидроэкологической точки зрения создание водохранилищ в верховьях рек неблагоприятно, поскольку увеличение испарения приводит к потере воды, поступающей из источников, уменьшению водности реки, заболачиванию, повышению минерализации воды. В результате зарегулирования нарушается нормальное функционирование биоценозов, ухудшается качество воды, снижается биопродуктивность. В этой связи возникает необходимость искусственного регулирования путем управления режимом попусков воды.

Важным экологическим требованием при создании водохранилищ является подготовка ложа перед заполнением: вырубка и вывоз леса и кустарников, удаление плодородных почв, санация территорий затопляемых населенных пунктов и другие мероприятия. Один из ведущих факторов управления экосистемами водохранилищ — водообмен, как внешний, так и внутренний между отдельными участками и по глубине. Характер водообмена определяет не только гидрофизические параметры водных экосистем, но прямо или косвенно влияет на гидрохимические показатели и гидробиологический режим. При интенсивном водообмене увеличивается транзит воды, обеспечивается удовлетворительный кислородный режим, трансформация и оборот различных взвешенных и растворенных примесей; при замедленном — преобладают процессы аккумуляции, снижается сток органических и биогенных веществ. Усилению водообмена способствует уменьшение зоны мелководий в результате сооружения защитных дамб, подсыпки грунта, снижения НПУ. Большие возможности заложены в оптимизации режима эксплуатации водохранилищ, включая попуски воды в нижний бьеф, сроки заполнения, период и величину сработки уровня. При этом необходимо учесть комплекс требований всех аспектов гидроэкологической оценки воздействия. Создание системы небольших взаимодействующих водохранилищ может оказаться более эффективным, чем одного крупного, с большими площадями мелководий. Попуски воды из вышележащих водохранилищ позволяют создать благоприятный водообмен в водохранилищах, расположенных ниже по течению.

К числу наиболее неблагоприятных экологических факторов относится свойственная водохранилищам (как и озерам) вертикальная стратификация водных масс, при которой, особенно в условиях евтрофирования, в придонных слоях возникает резкий дефицит кислорода. Поэтому одним из широко распространенных путей управления экосистемами озер и водохранилищ в различных странах (США, Канада, Швеция, ГДР) в настоящее время является искусственная

дестратификация и аэрация воды (Йоргенсен, 1985; Хендерсон — Селлерс, 1987). Для этой цели разработано много различных технических средств (Рябов, Сиренко, 1982; Uhlmann, 1982; Хендерсон — Селлерс, 1987). Гидравлические насосные системы позволяют перекачивать поверхностные слои воды ко дну или же наоборот — придонные к поверхности. В обоих случаях достигается эффект дестратификации и аэрации придонных слоев воды, но во втором случае содержание кислорода в поверхностных слоях уменьшается. Созданы многочисленные пневматические установки, с помощью которых осуществляется искусственная аэрация воды воздухом или кислородом (с перемешиванием или без перемешивания ее в зависимости от конструктивных особенностей). Для усиления водообмена и перемешивания воды создаются системы водохранилищ, что дает возможность перекачивать воду из одного в другое.

В связи с тем что в придонных слоях воды водохранилищ и озер обычно накапливаются биогенные вещества, ряд мероприятий по управлению направлен на предотвращение их поступления в поверхностные слои. К ним относится отвод из водоема глубинных слоев воды с помощью донных водозаборов или гибких пластиковых труб и использование ее на орошение сельскохозяйственных угодий. Разработана система технических средств по осаждению с помощью коагулянтов планктона и биогенных веществ на дно и их захоронение. Высокое содержание кислорода в воде, получаемое аэрацией придонных слоев воды без перемешивания, предотвращает поступление фосфора из донных отложений. В этих же целях применяют удаление донных отложений (Uhlmann, 1982).

Одним из технических средств управления экосистемами водохранилищ, водообменом в них, качеством воды, подаваемой потребителям, является размещение водовпуска и водовыпуска, а также различные конструкции водозаборов с послойным регулированием (Хендерсон — Селлерс, 1987).

Для управления и оптимизации комплексного использования водохранилищ, включая природоохранные задачи, эффективно применение районирования, планировки и инженерного обустройства (Авакян, Салтанкин, Шарاپов, 1987).

В каналах существуют большие возможности управления экосистемами, поскольку они, как правило, создаются заново. Набор технических средств управления в искусственных водотоках весьма обширен (Оксиук, Стольберг, 1986). Очень важен выбор водисточника, местоположение и конструкция водозабора, в который при необходимости может включаться противопланктонная защита. Условия прохождения трассы, метод трассирования (верховой или пойменный), наличие гидротехнических сооружений могут оказать существенное влияние на гидроэкологические параметры и используются для управления процессами формирования качества воды. Важными средствами воздействия на структурно-функциональные характеристики экосистем являются форма поперечного сечения (ширина, глубина канала, заложение откосов), тип береговых откосов (грунтовые, облицованные твердыми покрытиями).

Весьма эффективен для управления экосистемами каналов их скоростной режим, обуславливающий время пребывания воды в них, ее прозрачность, а также в определенном диапазоне лимитирующий массовое развитие гидробионтов, вызывающих биологическое загрязнение и механические помехи. Возможно также регулирование суточного, сезонного и годового режимов подачи воды по каналу. Как и в других водных объектах, в искусственных водотоках перспективно использование биофильтрационных устройств (Скадовский, Мессинева, Успенская, Телитченко, 1963; Телитченко, 1966). К ним относятся различные технические варианты биоплато.

В водоемах-охладителях энергетических объектов основными путями управления воздействием являются регулирование термического режима, морфометрических параметров (площади акватории, глубины), площади мелководий, водообмена, стратифицированности водной толщи, размещения водозабора и выпуска подогретых вод (Севастьянов, 1987; Васильев, Хрисанов, 1984). Особые требования предъявляются к предотвращению биопомех в эксплуатации, вызываемых обрастаниями в системах охлаждения агрегатов.

Итак, водные объекты, трансформируемые или создаваемые заново при гидротехническом строительстве, в той или иной степени управляемы, поскольку техногенное воздействие во многом определяется принятыми инженерными решениями. Задача состоит в том, чтобы правильно разработать, надежно обосновать, применяя расчетные методы, и реализовать при строительстве и эксплуатации пути и средства управления воздействием на водоемы и водотоки.

Глава 2

ОСНОВНЫЕ МЕТОДЫ ГИДРОЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ОЦЕНКИ ВОЗДЕЙСТВИЯ ТЕХНИЧЕСКИХ ОБЪЕКТОВ НА ВОДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ

2.1. Методические подходы, используемые при гидроэкологической оценке воздействия

Сложность и многоплановость экологической оценки воздействия технических объектов на водные экосистемы обуславливает необходимость использования обширного методического арсенала. В этой связи важнейшим принципом является соответствие методических подходов конкретным поставленным задачам и адекватность методов, выбранных для их решения. Очень важно избежать опасности применения как слишком простых, так и излишне сложных методов (Вторжение в природную среду, 1983).

Экосистемы водных объектов, подвергающиеся техническому воздействию, нередко имеют большие размеры. В данной ситуации эффективным методическим подходом является расчленение водного объекта на участки, которые рассматривают каждый в отдельности и во взаимосвязи друг с другом. Внутренняя сложность структуры гидроэкосистем обуславливает необходимость применения метода экспериментальных компонентов (Одум, 1975), в соответствии с которым экосистема водного объекта подразделяется на подсистемы (блоки, модули, камеры).

Важное методическое значение имеют определение основных факторов воздействия технических объектов на водные экосистемы и выбор соответствующих им ключевых критериев и адекватных показателей. Их набор должен быть достаточно репрезентативным с точки зрения комплексной гидроэкологической оценки, включая все ее аспекты, вопросы охраны природы и использования воды в народнохозяйственных целях. Поэтому должны быть предусмотрены показатели, характеризующие эколого-санитарное качество воды, токсикологическую, радиоэкологическую и паразитологическую ситуации, кормовую базу рыб, состав ихтиофауны, а также определены критерии, позволяющие оценить пригодность воды для комплексного использования. С целью охраны уникальных водных объектов и гидробионтов могут быть установлены специальные критерии оценки воздействия и применены методы, позволяющие выявить степень и допустимый предел возможных нарушений, возникающих под влиянием технических объектов.

Методические задачи, которые необходимо решать при выполнении гидроэкологической оценки воздействия технических объектов, возникают из ее состава и соответствуют последовательным этапам разработки

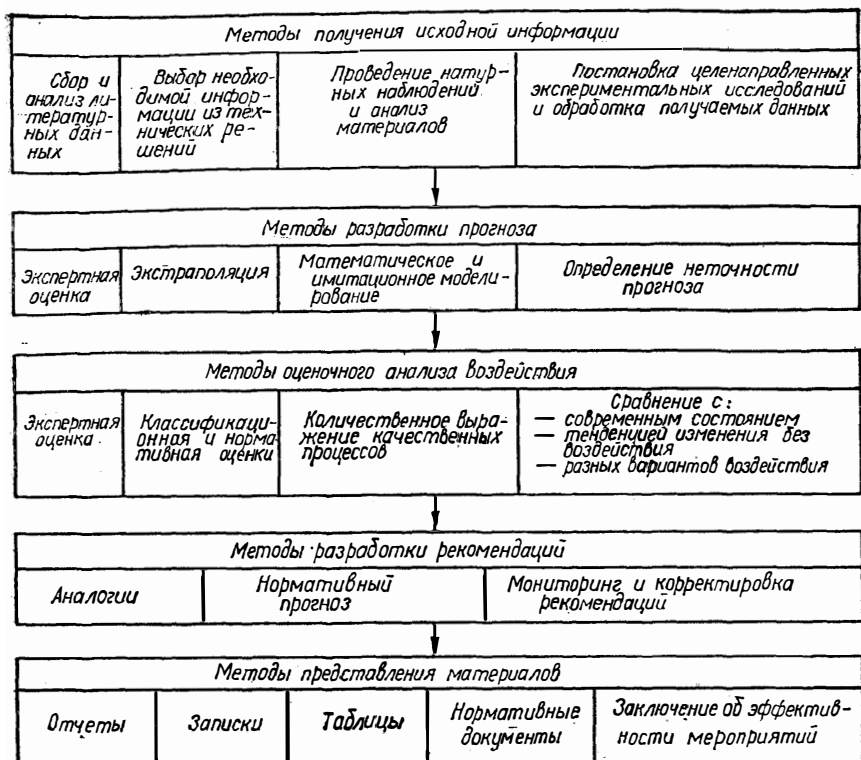


Схема 3. Методические задачи при проведении гидроэкологической оценки воздействия технических объектов

(схема 3). Они в значительной мере являются общими для разных категорий водных объектов и различных аспектов экологической оценки, хотя в каждом конкретном случае существует определенная специфика, которую необходимо учитывать.

Прежде всего на 1-м этапе оценки воздействия должен быть определен состав и объем необходимой исходной информации из проектных данных и технических решений, гидроэкологических материалов, полученных на самом водном объекте и объектах-аналогах, а также сведений из смежных областей знаний (географический, геологический, водоохранный и другие аспекты). Важным методическим условием, учитывая сложность гидроэкологической оценки воздействия, является унификация требований относительно метода выборки, временного периода, пространственных границ водных объектов в целом и отдельных участков, усреднения во времени и пространстве.

Основными методическими подходами при получении исходной информации являются: сбор существующих данных о водном объекте, подвергнутом воздействию, и об объектах-аналогах; выбор сведений о конструктивных и технологических параметрах, которые оказывают

влияние на гидроэкосистемы, из характеристик гидротехнических и энергетических объектов (действующих и пресекуемых); проведение натурных наблюдений и постановка целенаправленных экспериментальных исследований. Для получения исходных данных широко используется метод аналогий, который позволяет судить о тенденциях развития гидроэкосистем во времени без техногенного воздействия, а также оценить направленность и степень влияния гидротехнического строительства на водоемы и водотоки. При правильном выборе аналога метод аналогий предоставляет в распоряжение исследователей неопцененные материалы. К сожалению, в большинстве случаев прямой единственный аналог — водный объект в сочетании с однотипным видом техногенного воздействия — подобрать не удастся. Поэтому приходится использовать материалы о нескольких объектах-аналогах, сопоставление и объединение которых требует творческого подхода квалифицированных специалистов, имеющих опыт работы на данной категории водных экосистем. В противном случае метод аналогий может оказаться неэффективным или же дать отрицательные результаты.

При анализе литературной информации, материалов натурных наблюдений и экспериментальных исследований должны широко применяться методы математической статистики, поскольку для оценки воздействия в большинстве случаев требуются усредненные данные и обобщенные закономерности.

Обычно в результате сбора и анализа литературных данных выясняется, что они недостаточны для ответа на вопрос о воздействии техногенных факторов на гидроэкосистемы. Возникает необходимость организации натурных полевых наблюдений на преобразуемых водоемах и водотоках и водных объектах-аналогах, а также постановки целенаправленных экспериментов в природе и лаборатории. Последние необходимы для установления количественных связей и определения коэффициентов, описывающих зависимости абиотических и биотических параметров водных экосистем и их изменения под воздействием техногенных факторов. До настоящего времени количественному изучению взаимосвязей в водных экосистемах уделялось недостаточное внимание, вследствие чего нередко не представляется возможным применить расчетные методы. Особенно это касается оценки воздействия конструктивных и технологических параметров на гидробиоценозы.

Оценка воздействия гидротехнического строительства на водные объекты невозможна без разработки гидроэкологического прогноза (2-й этап). В основе методических подходов, используемых при прогнозировании, лежит знание закономерностей динамики водных экосистем, экологических механизмов протекающих в них процессов, взаимосвязи абиотических и биотических компонентов, включая влияние технических параметров на структурно-функциональные характеристики биоценозов. При прогнозировании широко применяются методы экспертных оценок, экстраполяции и математического моделирования. Как правило, они используются в том или ином сочетании в зависимости от степени изученности и неопределенности явления или процесса. Важное место в гидроэкологическом прогнозировании занимает метод

аналогий, который позволяет использовать все методические подходы, в том числе применить математические методы к описанию тех процессов, которые достаточно глубоко (в количественном отношении) изучены на природных объектах (Охрана водных ресурсов, 1979; Фальковская, Каминский, Пааль и др., 1982; Большаков, 1983).

Преимущество расчетных методов (математического моделирования, экстраполяции) состоит в том, что с их помощью можно получить более точные результаты. Однако их точность определяется исходной информацией, которая далеко не всегда является достаточной и надежной, особенно если прогноз выполняется на отдаленную перспективу. В таких условиях расчетные методы могут дать существенное искажение результатов. Поэтому их применение требует глубокого анализа исходной информации и конечных данных. Разработаны различные методы определения неточности прогноза, которые позволяют проанализировать степень его надежности и величину возможных отклонений. Несмотря на это, следует подчеркнуть, что неопределенность увеличивается с введением каждого нового параметра, а также с возрастанием временного интервала, на который делается прогноз. Важно также выявление последствий, не поддающихся прямому количественному выражению. Должны быть высказаны соображения о степени возможных отклонений от прогнозируемых величин. Необходимым условием разработки прогноза является установление коэффициента запаса воздействия. Эти вопросы решаются методом экспертных оценок.

Практически всегда результаты, полученные расчетными методами, нуждаются в проверке специалистов-гидробиологов и корректировке на уровне экспертных оценок. Важно, чтобы при расчетах по математическим моделям не было потеряно представление об адекватности данных или допущений природным или техногенным процессам, протекающим в водных объектах. Экспертные оценки, проводимые квалифицированными специалистами, в настоящий момент и в обозримом будущем не могут быть полностью заменены расчетными методами. Кроме того, следует учитывать, что в гидрэкосистемах существуют такие элементы или взаимосвязи, которые в данный момент нельзя выразить количественно. Поэтому применение математических моделей при гидроэкологическом прогнозировании не всегда возможно.

Оценочный анализ воздействия техногенных объектов на природную среду (3-й этап) в силу своей сложности и многогранности требует применения всего арсенала методов как экспертных оценок, так и расчетных (экстраполирования, математического моделирования). Они дополняют и корректируют друг друга, составляя в целом основу для принятия решения. В настоящее время разрабатываются различные методы количественной оценки качественных изменений экосистем под воздействием техногенных факторов. Распространенными методами являются использование шкал качественного ранжирования (1—5, 10 или 100) или оценки в баллах. Однако они требуют критического подхода к целесообразности их применения в каждом конкретном случае, исходя из их адекватности поставленным задачам и информативности. Во многих случаях при описании изменений качественных процессов приходится ограничиваться лишь указанием на ухудшение

(или улучшение) или отсутствие изменений качества водных экосистем в целом или их отдельных компонентов. В таких случаях возможно ранжирование по шкале качества типа «хороший — лучший — наилучший»; «худший — плохой — наихудший»; «приемлемый — неприемлемый» и т. п. (Вторжение в природную среду, 1983).

Для обобщенной оценки как количественных, так и качественных показателей воздействия иногда применяют единую опорную шкалу показателей, используя для этого определенную систему ранжирования с введением весовых коэффициентов, отражающих значимость показателей. Однако применение данного методического приема требует осторожности в связи с чрезмерной формализацией оценки, неизбежной в процессе придания качественным характеристикам количественной формы.

Методы оценки влияния гидротехнического строительства на водные объекты основываются на сравнении результатов воздействия с современным состоянием и с тенденциями изменений экосистем без воздействия. В оценке влияния техногенных факторов на водные объекты методически очень важным, а иногда и решающим является выбор показателей воздействия. Набор показателей должен быть оптимальным, не слишком большим, затрудняющим его практическое использование, и вместе с тем информативным, позволяющим адекватно и достаточно полно оценить воздействие на водные экосистемы. Чаще всего для оценки используются показатели стандартов качества воды и других нормативных документов. На этих показателях основываются методы расчета водоохраных мероприятий. Однако они не позволяют оценить все многообразие возможных последствий техногенных воздействий на экосистемы и недостаточны для природоохранных целей. Необходимо использовать более широкий набор показателей состава и свойств воды, структурно-функциональной организации биотических компонентов, а также абиотических параметров, ответственных за процессы формирования качества воды, биопродуктивности и состояние гидроэкосистемы в целом, на основе применения экологических классификаций (приложение 1).

Важным методическим вопросом при оценке воздействия является использование интегральных или обобщенных показателей. С одной стороны, этот прием, несомненно, позволяет облегчить задачу оценки, поскольку увеличивает ее конкретность и снижает затраты труда и времени на ее осуществление, с другой — он связан с неизбежной потерей информации, что в конечном итоге создает затруднения при принятии решения. Оценка воздействия техногенных факторов на экосистемы водных объектов должна производиться таким образом, чтобы можно было судить о каждом воздействии отдельно. Это создает предпосылки для большей гибкости в принятии решений, так как могут быть пересмотрены те воздействия, которые наносят наибольший ущерб. Вместе с тем интегрирование показателей оценки может скрыть какое-либо существенное воздействие или отнести его на счет другого фактора.

На 4-м этапе для разработки рекомендаций по предотвращению или устранению отрицательных последствий воздействия и оптимизации

использования водных объектов при гидротехническом и энергетическом строительстве одним из основных методов является метод аналогий, учитывающий опыт эксплуатации однотипных водоемов и водотоков в сходных условиях.

Перспективным методом для выработки рекомендаций является составление нормативного прогноза. При этом задаются необходимые конечные условия о качестве воды, биопродуктивности, охране природы и разрабатываются средства их достижения на основе управления воздействием техногенных факторов на водные экосистемы.

Важным методическим условием при разработке рекомендаций является организация мониторинга, который позволяет осуществить обратную связь, необходимую для корректировки рекомендаций и обеспечения управляемости системы — техногенные факторы → водные объекты. Таким образом, возможно сочетание задач комплексного использования водоемов и водотоков при гидротехническом строительстве и охране природы.

Для принятия решений имеют значение методы представления материалов (5-й этап), определяющие их форму, суть и доступность восприятия. Основными требованиями являются четкость изложения, адекватность выводов и рекомендаций. Обычно основным документом является отчет, в котором материалы о воздействии представлены достаточно полно. Отчет должен быть иллюстрирован рисунками, схемами, таблицами. Как правило, кроме отчета составляется сводная записка, аннотированный отчет, конспект или другие документы, освещающие вопрос о воздействии технического объекта на водные экосистемы в сжатой и конкретной форме, необходимой для представления в различные министерства, и ведомства, в директивные органы.

Удобной формой представления материалов по отдельным аспектам воздействия могут быть таблицы, схемы, диаграммы, позволяющие наглядно оценить ситуацию или сопоставить варианты технического объекта. Для этого, например, может быть использован метод ранжирования (в баллах) альтернативных вариантов в пределах категорий воздействия.

Результаты оценки воздействия гидротехнического и энергетического строительства на водные объекты могут в обобщенном виде послужить основой для нормативных документов. В этом случае они должны быть оформлены в виде их проектов.

2.2. Математическое и имитационное моделирование при гидроэкологической оценке

2.2.1. Математическое и имитационное моделирование процессов формирования качества воды в пресноводных экосистемах

Как показывает практика экологических исследований, метод математического моделирования является исключительно эффективным для количественной оценки и прогноза состояния экологических систем, их реакций на многочисленные антропогенные воздействия.

Этот метод играет большую роль особенно тогда, когда конечной целью является не только описание и оценка состояния природной среды, но и ее регулирование (управление) с учетом фактического и прогнозируемого состояния, с учетом экологического резерва (экологической емкости), что в итоге должно служить оптимизации взаимоотношений человеческого общества с природой. Сказанное в полной мере относится и к гидроэкологическим исследованиям, проведение которых связано с необходимостью получения оценки воздействия гидротехнического строительства на водные экосистемы, а также с разработкой прогноза качества природных вод в условиях усиливающейся антропогенной нагрузки.

Отметим, что в основе математического моделирования процессов биологической природы в рамках экологической системы лежит представление о такой системе, для которой справедливы все законы физики и химии. Итак, любая математическая модель должна включать в себя законы сохранения вещества, энергии, количества движения и т. п. Однако их недостаточно, так как построенная на этих законах модель будет слишком общая. Поэтому для построения математических моделей конкретных абиотических и биотических процессов необходимы еще соотношения, определяющие потоки вещества и энергии в зависимости от состояния отдельных компонентов экосистемы, биотопа и соответствующего биоценоза.

К сожалению, не всегда можно создать математическую модель в узком значении этого понятия, т. е. не всегда можно строго математически описать изучаемый объект, процесс, явление или, как обычно принято говорить, реальную систему. Вместе с тем и в такой ситуации существует выход из положения. В последнее время бурно развивается новое направление в математическом моделировании, так называемое имитационное моделирование. Сущность его состоит в том, что модель реальной системы строится вначале мысленно, концептуально, а затем привлекаются все имеющиеся методы ее описания и формализации, включая современные методы информатики. Необходимо подчеркнуть, что при построении имитационной модели широко используются математическое моделирование и современные ЭВМ. Таким образом, при построении имитационной модели не обязательно требование полного математического описания изучаемого процесса или явления. Здесь большое место отводится использованию различной дополнительной информации об объекте или системе, которую не удается облечь в строгие математические уравнения. «Именно неполнота описания объекта делает имитационную модель принципиально отличной от математической в традиционном понимании» (Маслов, 1987). При имитационном моделировании широко используется интуиция исследователя (специалиста) и его работа в диалоговом режиме с ЭВМ. Таким образом, уступая в точности описания отдельных элементов реальной системы, имитационная модель имеет неоспоримые преимущества относительно ее информативности и практического использования.

Необходимо отметить еще одну характерную особенность математического или имитационного моделирования, состоящую в том, что оно может выполнять функцию междисциплинарного научного языка,

без которого в настоящее время невозможно проведение каких-либо экологических исследований, включающих в себя работу специалистов из разных областей: экологов, гидробиологов, гидрохимиков, гидрологов, математиков, экономистов, водохозяйственников, энергетиков. Как средство общения между исследователями разных областей знаний его значение трудно переоценить. Все это свидетельствует о том, что возникающие сегодня сложные проблемы биологии и экологии могут быть успешно решены только совместными усилиями представителей естественных, технических и физико-математических наук.

Рассмотрим некоторые математические модели, с помощью которых с достаточной для практики точностью можно описать широкий класс процессов, влияющих на изменение концентрации в воде различных веществ (ингредиентов), содержащихся или продуцируемых в водном объекте, который подвергается различным воздействиям в условиях интенсивного гидротехнического и энергетического строительства.

В качестве математического аппарата, позволяющего описывать происходящие в водной системе (объекте) физические, химические и биологические процессы, используют обыкновенные дифференциальные уравнения и уравнения в частных производных. Таким образом, задача состоит в том, чтобы составить уравнения, с помощью которых можно было бы определить концентрации различных веществ в водной экосистеме, а также изменение их в пространстве и во времени в зависимости от многочисленных факторов, возникающих при строительстве и эксплуатации гидротехнических и энергетических сооружений.

К таким факторам следует отнести:

- изменение речного стока или попусков воды через плотину ГЭС;
- взаимодействие с подземными водами;
- влияние вод, поступающих с водосборной площади в виде стока рек, впадающих в данный водоем;
- поступление дренажных вод из гидромелиоративных систем;
- интрузия морской воды для лиманов и эстуариев;
- седиментация взвешенных в водной толщине частиц;
- взмучивание донных отложений;
- безвозвратное водопотребление;
- поступление загрязнений с промышленными и бытовыми стоками;
- трансформация вещества в результате физико-химического, радиоактивного или биологического превращения;
- взаимодействие с гидробионтами.

Для изучения степени влияния каждого из перечисленных факторов необходимо установить основные физические, химические и биологические законы, которые обуславливают распространение вещества в исследуемом водоеме (Ворович, Горелов, Горстко, 1981; Лаврик, Дао Минь Нгок, Власюк, 1986; Хубларян, Фролов, 1988).

Обычно процессы переноса вещества или тепла описываются так называемым уравнением конвективной диффузии (гидравлической дисперсии или турбулентной диффузии). В последние годы эти уравнения в сочетании с уравнениями гидродинамики и различными кинетическими уравнениями широко используются при построении математических моделей процессов переноса вещества и энергии в окружающей нас

среде (Веригин, 1953; Галкин, 1980; Караушев, 1984; Лаврик, 1976, 1979, 1981, 1987; Лаврик, Добрынский, Рогаль, 1986; Марчук, 1982; Орлоб, 1985; Ринальди, 1981; Фрид, 1981; Шишкин, 1986).

Основными механизмами распространения вещества в движущемся потоке жидкости являются: 1) растворение или перемешивание вещества (примеси) в воде движущегося потока; 2) захват частиц перемешанного или растворенного в воде вещества движущимся потоком; 3) молекулярная и турбулентная диффузия вещества, направленная на выравнивание концентраций данного вещества в покоящемся или движущемся потоке жидкости.

Вещество, попадая в водоем, рассеивается в толще воды в результате молекулярной и турбулентной диффузии как по направлению течения, так и перпендикулярно к нему. Кроме того, оно захватывается течением и распространяется вдоль течения со скоростью, равной средней скорости течения. Для математического описания этого процесса необходимо знать скорости течения воды и интенсивность (коэффициент) турбулентной, а в покоящейся воде молекулярной диффузии. Среднюю скорость движения воды находим на основании непосредственных натуральных измерений, либо с помощью математических методов гидродинамики (Караушев, 1969). Более сложной задачей является определение или оценка коэффициента турбулентной диффузии.

Используя общепринятые обозначения (см. приложение 3), а также воспользовавшись законом сохранения массы вещества, уравнение баланса неконсервативного вещества, распространяющегося в движущемся потоке жидкости (в воде), получаем в виде следующего дифференциального уравнения в частных производных (Галлахер, Хоббс, 1981; Лаукс, 1985; Орлоб, 1985; Ринальди, 1981):

$$\begin{aligned} \frac{\partial C_j}{\partial t} = & \frac{\partial}{\partial x} \left(D_x \frac{\partial C_j}{\partial x} - v_x C_j \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(D_y \frac{\partial C_j}{\partial y} - v_y C_j \right) + \\ & + \frac{\partial}{\partial z} \left(D_z \frac{\partial C_j}{\partial z} - v_z C_j \right) - k C_j + f(x, y, z, t), \end{aligned} \quad (2.1)$$

где k — это постоянная скорости седиментации, включающая и постоянную неконсервативности в случае линейного закона трансформации вещества, $f(x, y, z, t)$ — функция источников и стоков.

Для решения уравнения (2.1) необходимо еще знать начальное и граничные условия, которые в рассматриваемой задаче можно задать в таком виде:

$$C_j(x, y, z, t_0) = C_{j0}(x, y, z), \quad (2.2)$$

$$C_j(x_1, y, z, t) = C_{j1}(y, z, t), \quad \left. \frac{\partial C_j}{\partial x} \right|_{x=x_2} = 0, \quad \frac{\partial C_j}{\partial n} = 0, \quad (2.3)$$

где $x = x_1$ — абсцисса входного поперечного сечения (верхний створ), $x = x_2$ — абсцисса выходного поперечного сечения (нижний или замыкающий створ) рассматриваемого водоема, n — внешняя нормаль к поверхности ложа и к зеркалу водоема.

При поступлении вещества с осадками вместо равенства 0 нормальной производной на зеркале водоема необходимо задать поток вещества,

который определяется равенством

$$\left[v_z C_j - D_z \frac{\partial C_j}{\partial z} \right]_{z=0} = q_{oc} C_{joc}. \quad (2.4)$$

Если загрязняющее вещество поступает со дна в результате выщелачивания или инфильтрации подземных вод, то на границе с дном необходимо также задать величину поступления солей со дна в виде одного из следующих равенств:

$$\left[z_z C_j - D_z \frac{\partial C_j}{\partial z} \right]_{z=h} = v_{z\phi} C_{j\phi}, \quad C_j(x, y, h, t) = C_{j\phi}(x, y, t), \quad (2.5)$$

где $C_{j\phi}$ — концентрация солей в подземных водах, $v_{z\phi}$ — вертикальная составляющая вектора скорости фильтрации.

Таким образом, при известных величинах $v_x, v_y, v_z, D_x, D_y, D_z, v_{z\phi}, f(x, y, z, t)$ и k вопрос о пространственном и временном распределении в водоеме загрязняющего вещества сводится к решению уравнения (2.1) при начальных и граничных условиях (2.2) — (2.5).

Приведенная математическая модель процесса распространения вещества в водном объекте может быть основой для создания имитационной модели формирования качества воды в водной экосистеме как по гидрохимическим, так и по биологическим показателям. Однако создание такой модели связано со значительными трудностями, которые в настоящее время преодолеть удается не всегда. Следует также обратить внимание на тот факт, что для инженерно-экологических расчетов нет необходимости иметь детальную информацию о распределении концентрации загрязняющего вещества в каждой точке водной системы. Кроме того, точность такой информации была бы небольшой, так как невозможно достаточно точно знать значения скорости течения, коэффициентов турбулентной диффузии и других величин, входящих в уравнение, а также и граничные условия.

Поэтому часто для создания имитационной модели используют более упрощенные математические модели. В частности, уменьшают размерность уравнения путем осреднения искомой величины (концентрации) по одной или двум пространственным координатам или по временной координате. Вертикальное осреднение по координате z приводит к двумерной «плановой» модели, которая применяется для исследования широких, но неглубоких, водоемов. Поперечное осреднение, т. е. осреднение по координате y , приводит к двумерной «профильной» модели, применяемой при изучении узких, но глубоких водоемов (стратифицированные эстуарии, глубокие неширокие озера и т. п.). Осреднение по вертикальной и поперечной координатам приводит к одномерной нестационарной модели, применяемой для исследования водотоков и неглубоких, но большой протяженности водоемов, где происходит хорошее перемешивание вещества как по глубине, так и в поперечном направлении. В случае, когда осредняется временная координата, мы приходим к стационарной модели, которую можно применять при небольших промежутках времени (по сравнению со скоростью протекания временного возмущения исследуемого процесса).

Для построения имитационной модели нами избран иной путь упрощения многомерности математических моделей, а именно, разработка имитационной модели будет осуществляться на базе использования камерной (нульмерной) математической модели. С помощью алгебраических или дифференциальных уравнений эти модели описывают динамику процесса в выбранной исследователем некоторой ограниченной области при условии, что в этой области, называемой «камерой» или «реактором», все процессы изменяются во времени одинаково во всех точках области, т. е. процессы осредняются по всей выделенной области (камере). Если же область исследования (камера) достаточно большая, по сравнению с масштабами протекания изучаемого процесса, и наблюдается заметная неоднородность распределения описываемого моделью показателя (например, загрязняющего вещества), то в этом случае вся область разбивается на подобласти w^i ($i = 1, 2, 3, \dots, N$) и каждая подобласть принимается за отдельную камеру. Связь между этими камерами описывается в зависимости от условий задачи и наблюдаемых процессов. Обычно данная связь осуществляется через водообмен и массообмен. Такие многокамерные модели с достаточной точностью (имеется в виду в рамках практической необходимости) описывают процесс во времени и в пространстве, причем во времени непрерывно, а в пространстве дискретно. В качестве иллюстрации сказанного построим имитационную модель, описывающую изменение концентрации примеси, попадающей в какой-либо водоем.

В соответствии с законом сохранения массы вещества дифференциальное уравнение баланса данного вещества в i -й камере запишется в следующем виде:

$$\begin{aligned} \frac{dM_j^i}{dt} = & Q^{i-1} C_j^{i-1} + \sum_{k=1}^{N^i} Q^{ik} C_j^{ik} + Q_{\Phi}^i C_{j\Phi}^i + Q_{oc}^i C_{joc}^i + m_{jдн}^i (C_j^i, C_{jдн}^i, t) - \\ & - (Q^i + Q_{об}^i) C_j^i - (k_{jсед}^i + \lambda_j) W^i C_j^i - \\ & - F_j^i (C_j^i, C_{jг}^i, t), \quad i = 1, 2, 3, \dots, N, \end{aligned} \quad (2.6)$$

где

$$\begin{aligned} M_j^i(t) &= C_j^i(t) W^i(t) = \\ &= C_j^i(t) \left[W_0^i + \left(Q^{i-1} + Q_{\Phi}^i + Q_{oc}^i + \sum_{k=1}^{N^i} Q^{ik} - Q^i - Q_{об}^i - Q_{ис}^i \right) t \right]. \end{aligned} \quad (2.7)$$

Учитывая последнее равенство, уравнение (2.6) запишем относительно концентрации $C_j^i(t)$ j -го вещества в таком виде:

$$\begin{aligned} \frac{dC_j^i}{dt} = & \frac{1}{W^i} \left[Q^{i-1} C_j^{i-1} + \sum_{k=1}^{N^i} Q^{ik} C_j^{ik} + Q_{\Phi}^i C_{j\Phi}^i + Q_{oc}^i C_{joc}^i + \right. \\ & + m_{jдн}^i (C_j^i, C_{jдн}^i, t) - \left. \left(Q^i + Q_{об}^i + \frac{dW^i}{dt} \right) C_j^i - F_j^i (C_j^i, C_{jг}^i, t) \right] - \\ & - (k_{jсед}^i + \lambda_j) C_j^i, \quad i = \overline{1, N}; \end{aligned} \quad (2.8)$$

$$W^i = W_0^i + \left(Q^{i-1} + Q_{\Phi}^i + Q_{oc}^i + \sum_{k=1}^{N^i} Q^{ik} - Q^i - Q_{об}^i - Q_{ис}^i \right) t. \quad (2.9)$$

Полученная система обыкновенных дифференциальных уравнений выгодно отличается от уравнения в частных производных (2.1). Во-первых, она достаточно проста, и методы решения таких систем обыкновенных дифференциальных уравнений хорошо разработаны, поэтому вопросы реализации на ЭВМ краевых или начальных задач для данной системы уравнений не представляют принципиальных математических трудностей. Во-вторых, данная система уравнений более информативна, чем уравнение (2.1) с граничными условиями (2.2) — (2.5), что делает ее достаточно адекватной исследуемому (моделируемому) процессу.

Заметим, что под информативностью той или иной математической модели мы понимаем ее способность (возможность) максимально использовать данные натуральных и экспериментальных наблюдений, другими словами, чем больше можно заложить в математическую модель данных натуральных (экспериментальных) наблюдений, тем эта модель более информативна. Именно такие математические модели можно эффективно использовать при построении имитационных моделей. Необходимо также отметить, что за счет расширения информативности модели мы снижаем точность математического описания каждого отдельного процесса или явления, но увеличиваем точность описания процесса, явления или системы в целом. Поэтому в тех случаях, когда большая точность описания отдельных элементов системы или явления не может быть достигнута из-за объективных причин или такая точность не требуется в силу поставленной практической задачи, всегда используют более простые, но более информативные математические модели. Такие модели прежде всего применяются при описании и изучении достаточно сложных систем, к которым относятся и водные экосистемы.

В построенную нами систему дифференциальных уравнений (2.8) — (2.9), кроме неизвестных величин $C_j^i(t)$ и $W^i(t)$, входят много других переменных и постоянных величин, значения которых должны быть известны либо только на основании натуральных наблюдений, либо в результате применения дополнительных математических моделей и данных натуральных (экспериментальных) наблюдений и исследований. Кроме того, при моделировании конкретного гидрохимического или гидробиологического процесса в приведенную имитационную модель могут добавляться новые переменные и постоянные величины или не учитываться уже введенные величины. При использовании системы уравнений (2.8) — (2.9) для имитационного моделирования и прогнозирования гидрохимического режима водоемов величин Q^{ik} , C_j^{ik} , Q_{oc}^i , C_{joc}^i , $Q_{ис}^i$, $Q_{об}^i$, $k_{jсед}^i$, λ_j , W_0^i , $C_{jдн}^i$, N , N^i , Q^0 и C_j^0 , как правило, устанавливают (определяют) на основании натуральных исследований, а величины $Q_{ф}^i$, $C_{jф}^i$, $m_{jдн}^i$ (C_j^i , $C_{jдн}^i$, t) и F_j^i (C_j^i , C_{ji}^i , t) определяют как с помощью данных натуральных наблюдений, так и при помощи математического моделирования. В частности, применяя математическое моделирование, можно определить один из важнейших параметров (характеристик) водно-солевого режима водоема — величину потока солей, содержащихся в подземных водах. Для этого рассмотрим некоторые способы вычисления фильтрационного расхода $Q_{ф}^i$ подземных вод, попадающих

в i -ю камеру водоема через донные отложения и другие участки дна. Обычно фильтрационный расход Q_{ϕ}^i определяется на основании закона Дарси (Аравин и Нумеров, 1953; Полубаринова-Кочина, 1977), в соответствии с которым вектор скорости фильтрации $\vec{v}_{\phi} \{v_{x\phi}, v_{y\phi}, v_{z\phi}\}$ удовлетворяет следующему равенству

$$\vec{v}_{\phi} = \text{grad } \varphi = - \text{grad } (\kappa h), \quad (2.10)$$

или в координатной форме

$$v_{x\phi} = \frac{\partial \varphi}{\partial x}, \quad v_{y\phi} = \frac{\partial \varphi}{\partial y}, \quad v_{z\phi} = \frac{\partial \varphi}{\partial z}, \quad (2.11)$$

где $\varphi = - \kappa h_{\phi}$ потенциал скорости фильтрации, $h_{\phi} = \frac{p}{\rho g} - z$ — напор, ось Oz направлена вертикально вниз.

В уравнение (2.11) входят 4 неизвестные функции $\varphi, v_{x\phi}, v_{y\phi}$ и $v_{z\phi}$, для определения которых необходимо данные уравнения дополнить 4-м. Таким уравнением является уравнение неразрывности подземного потока, которое в случае стационарного движения записывается в виде

$$\frac{\partial v_{x\phi}}{\partial x} + \frac{\partial v_{y\phi}}{\partial y} + \frac{\partial v_{z\phi}}{\partial z} = 0. \quad (2.12)$$

Подставив в уравнение (2.12) выражения для компонент вектора скорости фильтрации, которые определяются равенствами (2.11), получим уравнение

$$\frac{\partial^2 \varphi}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 \varphi}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 \varphi}{\partial z^2} = 0, \quad (2.13)$$

которое называется уравнением Лапласа.

Если же рассматривается одномерная стационарная (установившаяся) фильтрация подземных вод в направлении, перпендикулярном дну водоема (или его отдельной камеры), то величина скорости фильтрации определяется непосредственно по формуле Дарси

$$v_{\phi}^i = \kappa^i \frac{h_1^i - h_2^i}{T_{\phi}^i}, \quad (2.14)$$

а фильтрационный расход через дно, площадь которого равна $S_{\text{дн}}^i$, определится по формуле

$$Q_{\phi}^i = \kappa^i S_{\text{дн}}^i \frac{h_1^i - h_2^i}{T_{\phi}^i} = v_{\phi}^i S_{\text{дн}}^i, \quad (2.15)$$

где $h_1^i = h_2^i$ — глубина водоема, а h_2^i — напор грунтовых вод на некоторой известной глубине $z_{\phi} = h^i + T_{\phi}^i$ донных отложений, κ^i — коэффициент фильтрации донных отложений.

Если рассматривается равномерное движение подземных вод в пласте, образованном из m параллельных слоев мощности $T_1^i, T_2^i, T_3^i, \dots, T_m^i$ соответственно с коэффициентами фильтрации $\kappa_1^i, \kappa_2^i, \kappa_3^i, \dots, \kappa_m^i$, то величина удельного фильтрационного расхода q_m^i (расхода

$q_{\Phi}^{ср}$ на единицу длины водоема или ее отдельной камеры) определится формулой:

$$q_{\Phi}^i = \kappa_{ср}^i T_{\Phi}^i \frac{h_1^i - h_2^i}{l_{\Phi}^i}, \quad (2.16)$$

где величина

$$\kappa_{ср}^i = \frac{\sum_{k=1}^m \kappa_k^i T_k^i}{\sum_{k=1}^m T_k^i} \quad (2.17)$$

называется средним коэффициентом фильтрации неоднородного пласта, h_1^i и h_2^i — напоры соответственно в точке выклинивания пласта в водоем и на расстоянии l_{Φ}^i от водоема, $T_{\Phi}^i = \sum_{k=1}^m T_k^i$ — мощность пласта.

Вопрос о математическом моделировании процесса распространения примесей, главным образом растворимых веществ, в подземных водах, как и в случае распространения в поверхностных водах, сводится к решению краевой задачи для уравнения конвективной диффузии (Веригин, 1953; Лаврик, 1976, 1979, 1981, 1986; Гольдберг, Газда, 1984; Фрид, 1981). При установившейся профильной фильтрации подземных вод уравнения массопереноса и массообмена обычно записываются в таком виде

$$\sigma^i \frac{\partial C_{j\Phi}^i}{\partial t} + \frac{\partial C_{jТВ}^i}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial y} \left(D_{y\Phi}^i \frac{\partial C_{j\Phi}^i}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(D_{z\Phi}^i \frac{\partial C_{j\Phi}^i}{\partial z} \right) - v_{y\Phi}^i \frac{\partial C_{j\Phi}^i}{\partial y} - v_{z\Phi}^i \frac{\partial C_{j\Phi}^i}{\partial z} + f_{\Phi}^i(y, z, t), \quad (2.18)$$

$$\frac{\partial C_{jТВ}^i}{\partial t} = \tilde{f}_{ТВ}^i(C_{j\Phi}^i, C_{jТВ}^i, C_{j\Phi}^*, C_{jТВ}^*, \gamma_1, \gamma_2, t), \quad (2.19)$$

где $D_{y\Phi}^i$ и $D_{z\Phi}^i$ — коэффициенты конвективной диффузии (фильтрационной дисперсии), $v_{y\Phi}^i$ и $v_{z\Phi}^i$ — составляющие вектора скорости фильтрации $\vec{v}_{\Phi}^i \{v_{y\Phi}^i, v_{z\Phi}^i\}$, а $C_{j\Phi}^*$ и $C_{jТВ}^*$ — концентрации предельного насыщения j -го вещества в жидкой и твердой фазах, функция $f_{\Phi}^i(y, z, t)$ описывает источники и стоки. Уравнение (2.19) описывает кинетику массообмена между жидкой и твердой фазами, а также процессы сорбции и десорбции. Его вид зависит от природы загрязняющего вещества и от структуры пористой среды (грунтов).

Во многих случаях в качестве уравнения кинетики массообмена вещества, содержащегося в жидкой фазе с концентрацией $C_{j\Phi}^i$ и в твердой фазе с концентрацией $C_{jТВ}^i$, принимается одно из следующих уравнений:

— при кристаллизации и растворении вещества в фильтрующемся потоке (обратимый процесс взаимодействия с пористой средой)

$$\frac{\partial C_{jТВ}^i}{\partial t} = \gamma^i (C_{j\Phi}^i - C_{j\Phi}^*), \quad \gamma^i = \alpha^* \sigma^i, \quad (2.20)$$

где $C_{j\phi}^*$ — концентрация предельного насыщения, σ^i — пористость грунта или породы;

— при неравновесной необратимой сорбции или десорбции соответственно:

$$\frac{\partial C_{j\Gamma B}^i}{\partial t} = \gamma_1^i C_{j\phi}^i, \quad \frac{\partial C_{j\Gamma B}^i}{\partial t} = -\gamma_2^i C_{j\phi}^i, \quad (2.21)$$

где γ_1^i и γ_2^i — коэффициенты распределения вещества при сорбции и десорбции;

— при равновесной мгновенной сорбции и десорбции вещества соответственно

$$\frac{\partial C_{j\Gamma B}^i}{\partial t} = \sigma^i \Gamma \frac{\partial C_{j\phi}^i}{\partial t}, \quad \frac{\partial C_{j\Gamma B}^i}{\partial t} = -\sigma^i \Gamma \frac{\partial C_{j\phi}^i}{\partial t}, \quad (2.22)$$

где Γ — коэффициент Генри в уравнении линейной изотермы $\tilde{C}_{j\Gamma B}^i = \Gamma \tilde{C}_{j\phi}^i$, а $\tilde{C}_{j\Gamma B}^i$ и $\tilde{C}_{j\phi}^i$ — равновесные концентрации j -го вещества в жидкой и твердой фазах соответственно.

Изложенное выше позволяет решить задачу об определении количества веществ, поступающих из донных отложений и из пород, расположенных под донными отложениями. Рассмотрим одну из сравнительно простых математических моделей, позволяющую определять массовый поток j -го вещества $m_{j\text{дн}}^i$, поступающего в водоем со дна. Для построения математической модели рассмотрим область, занимаемую донными отложениями и водонасыщенным грунтом или породой по одному из вертикальных сечений, проведенных перпендикулярно водному зеркалу водоема. При такой схематизации каждый однородный участок под дном i -й камеры находится примерно в одинаковых гидрогеологических условиях, которые также учитываются при разбиении водоема на камеры. Процесс поступления вещества в водоем может происходить за счет уменьшения его концентрации в водоеме и возникновения градиента концентрации на границе выхода вещества из донных отложений. В этом случае процесс будет распространяться в глубь донных отложений равномерно по всей глубине, и поэтому его можно описать уравнением одномерной неустановившейся молекулярной диффузии вещества в пористой водонасыщенной среде. Таким образом, процесс будет описываться следующей краевой задачей:

$$D_{j0} \frac{\partial^2 C_{j\phi}^i}{\partial z^2} = \sigma^i \frac{\partial C_{j\phi}^i}{\partial t}, \quad (2.23)$$

$$C_{j\phi}^i(z, t_0) = C_{j\phi}^{i0}, \quad C_{j\phi}^i(0, t) = C_j^i, \quad C_{j\phi}^i(T_\phi^i, t) = C_{jT_\phi}^i, \quad (2.24)$$

где D_{j0} — коэффициент молекулярной диффузии, σ^i — пористость донных отложений, $C_{jT_\phi}^i$ — известная концентрация j -го вещества в донных отложениях или в породе на глубине T от дна водоема.

Если же в хорошо проницаемом слое грунта, подстилающем донные отложения, напор h_0^i превышает уровень воды в водоеме h^i , то в результате образования градиента напора будет наблюдаться движение

(фильтрация) загрязненных вод через донные отложения с коэффициентом фильтрации κ^i и со скоростью фильтрации $v_{z\phi}^i$, определяемой в соответствии с законом Дарси величиной

$$v_{z\phi}^i = -\kappa^i \frac{\Delta h_{\phi}^i}{\Delta z} = -\kappa^i \frac{h^i - h_0^i}{T_{\phi}^i}. \quad (2.25)$$

В этом случае процесс перемещения солей и их поступление в водоем можно описать следующей краевой задачей конвективной диффузии

$$D_{z\phi}^i \frac{\partial^2 C_{j\phi}^i}{\partial z^2} - v_{z\phi}^i \frac{\partial C_{j\phi}^i}{\partial z} = \sigma^i \frac{\partial C_{j\phi}^i}{\partial t}, \quad (2.26)$$

$$C_{j\phi}^i(z, t_0) = C_{j\phi}^{i0}, \quad C_{j\phi}^i(0, t) = C_j^i, \quad C_{j\phi}^i(T_{\phi}^i, t) = C_{jT_{\phi}}^i. \quad (2.27)$$

Заметим, что граничные значения C_j^i и $C_{jT_{\phi}}^i$ являются функциями времени. Однако в том случае, когда изменение величин C_j^i и $C_{jT_{\phi}}^i$ происходит медленно, т. е. эти величины получают малые приращения ΔC_j^i и $\Delta C_{jT_{\phi}}^i$ по сравнению с их разностью $|C_{jT_{\phi}}^i - C_j^i|$, решение краевых задач (2.26) — (2.27) и (2.29) — (2.30) можно искать при постоянных граничных условиях, равных значениям функций $C_{j\phi}^i(t)$ и $C_{jT_{\phi}}^i(t)$ при $t = t_0$ (Лаврик, Дао Минь Нгок, Власюк, 1986).

При наличии взаимодействия диффундирующего вещества с пористой средой донных отложений (сорбция, десорбция) вместо уравнений (2.23) и (2.26) необходимо рассматривать соответственно следующие уравнения:

$$D_{j0} \frac{\partial C_{j\phi}^i}{\partial z^2} = \sigma^i \frac{\partial C_{j\phi}^i}{\partial t} + \frac{\partial C_{jT_{\phi}}^i}{\partial t}, \quad (2.28')$$

$$D_{z\phi}^i \frac{\partial^2 C_{j\phi}^i}{\partial z^2} - v_{z\phi}^i \frac{\partial C_{j\phi}^i}{\partial z} = \sigma^i \frac{\partial C_{j\phi}^i}{\partial t} + \frac{\partial C_{jT_{\phi}}^i}{\partial t}, \quad (2.28'')$$

где $C_{jT_{\phi}}^i$ — концентрация j -го вещества в твердой фазе.

В качестве уравнения кинетики можно принять одно из уравнений (2.20), (2.21) или (2.22). Так, при мгновенном установлении равновесия между жидкой и твердой фазами кинетика сорбции в донных отложениях описывается уравнением

$$\frac{\partial C_{jT_{\phi}}^i}{\partial t} = \gamma^i \frac{\partial C_{j\phi}^i}{\partial t}, \quad \gamma^i = \sigma^i \Gamma, \quad (2.29)$$

где коэффициент Генри Γ определяется из уравнения линейной изотермы

$$\tilde{C}_{jT_{\phi}}^i = \Gamma \tilde{C}_{j\phi}^i. \quad (2.30)$$

Решения краевых задач для уравнений (2.28) в случае равновесной мгновенной сорбции вытекают из решений задач (2.23) — (2.24) и (2.26) — (2.27), если в них заменить постоянные D_{j0}/σ^i и $D_{z\phi}^i/\sigma^i$ на постоянные $D_{j0}/\sigma^i + \gamma^i$ и $D_{z\phi}^i/\sigma^i + \gamma^i$ соответственно. Остановимся

теперь на общих закономерностях накопления вещества в гидробионтах, которое на определенном этапе этого процесса оказывает положительное влияние на механизмы самоочищения водоемов и улучшения в них качества воды.

Существует достаточно много различных концептуальных и математических моделей накопления биогенных и токсических веществ (Галкин, Агафонов, 1984; Леонов, 1986; О'Коннор, Томанн, Ди Торо, 1985).

Приведем одну из таких моделей, которая, по нашему мнению, отражает наиболее распространенные и принятые концепции и подходы при математическом моделировании этого процесса.

Будем рассматривать некоторый «псевдовид» гидробионтов, объединяющий все виды и сообщества одного и того же трофического уровня. Для построения математической модели процессов накопления и выведения вещества рассматриваемым «псевдовидом» введем следующие переменные и постоянные величины:

— B_r^i и M_{jr}^i — биомасса гидробионтов в i -м биотопе (камере, водоеме) и масса накопленного в них j -го вещества, \bar{B}_r^i — удельная (на единицу объема камеры) биомасса гидробионтов;

— C_{jr}^i — концентрация j -го вещества, накопленного в гидробионтах i -го биотопа (камеры);

— r_l ($l = 1, 2, 3, \dots, n_l$) — доля l -го источника (вида) питания, n_l — количество видов питания;

— a_l^i — скорость усвоения ассимилированной пищи l -го вида;

— C_{jl}^i — концентрация j -го вещества в l -м источнике питания гидробионтов;

— k_{jl} — коэффициент извлечения j -го вещества из l -го источника (вида) питания;

— v_r^i — скорость фильтрации воды гидробионтами при дыхании;

— d_j — коэффициент извлечения j -го вещества из воды при дыхании гидробионтов;

— P_r^i — скорость продуцирования (продукция) гидробионтов в i -м биотопе (камере, водоеме);

— k_{jm} — коэффициент выведения вещества (токсиканта) из гидробионтов в процессе метаболизма;

— b_e^i — скорость убыли (элиминации) гидробионтов;

— k_{je} — коэффициент выведения вещества (токсиканта) в процессе элиминирования.

Составляя баланс вещества относительно биомассы гидробионтов и количества накапливающегося в них вещества, получим следующее дифференциальное уравнение:

$$\frac{dM_{jr}^i}{dt} = \sum_{l=1}^{n_l} k_{jl} a_{lr}^i C_{jl}^i + d_j v_r^i C_j^i - k_{jm} (P_r^i - b_e^i) C_{jr}^i - k_{je} b_e^i C_{jr}^i - \lambda_j W^i C_{jr}^i. \quad (2.31)$$

Заметим, что введенные выше величины a_l^i , v_r^i , P_r^i , b_e^i и d_j относятся ко всему объему i -й камеры (водоема). Чтобы выразить в уравнении

(2.31) массу вещества через объемную концентрацию, необходимо иметь в виду соотношения

$$M_{j\Gamma}^i = C_{j\Gamma}^i W^i = \bar{C}_{j\Gamma}^i B_{\Gamma}^i = C_{j\Gamma}^i \bar{B}_{\Gamma}^i W^i, \quad (2.32)$$

где $\bar{C}_{j\Gamma}^i = \frac{M_{j\Gamma}^i}{B_{\Gamma}^i}$ приведенная концентрация j -го вещества в гидробионтах с биомассой B_{Γ}^i ; $\bar{B}_{\Gamma}^i = B_{\Gamma}^i / W^i$ — удельная биомасса гидробионтов в i -м биотопе (камере, водохранилище).

Учитывая (2.32), уравнение (2.31) имеет следующий вид:

$$\begin{aligned} \frac{dC_{j\Gamma}^i}{dt} = & \frac{1}{W^i} \left\{ \sum_{l=1}^{n_r} k_{jl} a_{lr} C_{jl}^i + d_j v_{\Gamma}^i C_j^i - \right. \\ & \left. - \left[\frac{dW^i}{dt} + k_{j\Gamma} (P_{\Gamma}^i - b_e^i) + k_{je} b_e^i \right] C_{j\Gamma}^i \right\} - \lambda_j C_{j\Gamma}^i. \end{aligned} \quad (2.33)$$

Таким образом, чтобы учесть влияние процессов накопления и выведения вещества (токсиканта) гидробионтами на качество воды, необходимо в уравнении (2.8) вместо члена $\frac{1}{W^i} F_j^i(C_j^i, C_{j\Gamma}^i, t) = f_j^i$ подставить выражение, определяющее правую часть уравнения (2.33). В результате для моделирования процесса распространения загрязняющего водоем вещества с учетом его трансформации и накопления в гидробионтах получим систему уравнений, которую удобно записать в следующем виде:

$$\begin{aligned} -\frac{dC_j^i}{dt} + \frac{dC_{j\Gamma}^i}{dt} = & \frac{1}{W^i} \left[Q^{i-1} C_j^{i-1} + \sum_{k=1}^{N^i} Q^{ik} C_j^{ik} + Q_{\Phi}^i C_{j\Phi}^i + Q_{oc}^i C_{joc}^i + \right. \\ & \left. + m_{j\text{дн}}^i(C_j^i, C_{j\text{дн}}^i, t) - \left(Q^i + Q_{\text{об}}^i + \frac{dW^i}{dt} \right) C_j^i \right] - (k_{\text{сед}}^i + \lambda_j) C_j^i; \end{aligned} \quad (2.34)$$

$$\begin{aligned} \frac{dC_{j\Gamma}^i}{dt} = & \frac{1}{W^i} \left\{ \sum_{l=1}^{n_r} k_{jl} a_{lr} C_{jl}^i + d_j v_{\Gamma}^i C_j^i - \right. \\ & \left. - \left[\frac{dW^i}{dt} + k_{j\Gamma} (P_{\Gamma}^i - b_e^i) + k_{je} b_e^i \right] C_{j\Gamma}^i \right\} - \lambda_j C_{j\Gamma}^i; \end{aligned} \quad (2.35)$$

$$W^i = W_0^i + \left(Q^{i-1} + Q_{\Phi}^i + Q_{oc}^i + \sum_{k=1}^{N^i} Q^{ik} - Q^i - Q_{\text{об}}^i - Q_{\text{ис}}^i \right) t; \quad (2.36)$$

$$\begin{aligned} \sigma^i \frac{\partial C_{j\Phi}^i}{\partial t} = & \frac{\partial}{\partial y} \left(D_{y\Phi}^i \frac{\partial C_{j\Phi}^i}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(D_{z\Phi}^i \frac{\partial C_{j\Phi}^i}{\partial z} \right) - \\ & - v_{y\Phi}^i \frac{\partial C_{j\Phi}^i}{\partial y} - v_{z\Phi}^i \frac{\partial C_{j\Phi}^i}{\partial z} + f_{\Phi}^i(y, z, t) - \gamma(C_{j\Phi}^i - C_{j\Phi}^{*\i}). \end{aligned} \quad (2.37)$$

Заметим, что величина $m_{j\text{дн}}^i$, входящая в уравнение (2.34), может описывать поступления вещества (солей) не только за счет инфильтрации подземных вод, что хорошо учитывается членом $Q_{\Phi}^i C_{j\Phi}^i$ и уравнением (2.37), этот член необходим в уравнении прежде всего для

того, чтобы описывать поток (скорость) поступления вещества из донных отложений за счет взмучивания.

Как следует из изложенного, для описания процессов формирования гидрохимического режима водоемов или их отдельных участков с помощью математических моделей возникает необходимость решения большого количества дифференциальных уравнений, что связано с существенными математическими трудностями, стоящими на пути решения многомерных систем уравнений. Поэтому наиболее эффективны, как уже было подчеркнуто, маломерные математические модели, состоящие из нескольких (2—3) уравнений. Задача значительно упрощается, если математическая модель состоит из одного уравнения или отдельных групп независимых уравнений. Так, уравнение (2.37) может быть независимым от уравнений (2.34) — (2.35), если краевые условия на границе с дном (2.27) не изменяются, т. е. $C_{j\phi}^i(0, t) = C_j^i = \text{const}$. Кроме того, система уравнений (2.34) — (2.35) значительно упрощается, если гидробиологическая составляющая системы $\frac{dC_{jr}^i}{dt}$ определяется по результатам натурных наблюдений с помощью простых эмпирических зависимостей (Винберг, Печень, Грезе и др., 1968).

2.2.2. Математические модели кислородного режима и процессов биохимического самоочищения

Обычно выделяют три основных фактора, влияющих на изменение концентрации растворенного в воде кислорода: обмен кислорода с атмосферой (атмосферная аэрация); выделение кислорода водными растениями при фотосинтезе; поглощение кислорода при разложении органических и неорганических веществ. Значительное количество растворенного кислорода (РК) расходуется на окисление органических веществ. Мерой содержания легкоминерализуемого органического вещества в водоеме и мерой интенсивности процессов его разложения является биохимическое потребление кислорода (БПК). Таким образом, биохимическое потребление кислорода — один из важных показателей качества воды, является также основной причиной уменьшения содержания растворенного кислорода в водоеме. В силу важности взаимодействия между РК и БПК, большое значение придается построению РК-БПК моделей, описывающих изменение концентрации РК и БПК с учетом их взаимодействия.

Остановимся подробно на построении трехмерной нестационарной математической модели динамики РК-БПК в водоемах и водотоках, т. е. составим дифференциальное уравнение баланса растворенного в воде кислорода. Для этого выделим в потоке жидкости достаточно малый (элементарный) куб объемом ΔW с ребрами Δx , Δy , Δz , параллельными осям декартовой системы координат. Изменение массы кислорода ΔM в элементарном объеме ΔW за время Δt равно

$$\begin{aligned} \Delta M = & \Delta M_x + \Delta M_y + \Delta M_z + k_1 C_{\text{БПК}} \Delta W \Delta t + \\ & + k_2 (C_{\text{ПК}}^n - C_{\text{ПК}}) \Delta W \Delta t + E_n \Delta W \Delta t + f_{\text{ПК}} \Delta W \Delta t, \end{aligned} \quad (2.38)$$

где ΔM_x , ΔM_y , ΔM_z — изменение массы кислорода за счет переноса через грани куба; C_{PK} , $C_{БПК}$ — концентрации РК и БПК в элементарном объеме; C_{PK}^H — концентрация полного насыщения кислорода в воде при данной температуре; k_2 — коэффициент атмосферной аэрации; k_1 — константа скорости биохимического разложения (трансформации); $k_2 (C_{PK}^H - C_{PK}) \Delta W \Delta t$ — количество (масса) кислорода, поступающее в элементарный объем ΔW за счет атмосферной аэрации; $k_1 C_{БПК} \Delta W \Delta t$ — член, характеризующий потребление кислорода на окисление органических веществ; $E_n = \Delta W \Delta t$ — член, описывающий выделение кислорода в виде пузырьков из элементарного объема ΔW при концентрации кислорода, превышающей некоторую критическую концентрацию C_{PK}^* ; $f_{PK} \Delta W \Delta t$ — член, учитывающий возникновение и исчезновение кислорода в элементарном объеме за счет всех других источников и стоков (например, фотосинтеза и процессов дыхания гидробионтов).

Выпишем выражения для ΔM_x , ΔM_y , ΔM_z :

$$\Delta M_x = M_x - M_{x+\Delta x} = (m_x - m_{x+\Delta x}) \Delta S \Delta t, \quad (2.39)$$

$$\Delta M_y = M_y - M_{y+\Delta y} = (m_y - m_{y+\Delta y}) \Delta S \Delta t, \quad (2.40)$$

$$\Delta M_z = M_z - M_{z+\Delta z} = (m_z - m_{z+\Delta z}) \Delta S \Delta t. \quad (2.41)$$

Здесь S — площадь сечения, m_x , m_y , m_z — составляющие массового потока вещества, которые определяются обобщенным законом Фика

$$m_x = v_x C_{PK} - D_x \frac{\partial C_{PK}}{\partial x}, \quad m_y = v_y C_{PK} - \frac{\partial C_{PK}}{\partial y}, \quad (2.42)$$

$$m_z = v_z C_{PK} - \frac{\partial C_{PK}}{\partial z},$$

где v_x , v_y , v_z — компоненты вектора скорости v потока воды в водоеме; D_x , D_y , D_z — коэффициенты турбулентной диффузии.

Применяя теорему Лагранжа к соотношениям (2.39) — (2.41), найдем

$$\Delta M_x = - \frac{\partial m_x}{\partial x} \Delta W \Delta t, \quad \Delta M_y = - \frac{\partial m_y}{\partial y} \Delta W \Delta t,$$

$$\Delta M_z = - \frac{\partial m_z}{\partial z} \Delta W \Delta t. \quad (2.43)$$

Подставляя полученные выражения в уравнение (2.38) и переходя к пределу при $\Delta W \rightarrow 0$, $\Delta t \rightarrow 0$, получим

$$\begin{aligned} & - \frac{\partial m_x}{\partial x} - \frac{\partial m_y}{\partial y} - \frac{\partial m_z}{\partial z} - k_1 C_{БПК} + \\ & + k_2 (C_{PK}^H - C_{PK}) + E_n + f_{PK} = \frac{\partial C_{PK}}{\partial t} \end{aligned} \quad (2.44)$$

или, учитывая (2.42), приходим к следующему уравнению, описывающему изменение концентрации кислорода в водоеме:

$$\begin{aligned} \frac{\partial C_{PK}}{\partial t} = & \frac{\partial}{\partial x} \left(D_x \frac{\partial C_{PK}}{\partial x} - v_x C_{PK} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(D_y \frac{\partial C_{PK}}{\partial y} - v_y C_{PK} \right) + \\ & + \frac{\partial}{\partial z} \left(D_z \frac{\partial C_{PK}}{\partial z} - v_z C_{PK} \right) - k_1 C_{БПК} + k_2 (C_{PK}^H - C_{PK}) + E_n + f_{PK}. \end{aligned} \quad (2.45)$$

Поступая аналогичным образом и учитывая, что $C_{\text{БПК}}$ изменяется за счет биохимического окисления органических веществ, седиментации веществ, подверженных биохимическому окислению, и в результате действия других механизмов поступления органических веществ из внешних источников, а также вследствие отмирания биомассы представителей гидрофлоры и фауны получим уравнение, описывающее динамику БПК в водоеме

$$\begin{aligned} \frac{\partial C_{\text{БПК}}}{\partial t} = & \frac{\partial}{\partial x} \left(D_x \frac{\partial C_{\text{БПК}}}{\partial x} - v_x C_{\text{БПК}} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(D_y \frac{\partial C_{\text{БПК}}}{\partial y} - v_y C_{\text{БПК}} \right) + \\ & + \frac{\partial}{\partial z} \left(D_z \frac{\partial C_{\text{БПК}}}{\partial z} - v_z C_{\text{БПК}} \right) - k_1 C_{\text{БПК}} - k_{\text{сед}} C_{\text{БПК}} + f_{\text{БПК}}, \end{aligned} \quad (2.46)$$

где $k_{\text{сед}}$ — константа скорости седиментации; $f_{\text{БПК}}$ — источники БПК.

Если жидкость в водоеме рассматривать как несжимаемую ($\rho = \text{const}$), то система уравнений (2.45) — (2.46) примет вид

$$\begin{aligned} \frac{\partial C_{\text{РК}}}{\partial t} = & \frac{\partial}{\partial x} \left(D_x \frac{\partial C_{\text{РК}}}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(D_y \frac{\partial C_{\text{РК}}}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(D_z \frac{\partial C_{\text{РК}}}{\partial z} \right) - \\ & - v_x \frac{\partial C_{\text{РК}}}{\partial x} - v_y \frac{\partial C_{\text{РК}}}{\partial y} - \\ & - v_z \frac{\partial C_{\text{РК}}}{\partial z} - k_1 C_{\text{БПК}} + k_2 (C_{\text{РК}}^n - C_{\text{РК}}) + E_n + f_{\text{РК}}; \end{aligned} \quad (2.47)$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial C_{\text{БПК}}}{\partial t} = & \frac{\partial}{\partial x} \left(D_x \frac{\partial C_{\text{БПК}}}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(D_y \frac{\partial C_{\text{БПК}}}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(D_z \frac{\partial C_{\text{БПК}}}{\partial z} \right) - \\ & - v_x \frac{\partial C_{\text{БПК}}}{\partial x} - v_y \frac{\partial C_{\text{БПК}}}{\partial y} - v_z \frac{\partial C_{\text{БПК}}}{\partial z} - k_1 C_{\text{БПК}} - k_{\text{сед}} C_{\text{БПК}} + f_{\text{БПК}}. \end{aligned} \quad (2.48)$$

На практике, как правило, скорость биохимического окисления не постоянна, а зависит от температуры и концентрации растворенного кислорода. Плотность распределенных источников РК и БПК зависит не только от временной и пространственных координат, но и от гидрологических параметров водоема, температуры, освещенности, биомассы гидробионтов и других факторов.

Для нахождения решений системы уравнений (2.47) — (2.48) необходимо задать начальные и граничные условия, например, в виде (2.2) — (2.5).

Для задания коэффициентов v_x , v_y , v_z системы уравнений (2.47) — (2.48) нужно знать распределение поля скоростей течения жидкости в водоеме. Как было уже отмечено, найти скорости течения можно с помощью натурных наблюдений или при помощи решения гидродинамической задачи для данного водоема или водотока (Караушев, 1969).

Ранее (в подразделе 2.2.1) отмечалось, что решение трехмерной краевой задачи для системы дифференциальных уравнений в частных производных с переменными коэффициентами вида (2.47) — (2.48) сопряжено со значительными математическими трудностями. Поэтому при использовании этих уравнений для решения практических задач принимают некоторые упрощающие предположения, которые позволяют уменьшить размерность системы уравнений (2.47) — (2.48).

Если исследуемый водоем разбить на N участков (камер) и пренебречь процессами диффузионного и конвективного переноса в горизонтальном направлении, перпендикулярном направлению основного (транзитного) течения, то система уравнений (2.47) — (2.48) для определения концентрации РК и БПК на i -м участке водоема и соответствующие граничные условия можно записать в таком виде:

$$\begin{aligned} \frac{\partial C_{\text{РК}}^i}{\partial t} - \frac{\partial}{\partial x} \left(D_x^i \frac{\partial C_{\text{РК}}^i}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(D_z^i \frac{\partial C_{\text{РК}}^i}{\partial z} \right) - v_x^i \frac{\partial C_{\text{РК}}^i}{\partial x} - \\ - v_z^i \frac{\partial C_{\text{РК}}^i}{\partial z} - k_1^i C_{\text{БПК}}^i + k_2^i (C_{\text{РК}}^i - C_{\text{РК}}^{\text{н}}) - E_n^i + f_{\text{РК}}^i, \end{aligned} \quad (2.49)$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial C_{\text{БПК}}^i}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(D_x^i \frac{\partial C_{\text{БПК}}^i}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(D_z^i \frac{\partial C_{\text{БПК}}^i}{\partial z} \right) - v_x^i \frac{\partial C_{\text{БПК}}^i}{\partial x} - \\ - v_z^i \frac{\partial C_{\text{БПК}}^i}{\partial z} - k_1^i C_{\text{БПК}}^i - k_{\text{сед}}^i C_{\text{БПК}}^i + f_{\text{БПК}}^i; \end{aligned} \quad (2.50)$$

$$C_{\text{РК}}^i(x, z, t_0) = C_{\text{РК}}^{i0}(x, z), \quad C_{\text{БПК}}^i(x, z, t_0) = C_{\text{БПК}}^{i0}(x, z);$$

$$C_{\text{РК}}^i(x_i, z, t) = C_{\text{РК}}^{i-1}(x_i, z, t), \quad \left. \frac{\partial C_{\text{РК}}^i}{\partial x} \right|_{x=x_{i+1}} = 0;$$

$$C_{\text{БПК}}^i(x_i, z, t) = C_{\text{БПК}}^{i-1}(x_i, z, t), \quad \left. \frac{\partial C_{\text{БПК}}^i}{\partial x} \right|_{x=x_{i+1}} = 0; \quad (2.51)$$

$$C_{\text{РК}}^i(x, 0, t) = C_{\text{ат}}, \quad v_z^i C_{\text{РК}}^i(x, h, t) - D_z^i \left. \frac{\partial C_{\text{РК}}^i}{\partial z} \right|_{z=h} = m_{\text{РК}}^{\text{дн}};$$

$$C_{\text{БПК}}^i(x, 0, t) = 0, \quad v_z^i C_{\text{БПК}}^i(x, h, t) - D_z^i \left. \frac{\partial C_{\text{БПК}}^i}{\partial z} \right|_{z=h} = m_{\text{БПК}}^{\text{дн}},$$

где $m_{\text{РК}}^{\text{дн}}$, $m_{\text{БПК}}^{\text{дн}}$ — потоки РК и БПК, поступающие в донные отложения (или из донных отложений) на глубине $z = h$, $C_{\text{ат}}$ — концентрация кислорода в атмосфере.

Заметим, что система уравнений (2.49) — (2.50), благодаря принятому упрощенному виду граничных условий (2.51), может быть решена последовательно для каждого i -го участка водоема.

Если необходимо изучить распределение РК-БПК в различных точках водоема или его i -го участка и учесть в какой-то мере взаимодействия РК-БПК по глубине, то целесообразно применить так называемую двухслойную плановую модель. Для этого выделим в водоеме поверхностный и придонный слои, концентрации РК-БПК в которых будем обозначать через $C_{\text{РК}}^{i1}$, $C_{\text{БПК}}^{i1}$, $C_{\text{РК}}^{i2}$, $C_{\text{БПК}}^{i2}$ соответственно. Предположим, что каждый в отдельности слой, поверхностный и придонный, однороден по вертикали, а водообмен и массообмен между ними происходит в результате турбулентной диффузии. При этом следует заметить, что процессы атмосферной аэрации и фотосинтеза играют существенную роль в поверхностном слое, а в придонном слое они пренебрежимо малы.

Учитывая сделанные выше предположения, запишем систему уравнений, описывающую изменение РК-БПК в поверхностном и придонном слоях водоема или водотока, в следующем виде:

$$\frac{\partial C_{PK}^{i1}}{\partial t} = D_x^{i1} \frac{\partial^2 C_{PK}^{i1}}{\partial x^2} + D_y^{i1} \frac{\partial^2 C_{PK}^{i1}}{\partial y^2} - v_x^{i1} \frac{\partial C_{PK}^{i1}}{\partial x} - v_y^{i1} \frac{\partial C_{PK}^{i1}}{\partial y} - k_1^{i1} C_{БПК}^{i1} + k_2^{i1} (C_{PK}^{n1} - C_{PK}^{i1}) + \frac{1}{W^{i1}} (Q^{i2} C_{PK}^{i2} - Q^{i1} C_{PK}^{i1}) - E_n^{i1} + f_{PK}^{i1}; \quad (2.52)$$

$$\frac{\partial C_{PK}^{i2}}{\partial t} = D_x^{i2} \frac{\partial^2 C_{PK}^{i2}}{\partial x^2} + D_y^{i2} \frac{\partial^2 C_{PK}^{i2}}{\partial y^2} - v_x^{i2} \frac{\partial C_{PK}^{i2}}{\partial x} - v_y^{i2} \frac{\partial C_{PK}^{i2}}{\partial y} - k_1^{i2} C_{БПК}^{i2} + \frac{1}{W^{i2}} (Q^{i1} C_{PK}^{i1} - Q^{i2} C_{PK}^{i2}) - E_n^{i2} + f_{PK}^{i2}; \quad (2.53)$$

$$\frac{\partial C_{БПК}^{i1}}{\partial t} = D_x^{i1} \frac{\partial^2 C_{БПК}^{i1}}{\partial x^2} + D_y^{i1} \frac{\partial^2 C_{БПК}^{i1}}{\partial y^2} - v_x^{i1} \frac{\partial C_{БПК}^{i1}}{\partial x} - v_y^{i1} \frac{\partial C_{БПК}^{i1}}{\partial y} - k_1^{i1} C_{БПК}^{i1} - k_{сед}^{i1} C_{БПК}^{i1} + \frac{1}{W^{i1}} (Q^{i2} C_{БПК}^{i2} - Q^{i1} C_{БПК}^{i1}) + f_{БПК}^{i1}; \quad (2.54)$$

$$\frac{\partial C_{БПК}^{i2}}{\partial t} = D_x^{i2} \frac{\partial^2 C_{БПК}^{i2}}{\partial x^2} + D_y^{i2} \frac{\partial^2 C_{БПК}^{i2}}{\partial y^2} - v_x^{i2} \frac{\partial C_{БПК}^{i2}}{\partial x} - v_y^{i2} \frac{\partial C_{БПК}^{i2}}{\partial y} - k_1^{i2} C_{БПК}^{i2} - k_{сед}^{i2} (C_{БПК}^{i2} - C_{БПК}^{i1}) - \frac{1}{W^{i2}} (Q^{i1} C_{БПК}^{i1} - Q^{i2} C_{БПК}^{i2}) + f_{БПК}^{i2}, \quad (2.55)$$

где $Q^{i1}(x, y)$, $Q^{i2}(x, y)$ характеризуют водообмен между слоями; W^{i1} , W^{i2} — объемы верхнего и нижнего слоев в i -й камере.

Для решения полученной системы уравнений необходимо задать начальное распределение концентраций РК и БПК в поверхностном и придонном слоях. На границах водоема следует задать либо известные значения концентраций РК и БПК, либо условия непроницаемости границ.

Если в водотоке процессы конвективного переноса преобладают над диффузными, т. е. членами, описывающими диффузные процессы, можно пренебречь, то модель динамики взаимодействия РК-БПК в водоеме принимает вид

$$\frac{\partial C_{PK}^i}{\partial t} + v_x^i \frac{\partial C_{PK}^i}{\partial x} + v_y^i \frac{\partial C_{PK}^i}{\partial y} - v_z^i \frac{\partial C_{PK}^i}{\partial z} = -k_1^i C_{БПК}^i + k_2^i (C_{PK}^n - C_{PK}^i) - E_n^i + f_{PK}^i; \quad (2.56)$$

$$\frac{\partial C_{БПК}^i}{\partial t} + v_x^i \frac{\partial C_{БПК}^i}{\partial x} + v_y^i \frac{\partial C_{БПК}^i}{\partial y} + v_z^i \frac{\partial C_{БПК}^i}{\partial z} = -k_1^i C_{БПК}^i - k_{сед}^i C_{БПК}^i + f_{БПК}^i. \quad (2.57)$$

Для решения системы (2.56) — (2.57) необходимо задать начальные или граничные условия следующего вида:

$$C_{\text{РК}}^i(x, y, z, t_0) = C_{\text{РК}}^{i0}(x, y, z), \quad C_{\text{БПК}}^i(x, y, z, t_0) = C_{\text{БПК}}^{i0}(x, y, z); \quad (2.58)$$

$$C_{\text{РК}}^i(\tilde{x}, \tilde{y}, \tilde{z}, t) = \tilde{C}_{\text{РК}}^i(t), \quad C_{\text{БПК}}^i(\tilde{x}, \tilde{y}, \tilde{z}, t) = \tilde{C}_{\text{БПК}}^i(t), \quad (2.59)$$

где $\tilde{x}, \tilde{y}, \tilde{z}$ — координаты границы водоема.

Модель (2.56) — (2.59) целесообразно применять для изучения динамики системы РК-БПК в водоемах с большими скоростями течения.

Теперь перейдем к рассмотрению многокамерной математической модели, которая, как уже отмечалось, является достаточно эффективной для описания процессов взаимодействия РК-БПК при построении имитационной модели. Для этого исследуемый водоем или систему водоемов разобьем на N камер, каждая из которых характеризуется определенными гидрологическими, морфометрическими и другими параметрами. Пусть в i -ю камеру поступает вода из J_i притоков и вода из N^i соседних камер, а вода из i -й камеры попадает в M^i камер. Кроме того, выделим в каждой камере поверхностный и придонный слои, в которых концентрации РК и БПК обозначим $C_{\text{РК}}^{i1}, C_{\text{БПК}}^{i1}, C_{\text{РК}}^{i2}, C_{\text{БПК}}^{i2}$ соответственно. Основным механизмом, обеспечивающим обогащение кислородом придонного слоя, является турбулентный обмен между слоями. Процессы атмосферной аэрации и фотосинтез существенны только в верхнем слое, в нижнем слое они пренебрежимо малы. Перетоки воды из верхней камеры в нижнюю и обратно обозначим Q^{i1}, Q^{i2} .

С учетом сказанного, уравнения баланса кислорода и БПК в i -й камере (водоеме), а также уравнения изменения объемов камер запишутся следующим образом:

$$\begin{aligned} W^{i1} \frac{dC_{\text{РК}}^{i1}}{dt} = & \sum_{k=1}^{J_i} Q^{k1} C_{\text{РК}}^{k1} + \sum_{n=n_1^i}^{N^i} Q^{n1} C_{\text{РК}}^{n1} - \sum_{m=m_1^i}^{M^i} Q^{m1} C_{\text{РК}}^{i1} + Q^{i2} C_{\text{РК}}^{i2} - \\ & - (Q^{i1} + Q_{\text{об}}^{i1} + Q_{\text{сб}}^{i1}) C_{\text{РК}}^{i1} - k_1^{i1} C_{\text{БПК}}^{i1} - \frac{dW^{i1}}{dt} C_{\text{РК}}^{i1} + k_2^{i1} h_{\text{ср}}^i S^i (C_{\text{РК}}^{i1} - \\ & - C_{\text{РК}}^{i2}) - E_n^i W^{i1} + f_{\text{РК}}^{i1} W^{i1}, \end{aligned} \quad (2.60)$$

$$\begin{aligned} W^{i1} \frac{dC_{\text{БПК}}^{i1}}{dt} = & \sum_{k=1}^{J_i} Q^{k1} C_{\text{БПК}}^{k1} + \sum_{n=n_1^i}^{N^i} Q^{n1} C_{\text{БПК}}^{n1} - \sum_{m=m_1^i}^{M^i} Q^{m1} C_{\text{БПК}}^{i1} + Q^{i2} C_{\text{БПК}}^{i2} - \\ & - (Q^{i1} + Q_{\text{об}}^{i1} + Q_{\text{сб}}^{i1} + \frac{dW^{i1}}{dt}) C_{\text{БПК}}^{i1} - k_1^{i1} C_{\text{БПК}}^{i1} - k_{\text{сед}}^{i1} C_{\text{БПК}}^{i1} + f_{\text{БПК}}^{i1} W^{i1}, \end{aligned} \quad (2.61)$$

$$\begin{aligned} W^{i2} \frac{dC_{\text{РК}}^{i2}}{dt} = & \sum_{k=1}^{J_i} Q^{k2} C_{\text{РК}}^{k2} + \sum_{n=n_2^i}^{N^i} Q^{n2} C_{\text{РК}}^{n2} - \sum_{m=m_2^i}^{M^i} Q^{m2} C_{\text{РК}}^{i2} + Q^{i1} C_{\text{РК}}^{i1} - \\ & - (Q^{i2} + Q_{\text{об}}^{i2} + Q_{\text{сб}}^{i2}) C_{\text{РК}}^{i2} - \frac{dW^{i2}}{dt} C_{\text{РК}}^{i2} - k_1^{i2} C_{\text{БПК}}^{i2} + f_{\text{РК}}^{i2} W^{i2}, \end{aligned} \quad (2.62)$$

$$W^{i2} \frac{dC_{\text{БПК}}^{i2}}{dt} = \sum_{k=1}^{J_i} Q^{k2} C_{\text{БПК}}^{k2} + \sum_{n=n_2^i}^{N_2^i} Q^{n2} C_{\text{БПК}}^{n2} - \sum_{m=m_2^i} Q^{m2} C_{\text{БПК}}^{i2} + Q^{i1} C_{\text{БПК}}^{i1} -$$

$$- (Q^{i2} + Q_{\text{бв}}^{i2} + Q_{\text{сб}}^{i2}) C_{\text{БПК}}^{i2} - \frac{dW^{i2}}{dt} C_{\text{БПК}}^{i2} - k_1^{i2} C_{\text{БПК}}^{i2} - k_{\text{сед}}^{i2} (C_{\text{БПК}}^{i2} -$$

$$- C_{\text{БПК}}^{i1}) + f_{\text{БПК}}^{i2} W^{i2}, \quad (2.63)$$

$$W^{i1} = W_0^{i1} +$$

$$+ \left(\sum_{k=1}^{J_i} Q^{k1} + \sum_{n=n_1^i}^{N_1^i} Q^{n1} - \sum_{m=m_1^i}^{M_1^i} Q^{m1} + Q^{i2} + Q_{\text{ос}}^i - Q^{i1} - Q_{\text{бв}}^{i1} - Q_{\text{сб}}^{i1} - Q_{\text{ис}}^i \right) t, \quad (2.64)$$

$$W^{i2} = W_0^{i2} +$$

$$+ \left(\sum_{k=1}^{J_i} Q^{k2} + \sum_{n=n_2^i}^{N_2^i} Q^{n2} + \sum_{m=m_2^i}^{M_2^i} Q^{m2} + Q^{i1} - Q^{i2} - Q_{\text{бв}}^{i2} - Q_{\text{сб}}^{i2} \right) t, \quad (2.65)$$

где $C_{\text{РК}}^{k1}$, $C_{\text{РК}}^{k2}$, $C_{\text{БПК}}^{k1}$, $C_{\text{БПК}}^{k2}$, Q^{k1} , Q^{k2} — концентрации кислорода, БПК и расходы воды в притоках, поступающие в верхний и нижний слои; $C_{\text{РК}}^{n1}$, $C_{\text{РК}}^{n2}$, $C_{\text{БПК}}^{n1}$, $C_{\text{БПК}}^{n2}$, Q^{n1} , Q^{n2} — концентрации кислорода, БПК и расходы воды, поступающие в верхний и нижний слои из соседних камер; Q^{m1} , Q^{m2} — расходы воды, поступающей из i -й камеры в соседние камеры; $Q_{\text{бв}}^{i1}$, $Q_{\text{бв}}^{i2}$ — расходы воды на безвозвратное водопотребление из верхнего и нижнего слоев; $Q_{\text{сб}}^{i1}$, $Q_{\text{сб}}^{i2}$ — сброс воды из i -й камеры (водоема) в другие водоемы; k_2^i — константа скорости атмосферной аэрации; $h_{\text{ср}}^i$ — средняя глубина поверхностного слоя; S^i — площадь водного зеркала i -й камеры; $E_{\text{п}}^i$ — скорость выделения кислорода в виде пузырьков; k_1^i — константа скорости биохимического разложения; $k_{\text{сед}}^i$ — константа скорости седиментации БПК; W^{i1} , W^{i2} — объемы верхнего и нижнего слоев i -й камеры; $f_{\text{РК}}^{i1}$, $f_{\text{БПК}}^{i1}$, $f_{\text{РК}}^{i2}$, $f_{\text{БПК}}^{i2}$ — источники образования и стоки поглощения кислорода и БПК в верхнем и нижнем

слоях; $\sum_{n=n_1^i}^{N_1^i}$ — суммирование по номерам тех камер (водоемов), сток из

которых попадает в i -ую камеру; $\sum_{m=m_1^i}^{M_1^i}$ — суммирование по номерам тех камер (водоемов), в которые попадает сток из i -й камеры.

Для решения системы уравнений (2.60) — (2.65) необходимо задать начальные условия

$$C_{\text{РК}}^{i1}(t_0) = C_{\text{РК},0}^{i1}, \quad C_{\text{БПК}}^{i1}(t_0) = C_{\text{БПК},0}^{i1}, \quad W^{i1}(t_0) = W_0^{i1}; \quad (2.66)$$

$$C_{\text{РК}}^{i2}(t_0) = C_{\text{РК},0}^{i2}, \quad C_{\text{БПК}}^{i2}(t_0) = C_{\text{БПК},0}^{i2}, \quad W^{i2}(t_0) = W_0^{i2}. \quad (2.67)$$

Адекватное математическое моделирование реальных водных экосистем на основе построенных моделей невозможно осуществить без детального изучения и моделирования основных биологических процессов производства и разложения РК и БПК, т. е. без выяснения структуры членов $f_{РК}$ и $f_{БПК}$ в системах уравнений (2.47) — (2.48), (2.49) — (2.51), (2.52) — (2.55), (2.56) — (2.59) и (2.60) — (2.67).

Расшифровку структуры членов $f_{РК}$ и $f_{БПК}$ при описании процессов динамики содержания кислорода и органического вещества (по БПК_{полн}) ряд исследователей приводят с различной степенью детализации (Умнов, 1972). Обзор этих моделей с учетом влияния гидротехнических параметров на баланс растворенного кислорода и органического вещества в водных объектах представлен в разделе 2.3.2.

Здесь только отметим, что входящий в уравнение (2.60) коэффициент атмосферной аэрации является аддитивной функцией нескольких составляющих и линейно возрастает при повышении температуры воды

$$k_2 = k_0 + k_{v_3} + \alpha_a(T - 15), \quad (2.68)$$

где k_0 — минимальный коэффициент аэрации; k_{v_3} — ветровая составляющая коэффициента аэрации при $T = 15$ °С; α_a — удельная температурная поправка. Ветровая составляющая коэффициента аэрации является функцией скорости ветра и вычисляется по формуле

$$k_{v_3} = \begin{cases} 0, & \text{если } v_3 = 0; \\ \beta_a (v_3 - v_3^{(0)}), & \text{если } v_3^{(0)} \leq v_3 \leq v_{3,\max}; \\ k_{v_3,\max}, & \text{если } v_3 \geq v_{3,\max}; \end{cases} \quad (2.69)$$

где $v_3^{(0)}$ — скорость ветра, при которой начинается ветровая аэрация, $k_{v_3,\max}$ — максимальное значение ветровой составляющей коэффициента аэрации; $v_{3,\max}$ — скорость ветра, при которой достигается $k_{v_3,\max}$; β_a — коэффициент пропорциональности.

Если концентрация кислорода в воде превышает равновесную, избыток кислорода может выделяться в виде пузырьков. Концентрация C_n^* кислорода, при которой на глубине z возможно появление пузырьков, равна

$$C_n^* = C_{РК}^n (1 - 4,80p_{вп} + 0,46z), \quad (2.70)$$

где $C_{РК}^n$ — равновесная концентрация кислорода при данной температуре воды и давлении 1 атм; $p_{вп}$ — парциальное давление водяного пара; z — глубина в метрах.

Если концентрация кислорода в воде превышает критическую, то кислород выделяется в атмосферу в виде пузырьков со скоростью, пропорциональной разности концентрации кислорода в настоящий момент и критической концентрации, т. е. скорость выделения кислорода в виде пузырьков равна

$$E_n = \begin{cases} \alpha_n (C_{РК} - C_n^*) & \text{при } C_{РК} \geq C_n^*; \\ 0 & \text{при } C_{РК} < C_n^* \end{cases} \quad (2.71)$$

где α_n — постоянная скорости выделения пузырьков.

Изменение температуры воды в течение суток можно моделировать следующим образом:

$$T(t) = T_{\text{ср}} + T_{\text{сут}} \sin \left[\frac{2\pi}{24} (t - t_0) + \alpha_t \right], \quad (2.72)$$

где $T_{\text{ср}}$ — средняя температура воды в течение суток; $T_{\text{сут}}$ — амплитуда суточного колебания температуры; α_t — некоторая константа, t — время в часах.

Таким образом, описанные модели изменения РК-БПК в водоемах в сочетании с моделями гидрохимического режима, изложенными в предыдущем разделе, описывают наиболее важные показатели качества воды, и на их основе возможно построение имитационных моделей формирования качества воды в водоемах и водотоках.

2.3. Методы прогнозирования воздействия технических объектов на водные экосистемы

2.3.1. Общая минерализация и ионный состав воды

Одним из существенных факторов, влияющих на условия функционирования водных экологических систем, является изменение минерализации воды в изучаемом водоеме или водотоке, т. е. изменение водно-солевого режима водоемов и водотоков. Особую актуальность изучение водно-солевого режима и его прогнозирование приобрело в последние десятилетия в связи с широким развитием гидротехнического и гидромелиоративного строительства, которое привело к перераспределению не только водных ресурсов, но и к вовлечению огромных масс солей в миграционные потоки, а следовательно, и к изменению солености воды различных водоемов и водотоков.

Методика прогнозирования общей минерализации и ионного состава воды различных водных объектов основывается на математическом моделировании процессов, существенно влияющих на формирование водно-солевого режима водоемов и водотоков. Поэтому метод прогнозирования минерализации воды, включая и ее ионный состав, должен базироваться на уравнениях баланса солей и водных масс, а также на законах миграции веществ в водных системах с учетом всех основных факторов, влияющих на динамику водно-солевого режима. Прежде чем приступить к разработке предполагаемой модели изменения солености воды, необходимо определить вид водного объекта и в зависимости от его гидроморфологических, гидрологических и гидравлических особенностей в соответствии с основными принципами математического моделирования выбрать необходимую математическую модель. Как было уже отмечено, реализация наиболее полной и подробной модели требует больших средств и достаточно мощного научного потенциала. Поэтому в ряде случаев для расчета и прогноза минерализации воды в водоемах и водотоках можно воспользоваться однокамерными или многокамерными математическими моделями (см. раздел 2.2.1).

Пусть в результате анализа морфометрических, гидрологических и гидродинамических характеристик водного объекта (устьевой части реки, лимана или водохранилища) было признано целесообразным разбить данный водоем на 4 последовательных участка (камеры). После такого разбиения для расчета и прогноза минерализации воды в каждой i -й камере ($i = 1, 2, 3, 4$) необходимо установить все источники и стоки солей и водных масс, т. е. все входы и выходы баланса массы солей и водных масс относительно i -й камеры. Для этого необходимо учесть все основные факторы (параметры), оказывающие существенное влияние на минерализацию воды в каждой камере, а следовательно, и в водоеме в целом. К таким факторам относятся:

— расход воды $Q^{(0)}$ транзитного течения в начале рассматриваемого участка (камеры) водоема или водотока и ее минерализация $C^{(0)}$ на входе в камеру или водоем (водоток);

— расход воды Q^{ik} притоков и ее минерализация C^{ik} на каждом i -м участке ($i = 1, 2, 3, 4; k = 1, 2, \dots, N^i$), включая дренажно-сбросные воды оросительных систем, а также промышленные и бытовые сточные воды;

— подземный сток с фильтрационным расходом Q_{ϕ}^i и минерализацией C_{ϕ}^i , поступающий через отдельные участки дна i -й камеры;

— массовый поток солей $m_{\text{дн}}^i$ ($C^i, C_{\text{ун}}^i, t$), поступающий в водную толщу в результате волнового взмучивания донных отложений, фильтрации поровых минерализованных вод из донных отложений, а также в результате молекулярной диффузии солей, содержащихся в поровых и подземных водах;

— величина атмосферных осадков $Q_{\text{ос}}^i$ и их минерализация $C_{\text{ос}}^i$;

— величина потерь воды на испарение $Q_{\text{ис}}^i$;

— величина безвозвратного водопотребления $Q_{\text{бв}}^i$ на i -м участке водоема или водотока;

— водообмен с морем при изучении динамики солевого режима в устьевых участках рек или в лиманах.

Все перечисленные факторы и соответствующие им параметры оцениваются по данным натурных наблюдений, получаемым в результате работы общегосударственных служб наблюдений и контроля (ОГ СНК) за качеством поверхностных вод или других организаций. При подготовке перечисленных выше исходных параметров наиболее сложным вопросом является определение величины массового потока солей, поступающих из донных отложений. Для оценки этого параметра необходимо изучить все возможные механизмы поступления солей из дна водоема, а именно: взмучивание, молекулярную диффузию и конвективный перенос. Следует также заметить, что не во всех водных объектах взаимодействие с донными отложениями существенно влияет на изменение минерализации водных масс. Наибольшее влияние на минерализацию поверхностных вод донные отложения и высокоминерализованные подземные воды могут оказывать в том случае, если рассматриваемый объект имеет малую проточность и небольшую глубину (устьевые участки и дельты рек, мелкие лиманы, водохранилища,

озера и т. д.). Поэтому для определения массового потока солей через дно водоема применяется математическое моделирование процессов диффузии солей из донных отложений и пород, а также процессов конвективного переноса солей при фильтрации подземных вод в водоем через донную часть акватории. Основные теоретические положения по моделированию этих процессов изложены в разделе 2.2.1.

Большие сложности возникают также при прогнозировании взаимодействия пресной и морской воды в водоемах эстуарного типа (Хублярян, Фролов, 1988). Для решения этого вопроса необходимо проведение специальных исследований, выходящих за рамки данной работы. Поэтому влияние морской воды на минерализацию устьевого участка реки или лимана в наших расчетах учитывается через величину водообмена с морем, полученную в результате натурных наблюдений и экспертных оценок.

Расчет и прогноз минерализации воды в исследуемом водном объекте целесообразно разбить на два этапа. Первый этап обычно состоит из проведения предварительных расчетов и выявления некоторых общих закономерностей (тенденций) в изменении солевого режима при воздействии техногенных факторов, возникающих в связи с гидротехническим строительством и водохозяйственной деятельностью. На этом этапе используют наиболее простые математические модели и менее точные исходные данные, а минерализация определяется и прогнозируется как осредненная по всему водоему величина. На втором этапе водоем (водоток) разбивают на отдельные камеры (в нашем случае 4), и прогноз общей минерализации и ионного состава определяют для каждой камеры с использованием более точных исходных гидрологических, гидрохимических и гидрометеорологических данных (параметров). При необходимости получения достаточно точных сведений о динамике минерализации в некоторых случаях может существовать и третий этап. В этом случае расчет и прогноз минерализации и ионного состава обычно проводят с помощью пространственной гидродинамической модели и пространственной модели переноса вещества (Хублярян, Фролов, 1988).

Для расчета и прогноза средней по водоему общей минерализации и ионного состава на первом этапе необходимо воспользоваться формулой (Лаврик, 1986)

$$C_j^i(t) = C_{\alpha_j}^{*i} + (C_{0j}^i - C_{\alpha_j}^{*i}) e^{-\frac{1 + \alpha_j^i \tau_0^i}{\tau_0^i} t}, \quad i = 1, 2, 3, 4; \quad (2.73)$$

где равновесная концентрация солей $C_{\alpha_j}^{*i}$ определяется равенством

$$C_{\alpha_j}^{*i} = \frac{Q^{i-1} C_j^{i-1} + \sum_{k=1}^{N^i} Q^{ik} C_j^k + Q_{\Phi}^i C_{j\Phi}^i + Q_{oc}^i C_{joc}^i + m_{j\text{дн}}^i}{(1 + \alpha_j^i \tau_0^i) \left(Q^{i-1} + \sum_{k=1}^{N^i} Q^{ik} + Q_{\Phi}^i + Q_{oc}^i - Q_{uc}^i - Q_{об}^i \right)}, \quad (2.74)$$

а время полного обновления воды в водоеме τ_0^i определяется следующим равенством:

$$\tau_0^i = \frac{W_0^i}{Q^i} = \frac{W_0^i}{Q^{i-1} + \sum_{k=1}^{N^i} Q^{ik} + Q_{\phi}^i + Q_{oc}^i - Q_{nc}^i - Q_{бв}^i}. \quad (2.75)$$

В формулах (2.73) — (2.75) $C_j^i(t)$ — это искомая концентрация солей в водоеме или в i -й камере водоема в момент времени t , C_{0j}^i — концентрация солей в начальный период времени $t = t_0$, W_0^i — объем воды в водоеме или в i -й камере, j — номер иона солей, содержащихся в водоеме. Заметим, что при определении средних по водоему концентраций солей и ионного состава в приведенных формулах индекс i , обозначающий номер камеры, можно опустить, а при определении общей минерализации опускается индекс j ; постоянную седиментации α_j^i при расчете концентрации солей обычно принимают равной 0.

На втором этапе расчета можно использовать формулы (2.73) — (2.75), положив в них последовательно $i = 1, 2, 3, 4$, и определить минерализацию воды на каждом из 4 участков (в каждой камере).

Если уровень воды в водоеме, а следовательно, и в камере значительно изменяется во времени, то при постоянных в исследуемом интервале времени $t_0 \leq t \leq t_1$ исходных данных прогноз изменения минерализации воды в каждой камере осуществляется с помощью следующей зависимости:

$$C_j^i(t) = C_j^{*i} + (C_{0j}^i - C_j^{*i}) \left[\frac{W_0^i}{W^i} \right], \quad (2.76)$$

$$\frac{Q^{i-1} + \sum_{k=1}^{N^i} Q^{ik} + Q_{\phi}^i + Q_{oc}^i - Q_{nc}^i}{Q^{i-1} + \sum_{k=1}^{N^i} Q^{ik} + Q_{\phi}^i + Q_{oc}^i - Q_{nc}^i - Q_{бв}^i - Q^i}$$

где C_j^{*i} определяется равенством (2.75) при $\alpha_j^i = 0$.

Приведенных формул вполне достаточно для расчета и прогнозирования минерализации и ионного состава воды в различных водоемах и водотоках, а также при получении прогноза изменения минерализации для небольших промежутков времени (месяц, сезон, год). Для изучения и прогнозирования солевого режима на длительный период времени (несколько лет) необходимо данный период разбить на такие отрезки времени Δt_r , на каждом из которых исходные данные изменяются незначительно ($r = 1, 2, 3, \dots, n$). Тогда в формулах (2.73) — (2.76) необходимо величину C_{0j}^i заменить $C_{r-1,j}^i$, а $C_j^i - C_{rj}^i$ ($r = 1, 2, 3, \dots, n$).

На втором этапе расчета общей минерализации и ионного состава следует применять более точную имитационную модель, в которой все исходные величины (гидрологические и гидрохимические параметры) $Q^{(0)}$, $C_j^{(0)}$, Q^{ik} , C_j^{ik} , Q_{ϕ}^i , $C_{j\phi}^i$, Q_{oc}^i , C_{joc}^i , Q_{nc}^i , $Q_{бв}^i$, α_j^i ; W^i и $m_{j\text{дн}}^i$ могут изменяться во времени любым способом. Эта модель, как указано в раз-

деле 2.2.1, основывается на следующей системе уравнений:

$$\begin{aligned} & \frac{dC_j^i}{dt} = \\ & = \frac{1}{W^i} \left[Q^{i-1} C_j^{i-1} + \sum_{k=1}^{N^i} Q^{ik} C_j^{ik} + Q_{\Phi}^i C_{j\Phi}^i + Q_{oc}^i C_{joc}^i + m_{j\text{дн}}^i (C_j^i, C_{\text{дн}}^i, t) - \right. \\ & \left. - \left(Q^i + Q_{\text{бв}} + \frac{dW^i}{dt} \right) C_j^i - F_j^i (C_j^i, C_{j\Gamma}^i, t) \right] - (\alpha_j^i + \lambda_j) C_j^i, \quad i = 1, 2, 3, 4; \end{aligned} \quad (2.77)$$

$$W^i = W_0^i + \left(Q^{i-1} + Q_{\Phi}^i + Q_{oc}^i + \sum_{k=1}^{N^i} Q^{ik} - Q_{\text{ис}}^i - Q_{\text{бв}}^i - Q^i \right) t, \quad (2.78)$$

причем массовый поток солей $m_{j\text{дн}}^i = m_{j\text{мд}}^i$, поступающий через дно и Донные отложения мощности T_{Φ}^i при молекулярной диффузии, определяется равенством:

$$\begin{aligned} & m_{j\text{дн}}^i = m_{j\text{мд}}^i = \\ & = \frac{D_{0j} S_{\text{дн}}^i}{T_{\Phi}^i} \left\{ C_{jT_{\Phi}}^i - C_j^i + 2 \sum_{k=1}^{\infty} [C_{j\Phi}^{i0} - C_j^i + (C_{jT_{\Phi}}^i - C_{j\Phi}^{i0}) (-1)^k] e^{-\frac{k\pi D_{0j} t}{T_{\Phi}^i \sigma^i}} \right\}, \end{aligned} \quad (2.79)$$

где D_{0j} — коэффициент молекулярной диффузии j -й соли или ее ионов, $S_{\text{дн}}^i$ — площадь дна или иловых отложений в i -й камере, $C_{jT_{\Phi}}^i$ — концентрация вещества в подземных водах на глубине T_{Φ}^i , $C_{j\Phi}^{i0}$ — начальная концентрация солей в поровых или подземных водах, σ^i — пористость илов или донных пород.

Массовый поток солей $m_{\text{дн}}^i = m_{j\text{кд}}^i$, поступающий через участки дна и донные отложения при конвективной диффузии, определяется равенством

$$\begin{aligned} m_{j\text{дн}}^i = m_{j\text{кд}}^i &= \frac{v_{z\Phi}^i C_{jT_{\Phi}}^i S_{\text{дн}}^i}{e^{p^i} - 1} \left\{ C_{jT_{\Phi}}^i - C_j^i (e^{p^i} - 2) + \right. \\ & \left. + \frac{2\pi}{p^i} \sum_{k=1}^{\infty} k b_k e^{-\left[\left(\frac{p^i}{2} \right)^2 + (k\pi)^2 \right] t^*} \right\}, \end{aligned} \quad (2.80)$$

где

$$b_k = \frac{(C_{j\Phi}^{i0} - C_j^i) (e^{p^i} - 1) + 2 (C_{jT_{\Phi}}^i - C_{j\Phi}^{i0}) (-1)^k \operatorname{sh} \frac{p^i}{2}}{\left(\frac{p^i}{2} \right)^2 + (k\pi)^2}, \quad (2.81)$$

$$p^i = \frac{v_{z\Phi}^i T_{\Phi}^i}{D_{z\Phi}^i}, \quad t^* = \frac{D_{z\Phi}^i}{\sigma^i (T_{\Phi}^i)^2}. \quad (2.82)$$

В формулах (2.80) — (2.82) $v_{z\Phi}^i$ — это вертикальная составляющая скорости фильтрации поровых или подземных вод, находящихся под

дном водоема в водоносном горизонте мощности T_{Φ}^i , $D_{z\Phi}^i$ — коэффициент конвективной диффузии.

При расчете потока солей, поступающих из донных отложений, полезно воспользоваться решением стационарной задачи конвективной диффузии, которая записывается в виде:

$$D_{z\Phi}^i \frac{d^2 C_{j\Phi}^i}{dz^2} - v_{z\Phi}^i \frac{dC_{j\Phi}^i}{dz} = 0, \quad (2.83)$$

$$C_{j\Phi}^i(0) = C_j^i, \quad C_{j\Phi}^i(T_{\Phi}^i) = C_{jT_{\Phi}}^i. \quad (2.84)$$

Решение краевой задачи (2.83) — (2.84) имеет вид

$$C_{j\Phi}^i(z) = \frac{C_j^i e^{\rho^i} - C_{jT_{\Phi}}^i}{e^{\rho^i} - 1} - \frac{C_j^i - C_{jT_{\Phi}}^i}{e^{\rho^i} - 1} e^{\frac{v_{z\Phi}^i}{D_{z\Phi}^i} z}. \quad (2.85)$$

Стационарный поток солей $m_{j\text{дн}}^{\text{ист}}$ через дно ($z = 0$) в соответствии с законом Фика и равенством (2.85) определится выражением

$$m_{j\text{дн}}^{\text{ист}} = m_{j\text{кд}}^{\text{ист}} = v_{z\Phi}^i C_{j\text{дн}}^i S_{\text{дн}}^i + \frac{C_{jT_{\Phi}}^i - C_{j\text{дн}}^i v_{z\Phi}^i \cdot S_{\text{дн}}^i}{e^{\rho^i} - 1}, \quad (2.86)$$

где оба слагаемые положительные, так как в этом случае происходит поступление солей в водоем из донных отложений как за счет фильтрационного потока, так и за счет диффузионных процессов.

Если в формуле (2.86) допустить $v_{z\Phi}^i = 0$, то в результате предельного перехода при $v_{z\Phi}^i \rightarrow 0$ получим равенство для определения стационарного потока солей из донных отложений при молекулярной диффузии, а именно:

$$m_{j\text{дн}}^{\text{ист}} = m_{j\text{мд}}^{\text{ист}} = D_0^i \frac{C_{jT_{\Phi}}^i - C_{j\text{дн}}^i}{T_{\Phi}^i} S_{\text{дн}}^i, \quad C_{j\text{дн}}^i = C_j^i. \quad (2.87)$$

В заключение отметим, что химический состав природных и сточных вод различен. Знание общей минерализации (суммы ионов) не дает полного представления о качественном составе воды. Поэтому необходимо уметь определять и прогнозировать количество имеющихся в ней главных ионов. Определение и прогноз концентрации тех или иных ионов производится по той же методике, что и общей минерализации воды с тем лишь отличием, что в качестве исходных параметров и значений принимают концентрации изучаемого j -го иона. Под влиянием различных природных и антропогенных факторов в воде водоемов и водотоков может изменяться ионный состав, что обуславливает ее качество. На это необходимо обращать особое внимание при расчетах и прогнозе ионного состава воды тех водных объектов, которые подвергаются влиянию многочисленных факторов, возникающих при строительстве гидротехнических комплексов.

2.3.2. Кислородный режим, содержание органического вещества и биогенных элементов

Концентрация растворенного в воде кислорода и органического вещества, их изменение во времени и пространстве являются наиболее важными характеристиками функционирования экосистем водных объектов. Характеристика кислородного режима и круговорота органического вещества позволяет судить о структурно-функциональных особенностях водных экосистем и выявить их нарушения под воздействием гидротехнического строительства. Кислородный режим в значительной мере зависит от внутриводоемных процессов и тесно связан с динамикой органического вещества (особенно легкоокисляемого, определяемого по БПК), поскольку при его первичном продуцировании в результате фотосинтеза выделяется кислород, а его деструкция сопровождается поглощением кислорода. Динамика содержания кислорода и органического вещества в гидроэкосистемах находятся во взаимодействии, что обуславливает целесообразность их совместного прогнозирования. С динамикой органического вещества в водных объектах неизбежно сопряжен режим биогенных элементов, которые потребляются гидробионтами в процессах конструктивного обмена, накопления биомассы и регенерируются при ее разложении.

Прогноз кислородного режима, содержания органического вещества и биогенных элементов является составной частью прогнозной эколого-санитарной характеристики качества воды. Он также необходим для разработки водоохраных мероприятий, поскольку такие показатели, как концентрация растворенного кислорода, БПК_{полн}, содержание минерального азота регламентируется различными нормативными документами. В отличие от традиционного экологического прогноза при прогнозировании воздействия гидротехнического строительства на водные экосистемы необходимо проанализировать, как на динамику содержания кислорода, органического вещества и биогенных элементов в воде повлияют проектируемое строительство и его последствия. Техногенное воздействие на водные объекты проявляется, главным образом, посредством сбросов в них загрязняющих примесей из вневодоемных, аллохтонных источников (промышленность, сельское и коммунальное хозяйство, поверхностный сток и т. д.). При гидротехническом строительстве техногенный фактор изменяет морфометрические, гидрологические и другие параметры существующих водоемов и водотоков, а в случаях создания новых водных объектов определяет формирование искусственных гидроэкосистем. При энергетическом строительстве к указанным специфическим особенностям техногенного воздействия прибавляется тепловое загрязнение водного объекта.

Схема воздействия гидротехнического строительства на концентрацию растворенного кислорода (РК), БПК_{полн} и содержание биогенных элементов (БЭ) следующая:

техногенный фактор → абиотические параметры → биотические компоненты → функциональные характеристики водной экосистемы → показатели РК, БПК_{полн}, БЭ.

Таким образом, в основе техногенного воздействия на данные характеристики водного объекта лежит влияние на абиотические параметры гидросистемы, к которым относятся морфометрия (прежде всего форма поперечного сечения русла водотока и его размещение на местности, конфигурация водохранилища), гидродинамика потока (скорость течения воды и водообмен, режим попусков), наличие гидротехнических сооружений и их конструктивные характеристики (например, тип водозаборов, количество и напор насосных станций и ГЭС, плотины, облицовки береговых откосов), геолого-минералогическая структура литоральной зоны, включая особенности формирования донных отложений, и другие. Абиотические параметры определяют условия формирования и жизнедеятельности биотических сообществ, от которых зависят функциональные характеристики водной экосистемы, а также формирование качества воды, определяющее пригодность водного объекта для любого вида природопользования.

Воздействие на компоненты водной экосистемы определяется конструктивными и технологическими параметрами гидроузлов и энергокомплексов, которые могут изменяться в достаточно широком диапазоне. Поэтому технические объекты в зависимости от принятых инженерных решений могут оказать как позитивное, так и негативное воздействие на водные экосистемы, находящиеся в зоне влияния гидротехнического строительства.

При разработке прогноза кислородного режима, содержания органического вещества и биогенных элементов без воздействия и с воздействием технических объектов должны применяться методы, которые позволят оценить на перспективу: 1) все возможные основные источники поступления, 2) трансформацию в результате внутриводоемных процессов, 3) вынос из водного объекта.

Важным методическим приемом, позволяющим решить задачу выбора адекватных методов прогнозирования на основе системного подхода, является составление схем круговорота веществ, режим которых прогнозируется, в конкретном водном объекте с учетом изменений различных звеньев круговорота под воздействием техногенных факторов. Данный прием дает возможность представить проблему в целом и, что особенно важно, выделить ключевые процессы и факторы, ответственные за трансформацию прогнозируемых показателей.

Круговорот растворенного в воде кислорода в обобщенном виде представлен на схеме 4. Приходную часть составляет в основном поступление из вышележащих водных объектов, из атмосферы, в результате фотосинтеза во всех подсистемах; расход состоит: из выноса со стоком, выхода в атмосферу, поглощения в процессе химического окисления неорганических веществ, потребления на деструкцию органического вещества во всех подсистемах водного объекта. Круговорот органического вещества также обусловлен вне- и внутриводоемными процессами (схема 5). Приходная часть представлена: поступлением растворенного и взвешенного аллохтонного органического вещества из вышележащих водных объектов и с прилегающей территории, включая антропогенную составляющую (сточные воды промышленности, сельского и коммунального хозяйства и прочие источники),

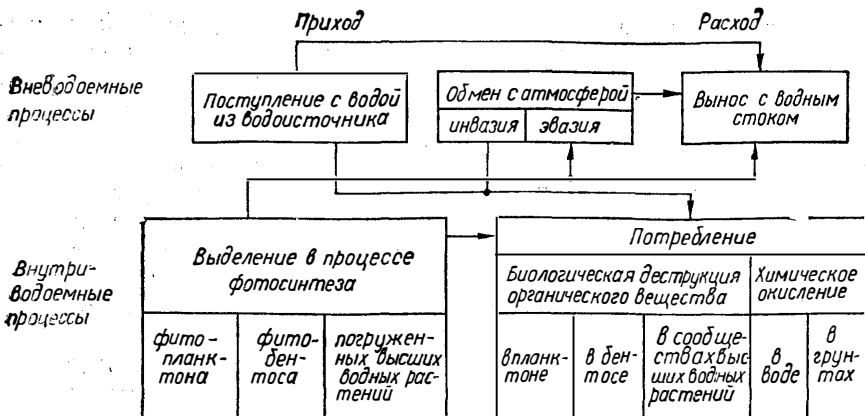


Схема 4. Схема круговорота растворенного кислорода в водных объектах

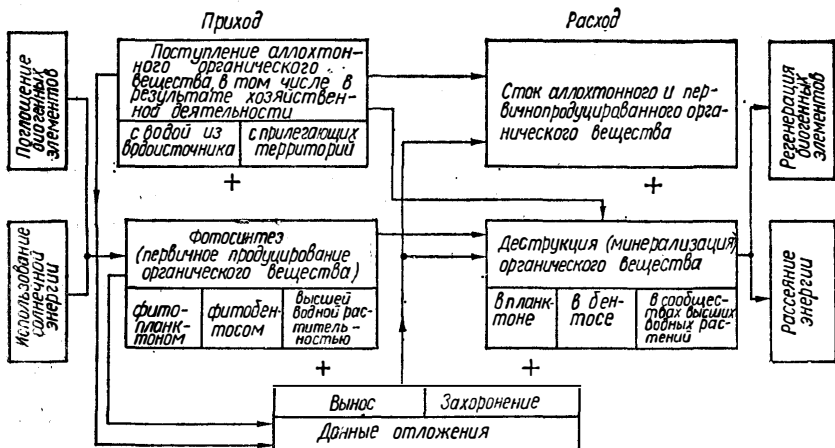


Схема 5. Схема круговорота органического вещества (по БПК_{полн}) в водных объектах

внутриводоемным первичным продуцированием в процессе фотосинтеза во всех подсистемах с использованием энергии солнечной радиации и биогенных элементов, выносом из донных отложений. Расходная часть складывается из стока растворенного и взвешенного органического вещества — аллохтонного и внутриводоемного, деструкции (минерализации) во всех подсистемах, в результате которой происходит выделение энергии и регенерируются биогенные элементы, захоронения в донных отложениях.

Важно, что баланс продукционно-деструкционных процессов не только определяет строго нормированные показатели качества воды — содержание кислорода и БПК_{полн}, но является одной из основных характеристик состояния водной экосистемы, позволяющей оценить воздействие на нее гидротехнического строительства.

Методы, применяемые для разработки прогноза, должны быть максимально объективными и включать описание и количественную оценку ключевых взаимодействий абиотических и биотических компонентов водных экосистем с техническими параметрами. Этим требованиям в значительной мере отвечают методы математического моделирования. Использование математических моделей при прогнозировании кислородного режима и концентрации органического вещества в настоящее время следует считать не только желательным, но и обязательным, поскольку в области математического описания и численного решения моделей растворенного кислорода (РК) и легкоокисляемого органического вещества (по БПК_{полн}) достигнуты реальные успехи. При этом следует предостеречь от стремления описать все составляющие балансы, особенно те, которые не играют в данном конкретном случае существенной роли, поскольку это только затрудняет решение поставленной задачи.

Математические модели РК — БПК можно, с некоторой условностью, разбить на три группы: инженерные, экологические и инженерно-экологические.

Инженерные модели устанавливают связь между входной характеристикой — техногенным воздействием и выходными параметрами — концентрацией РК и БПК_{полн}. В таких моделях принято описание водной экосистемы и процессов ее функционирования методом «черного ящика» при помощи одного или нескольких коэффициентов, определяемых статистическими методами на основе натурных данных.

Примером инженерной модели для расчета концентрации РК и БПК_{полн} является широко распространенное (классическое) описание мономолекулярной реакции в виде, предложенном Е. Б. Фелпсом и Х. В. Стритером (Streeter, Phelps, 1925):

$$\frac{dC_{\text{БПК}}}{dt} = -k_1 C_{\text{БПК}}, \quad (2.88)$$

$$\frac{dD}{dt} = k_1 C_{\text{БПК}} - k_2 D, \quad (2.89)$$

где $D = C_{\text{РК}}^{\text{н}} - C_{\text{РК}}$. Приведенные уравнения (2.88, 2.89) имеют следующие решения:

$$C_{\text{БПК}} = C_{\text{обПК}} e^{-k_1 t}, \quad (2.90)$$

$$D = \frac{k_1 C_{\text{обПК}}}{k_2 - k_1} (e^{-k_1 t} - e^{-k_2 t}) + D_0 e^{-k_2 t}. \quad (2.91)$$

Значения коэффициента k_1 чаще всего находятся в диапазоне $(0,1 - 0,3) \cdot 10^{-5} \text{ с}^{-1}$ (Каплин, 1976) и должны устанавливаться для каждого конкретного случая экспериментально. Из-за сложности и многофакторности формирования режима РК — БПК_{полн} и предельной обобщенности описания в данной модели возможность переноса значений k_1 с одного водного объекта на другой крайне ограничена. Для определения коэффициента k_2 используют аналитические решения, описывающие систему газ — жидкость, а также экспериментальные определения (см. раздел 2.2.3). Для водотоков коэффициент k_2 находится в диапазоне $(0,1 - 1,0) \cdot 10^{-5} \text{ с}^{-1}$ (О'Коннор, Dobbins, 1958). В практических расчетах учитывается также влияние гидротехнических сооружений (плотин,

насосных станций и т. д.) на кислородный режим водотоков (Apted, Novak, 1973).

Модель (2.88—2.89) описывает все процессы, протекающие в водном объекте и оказывающие влияние на формирование РК и БПК_{полн}, обобщенно. Такие модели позволяют решать широкий спектр прикладных задач, однако не могут быть использованы в качестве расчетной основы для экологической оценки воздействия на водный объект, так как из-за обобщенности описания не отражают влияния отдельных компонентов абиотической части водной экосистемы, зависящих от техногенного воздействия. Поступления со сбросом входят в состав величин C_0 и D_0 ; когда же источники загрязнения распределены по длине водного объекта (например, поверхностный сток), в правую часть уравнения вводится некая функция f , обозначающая интенсивность источника.

Часть инженерных моделей сохраняет обобщенное описание процессов трансформации неконсервативного вещества, дополняя его характеристикой процесса турбулентной диффузии в трехмерной постановке:

$$\frac{dC_j}{dt} - \left[D_x \frac{\partial^2 C_j}{\partial x^2} + D_y \frac{\partial^2 C_j}{\partial y^2} + D_z \frac{\partial^2 C_j}{\partial z^2} \right] + k_1 C_j - f = 0^1. \quad (2.92)$$

Имеющиеся в литературе данные (Айзатуллин, Лебедев, 1977) позволяют заключить: для достаточно протяженных водотоков переход от формы (2.88) к более сложной (2.92) уточняет результат на 1—2 % в сторону уменьшения расчетной концентрации, что позволяет в этих случаях отказаться от введения в модель усложняющих ее зависимостей, описывающих процессы турбулентного массопереноса.

Большое число моделей вычленяет описание отдельных элементов баланса РК и БПК_{полн}, сохраняя обобщенное представление остальных процессов. Модели этого типа делятся на линейные и нелинейные. Линейные модели при помощи эмпирических коэффициентов описывают входные и выходные характеристики того или иного элемента балансовых соотношений. В нелинейных моделях пытаются расшифровать механизм функционирования элементов баланса, чаще всего с использованием логистических кривых. Анализ погрешностей моделей (O'Neill, 1971) показал, что на ограниченном массиве данных неопределенность параметров нелинейной модели существенно выше, чем линейной, т. е. в ряде случаев для моделей $C_{РК}$, $C_{БПК}$ оправдана линейная аппроксимация.

Большинство моделей БПК_{полн} описывает процессы бактериальной деструкции органического вещества в толще воды (Dobbins, 1964; Умнов, 1972; Еременко, 1980; Бек, 1981), которые во многих водоемах играют основную роль в формировании показателя $C_{БПК}$. Довольно часто в них включается также обобщенное описание влияния донных отложений (Сен, 1970; Умнов, 1972), а в некоторых моделях дается описание влияния на БПК_{полн} макрозообентоза (моллюсков) (Сен, 1970; Умнов, 1972), высшей водной растительности (Умнов, 1972; Сукач, 1984).

¹ Подробно данные модели рассматриваются в разделе 2.2.2.

В моделях, описывающих баланс растворенного кислорода, при расшифровке механизма процесса главное внимание уделяется описанию фотосинтетической реаэрации потока фитопланктоном (Ауниньш, 1977; Плис, 1977), в некоторых работах — также прикрепленной растительностью; дается характеристика процессов поглощения кислорода при деструкции органического вещества в толще воды и дном.

В моделях при характеристике роли фитопланктона в процессах формирования $C_{РК}$ и $C_{БПК}$ предлагаются зависимости для определения биомассы фитопланктона. В ряде моделей это делается в зависимости от содержания биогенных элементов в воде, солнечной радиации и иных факторов (Еременко, 1980), в других — на основе интенсивности процессов первичного продуцирования и дыхания водорослей (Ауниньш, 1977; Бек, 1981). Однако ни одна из моделей не устанавливает необходимых связей между биомассой фитопланктона и техническими факторами, воздействующими при гидротехническом строительстве.

Для расшифровки механизма функционирования биотических сообществ разработано большое количество экологических моделей, в которых описаны закономерности формирования и динамики гидробиоценозов под влиянием основных экологических факторов, прежде всего, освещенности, наличия питательных веществ, температуры. В этих моделях абиотические компоненты водной экосистемы в форме конструктивных и технологических параметров рассматривают в качестве некоторой исходной постоянной характеристики, а влияние биотических компонентов на выходные характеристики водной экосистемы, в том числе РК и БПК_{полн}, как правило, не описываются. Кроме того, экологические модели отличаются чрезмерной сложностью, так как включают максимальное количество экологических факторов и связей, в большинстве случаев не зависящих от воздействия гидротехнического строительства.

Рассматривая эти модели с позиции экологической оценки воздействия гидротехнического строительства, надо отметить, что с их помощью невозможно описать связь конструктивных и технологических параметров со структурно-функциональными характеристиками экосистем и показателями качества воды. Ни в одной из них нет членов, отражающих влияние конструкций гидротехнических объектов (водозаборов, насосных станций, ГЭС и т. д.), кроме искусственной аэрации воды на гидротехнических сооружениях. Морфометрия учитывается обобщенно в виде площади живого сечения, а такие параметры, как ширина и глубина потока, угол заложения откосов и т. д., в рамках рассмотренных моделей описаны быть не могут. В них отсутствует возможность учета типа крепления береговых откосов водного объекта (материал облицовки), который существенно влияет на формирование бентосных биоценозов, а значит на продукционно-деструкционные процессы в экосистеме. Гидродинамика потока в описанных моделях учитывается только влиянием скорости на время пребывания загрязняющей примеси в потоке. Более сложный механизм влияния скорости течения на функционирование биотических сообществ в экосистеме, обусловленный изменением прозрачности воды и, как следствие, интенсивности фото-

синтеза в биотических сообществах, а также влиянием лимитирующих скоростей на отдельные биоценозы, не описывается. В моделях практически отсутствует описание высшей водной растительности, что не позволяет оценить роль этого важного компонента в экосистеме и реализовать заложенные в нем определенные возможности управления качеством воды. Поэтому использование известных математических моделей для $C_{РК}$ и $C_{БПК}$ при описании влияния конструктивных и технологических параметров технических объектов на водные экосистемы и процессы формирования качества воды не представляется возможным и не может быть рекомендовано для расчетов при прогнозе воздействия гидротехнического строительства на концентрацию растворенного кислорода и органического вещества в водоемах и водотоках.

Для экологической оценки воздействия гидротехнического строительства наиболее эффективны инженерно-экологические модели, которые описывают всю структуру техногенного влияния, с расшифровкой его механизма и установлением внутриводоемных взаимосвязей абиотических составляющих и биотических сообществ, а также входных (техногенных) и выходных (структурно-функциональных) характеристик водной экосистемы и показателей качества воды. Такие модели позволяют количественно прогнозировать воздействие гидротехнического строительства и его оптимизацию методами управления, т. е. могут быть основой принятия экологически обоснованного решения при оценке техногенного вмешательства в окружающую природную среду.

В настоящее время предпочтение отдается небольшим математическим моделям, которые включают только компоненты, необходимые для решения четко сформулированной задачи, поскольку введение любого нового члена увеличивает неопределенность модели (Йорнгенсен, 1986) и снижает ее эффективность как рабочего инструмента при прогнозировании. Математические модели, используемые при экологической оценке воздействия, базируются на основных внешних и внутренних механизмах функционирования систем, включающих техногенные факторы, абиотические и биотические компоненты водных объектов. При этом на практике приходится учитывать степень их изученности в отдельности и во взаимосвязи и формулировать задачи для дальнейших исследований, направленных на совершенствование математической модели и необходимой точности ее численной реализации.

Инженерно-экологические модели для $C_{РК}$ и $C_{БПК}$ должны устанавливать количественные соотношения между вневодоемными техногенными факторами: Z_j — сбросом сточных вод, содержащих j -примеси; внутриводоемными техногенными факторами (H_n), связанными с влиянием гидротехнического строительства на морфометрию и гидродинамику водного объекта, и биотическими компонентами водной экосистемы, а также ее функциональными характеристиками в виде $РК$ и $БПК_{полн}$. Поскольку круговороты растворенного кислорода и органического вещества наиболее тесно связаны и в значительной мере взаимообусловлены именно в своих внутриводоемных (автохтонных) частях, последние в математических моделях описываются аналогично. В основе описания лежат продукционно-деструкционные характерис-

тики биотических сообществ во всех подсистемах (схемы 4, 5) в зависимости от абиотических параметров, которые при гидротехническом строительстве определяются конструктивными и технологическими особенностями сооружений.

Исходя из этих положений, для прогнозирования воздействия гидротехнического строительства на структурно-функциональные характеристики гидрэкосистем по показателям C_{PK} и $C_{БПК}$ может быть предложена математическая модель, которая в общей форме имеет вид:

$$\begin{aligned} \frac{dC_{PK}}{dt} = & L(x, y, z, C_{PK}) + \sum_i P_i(x, y, z, t, C_{PK}, C_{БПК}, H_n) + \\ & + \sum_i G_i(x, y, z, t, C_{PK}, H_n) + k_2(C_{PK}^H - C_{PK}) + \\ & + f(x, y, z, t, Z_j, U_m, H_n); \end{aligned} \quad (2.93)$$

$$\begin{aligned} \frac{dC_{БПК}}{dt} = & L(x, y, z, C_{БПК}) + \sum_i P_i(x, y, z, t, C_{БПК}, C_{PK}, H_n) + \\ & + f(x, y, z, t, Z_j, U_m, H_n). \end{aligned} \quad (2.94)$$

Продукционно-деструкционная характеристика i -подсистемы (P_i) состоит в описании скорости изменения внутриводоемных приходных и расходных составляющих баланса растворенного кислорода и органического вещества (схемы 4, 5). Первая описывается посредством валовой первичной продукции (A_i), вторая — посредством деструкции (R_i) органического вещества во всех основных подсистемах в приведении к единице объема водной массы. Введенные величины соответствуют скорости прироста и убыли органического вещества в i -подсистемах, суммирование которых по i с учетом α_i — весовых коэффициентов отражает интенсивность трансформации содержания растворенного кислорода и органического вещества в водной экосистеме в целом.

С учетом изложенного можно записать выражение для продукционно-деструкционной характеристики экосистемы $\left(\sum_i P_i\right)$ в моделях C_{PK} и $C_{БПК}$ в такой форме:

$$\sum_i P_i = \sum_i \alpha_i [A_i(x, y, z, t, H_n) - R_i(x, y, z, t, C_{PK}, C_{БПК}, H_n)]. \quad (2.95)$$

Подстановка (2.95) в (2.93), (2.94) позволяет получить общую форму инженерно-экологических моделей для C_{PK} и $C_{БПК}$:

$$\begin{aligned} \frac{dC_{PK}}{dt} = & L(x, y, z, t, C_{PK}) + \sum_i \alpha_i [A_i(x, y, z, t, H_n) - \\ & - R_i(x, y, z, t, C_{PK}, C_{БПК}, H_n)] + \sum_i G_i(x, y, z, t, Z_j, C_{PK}, H_n) + \\ & + k_2(C_{PK}^H - C_{PK}) + f(x, y, z, t, U_m, H_n); \end{aligned} \quad (2.96)$$

$$\begin{aligned} \frac{dC_{БПК}}{dt} = & L(x, y, z, t, C_{БПК}) + \sum_i \alpha_i [A_i(x, y, z, t, H_n) - \\ & - R_i(x, y, z, t, C_{БПК}, C_{PK}, H_n)] + f(x, y, z, t, Z_j, U_m, H_n). \end{aligned} \quad (2.97)$$

Дальнейшая расшифровка элементов данных математических моделей представлена в разделе 3.3.1. Рекомендуемые для экологической оценки по $S_{РК}$ и $S_{БПК}$ математические модели отличаются от описанных выше дифференцированным учетом абиотических параметров водных объектов, определяемых техногенным воздействием гидротехнического строительства (H_n).

Прогнозируя режим органического вещества, необходимо учитывать обилие фитопланктона, особенно в периоды его массового развития («цветения» воды). Биомасса планктонных водорослей, представляющая собой взвешенное в толще воды органическое вещество, существенно влияет на величину всех его показателей ($БПК_{полн}$, бихроматную и перманганатную окисляемость).

Прирост $БПК_{полн}$ от 1 мг/л биомассы фитопланктона колеблется в зависимости от содержания сухого вещества в биомассе и зольности водорослей. Для планктонных синезеленых, вызывающих «цветение» воды, удельное (от 1 мг/л) увеличение $БПК_{полн}$ составляет 0,65 мг O_2 /л, для хлорококковых — 0,44, для разных видов диатомовых варьирует в пределах 0,37—0,49 мг O_2 /л.

Для эколого-санитарной характеристики качества воды, кроме $БПК_{полн}$, важны также другие показатели концентрации органического вещества: бихроматная окисляемость как мера общего содержания органических веществ (включая труднодоступные) без характеристики их качественного состава, перманганатная окисляемость, указывающая на содержание легкоокисляемых, а также частично трудноминерализуемых гумусных веществ в воде. Концентрация последних обуславливает величину такого важного показателя качества воды, как цветность.

При прогнозировании динамики данных показателей используются в основном методы экспертных оценок на основе широкого применения аналогий. Необходимыми исходными материалами являются надежная информация об аллохтонном загрязнении сточными водами, а также о внутригодовой и многолетней динамике окисляемости и цветности воды в водных объектах, затрагиваемых гидротехническим строительством, или водоемах и водотоках, привлекаемых в качестве аналогов. Следует учитывать, что повышение цветности может происходить в результате внутриводоемных процессов, когда деструкция органического вещества сопровождается его трансформацией с образованием трудноминерализуемых гумусных соединений, например, в облицованных каналах (Оксиюк, Олейник, Стольберг, 1981).

С режимом органического вещества, особенно его внутриводоемной составляющей, тесно связан показатель концентрации водородных ионов — рН воды. Величина рН прогнозируется на основе таковой в водоисточниках, поступающих сточных водах, а также в зависимости от гидробиологических факторов и их изменения под воздействием гидротехнического строительства, поскольку продукционно-деструкционные процессы обуславливают сдвиг карбонатного равновесия, в результате чего фотосинтез приводит к увеличению данного показателя, а минерализация органического вещества — к его уменьшению. Определенное значение для показателя рН воды имеет поступление окислов серы из атмосферы в промышленных районах.

Важную роль в функционировании водных экосистем играет концентрация и состав биогенных веществ, в частности азота и фосфора (C_N , C_P), которые являются эколого-санитарными показателями качества воды как среды обитания гидробионтов, указывают на антропогенное загрязнение; некоторые из них — это нормированные примеси, определяющие пригодность воды для потребителей.

Наличие биогенных веществ обуславливает протекание процессов первичного продуцирования органического вещества и таким образом влияет на концентрацию растворенного кислорода и БПК_{полн}. Круговороты биогенных элементов тесно связаны с круговоротом органического вещества, внутриводоемными процессами его продуцирования, при котором происходит поглощение этих элементов, и регенерации в результате деструкции.

Прогноз содержания биогенных элементов в водных объектах разрабатывается главным образом на основе балансового метода. Существует ряд математических моделей, описывающих трансформацию азота и фосфора в водной экосистеме (Леонов, Айзатуллин, 1977; Еременко, 1980, 1987). Сложность прогноза концентрации биогенных элементов связана с необходимостью учета многих определяющих его факторов и своеобразием круговорота биогенных элементов в разных водных объектах. Значительные трудности заключаются в количественной оценке влияния техногенных факторов, которые при гидротехническом строительстве воздействуют на различные звенья круговорота биогенных элементов, особенно внутриводоемные процессы. Это обстоятельство обуславливает ограниченность практического применения математических моделей при прогнозировании воздействия техногенных факторов на режим биогенных элементов в водных объектах и делает неизбежным использование методов экстраполяции и экспертных оценок, особенно при разработке долгосрочного прогноза воздействия.

Специфика прогнозирования режима биогенных элементов, как и концентрации кислорода и органического вещества, состоит в необходимости отражения динамичности, присущей природным системам, каковыми являются водные объекты вообще, а тем более подвергающиеся гидротехническим преобразованиям. Методическим приемом, позволяющим в значительной мере преодолеть эти трудности и учесть природную динамику, свойственную водоемам и водотокам, является установление пределов колебаний прогнозируемых показателей, а также диапазона преобладающих величин, что отвечает задачам эколого-санитарной характеристики качества воды.

Следует указать, что сложность прогнозирования воздействия техногенных факторов, недостаточная разработанность данной проблемы обуславливают необходимость корректировки прогноза в процессе проектирования и строительства гидротехнических объектов на основе организации долгосрочного мониторинга.

2.3.3. Гидробиологические и бактериологические показатели качества воды. Биопомехи. Паразитологическая ситуация

Гидробиологические показатели. Биомасса фитопланктона является важной структурно-функциональной характеристикой состояния экосистемы водного объекта и его изменения в результате воздействия техногенных факторов, а также эколого-санитарным показателем качества воды, для которого в настоящее время установлены нормативы, определяющие пригодность воды для централизованного хозяйственно-питьевого использования (ГОСТ 2761—84). Кроме того, фитопланктон, особенно в случае обильного развития, оказывает существенное влияние на другие показатели качества воды (прозрачность, содержание взвешенных веществ, концентрацию органического вещества, численность бактерий и т. д.).

Методика прогнозирования биомассы фитопланктона основана на формализации баланса продукционно-деструкционных процессов в подсистеме планктона. Математическая модель, отражающая динамику биомассы фитопланктона под воздействием гидротехнического строительства, может быть в обобщенном виде (по аналогии с моделями растворенного кислорода и БПК_{полн}) записана следующим образом:

$$\begin{aligned} \frac{dB_{1B}}{dt} = & L(x, y, z, t, B_{1B}) + \\ & + \frac{1}{\mu_1} [\gamma_1 A_1(x, y, z, t, H_n) - R_{1B}(x, y, z, t, H_n) - \delta_1 R_{1B}(x, y, z, C_{PK}, \\ & S_{БК}, H_n)] - \xi B_{1B} + f(x, y, z, t, H_n, U_m). \end{aligned} \quad (2.98)$$

Детальное рассмотрение составных элементов данной модели, как и числовые значения параметров, в зависимости от воздействия техногенных факторов, приведены в разделе 3.3.1.

Для характеристики трансформации экосистемы водного объекта под воздействием гидротехнического строительства важно прогнозирование не только общей биомассы фитопланктона, но и его состава, т. е. доминирования той или иной группы водорослей (например, смена диатомового комплекса на синезеленый при зарегулировании рек, евтрофировании и т. д.), что требует учета разнообразных экологических и техногенных факторов. Поскольку в настоящее время надежные количественные оценки всех этих взаимосвязей отсутствуют, основными методами, применяемыми при прогнозировании изменений состава и количества фитопланктона при гидротехническом строительстве, являются методы экспертных оценок, основанных на закономерностях, установленных на аналогичных водоемах и водотоках. Расчетные методы (математическое моделирование, экстраполяция) используются как вспомогательные, главным образом для решения конкретных задач в рамках обобщенного прогноза развития фитопланктона в водном объекте без и с техногенным воздействием, составленного специалистами-фитопланктологами на основе экспертных оценок.

Прогноз развития фитопланктона должен разрабатываться на основе изменения гидрологических и морфометрических особенностей

водных объектов в результате гидротехнического строительства, химического состава воды, а также поступления планктонных водорослей из вышележащих водоемов и водотоков, степени развития зоопланктона и макрофитов.

Для прогнозирования биомассы фитопланктона необходимо предвидеть режим биогенных элементов, в том числе и возможное увеличение поступления их в результате интенсификации хозяйственной деятельности, обусловленной гидротехническим строительством. При сооружении гидротехнических объектов и как следствие — улучшении водообеспечения населения, промышленности, сельского хозяйства неизбежно возникает ситуация, при которой хозяйственное освоение прилегающих территорий приводит к обогащению водоемов и водотоков биогенными веществами, их евтрофированию и массовой вегетации фитопланктона.

Температурный фактор также необходимо принимать во внимание, особенно при прогнозировании воздействия на фитопланктон гидротехнического строительства, связанного с сооружением энергетических объектов. Однако следует учитывать, что некоторые планктонные водоросли (диатомовые, золотистые и другие) обильно развиваются и при низких температурах (например, подледное «цветение» воды).

Для прогнозирования возможности «цветения» воды синезелеными водорослями необходимо знать проточность водоемов, так как при разных вариантах гидротехнического строительства, связанного с созданием водохранилищ, от степени проточности и водообмена зависит состав и количество фитопланктона.

Одним из наиболее важных факторов, определяющих развитие фитопланктона, является режим мутности воды и его изменение под воздействием гидротехнического строительства. Поэтому прогноз обилия и распределения планктонных водорослей в водных объектах тесно связан с прогнозом прозрачности воды. Динамика прозрачности воды в реках в зависимости от паводков, изменение продолжительности и величины последних при зарегулировании рек, взмучивание донных отложений в процессе строительства или, напротив, оседание взвесей при изменении гидрологического режима, колебания уровня и скорости течения, в результате ветровой деятельности, эрозии берегов должны обязательно учитываться при прогнозировании биомассы фитопланктона. В этой связи имеет значение трансформация под воздействием гидротехнического строительства таких особенностей водных объектов, как глубина, площадь водного зеркала, характер ложа, берегов, донных отложений. Следует принимать во внимание прогноз уровня зарастания водоемов и водотоков высшей водной растительностью, а в облицованных каналах — развитие нитчатых водорослей на откосах, поскольку макрофиты могут быть антагонистами и лимитировать вегетацию планктонных водорослей. В некоторых случаях на количество фитопланктона может повлиять также процесс его выедания зоопланктоном.

Прогнозируя воздействие гидротехнического строительства, необходимо анализировать изменения, которые могут произойти в фито-

планктоне водных объектов, не только непосредственно затрагиваемых техногенным вмешательством, но и прямо или косвенно связанных с ними водоемов и водотоков, особенно расположенных ниже по течению. На них могут влиять повышенная мутность воды, ускорение или замедление течения и другие факторы, связанные с гидротехническим строительством, а также снос фитопланктона из вышележащих водных объектов (в частности, водохранилищ).

Помимо структурных показателей — биомассы и ее состава, для характеристики фитопланктона важными являются функциональные показатели — валовая продукция (A_1) и ее соотношение с общей деструкцией органического вещества в планктоне (A_1/R_1). Кроме того, отношение A_1/R_1 является эколого-санитарным показателем качества воды — индексом самоочищения-самозагрязнения. Низкие значения индекса (менее 1) свидетельствуют о превышении потребности кислорода над его продуцированием, в результате чего создается неблагоприятный для переработки загрязнений кислородный режим. Высокие значения (выше 1) указывают на обеспеченность кислородом процесса окисления органического вещества. Вместе с тем при регулярном превышении продукции над деструкцией ($A_1/R_1 > 1$) происходит биологическое загрязнение водного объекта за счет первично продуцированного остаточного органического вещества.

Величины функциональных показателей фитопланктона (A_1 , A_1/R_1) и влияние на них техногенных факторов могут прогнозироваться расчетными методами. Валовая первичная продукция и деструкция органического вещества в планктоне — одни из основных составных элементов математической модели БПК_{полн}, описывающие внутриводоемные продукционно-деструкционные процессы, ответственные за динамику данного показателя (см. раздел 2.3.2). Они могут быть вычленены из уравнения (2.97) и решены по методике, изложенной в системе расчетов (раздел 3.3.1).

Бактериологические показатели качества воды — общая численность бактериопланктона, количество сапрофитных бактерий и бактерий группы кишечной палочки зависят от комплекса абиотических и биотических факторов (Олейник, 1983). Следует заметить, что при эколого-санитарной характеристике качества воды бактерии группы кишечной палочки являются не только показателем неблагоприятной эпидемиологической ситуации, связанной с фекальным загрязнением, но и свидетельствуют о повышенном содержании органических веществ вследствие отмирания гидробионтов или антропогенного загрязнения.

Бактериологические показатели качества воды тесно связаны с содержанием органического вещества, поступающего в водные объекты извне, и внутриводоемного происхождения, его динамикой под воздействием гидротехнического строительства. Прогноз бактериологических показателей качества воды при оценке воздействия гидротехнического строительства должен учитывать прежде всего поступление загрязнений со стоком с прилегающих территорий и водоисточников, содержание и качественный состав взвешенных веществ, степень развития и физиологическое состояние фитопланктона и макрофитобентоса (нитчатых водорослей), зарастание высшей водной растительностью,

Наличие иловых отложений, а также исходить из их изменений под воздействием техногенных факторов. В водных объектах с высокой мутностью, обусловленной в основном взвешенными веществами минерального состава, общую численность бактериопланктона следует ожидать невысокой, поэтому при гидротехническом строительстве взмучивание грунтов, бедных органическим веществом, не влечет за собой ухудшение бактериологических показателей качества воды.

При слабом антропогенном воздействии можно прогнозировать довольно низкое содержание сапрофитных бактерий в водных объектах. Если же в водоемы и водотоки поступает или в результате усиления на прилегающих территориях хозяйственной деятельности, обусловленной гидротехническим строительством, будет поступать значительное количество легкодоступных органических веществ, то следует ожидать повышения в них численности сапрофитных бактерий. При высокой мутности, вызванной взвешенными веществами органического происхождения, в воде водоемов и водотоков, как правило, содержится большое количество бактериопланктона, в том числе и сапрофитных микроорганизмов.

Под воздействием техногенных факторов динамика количественных показателей и распределение бактерий в водных объектах зависят от гидрологического режима. При невысоких скоростях течения воды и осаждении взвешенных веществ можно ожидать снижения общей численности бактерий. Количество сапрофитов в большей степени связано с наличием легкодоступного органического вещества, и их распределение будет значительно зависеть от антропогенного загрязнения местного и общего характера. Резкое усиление их развития, а также бактерий группы кишечной палочки следует ожидать вблизи населенных пунктов, мест выпаса и водопоя скота и других источников попадания органических веществ.

При прогнозировании содержания бактериопланктона в водоемах и водотоках необходимо принимать во внимание, что под воздействием строительства или эксплуатации гидротехнических объектов возможно взмучивание иловых отложений, богатых органическим веществом. Ввиду высокой численности микроорганизмов, или при взмучивании и переотложении могут явиться существенным источником поступления бактерий в воду.

Среди внутриводоемных факторов, в значительной степени определяющих уровень развития и распределения бактериопланктона, при прогнозировании воздействия гидротехнического строительства на бактериологические показатели качества воды прежде всего следует принимать во внимание степень вегетации фитопланктона и макрофитобентоса (нитчатые водоросли). Поэтому необходимо учитывать прогноз количества и состава планктонных и донных водорослей, их динамику под воздействием техногенных факторов. Влияние фитопланктона на бактериопланктон неоднозначно. Весной, в периоды массового развития диатомовых, можно прогнозировать некоторое уменьшение численности бактерий вследствие ингибирования их активно вегетирующими водорослями. При ухудшении физиологического состояния диатомовых, их отмирании и разложении общее количество бактерио-

планктона и сапрофитных бактерий существенно увеличивается. Следует ожидать также повышения численности бактерий группы кишечной палочки.

Летом одним из основных внутриводоемных факторов, регулирующих развитие и распределение бактерий в водных объектах, подвергающихся преобразованию в результате гидротехнического строительства, может быть массовая вегетация синезеленых водорослей. Количество бактерий взаимосвязано с их обилием и физиологическим состоянием. В начальные периоды развития планктонных водорослей возможна обратная зависимость численности бактерий от биомассы фитопланктона. При обильном содержании фитопланктона, его отмирании в результате воздействия техногенных факторов, а также на тех участках, где концентрируются нагонные массы синезеленых водорослей, следует прогнозировать максимальное количество бактерий, поскольку отмирание и разложение фитопланктона сопровождается всплшкой их общей численности, а также сапрофитов и бактерий группы кишечной палочки.

При прогнозировании бактериологических показателей качества воды в связи с гидротехническим строительством необходимо принимать во внимание обильное развитие нитчатых водорослей на участках замедленной проточности (при зарегулировании рек, на мелководьях водохранилищ) и на твердых облицовках (дамбы, искусственные водотоки и т. п.). Существенное увеличение содержания бактерий следует ожидать не только при массовой гибели нитчатых водорослей осенью, но и летом вблизи мощных их скоплений, в которых всегда есть отмирающие и разлагающиеся нити, количество которых может возрасти в результате воздействия техногенных факторов (например, колебания уровня воды).

Таким образом, прогноз бактериологических показателей качества воды в связи с воздействием технических объектов требует учета многих разнообразных вне- и внутриводоемных факторов. Поскольку в настоящее время количественные оценки этих взаимосвязей отсутствуют, основными методами прогнозирования численности бактерий в водных объектах, испытывающих влияние гидротехнического строительства, являются методы экспертных оценок с использованием закономерностей, установленных в водоемах и водотоках в аналогичных условиях.

Биологические помехи. В состав экологической оценки воздействия гидротехнического строительства на водные объекты должен включаться вопрос о возможности возникновения биологических помех, которые могут вызвать существенные затруднения в эксплуатации преобразуемых и вновь создаваемых водных объектов, гидротехнических сооружений, в водоснабжении предприятий промышленности, коммунального хозяйства, оросительной техники. Источниками таких помех обычно являются чрезмерное зарастание водных объектов макрофитами (вышими водными растениями, нитчатыми водорослями) и обрастание беспозвоночными, в частности моллюском дрейссеной.

Для вегетации макрофитов, помимо температурных условий и наличия биогенных веществ, важное значение имеют факторы, зависящие

от воздействия гидротехнического строительства. К их числу относятся морфометрические характеристики водного объекта (глубина, конфигурация береговой линии, поперечного сечения водотока, крутизна берегов), параметры гидрологического режима (скорость течения, прозрачность воды), а также характер ложа (наличие облицовок, плотность грунтов). Поэтому, прогнозируя развитие высших водных растений, следует учитывать площадь и распределение мелководной зоны (до глубины 2 м), характер донных отложений, скорость течения (до 0,3—0,4 м/с), колебания уровня воды, ветро-волновое воздействие, размыв берегов и другие факторы, обуславливающие стабильность водных масс и грунтов, а также их изменение в результате гидротехнического строительства. Vegetация погруженных растений зависит от прозрачности воды, определяющей условия освещения. Как правило, глубина интенсивного развития погруженных растений определяется удвоенным показателем прозрачности воды. С этой точки зрения необходимо учитывать не только прогноз содержания минеральных взвешенных веществ, но и развития фитопланктона, особенно при возможном возникновении «цветения» воды.

При прогнозе зарастания новых водных объектов или существующих водоемов и водотоков, подвергающихся трансформации, следует принимать во внимание длительность периода формирования растительного покрова, который составляет, как правило, не менее 5—10 лет, а при неблагоприятных условиях может быть и более продолжительным.

Для развития нитчатых водорослей при благоприятных температуре, прозрачности воды и режиме биогенных элементов (ориентировочно — азота более 0,3 мг/л, фосфора — более 0,01 мг/л; Оуэнс, 1977) первостепенное значение имеют наличие твердых субстратов, которые нередко вводятся в водные объекты при гидротехническом строительстве, скорость течения (до 0,5 м/с) и уровенный режим. При прогнозировании необходимо учитывать фактор заиления субстратов и образования на них иловых отложений, приводящих к сокращению вегетации нитчатых водорослей.

Прогноз биопомех, вызываемых дрейссеной, включает 2 основных пункта: прогнозирование развития моллюска в водном объекте и степени обрастания им различных твердых субстратов, в том числе гидротехнических сооружений; прогнозирование характера и степени проявления помех, которые могут возникнуть вследствие развития дрейссены на сооружениях в самом водном объекте и при водоснабжении из него.

Для прогноза развития дрейссены первостепенное значение имеет наличие моллюска в водоемах и водотоках, подвергающихся гидротехническому преобразованию, а при межбассейновом перераспределении стока — и в реках-донорах в связи с неизбежной его миграцией по тракту переброски. Важными факторами являются также наличие твердых субстратов для поселения и скорость течения воды, не препятствующая прикреплению личинок дрейссены (до 1 м/с). Следует учитывать, что гидротехническое строительство сопряжено с введением в водные объекты субстратов, благоприятных для формирования мощ-

ных обростов, а также нередко с замедлением течения воды. Поэтому часто следствием воздействия гидротехнического строительства является интенсификация развития дрейссены. Однако известно, что дрейссена как организм-фильтратор способствует улучшению качества воды и вызывает серьезные помехи не в водных объектах, а на гидротехнических сооружениях в процессе их эксплуатации.

Прогнозирование вызываемых дрейссеной биопомех разрабатывается с учетом ее количества, темпа роста, а также конструктивных и эксплуатационных особенностей сооружений и агрегатов. Сооружения в водном объекте, отходящие от него трубопроводы, предприятия промышленности, хозяйственно-питьевого и других видов водоснабжения, получающие воду из водоемов и водотоков, подвергающихся гидротехническому воздействию, разводящая сеть оросительных систем, поливная техника, особенно широкозахватная — должны быть рассмотрены в составе прогноза. При этом возможно значительное обрастание стенок трубопроводов дрейссеной вплоть до полной закупорки труб и прекращения подачи воды, а также попадание раковин моллюсков в агрегаты оросительных машин и выведение их из строя.

Поскольку для борьбы с обрастанием дрейссеной разработаны различные мероприятия, учитывающие конструктивные и эксплуатационные особенности сооружений, а также биологию моллюска, при оценке воздействия гидротехнического строительства на водные объекты необходимо составление прогнозных рекомендаций по выбору метода, адекватного каждому конкретному случаю (Технология устранения обрастания дрейссеной..., 1986).

Паразитологическая ситуация. Оценка воздействия гидротехнического строительства на водные объекты должна включать прогноз паразитологической ситуации без воздействия, с учетом воздействия техногенных факторов и возможного усиления хозяйственной деятельности на прилегающих территориях. Гидротехническое преобразование водных объектов может вызвать осложнение паразитологической ситуации вследствие вспышки развития, а также опасности широкого распространения в сопряженные водоемы и водотоки паразитов беспозвоночных животных, рыб, водоплавающих птиц и человека (Черногоренко, Комарова, Кулаковская, 1969; Черногоренко, Титар, Курандина и др., 1981).

Исходными материалами для прогноза является детальная характеристика паразитологической ситуации водоемов и водотоков, подлежащих воздействию техногенных факторов, и тенденции ее природного изменения. При прогнозировании паразитологической ситуации первостепенное значение имеют наличие очагов развития паразитов, особенности распространения и количество беспозвоночных и позвоночных животных, являющихся хозяевами паразитов. Поэтому необходим учет основных экологических факторов, определяющих их развитие и распространение, таких, как соленость воды, характер биотопов, состав и площади зарослей макрофитов, скорость течения, уровенный режим и другие, вплоть до фактора беспокойства, изменяющихся в процессе сооружения и эксплуатации технических объектов.

Следует учитывать, что проведение рыбохозяйственных мероприятий с целью повышения продуктивности водных объектов в связи с гидротехническим строительством, в том числе в виде компенсации за причиненный ущерб (включая создание товарных рыбных хозяйств, питомников), а также вселение новых видов рыб (в частности, растительноядных), может привести к ухудшению паразитологической ситуации и требует строгого соблюдения санитарно-профилактических мер, направленных на предупреждение и освобождение рыб от инвазий.

2.3.4. Эколого-токсикологическая и радиоэкологическая ситуации

При сборе исходной информации для прогнозирования эколого-токсикологической ситуации в тех водных объектах, на которые может быть оказано воздействие при гидротехническом строительстве, и при составлении прогноза, нужно исходить из предпосылки, что эти водные объекты в той или иной степени уже загрязнены ядовитыми (токсическими) веществами. В подавляющем большинстве токсические вещества (токсиканты) чужеродны организмам биоты водоемов и водотоков, так как являются продуктами техногенной деятельности человеческого общества, при которой в промышленности синтезируется и используется все большее количество (по номенклатуре и объему) известных и новых неорганических и органических химических соединений. Почти все соединения неизбежно попадают в водные объекты. Принято считать, что с середины XX столетия токсические вещества распространились по всей гидросфере, от Мирового океана до горных озер, рек и ручейков.

По экспертным оценкам, к настоящему времени в окружающую среду поступило более 2 млн веществ-загрязнителей, из них в промышленных масштабах примерно 80 тыс. веществ. Производство химических веществ в мире, а также и в нашей стране, к 2000 г. возрастет, по-видимому, в 2—2,5 раза.

Выделяются значительные средства на строительство водоочистных сооружений на предприятиях, обеспечение водопотребления за счет систем оборотного и повторно-последовательного водоснабжения. Благодаря принятым мерам в 1986 г., например, сброс загрязненных сточных вод по сравнению с 1985 г. снизился в СССР на 0,8 км³. Однако в том же 1986 г. в водные объекты было возвращено 15 км³ сточных вод, загрязненных выше допустимых пределов. Существующие методы и установки для очистки промышленных стоков несовершенны: они не улавливают тяжелые элементы и биогенные вещества. Развитие систем очистки очень отстает.

В настоящее время источниками химического загрязнения гидросферы являются не только промышленные, но и хозяйственно-бытовые сточные воды, поверхностный и подземный сток с сельскохозяйственных угодий, дренажный сток и возвратные воды орошаемого земледелия, а также токсические вещества, выпадающие с атмосферными осадками. Среди разнообразных токсикантов, поступающих в природ-

ные воды, наибольшее значение имеют такие классы веществ, как тяжелые металлы, пестициды, синтетические поверхностно-активные вещества (СПАВ), входящие в состав детергентов, нефть и нефтепродукты, различные стойкие продукты органического синтеза. Очень часто в водные объекты попадают токсиканты разных классов загрязнителей (поллютантов), особенно в сточных водах сложного состава. При одновременном действии на организм гидробионтов нескольких поллютантов их отрицательное воздействие может значительно усиливаться вследствие проявления аддитивности (суммирования конечных результатов) и синергизма (итоговый эффект выше суммы отдельных воздействий). Кроме токсикантов искусственного происхождения, во многих водных объектах, особенно южных, в условиях антропогенного на них воздействия, образуются и действуют некоторое (иногда продолжительное) время токсические вещества естественного происхождения. Они являются, как правило, продуктами метаболизма и деструкции растительных и животных организмов биоты, прежде всего их массовых форм. К таким веществам можно отнести токсины и метаболиты синезеленых и динофитовых водорослей-возбудителей «цветения» воды и «красных приливов», а также продукты разложения этих и других гидробионтов — фенолы, меркаптаны, аммиак, сероводород. Биогенные токсиканты часто являются причиной массовых заморов рыб и донных беспозвоночных в континентальных водных объектах и внутренних морях (Брагинский, 1988; Брагинский, Величко, Щербань, 1987; Волков, Горбачев, 1988; Кондратьев, Зуев, Соловьев, 1987; Константинов, 1986; Маляревская, Карасина, 1988; Полетаев, 1987; Телитченко, 1971).

При эколого-токсикологической оценке воздействия гидротехнического строительства возникает необходимость расчета концентраций в воде ряда загрязняющих примесей, поступающих из различных источников, размещенных на водосборной площади. Расчетная оценка содержания в воде токсических примесей зависит от механизма ее трансформации. С этой точки зрения, токсические примеси разделяются на неконсервативные, т. е. такие, концентрация которых изменяется под влиянием гидрофизических (разбавление, смешение и т. п.), гидрохимических и гидробиологических (биосорбция и биоассимиляция) процессов, и консервативные, т. е. такие, содержание которых в воде во времени изменяется только под влиянием гидрофизических факторов.

Для первой группы примесей, при отсутствии более тонких математических моделей, расчеты производят при помощи простейших соотношений, отражающих кинетику первого порядка:

$$\frac{dC_j}{dt} = -k_j C_j, \quad (2.99)$$

где k_j — коэффициент скорости трансформации j -примеси, измеряемый в с^{-1} . Величины k_j обычно определяют для каждого водного объекта индивидуально. Изменения морфометрии и гидродинамики водных масс при гидротехническом строительстве влияют на процессы формирования качества воды, т. е. на величину k_j , определение которой в натуральных условиях должно отражать указанное воздействие.

Для второй группы примесей обычно применяют балансовые соотношения, описывающие процессы поступления, разбавления и отъема соответствующих масс примесей в форме, например:

$$C_j^i = C_{j0} + \frac{1}{Q^i} \sum_f q_j C_{jf}, \quad (2.100)$$

где C_j^i — концентрация j -консервативной примеси в i -створе, Q^i — расход воды в i -створе, q_j , C_{jf} — объем поступающего или изымаемого стока f -источников и концентрации в нем j -примеси. Создание гидрозловов обычно воздействует на водный баланс, что находит соответствующее отражение в выражении (2.100).

Знать среднюю концентрацию токсических примесей в воде тех водных объектов, на которые будет оказано воздействие гидротехнического строительства, совершенно необходимо для уяснения эколого-токсикологической ситуации как в период, предшествующий строительству, так и в период после его завершения. В 1-й период необходимо убедиться в том, что эколого-токсикологическая ситуация в водном объекте сравнительно благополучна, т. е. показатели его токсического загрязнения не превышают допустимые величины определенных объективных количественных критериев. При прогнозировании же во 2-й период необходимо строго руководствоваться положением о том, что эколого-токсикологическая ситуация в водном объекте не должна ухудшиться. Последнее требует неукоснительного соблюдения, потому что:

— при гидростроительстве изменения абиотических факторов гидрозкоисистемы, особенно гидрологических, влекут за собой структурно-функциональные изменения биоты, т. е. изменения характера и интенсивности процессов самоочищения водных объектов. Известно, например, что самоочистительная способность рек после их зарегулирования существенно снижается при одной и той же величине токсикогенного стока;

— гидротехническое строительство зачастую сопряжено с развитием индустрии, населенных пунктов и агрокомплекса, что неизбежно увеличивает величину токсикогенного стока в водный объект, находящийся под их воздействием.

В настоящее время в СССР оценка степени токсической загрязненности водных объектов с экологических позиций производится только по 2 объективным критериям, составляющим основу узаконенных нормативных документов: рыбохозяйственным предельно допустимым концентрациям токсических веществ (ПДК) и по уровню токсичности рыб и различных таксонов водных беспозвоночных животных (ГОСТ 17.1.2.04—77). Токсичность (устойчивость к токсическому фактору) — это способность водных организмов существовать в воде, содержащей то или иное количество токсических веществ. Рыбохозяйственные ПДК — это экспериментально установленное и официально утвержденное максимально допустимое постоянное содержание в воде вредного вещества и его метаболитов, при котором в водном объекте не возникают последствия, снижающие его рыбохозяйственную ценность или затрудняющие его рыбохозяйственное ис-

пользование. С гидробиологических позиций соблюдение рыбохозяйственных ПДК означает сохранение в пределах естественной изменчивости основных параметров, определяющих структурную и функциональную целостность экосистем водных объектов. Считают, что рыбохозяйственные ПДК гарантируют нормальное существование, воспроизводство и численность хозяйственно важных видов рыб как неотъемлемых компонентов водных экосистем. Величины ПДК для разных поллютантов устанавливают экспериментально, проводя исследования на молоди и взрослых особях разных видов рыб, обладающих разной чувствительностью к большому числу токсических веществ: на эмбрионах и личинках осетровых, лососевых, карповых и вьюновых рыб, а также на представителях зеленых и синезеленых водорослей (хлорелла, сценедесмус, микроцистис), высших водных растений (элодея), простейших (парамеция), ветвистоусых рачках (дафния), личинках водных насекомых (хируномус), брюхоногих моллюсках (прудовик обыкновенный). В результате экспериментов на этих тест-объектах делают заключение о допустимой концентрации исследуемого химического соединения, т. е. такой, которая не вызывает никаких отклонений морфофункционального состояния организмов (Методические рекомендации..., 1985). В 1975 г. были определены ПДК 120 различных токсикантов (Правила..., 1975). С 1975 по 1985 г. прошли апробацию и были утверждены более 500 рыбохозяйственных ПДК, которые дополнительно включены в «Правила...». В справочник «Предельно допустимые концентрации химических веществ в окружающей среде», в котором приведены утвержденные, а также рекомендуемые значения ПДК токсических веществ различной природы, включено 165 рыбохозяйственных ПДК токсических веществ, в том числе 36 неорганических и 129 органических (Бекашев, 1981; Беспамятнов, Кротов, 1985; Методические рекомендации, 1985).

Хотя список рыбохозяйственных ПДК постоянно пополняется, количество известных и новых токсических веществ, синтезируемых учеными, производимых промышленностью и попадающих в водные объекты, для которых еще не разработана ПДК, все же значительно преобладает. Лаборатории контролирующих организаций и многих научно-исследовательских институтов не в состоянии определить полный химический состав сточных вод. Поэтому из-за этих и некоторых иных причин, о которых будет сказано ниже, способ оценки степени токсичности воды для гидробионтов по рыбохозяйственным ПДК имеет ограниченные возможности и в известной мере не перспективен.

Одной из причин принципиальной ограниченности жестких рыбохозяйственных ПДК является то, что степень токсичности ядовитых химических веществ зависит от основных абиотических факторов водной среды (температуры, содержания кислорода, концентрации водородных ионов), определяющих нормальную жизнедеятельность рыб и других гидробионтов. При отклонении значений этих абиотических факторов от оптимума (различного у разных гидробионтов и в разном возрасте) нарушается нормальное протекание физиологических и биохимических процессов в организме, вследствие чего снижается их ток-

сикорезистентность. Полученные при оптимальном значении абиотических факторов в условиях кратковременного опыта величины предельно допустимых концентраций токсических веществ являются фактически завышенными, поскольку при неоптимальных (толерантных и экстремальных) значениях абиотических факторов эти же концентрации ядовитых веществ могут быть токсическими (Лукьяненко, 1987). Другое важное обстоятельство, которое необходимо учитывать при применении рыбохозяйственных ПДК, заключается в том, что токсичность веществ, попадающих в водные объекты, может изменяться вследствие химических превращений. Кроме того, растворимость различных групп веществ в воде различной минерализации и жесткости неодинакова. Поэтому при экстраполяции лабораторных данных о токсичности тех или иных поллютантов для популяций естественно-живущих в водоемах и водотоках видов гидробионтов существует опасность принятия неправильных решений. Безопасные, судя по лабораторным тестам, вещества могут нанести вред живым организмам в природной обстановке, особенно из-за их уязвимости при неоптимальных значениях абиотических факторов. И, наоборот, токсичность некоторых поллютантов в стандартных лабораторных условиях еще не означает, что они вызовут гибель рыб и других гидробионтов при попадании в водные объекты. Для предупреждения подобных ошибок необходимо рассматривать экологические условия водных объектов, в которые сбрасываются поллютанты, и учитывать изменения этих же условий вследствие гидростроительства. По-видимому, из-за неоднородной реакции гидробионтов на воздействие токсикантов в естественных условиях, в последние годы обсуждаются предложения о введении «двойных» ПДК: максимальных и средних, минимально опасных и максимально безопасных (Линник, 1988; Лукьяненко, 1987; Садыков, 1988; Коетан, 1982; Stephan, 1985).

Недостаточность рыбохозяйственных ПДК как способа оценки токсичности воды водных объектов может быть частично компенсирована применением принципиально иного способа оценки токсичности для гидробионтов водных масс, в которых они обитают или будут обитать, а именно по наличию в водных объектах видов, различающихся по токсобности. Токсобность указывает на приспособленность гидробионтов к токсическим веществам благодаря существованию физиолого-биохимических механизмов, выработанных в филогенезе. Токсобность выражается в неспецифической реакции организмов на токсическое воздействие. В зависимости от степени загрязнения вод токсическими веществами можно различать несколько зон. Степень токсической загрязненности вод, адекватную токсобности соответствующих гидробионтов-индикаторов, определяют на основании экспериментальных и полевых исследований (Жадин, 1964; Алексеев, 1984). Этот подход лег в основу разработки различных систем токсобности гидробионтов. Их большим достоинством является то, что о степени токсичности воды в стоках предприятий и в самих водных объектах можно судить и тогда, когда количественный и качественный состав поллютантов неизвестен. В настоящее время в СССР имеется одна официально утвержденная система токсобности гидробионтов, позволяющая

оценивать степень токсичности воды в рыбохозяйственных водных объектах по наличию или отсутствию определенных видов и таксонов (приложение 4 в составе ГОСТ 17.1.2.04—77 «Показатели состояния и правила таксации рыбохозяйственных водных объектов»). В этой системе токсобности в качестве индикаторных организмов представлены виды и таксоны (рыбы разных отрядов, семейств и родов, беспозвоночные разных типов, классов, отрядов, семейств), относящиеся к 3 группировкам гидробионтов (нектону, зоопланктону и зообентосу). В ней выделены 4 зоны токсобности: олиготоксобная, бетамезотоксобная, альфамезотоксобная и политоксобная. О степени токсичности воды водных объектов судят по набору организмов-индикаторов: воды, в которых обитают без нарушений воспроизводства и продуктивности такие олиготоксобы, как осетровые, лососевые, сиговые рыбы и судак, дафнии, сидиды, хищные кладоцера, гаммариды, мизиды, речной рак и поденки, относят к олиготоксобным, а воды, в которых могут существовать только наиболее выносливые виды, такие, как водные клещи, подвижные формы инфузорий, бесцветные жгутиковые, тубифициды, люмбрициды и нематоды, относят к политоксобным.

Данная система токсобности гидробионтов достаточно условна, потому что, по нашему мнению, она больше характеризует общее санитарно-биологическое состояние водных объектов, чем только эколого-токсикологическую ситуацию в них. Некоторые таксоны-индикаторы определены в ней неточно: например, проходные осетровые и стерлядь в низовьях рек Волга, Урал, Кура, Дунай, Днепр обитают и воспроизводятся в воде, которую нельзя отнести к олиготоксобной зоне. Разделение шкалы токсобности на 4 зоны позволяет производить только грубую дифференциацию качества вод. Необходимость более точной оценки качества вод, загрязненных токсическими веществами, побуждает специалистов разрабатывать новые системы и способы определения степени токсичности вод в водных объектах одно- и многоцелевого назначения.

Оригинальная система токсобности гидробионтов разработана В. А. Алексеевым (1984). Изучив токсикорезистентность множества видов зоопланктеров и донных макробеспозвоночных к модельному токсиканту (фенолу), он отобрал 100 индикаторных видов, представляющих разные таксономические уровни и весь диапазон токсикорезистентности. На этой основе построена шкала токсобности, подразделенная на 9 зон, начиная с ксенотоксобной (индекс 1) и кончая α -политоксобной (индекс 9). Эта система позволяет достаточно точно дифференцировать качество вод по степени их токсической загрязненности и определять ее количественно (по величине индекса). Основываясь на том, что между токсикорезистентностью гидробионтов и их сапробностью выявлена тесная корреляция, благодаря чему шкала токсобности совпадает со шкалой сапробности, В. А. Алексеев предлагает объединить обе шкалы в единую. Система токсобности, разработанная В. А. Алексеевым, нуждается в апробации научными и практическими организациями на водных объектах разных типов и в разных климатических зонах, после чего может быть рекомендована для широкого использования.

Кроме отечественных нормативов качества воды, степень ее токсичности можно оценить по классификации качества вод, принятой водохозяйственными органами стран-членов СЭВ (приложение 1). Для оценки степени токсичности воды (т. е. экологически допустимого содержания неорганических промышленных загрязняющих веществ) при использовании данной классификации может быть установлен класс качества воды применительно к каждому из нормируемых токсинов, а также установлено, каким концентрациям они соответствуют (желательным или допустимым) с точки зрения интересов питьевого и ирригационного водоснабжения, а также рыбного хозяйства и животноводства (водопой).

В тех случаях, когда оценка токсической загрязненности воды в водных объектах ни по рыбохозяйственным ПДК, ни по существующим системам токсичности, ни по классификации стран-членов СЭВ не удовлетворительна (что вполне возможно при высоком уровне требований к качеству воды какого-либо водного объекта), целесообразно применить один или несколько методов биотестирования воды на содержание в ней токсических веществ. Биотестирование — это методический подход в области водной токсикологии, который используется для определения токсического действия (главным образом, химических неблагоприятных факторов) на гидробионтов и гидробиоценозы. Определение степени токсичности воды, содержащей химические вещества известного и неизвестного состава, производится в лабораторных или полевых условиях путем регистрации изменений биологически значимых показателей (тест-функций) исследуемых тест-объектов с последующей оценкой их состояния в соответствии с выбранным критерием токсичности.

Все токсикологические анализы, проводимые при помощи метода биотестирования, подразделяются на несколько вариантов:

Первый — на тест-организмах, выращенных в лабораторных условиях (водоросли, ракообразные, моллюски, рыбы и др.), или на тест-препаратах (культуры тканей, ферментные системы и т. п.).

Второй — на различных возрастных группах организмов, отобранных из природных вод.

Третий — на искусственных тест-системах, созданных в лабораторных условиях.

Четвертый — на природных тест-системах, т. е. изучение действия токсического фактора на часть гидробиоценоза «in situ» (при условии его определенной изоляции).

Биотестирование занимает важное место в проведении гидроэкологического мониторинга токсичности воды в водных объектах разных категорий, особенно прогностического (Короленко, 1984; Бурдин, 1985). Гидроэкологический мониторинг (диагностический и прогностический), т. е. система регулярных наблюдений, позволяющая выявлять изменения в гидроэкосистемах в результате антропогенного воздействия, непременно должен проводиться на водных объектах в годы, предшествующие крупному гидротехническому строительству на них. Программа гидроэкологического мониторинга должна включать экотоксикологическую подпрограмму, предусматривающую те

необходимые способы, системы и методические подходы, благодаря использованию которых может быть получена разносторонняя и надежная информация для диагностической и прогностической оценки степени токсичности воды в интересующих нас водных объектах. Помимо различных вариантов обычного биотестирования, в водных объектах, расположенных в регионах с большой токсикогенной нагрузкой (Донбасс, Кривбасс, районы рисосеяния Краснодарского края и Молдавии), экотоксикологическую подпрограмму целесообразно дополнить специальной системой непрерывного мониторинга токсичности воды, типа БИОСОТ (биологическая система оповещения токсичности), которая основывается на автоматической регистрации физиологического или поведенческого отклика организмов-мониторов (бактерий, водорослей, водных беспозвоночных, рыб) на появление в воде токсикантов. Такие системы разработаны и успешно действуют в некоторых европейских странах и США (Бурдин, 1985; Pascoe, 1987; и др.).

Несмотря на многие достоинства обсужденных выше методов оценки степени токсического загрязнения водных объектов, все они имеют общий крупный недостаток — характеризуют токсическую загрязненность только водных масс. Однако экосистемы водных объектов, как известно, кроме толщи воды (пелагиали), включают в себя также дно (бенталь) и мелководье (литораль). Эти основные категории биотопов заселены растительными и животными организмами разных трофических уровней, принадлежащих к основным группировкам гидробионтов (фито-, бактерио- и зоопланктон, нектон, фито-, бактерио- и зообентос, высшая водная растительность с зоофитосом), составляющих в совокупности биоту экосистем. Поступающие в водные объекты токсиканты распределяются не только в водной толще, но во всей экосистеме как общей сфере их миграций, накопления и трансформации. Более того, основная масса токсических веществ концентрируется не в водных массах, а в донных отложениях и гидробионтах, которые становятся аккумуляторами, концентрантами токсикантов и источниками вторичного токсического загрязнения. Поэтому существует объективная потребность в классификации уровней токсической загрязненности (УТЗ) водных экосистем в целом.

УТЗ водных экосистем определяется масштабами и составом поступающих в водные объекты токсикантов; взаимодействием воды и донных отложений; миграциями и трансформацией токсикантов в биоте, главным образом, через систему трофических связей; возрастными и сезонными закономерностями жизнедеятельности гидробионтов (Брагинский, 1985). Взаимодействие водной толщи и донных отложений связано с естественной седиментацией взвесей, с осевшими на них токсикантами, взмучиванием илов в периоды штормов или гидромеханических работ, процессами адсорбции-десорбции. В донных отложениях могут накапливаться в химически связанной и не связанной форме большие количества тяжелых металлов, биогенных веществ и пестицидов. Например, в донных отложениях Куйбышевского водохранилища накапливается до 61—64 % Zn, до 95—99 % Mn от их общего количества во всей экосистеме (Александров, Котов, Биланов,

1988). Тяжелые металлы в аэробных условиях окисляются и активно сорбируются илами, становясь токсически безопасными. Однако в анаэробных условиях, которые часто возникают в придонных слоях водоемов, происходят процессы десорбции и восстановления, в результате которых тяжелые металлы переходят в воду, становясь вновь токсичными. Основная масса токсикантов в дунайской воде в той или иной форме связана со взвешенными частицами. В отстоявшейся воде токсический эффект резко снижается. Осаждение взвесей существенно улучшает эколого-токсикологическую ситуацию в этой реке. Многие гидробионты характеризуются способностью к накоплению в своем организме совершенно определенных токсических веществ. При этом скорость поступления этих веществ в тело гидробионтов выше, чем скорость выведения из него (кумулятивный эффект). Накапливая таким образом ядовитые вещества, гидробионты сами становятся токсически опасными. Так, Fe накапливается в высших водных растениях более интенсивно (в 10 раз), чем в теле рыб, Cd более интенсивно накапливается в теле рыб, чем в организме других гидробионтов (Александров, Котов, Биланов, 1988). Хлорорганические пестициды (ДДТ и его метаболиты, гексахлоран — ГХЦГ) также концентрируются в одних гидробионтах гораздо интенсивнее, чем в других, благодаря чему первые могут являться объектами-мониторами загрязнения хлорорганическими пестицидами. К ним относятся корневища тростника, двустворчатые моллюски и речной рак, рыбы-зообентофаги (лещ, судак) и особенно хищники (щука, жерех, окунь, судак), у которых пестициды накапливаются преимущественно в таких депонирующих органах и тканях, как печень, головной мозг, гонады и жировая ткань.

Концентрации хлорорганических пестицидов и некоторых других токсикантов нарастают в организмах в направлении от низких трофических уровней к высшим («эффект пищевой цепи»). В ряду сестон — высшие водные растения — донные беспозвоночные — бентосоядные рыбы — хищные рыбы — рыбацкие птицы концентрация хлорорганических пестицидов обычно возрастает на порядок в каждом очередном звене.

Интенсивность накопления токсикантов в организме гидробионтов, относящихся к одним и тем же таксонам и даже видам, различается и зависит от образа жизни каждого вида и возраста особей. Например, в экосистемах устьевых областей рек, загрязненных стойкими хлорорганическими пестицидами, эти токсиканты накапливаются в организме проходных видов рыб в меньшем количестве, чем в организме жилых (туводных) видов. В то же время в органах и тканях жилых видов рыб, ведущих менее подвижный образ жизни, в том числе у хищников-засадчиков (щука, сом), концентрация ДДТ примерно в 4 раза больше, чем у видов, двигательная активность которых выше, в том числе у хищников-преследователей (жерех, окунь, судак). У молоди одних и тех же видов вследствие высокого уровня обмена веществ накапливается в 3 раза больше пестицидов, чем у взрослых особей, уровень общего и пластического метаболизма которых относительно ниже.

В донных отложениях водных объектов, загрязняемых сельскохозяйственными ядохимикатами (пестицидами в устьевых областях

южных рек), в начале и середине лета содержатся относительно большие количества ДДЭ (метаболит ДДТ) и α -изомера ГХЦГ, чем в конце лета и осенью, когда преобладают собственно ДДТ и γ -изомер ГХЦГ. Это свидетельствует о том, что на протяжении вегетационного сезона с сельскохозяйственных угодий привносятся с речным стоком новые порции хлорорганических пестицидов, которые к осени трансформируются и оседают на дно (Врочинский, Телитченко, Мережко, 1980; Брагинский, 1985; Жукинский, Журавлева, Иванов и др., 1989; Константинов, 1986; Маслова, Шебунина, 1987; Романенко, Оксуюк, Жукинский, 1983). Подобные закономерности, особенно аккумуляции и циркуляции токсикантов в гидрэкосистемах необходимо учитывать, характеризуя уровень их токсической загрязненности (УТЗ).

Намного сложнее формализовать и классифицировать УТЗ, но это совершенно необходимо для практических целей. Оценка токсичности водных масс с помощью вышеописанных способов, систем и методов не эквивалентна оценке УТЗ целостных гидрэкосистем. Так, если превышение ПДК по одному или нескольким нормируемым веществам-токсикантам, содержащимся в воде, или же токсичность воды по данным биотестирования (α -мезо, поли- или гипертоксичность) указывают на высокий УТЗ, то загрязненность токсикантами дна или их концентрации в гидробионтах могут быть минимальными, не вызывающими тревоги. Такая эколого-токсическая ситуация может складываться в начальный период постоянного токсического загрязнения какого-либо водного объекта. И, напротив, по нормируемым параметрам вода в постоянно загрязненных токсикантами водных объектах может быть экологически безопасной, а в донных отложениях и гидробионтах разных трофических уровней концентрация токсикантов может приближаться к критическому уровню или достигать его, что указывает на скрытые и потенциально опасные процессы, свидетельствующие о неблагоприятной эколого-токсикологической ситуации в том или ином водном объекте (Брагинский, 1985). Л. П. Брагинский (1985) предложил первую, на наш взгляд, весьма удачную классификацию УТЗ водных экосистем. Отличие этой системы в том, что в нее включены не виды-индикаторы, а виды-мониторы токсических загрязнений, по той причине, что анализ гидрофлоры и гидрофауны не может дать существенных результатов. Поскольку полный анализ химического состава токсикогенного стока невозможен, в систему оценки УТЗ вошли только приоритетные токсиканты, имеющие обоснованные рыбохозяйственные ПДК, а именно нефть и нефтепродукты, фенолы, ртуть, медь и другие тяжелые металлы, ПАВ, хлор- и фосфорорганические пестициды, т. е. те токсиканты, которые встречаются почти повсеместно и более или менее определяются сетью лабораторий контрольных служб. Санитарно-гигиенические ПДК, как правило, превышающие рыбохозяйственные ПДК на 2—3 порядка, в классификацию УТЗ гидрэкосистем не включены.

Критические уровни загрязнения донных отложений неизвестны, но токсикологические исследования, проведенные в последние 10—15 лет, указывают, что соотношение концентрации нефтепродуктов, тяжелых металлов и хлорорганических пестицидов в водных массах и донных отложениях отличается как 1 : 100, 1 : 1000 и более. Поэтому диапазон

концентраций токсикантов в донных отложениях для классификации УТЗ ориентирован на максимальные величины. Для гидробионтов диапазон концентраций токсикантов определен пока только относительно хлороорганических пестицидов, поскольку имеющихся данных о других токсических веществах, характеризующихся «эффектом пищевой цепи» (ртуть), еще недостаточно.

В классификации УТЗ гидроэкосистем включенные в систему показатели разбиты на 5 классов (зон): 1) олиготоксичность, 2) β -мезотоксичность, 3) α -мезотоксичность, 4) политоксичность, 5) гипертоксичность. Таким образом, система УТЗ водных экосистем представляет собой совокупность количественных показателей, характеризующих степень загрязненности воды, донных отложений и гидробионтов токсическими веществами.

Наряду с данными химического анализа, представление об УТЗ гидроэкосистем дает регулярное биотестирование воды на таком тест-объекте, как дафния. По результатам биотестирования вода может быть отнесена к одному из 5 классов. Биотестирование в системе УТЗ водных масс имеет вспомогательное значение (Брагинский, 1985). После широкой апробации и совершенствования классификация УТЗ водных экосистем, так же, как и согласующаяся с ней эколого-санитарная классификация качества поверхностных вод суши (Жукинский, Оксийук, Олейник и др., 1981), могут представить основу для разработки ГОСТов или других нормативных документов по оценке с необходимой полнотой и достоверностью эколого-токсикологической и санитарно-гидробиологической ситуации в водных объектах.

Специфическими токсикантами, загрязняющими водоемы и водоотoki и определяющими в них радиоэкологическую ситуацию, являются радионуклиды. Радионуклиды представляют собой нестойкие изотопы многих химических элементов, которые спонтанно распадаются с выделением энергии излучения.

С экологической точки зрения радиоактивное излучение является важным абиотическим фактором, поскольку оно воздействует на всякий живой организм. В оптимальных, как правило, низких дозах (количество поглощенной энергии) это излучение благоприятно для организмов, однако превышение оптимума может вызвать и вызывает нарушения их жизнедеятельности, вплоть до смерти, изменения в структуре и функционировании популяций свободноживущих видов и их сообществ. Биологические последствия повышенных доз радиоактивного излучения на живые организмы зависят от характера облучения (острое или хроническое), а также радиочувствительности разных видов и отдельных особей одного и того же вида, отдельных органов и тканей у высокоорганизованных видов (Кузин, 1987).

В современный период все организмы, включая человека, подвергаются воздействию радиоактивного излучения из двух источников: естественного и связанного с человеческой деятельностью. Естественная радиоактивность обусловлена наличием естественных радионуклидов, которые в мелкодисперсном состоянии находятся во всех породах земной коры, в воздухе и воде, а также космическим излучением. Вместе они создают естественный радиоактивный фон (ЕРФ), который изме-

няется в различных регионах планеты в диапазоне величин, отличающихся более чем на 2 порядка. Биота этих регионов эволюционно приспособилась к своему ЕРФ. В последнее время установлено, что ЕРФ не только не вреден, но необходим для нормального развития живых организмов. Для живых организмов опасность может представлять только превышение ЕРФ, вызываемое искусственной радиоактивностью (Кузин, 1987). Искусственная радиоактивность во внешней среде обусловлена разными причинами: испытаниями атомного оружия, особенно в атмосфере, при авариях реакторов на АЭС, при эксплуатации реакторов АЭС с водяным охлаждением, при захоронении отходов переработки урановых руд. Поступающие при этом в воздух и на сушу радионуклиды с поверхностным стоком и через подземные воды обязательно попадают в водные объекты, создавая радиоэкологическую ситуацию той или иной степени выраженности, но всегда тревожную. После заключения в 1963 г. Московского договора о запрещении ядерных испытаний в трех средах глобальная радиационная обстановка в мире стабилизировалась. Это положительно сказалось на радиоэкологической ситуации в отдельных водоемах и водотоках. Так, до 1966 г. повышенное поступление радионуклидов в Дунай на его советском участке было связано в основном с атмосферными осадками, содержащими продукты атомных взрывов. Соответственно, в 1966 г. в воде советского участка Дуная и в населяющих его гидробионтах содержание радионуклидов было максимальным. Начиная с 1967 г. радиоактивность дунайской воды (по Sr-90 и Cs-137) постоянно уменьшается (Поликарпов, 1987).

В настоящее время основным источником опасности радиоактивного загрязнения внешней среды, в том числе гидросферы, являются атомные электростанции и не только в периоды аварий, но и при «нормальном» функционировании. Как известно, в апреле 1986 г. в результате крупной аварии на Чернобыльской АЭС в окружающую среду было выброшено значительное количество радиоактивных веществ. Часть радионуклидов в состоянии мелкодисперсного аэрозоля поступила в атмосферу и ветрами была отнесена в местности, отстоящие от Чернобыля на десятки, сотни и даже тысячи километров, создав в них неблагоприятную радиоэкологическую ситуацию, в том числе и в водных объектах. Площадь вокруг ЧАЭС радиусом 30 км, включая часть Киевского водохранилища, нижнее течение Припяти с ее притоками, получила сильное радиоактивное загрязнение. Благодаря экстренным широкомасштабным мероприятиям (строительству водозаграждающих и водорегулирующих сооружений вокруг 30-километровой зоны) и высокой радиоаккумулирующей способности Киевского водохранилища, радиоактивное загрязнение лишь частично распространилось ниже по Днепру до Каховского водохранилища и Днепроовско-Бугской устьевой области. Однако в Киевском водохранилище возникла особая радиоэкологическая ситуация (Израэль, Петров, Авдюшин и др., 1987).

Количество АЭС во всем мире непрерывно растет (сейчас их около 400, строится еще около 100, в год в эксплуатацию вводится около 20), поэтому опасность, которую они представляют в периоды возможных

аварий и «нормальной» эксплуатации для наземных и водных экосистем, не говоря уже о человеческом обществе, сохраняется (Израэль, Петров, Авдюшин и др., 1987; Ильенко, Криволуцкий, 1971; Кузин, 1987; Поликарпов, 1987; Проценко, 1988; Романенко, Окслюк, Жукинский, 1983).

Таким образом, при рассмотрении вопроса о значении радиоэкологической ситуации в водных объектах для экологической оценки воздействия на них проектируемого гидротехнического строительства (в том числе связанного с развитием атомной энергетики), нужно исходить из того, что большинство водоемов и водотоков земного шара и нашей страны, особенно в Европейской части СССР, в той или иной степени уже загрязнено долгоживущими радионуклидами, что существующие и вводимые в эксплуатацию АЭС могут быть источниками маломасштабных и крупномасштабных (при авариях) выбросов радионуклидов во внешнюю среду с неизбежным радиоактивным загрязнением близлежащих и отдаленных водоемов и водотоков. Радиоэкологическая ситуация в водных объектах, которые прямо или косвенно связаны с будущим гидростроительством, должна оцениваться с двух основных позиций: 1) нет ли на данном водном объекте или в водном бассейне, к которому он принадлежит, действующих и строящихся АЭС или же других локальных источников радиоактивного загрязнения? 2) каков уровень радиоактивного загрязнения (УРЗ) экосистемы данного водного объекта? В том случае, если на водном объекте или в водном бассейне, к которому он принадлежит, уже имеется одна или несколько АЭС, вопрос о допустимости или недопустимости гидростроительства, нарушающего установившееся экологическое состояние водного объекта, должен решаться в зависимости от прогнозируемой угрозы ухудшения радиоэкологической ситуации (степени радиоэкологического риска) в нем и в зависимости от характера и назначения гидротехнического строительства. Так, в бассейне Днепра, включая Днепровско-Бугскую устьевую область, уже действует 4 АЭС (Смоленская, Курская, Чернобыльская, Запорожская) и Южноукраинский энергокомплекс с атомным реактором, причем на Чернобыльской АЭС произошла крупнейшая в мире авария, загрязнившая в той или иной степени Днепр в пределах УССР. Против начатого строительства Чигиринской АЭС на Кременчугском водохранилище возражали ученые Академии наук УССР, поскольку эта АЭС увеличивает риск радиоактивного загрязнения Днепра, на котором расположены крупнейшие города с развитой промышленностью и большим населением. По той же причине на водных объектах, на которых расположены АЭС, не может быть рекомендовано строительство водозаборов, крупных каналов или трубопроводов питьевого водоснабжения.

В том случае, если на интересующем нас водном объекте и в водном бассейне, к которому он принадлежит, атомные электростанции есть, но характер и назначение гидротехнического строительства таковы, что допускают некоторую степень радиоактивного загрязнения водного объекта (например, каналы или трубопроводы технического водоснабжения), а также, если нет действующих, строящихся и про-

ектируемых АЭС, необходима экологическая оценка УРЗ этих водных объектов.

В настоящее время официально утвержденных экологических критериев оценки УРЗ водных экосистем не существует. Имеются только «Нормы радиационной безопасности (НРБ-76/87)», содержащие сведения о допустимой концентрации отдельных радионуклидов в воде ($ДК_в$), по которым этот показатель соответствует отношению предела годового поступления (ПГП) радиоактивного вещества к объему воды, с которым оно поступает в организм человека или его критический орган в течение года. Так, величина $ДК_в$ наиболее распространенных и опасных в водных объектах долгоживущих радионуклидов Sr-90 и Cs-137 составляет соответственно $4,0 \cdot 10^{-10} \text{ Ки/л}$ (для костей) и $1,5 - 6,5 \cdot 10^{-8} \text{ Ки/л}$ (для всего тела и печени). Эти официальные нормативы для оценки радиозокологической ситуации имеют лишь ориентировочное значение, поскольку они разработаны для санитарно-медицинских целей.

Гораздо более «экологичны» гигиенические критерии оценки радиоактивного загрязнения природных вод, разработанные Д. И. Гусевым с соавт. (1978). Эти критерии представляют собой пределы концентраций отдельных радионуклидов при длительном загрязнении ими рек, озер, водохранилищ и морских прибрежных вод, установленные с учетом требований питьевого водоснабжения и рыбного хозяйства. Так, пределы концентраций Sr-90 и Cs-137 в пресных водах составляют соответственно $3 \cdot 10^{-12} \text{ Ки/л}$ и $5 \cdot 10^{-12} \text{ Ки/л}$. Гигиенические «рабочие пределы» концентраций радионуклидов в природных водах в настоящее время являются единственными нормативами оценки УРЗ водной толщи водных объектов, приемлемыми экологически.

Попадающие в водную толщу с поверхностным стоком, с грунтовыми водами и из воздуха (аэрозольный перенос) радионуклиды вовлекаются в сложные пути и процессы миграции, трансформации и аккумуляции. В толще воды они переносятся течениями, разбавляются, подвергаются химической трансформации. Здесь же радионуклиды сорбируются сестоном, включаются в метаболизм гидробιονтов-планктеров и состав их живого вещества (биохимическая трансформация). В составе сестона радионуклиды переносятся по течению водотоков и по всей акватории водоемов, распространяясь на разных глубинах. Значительная часть радионуклидов, прежде всего тяжелых, оседает на дно (в том числе в составе отмершего сестона), где сорбируется илами и другими донными отложениями, подвергается химической трансформации и включается в живое вещество донных гидробιονтов в процессе их жизнедеятельности. В донных отложениях в результате гидромеханических процессов радионуклиды могут быть на короткое или продолжительное время захоронены (например, под наносными песками), но позднее могут быть точно так же ремобилизованы (Поликарпов, 1987). В континентальных водоемах и водотоках определенную роль в аккумуляции и трансформации радионуклидов играют также высшие водные растения, произрастающие на мелководьях водоемов, в прибрежье и пойменной части водотоков, где они образуют густые заросли. Следует также подчеркнуть, что включаясь

В метаболизм гидробионтов, радионуклиды в соответствии с «эффектом пищевой цепи» переходят с низких трофических уровней биоты на высшие, вплоть до рыб и водолюбивых птиц, при этом каждый раз их концентрация в организме и отдельных органах гидробионтов увеличивается. Таким образом, радионуклиды мигрируют, аккумулируются и трансформируются во всех главных биотопах и компонентах биоты водных объектов с вовлечением в биотический круговорот веществ.

В пресных водоемах и водотоках большая часть радионуклидов сорбируется донными отложениями и высшей водной растительностью. Меньшая часть радионуклидов остается более или менее равномерно растворенной в воде. Это очень важная в теоретическом и практическом отношении закономерность, и вот почему. В донных отложениях водных объектов благодаря высокой сорбционной способности илов обычно аккумулируются настолько большие количества радионуклидов, что вода водной толщи у тех же водных объектов может быть «чистой» в соответствии с санитарно-гигиеническими критериями. В радиоэкологию (Агре, Корогодина, 1960) для определения доли радиоактивных загрязнений, аккумулированных донными отложениями, введено специальное понятие «фактор радиоемкости водоема (F)»:

$$F = kh(H + kh)^{-1}, \quad (2.101)$$

где K — коэффициент накопления радионуклидов в грунте; h — толщина сорбирующего слоя грунта; H — средняя глубина водоема. Например, благодаря высокой радиоемкости Киевского водохранилища подавляющая часть радионуклидов, попавших в него после аварии на Чернобыльской АЭС, была аккумулирована донными отложениями (и высшей водной растительностью), что предотвратило миграцию значительного количества радионуклидов вниз по течению Днепра, позволило использовать воду для водоснабжения Киева, а само водохранилище для рекреации (Израэль, Петров, Авдюшин и др., 1987).

Однако радиоэкологическое благополучие водных объектов, загрязненных радионуклидами, даже если они достаточно радиоемки, всегда очень относительно, потому что, во-первых, гидробионты неспособны выдерживать внешнее радиационное излучение в дозах, существенно отклоняющихся от оптимальных значений; во-вторых, гидробионты в процессе биотического круговорота способны накапливать в организме радионуклиды в таких высоких концентрациях, что эти накопленные радионуклиды становятся опасными для жизни, а также здоровья (физиологического состояния) их потребителей (консументов), включая человека. Имеет значение и то обстоятельство, что в радиозагрязненных водных объектах в наибольшем количестве обычно находятся два радионуклида — Sr-90 и Cs-137, которые обладают большим периодом полураспада и высокой токсичностью, чем и опасны.

Чувствительность гидробионтов к радиоизлучению зависит от уровня их биологической организации: с повышением уровня организации гидробионтов их радиочувствительность возрастает. Так, величины полулетальных доз радиации, вызывающих 50 %-ную гибель облученных организмов за 30 дней, составляет для водных растений

0,1—5 кГр, для водных беспозвоночных — 0,01—2 кГр, для рыб — 5—40 Гр.

Радиоэкологическую ситуацию относительно биоты водного объекта в значительной степени определяют ассимилирующая способность гидробионтов и «эффект пищевой цепи». Величины коэффициента накопления отдельных радионуклидов гидробионтами очень различаются: коэффициент накопления Sr-90 у пресноводных рыб составляет 30, в то время как у морских — только 2; Cs-137 — 9500 и 35 соответственно. Для отдельных радионуклидов характерна локализация их в определенных тканях и органах. Так, у костистых рыб радиоактивный Sr (аналог Ca) образует труднорастворимые стронциево-фосфатные соли, входящие в состав скелета, где концентрируется до 90 % количества этого радионуклида. Cs-137 (аналог Na и K) диффузно распределяется по всему организму, главным образом, в мышцах и мягких тканях. Co-60 накапливается в печени и почках.

Поскольку концентрация радионуклидов в донных отложениях, как правило, во много раз выше, чем в толще воды, донные беспозвоночные и питающиеся ими рыбы-зообентофаги накапливают больше радионуклидов, чем планктонные беспозвоночные и рыбы-зоопланктофаги. Попав в организм гидробионтов, радионуклиды становятся источниками инкорпорированного хронического облучения, особенно сильного в том случае, если они концентрируются в определенных тканях и образуют опасные очаги, локально облучающие близлежащие клетки. При хроническом действии даже малых доз радиации проявляется кумулятивный (суммарный) эффект, оказывающий мутагенное и поражающее клетку, орган, организм действия. При этом отрицательный радиационный эффект может возникнуть при минимальных количествах энергии, поглощенной облучаемым органом (организмом).

«Эффект пищевой цепи» обуславливает увеличение концентрации радионуклидов по мере увеличения ее звеньев (трофических уровней). Наибольшие количества радионуклидов, в том числе Sr-90 и Cs-137, концентрируются в теле хищных рыб и рыбадных птиц, а также в теле рыб-зообентофагов. В итоге, рыбы, населяющие радиозагрязненные водные объекты, становятся непригодными для пищи.

Хроническое инкорпорированное облучение радионуклидами гидробионтов всех трофических уровней в экосистемах водных объектов той или иной степени радиозагрязненности может привести не только к прекращению рыболовства из-за непригодности рыбы в пищу человеку и животным, которыми он питается, но и к другим непредвиденным последствиям. Возможны исчезновение одних видов и вспышка численности других видов рыб, приобретших благоприятные для них мутации. Это ведет к перестройке структуры биоты и изменению биотических связей, что может ухудшить гидробиологические процессы формирования качества воды и продуктивности в водных объектах.

Отдаленные экологические последствия сильного радиоактивного загрязнения континентальных водных объектов почти не изучены; в СССР знания по этому вопросу приобретаются на примере Киевского водохранилища. Зарубежный опыт свидетельствует о преимущественно негативных последствиях радиоактивного загрязнения пресных

водоемов и водотоков. Так, в оз. Уайт-Ок в США, загрязненном продуктами радиоактивного распада, из состава ихтиофауны быстро исчез ушастый окунь, а продолжительность жизни всех других видов рыб, обитающих в этом водоеме, сократилась по сравнению с таковой в незагрязненных водоемах. Донная фауна р. Анимас в этой же стране, на участке ниже заводов по переработке урановой руды оказалась заметно обедненной из-за действия Ra-226 и других радиотоксиканов по сравнению с участком, отстоящим от первого на 50—65 км ниже по течению. В оз. Перч в Канаде, загрязненном радионуклидами из жидких отходов атомного производства, основная часть Sr-90 (90 %) была поглощена донными отложениями, а из 10 % остатка этого радионуклида много аккумулировано рыбами: в костях желтого окуня концентрация Sr-90 была в 3000 раз выше, чем в воде (Буянов, Антоненко, 1975; Ильенко, Криволицкий, 1987; Константинов, 1986; Кузин, 1987; Поликарпов, 1987).

Таким образом, радиоэкологическая ситуация в водных объектах складывается из многих, очень сложных и кажущихся противоречивыми закономерностей и процессов, которые не до конца еще исследованы специалистами-радиоэкологами. Именно из-за недостаточной методологической разработанности этого раздела экологии интегральная количественная оценка УРЗ экосистем водных объектов в настоящее время затруднена. Разработка радиоэкологических подходов для комплексного радиационно-гигиенического и радиоэкологического нормирования только начинается (Поликарпов, 1987). В этих обстоятельствах оценка УРЗ экосистем водных объектов в период, предшествующий гидротехническому воздействию на них, и прогнозирование УРЗ экосистем этих же объектов после него могут быть выполнены только высококвалифицированными экспертами.

2.3.5. Ихтиофауна и рыбопродуктивность

Состав ихтиофауны, состояние популяций промысловых видов рыб, удельная рыбопродуктивность водоемов и водотоков и общая величина изымаемой из них рыбопродукции являются важными характеристиками гидроэкосистем, поскольку они могут служить индикаторами качества воды, общего благополучия или неблагополучия гидроэкосистем и определяют рыбохозяйственное значение водных объектов.

Прогноз состава ихтиофауны и рыбопродуктивности при гидроэкологической оценке воздействия технических объектов является составной частью общего прогноза структурно-функционального состояния и биопродуктивности гидроэкосистем существующих и вновь создаваемых водоемов и водотоков. Этот прогноз, как и весь рыбохозяйственный аспект оценки воздействия технических объектов на водные экосистемы, позволяет делать заключения о допустимости или недопустимости идей, гипотез или проектов, связанных с предполагаемым воздействием тех или иных технических объектов на рыбохозяйственные водоемы и водотоки, особенно в тех случаях, когда их

рыбохозяйственное значение преобладает: например, миграция и воспроизводство осетровых в низовье Волги и в р. Урал, лососевых в реках и озерах Европейского Севера, Сибири, Дальнего Востока и Колымы; обосновывать практические рекомендации и разрабатывать конкретные рыбоводно-мелиоративные мероприятия по компенсации и развитию рыбного хозяйства в существующих водоемах и водотоках после воздействия на них гидротехнических объектов, а также по рыбохозяйственному освоению вновь создаваемых водоемов и водотоков.

Рыбохозяйственные прогнозы составляются на основе прогнозов гидрологического, гидрохимического, общегидробиологического и санитарно-гидробиологического режимов водных объектов. Они являются заключительной стадией в разработке экологической оценки воздействия гидротехнического строительства на водные объекты, имеющие рыбохозяйственное значение. При прогнозировании изменений ихтиофауны и рыбопродуктивности в существующих водоемах и водотоках и формирования ихтиофауны и рыбопродуктивности во вновь создаваемых в качестве основного используется метод экспертных оценок. При этом метод экспертных оценок, применяемый для прогнозирования рыбопродуктивности водных объектов, включает элементы расчетных методов.

Современный уровень знаний в области экологической физиологии и популяционной экологии водных животных, в том числе рыб, не позволяет с высокой достоверностью предсказывать реакцию гидробионтов на резко изменяющиеся условия среды, их место во вновь формируемых гидробиоценозах, консервативность или пластичность всех видов рыб, численность и ареал их популяций в отдельных водных объектах или их системах. При прогнозировании состава ихтиофауны, а также разработке практических рекомендаций следует учитывать не только положительный, но и отрицательный опыт формирования рыбного населения и рыбопродуктивности преобразуемых под воздействием гидротехнического строительства и вновь создаваемых водоемов и водотоков.

Для разработки прогноза ихтиофауны, рыбопродуктивности и практических рекомендаций по обоснованию компенсационных рыбоводно-мелиоративных мероприятий на существующих водоемах и водотоках и мероприятий по рыбохозяйственному освоению вновь создаваемых водоемов и водотоков необходимы современные и прогностические данные и материалы, в основном указанные в разделе 1.5, но с дополнениями по морфометрической и гидробиологической характеристике водоемов и водотоков в естественном режиме, составу ихтиофауны, удельной и общей рыбопродукции (Романенко, Оксийук, Жукинский и др., 1984).

Чтобы предсказать изменения состава ихтиофауны, условий воспроизводства, нагула и зимовки популяций ценных видов рыб и рыбопродуктивности водных объектов, преобразуемых или вновь создаваемых при крупном гидротехническом строительстве, необходимы также данные, которые связаны с основными требованиями, предъявляемыми рыбным хозяйством к генеральным заказчикам и генеральным проектировщикам этого строительства (раздел 1.6), а именно:

— сведения о наличии и характере миграционных нерестовых путей ценных проходных, полупроходных и местных видов рыб и местоположении их нерестилищ для оценки нарушений условий естественного воспроизводства популяций этих видов рыб, возможности и целесообразности строительства рыбопропускных сооружений в плотинах, состава и мощности объектов рыбоводно-мелиоративного компенсационного комплекса;

— гидрологические характеристики существующих и проектируемых водоемов и водотоков (величины годовой и зимней сработки уровня воды, уровенный режим, величины сбросов воды из верхних в нижние бьефы гидроузлов, суточные колебания уровня воды в весенние и осенние периоды года, когда размножаются весенне- и осенненерестующие виды рыб); сведения о местоположении, характере технического устройства и мощности водозаборных сооружений в проектируемом водном объекте для оценки возможного ущерба рыбному хозяйству от массовой гибели икры, личинок и молоди рыб и обоснования требований рыбного хозяйства по предотвращению этой гибели путем оптимизации режима работы ГЭС и создания на водозаборах рыбозащитных устройств;

— сведения о наличии, местоположении и размерах лесополос по берегам существующих и строящихся водных объектов, защищающих нерестилища ценных видов рыб, для оценки их рыбохозяйственного значения в будущем и обоснования требований рыбного хозяйства по предотвращению их вырубки и насаждению новых лесополос на преобразованных водных объектах;

— сведения о планируемом производстве буровых, взрывных, дноуглубительных работ, местах и масштабах складирования донных отложений в процессе проектирования и строительства гидротехнических объектов для оценки ущерба рыбному хозяйству и обосновании его требований по компенсации этого ущерба.

Для прогнозирования качества воды в преобразуемых и вновь создаваемых водоемах и водотоках и их ожидаемого соответствия или несоответствия рыбохозяйственным требованиям необходимы сведения о составе и количестве коммунально-промышленных сточных вод, сбрасываемых существующими, строящимися и проектируемыми предприятиями и населенными пунктами, расположенными в районе интересующих нас водных объектов с учетом перспектив их развития. Известно, что загрязнение рыбохозяйственных водных объектов промышленно-коммунальными сточными водами снижает их рыбопродуктивность на 10—30 %, а на отдельных участках приводит к полной ее потере (Бекашев, 1981; Александров, 1984). Гидротехническое строительство, осуществляемое на естественных водоемах и водотоках, в условиях антропогенного евтрофирования приводит к изменению количества и качественного состава ихтиофауны, численности популяций ценных промысловых видов рыб, общей и удельной рыбопродуктивности.

Для того чтобы предсказать изменения количества и качественно-го состава ихтиофауны и рыбопродуктивности рыбохозяйственных водоемов и водотоков, подвергаемых воздействию гидротехнического

строительства, применяется метод экспертных оценок. Применение этого метода основывается на опыте и квалификации экспертов-исследователей, которые знают не только аксиомы ихтиологии и рыбохозяйственной биологии, но и еще не утвердившиеся или недостаточно широко описанные общие закономерности изменения состава ихтиофауны и рыбопродуктивности водных объектов вследствие гидротехнического строительства и других видов антропогенного воздействия. Например, важно знать, что сукцессии в экосистемах северных и горных озер Европы, обусловленные антропогенным влиянием, в том числе и гидротехническим воздействием, сопряжены с увеличением их трофности. При этом происходит замена лососевых рыб на карповые и окуневые, увеличивается видовое разнообразие и рыбопродуктивность, изменяются биологические свойства популяций. Евтрофирование способствует ускорению роста и увеличению жирности отдельных особей. Избыточное евтрофирование вследствие ухудшения санитарно-биологического режима и качества воды водоемов и водотоков способствует увеличению зараженности рыб паразитами и смертности, особенно молодежи. Так, оз. Севан с 1937 по 1977 г. вследствие сработки уровня на 18,8 м (по максимальной глубине) с целью решения местных гидроэнергетических и ирригационных задач превратилось из олиготрофного в евтрофный водоем с обильным «цветением» воды, вызываемым синезелеными водорослями. В результате резко снизились уловы ценнейшего полиморфного вида лососевых рыб — севанской фрели и одновременно резко увеличились уловы акклиматизированных в озере чудского сига и сига-лудогги. В ближайшем будущем ожидается уменьшение численности сегов из-за ухудшения условий их естественного воспроизводства (Решетников, 1979; Hartmann, 1977; Willemzen, 1980).

Зарегулирование стока равнинных рек плотинами гидроузлов, сопровождаемое антропогенным евтрофированием, также приводит к изменению видового состава ихтиофауны, ухудшению качественного состава промысловых уловов как в создаваемых водохранилищах, так и в устьевых областях этих рек. Так, в днепровских водохранилищах, по сравнению с незарегулированными участками Днепра, в результате преграждения плотинами миграционных путей проходных видов, изменения гидрологического режима, зарастания и заболачивания нерестовых и нагульных площадей мелководий, исчезновения проходных, некоторых полупроходных и туводных реофильных видов рыб их общее количество сократилось: в Каховском с 67 до 56; в Запорожском, Днепродзержинском, Кременчугском, Каневском и Киевском — с 59 до 50—45. При этом среднегодовая промысловая рыбопродуктивность днепровских водохранилищ со временем постепенно снижалась: с 33,6 кг/га в 1966—1970 гг. до 23,5 кг/га в 1976—1980 гг. Удельное значение наиболее ценных видов (леща, судака и сазана) в общих условиях за этот период сократилось с 52,6 до 28,0 %, а тюльки, наоборот, увеличилось с 13,6 до 34,8 % (Сухойван, 1987). В последние годы эта неблагоприятная тенденция несколько ослабла. В Кременчугском водохранилище, например, общая рыбопродуктивность в 1981—1985 гг. составила 22,7—48,6 кг/га, в среднем 30,0 кг/га. Удельное значение

ценных видов рыб составило 19,0—33,0 %, в среднем 24 %; тюльки и уклей 1,0—16,0 %, в среднем 13,0 % (Демченко, Вятчанина, Ерко, 1986).

По данным П. Г. Сухойвана, в результате полного зарегулирования Днепра каскадом гидроэнергоузлов в Днепроовско-Бугской устьевой области из-за ухудшения абиотических и биотических (прежде всего гидрологического режима) условий жизни и воспроизводства популяций ценных проходных, полупроходных, туводных реофильных, а также морских рыб общее число промысловых видов в период с 1931 г. по 1985 г. сократилось с 34 до 22. Некоторые ценные виды (шип, стерлядь, лосось, налим, угорь) вообще исчезли, между тем как малоценные виды (тюлька, укля, атерина) распространились в большом количестве. При этом общее число видов почти не изменилось: соответственно 79 и 81. За последние 25 лет рыбопродуктивность водоемов Днепроовско-Бугской устьевой области увеличилась с 39,5 кг/га до 55,8 кг/га, однако, если исключить из уловов тюльку, то рыбопродуктивность, оцениваемая только по промысловым видам, существенно снизилась: с 26,0 кг/га до 11,5 кг/га (Жукинский, Журавлева, Иванов и др., 1989).

Подобное характерно и для устьевых областей других рек европейской части СССР. Например, оценка воздействия гидротехнического строительства на рыбное хозяйство низовья, устьевой области Волги и Северного Каспия показала, что нарушение рыбохозяйственных требований к водному режиму этих акваторий, если учитывать только невыполнение необходимых объемов рыбохозяйственных выпусков волжской воды, наносит государству ежегодный ущерб в размере 1,7 млрд руб. (Дубинина, 1988).

Одной из самых трудных задач рыбохозяйственного аспекта прогнозирования воздействия технических объектов на водные экосистемы является определение величин потенциальной и реальной (изымаемой) рыбопродуктивности водоемов и водотоков, поскольку надежной, научно обоснованной методики по этому вопросу не имеется. Ориентировочное представление о рыбопродуктивных потенциальных возможностях водоемов разного типа может дать использование в расчетах общей закономерности, установленной В. В. Бульоном и Г. Г. Винбергом (1981): между величинами первичной продукции планктонной подсистемы (фитопланктона) и конечной продукции биоты экосистемы (рыбопродукцией, оцениваемой по размеру уловов), выраженными в эквивалентных единицах ($\text{ккал} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{год}^{-1}$), существует почти прямолинейная связь (раздел 3.3.3). Этими же учеными были установлены наиболее характерные (усредненные) величины взаимосвязи первичной продукции фитопланктона с промысловой рыбопродуктивностью для водоемов разного типа и масштаба: изымаемая рыбопродуктивность океанических и морских вод колеблется в пределах 0,02—0,40 %, водохранилищ — 0,02—0,50, озер — 0,02—0,40 % первичной продукции фитопланктона. Больших различий между величинами взаимосвязи первичной и конечной (по рыбе) продукции в морях, водохранилищах и озерах не найдено: они колеблются от 0,1 до 1,6 %, но в большинстве случаев составляют 0,1—0,3 %

(Бульон, Винберг, 1981; Бульон, 1983; Алимов, Бульон, Винберг и др., 1983).

Уровень первичной продукции в разнотипных внутренних водоемах резко различается, что послужило основой для построения В. В. Бульоном (1978) классификации пресных водоемов по первичной продукции фитопланктона с выделением 5 типов: от ультраолиготрофных (20—100 ккал/м² в год) до гипертрофных (3500—6500 ккал/м² в год). Используя эту классификацию, можно определить общий уровень (класс) трофности интересующего нас объекта, что существенно облегчает определение общего уровня (класса) его рыбопродуктивности. С классификацией В. В. Бульона хорошо согласуются ранее разработанные И. В. Барановым (1982) биогидрохимические классификации озер (13 типов) и водохранилищ СССР (8 типов). В них учтены не только величины первичной продукции фитопланктона, но и характеристики воды по составу гумуса и преобладающих ионов, по максимальному содержанию в воде минеральных форм азота и фосфора, по кислородному режиму.

С учетом классификации И. В. Баранова и классификации водохранилищ по уровню развития зообентоса, предложенной Ц. И. Иоффе (1961), П. В. Тюрин (1961) разработал зональную классификацию вероятной рыбопродуктивности водохранилищ СССР, состоящую из 5 классов (от весьма рыбопродуктивных — свыше 60 кг/га до весьма малопродуктивных — 2—7 кг/га). Эти классы соотнесены с географическими зонами и подзонами (от тайги до полупустынь и пустынь, включая горные ландшафты). Наиболее высокой рыбопродуктивностью характеризуются водохранилища степной и лесостепной зон, наиболее низкой — водохранилища подзоны хвойных лесов (тайга). Низкой рыбопродуктивностью отличаются также водохранилища полупустынь, пустынь и горных ландшафтов. Рыбопродуктивность разных водохранилищ, расположенных в пределах одной и той же природной зоны, также неодинакова: в отдельных водохранилищах степной зоны она изменяется от 10—15 до 40—45 кг/га. В этом случае уровень рыбопродуктивности в основном определяется азональными, преимущественно антропогенными факторами. Перечень благоприятных и неблагоприятных зональных и азональных факторов, влияющих на уровень рыбопродуктивности водохранилищ, и анализ особенностей влияния отдельных азональных факторов на формирование ихтиофауны, общую рыбопродуктивность, состав промысловых уловов даны ранее П. Г. Сухойваном (Романенко, Оксийук, Жукинский и др., 1984).

При воздействии гидротехнического строительства водные объекты разных категорий (реки, их устьевые области, открытые и закрытые приморские лиманы, небольшие континентальные озера) чаще всего преобразуются в водоемы одного и того же типа, а именно в водохранилища. Вероятно поэтому методика прогнозирования рыбопродуктивности водохранилищ достаточно хорошо разработана, тогда как в отношении водных объектов других категорий, особенно рек, подобные методики отсутствуют.

Прогнозируя рыбопродуктивность будущих водохранилищ, необходимо прежде всего учитывать природную зону (подзону), в пределах

которой находится исходный водоем или водоток, для того, чтобы определить класс его возможной рыбопродуктивности. Затем, исходя из прогностических данных, по морфометрическим характеристикам, гидрологическому, гидрохимическому и санитарно-гидробиологическому режимам, уровню развития кормовой базы рыб и потенциальной рыбопродуктивности водоема с учетом многолетних азональных факторов, определяют его возможную промысловую (изымаемую) рыбопродуктивность. Если в водохранилище из ведущих азональных факторов (конфигурация и средняя глубина водоема, коэффициент водообмена, уровенный режим, относительная величина мелководной зоны, газовый режим) преобладают положительные, то его промысловая рыбопродуктивность может быть определена на уровне, близком к максимальной величине, указанной в классе определенной зоны (подзоны). Если же в водохранилище резко преобладает комплекс отрицательных факторов, то его промысловая рыбопродуктивность может быть принята на уровне минимальной величины для данной природной зоны. Когда воздействию гидротехнического строительства подвергаются средние и большие континентальные озера без существенного изменения их гидробиологического режима, то составление рыбохозяйственных прогнозов сводится к предсказанию тех возможных последствий, которые вызывает некоторое неизбежное нарушение режима скоростей течения, водообмена, колебаний уровня, термического и гидрохимического режимов.

На участках рек, которые при образовании водохранилищ не перекрываются, а используются, например, для переброски стока из бассейна одной реки в бассейн другой, неизбежно произойдут изменения состава ихтиофауны и рыбопродуктивности, вызванные изменением гидрологического и гидрохимического режимов, расширением возможностей свободного перемещения беспозвоночных и рыб из одних водных объектов в другие. Наиболее важно в данном случае знать, не будут ли нарушены сложившиеся жизненные циклы ценных видов рыб, населяющих реки. По отдельным участкам рек могут проходить пути нерестовых и кормовых миграций проходных, полупроходных и туводных рыб, нарушение которых может существенно подорвать запасы этих рыб не только на месте, но и в районах, отдаленных на десятки и сотни километров, особенно на севере европейской части СССР, в Сибири и на Дальнем Востоке. Изменение гидрологического режима на участках рек, испытывающих воздействие гидротехнического строительства (в нижних бьефах плотин гидроузлов), может привести к изменению соотношения фитофильных, литофильных и пелагофильных рыб, что, в свою очередь, отразится на величине и ценности уловов. Нужно также иметь в виду, что участки каналов в системах переброски стока должны использоваться в основном для любительского рыболовства. В отдельных случаях каналы можно использовать для садкового выращивания рыбопосадочного материала и товарной продукции ценных видов рыб.

Для всех важных в рыбохозяйственном отношении водоемов, подвергаемых воздействию гидротехнического строительства, при разработке экологического прогноза необходимо определять потенциал

ную и промысловую (изымаемую) рыбопродуктивность на основе количественных характеристик основных группировок гидробионтов. О том, как можно ориентировочно определить возможную величину промысловой рыбопродуктивности реконструируемых водных объектов по уровню первичной продукции фитопланктона, сказано выше. Более известным способом прогностического расчета потенциальной и промысловой (изымаемой) рыбопродуктивности водных объектов, подвергающихся воздействию гидротехнического строительства, является расчет рыбопродуктивности по усредненным величинам биомассы и продукции зоопланктона и зообентоса (раздел 3.3.3), т. е. по основным группировкам кормовых для рыб водных беспозвоночных животных. Желательно также в расчетах учитывать группировку зоофитоса, т. е. фитофильных беспозвоночных, обитающих на погруженных и воздушно-водных высших растениях, произрастающих на мелководьях. Для южных водоемов, где уровень развития фитопланктона высок, целесообразно определить дополнительную удельную рыбопродукцию за счет массового и регулярного вселения в них двухлетков белого толстолоба, питающегося сестоном. При пересчете на площадь всей акватории водного объекта (для зоопланктона), на площадь дна с выделением заросших мелководий по участкам с различной средней величиной биомассы (для зообентоса и зоофитоса) вычисляется общая потенциальная рыбопродуктивность существующих водоемов и водотоков. Эти расчетные величины составляют основу для прогнозирования потенциальной рыбопродуктивности данного водного объекта в условиях, которые могут сложиться после воздействия на него гидротехнического строительства. При этом необходимо исходить из уточненных расчетных величин, корректируемых с учетом изменений качественного и количественного состава зоопланктона, зообентоса и зоофитоса, которые будут вызваны изменениями морфометрических характеристик, проточности, уровня, солевого и газового режимов водных объектов под влиянием природных и антропогенных факторов.

Существует также наиболее точный способ оценки и прогнозирования потенциальной и промысловой рыбопродуктивности водных объектов. Для этого необходимо получить обстоятельную гидробиологическую характеристику структурных показателей всех основных группировок гидробионтов (фитопланктон, микрофитобентос, макрофиты, бактериопланктон, зоопланктон, макрозообентос, зоофитос), а также характеристику водных сообществ по функциональным показателям этих группировок гидробионтов с подразделением на соответствующие трофические уровни и пересчетом на эквивалентные энергетические единицы (ккал). При наличии всех необходимых данных может быть составлен сводный баланс энергии экосистем водного объекта до начала и в процессе воздействия на него гидротехнического строительства и определены величины потенциальной рыбопродуктивности. Легче всего составить биотический баланс хорошо изученных и важных в рыбохозяйственном отношении водных объектов. Принципиальная схема и конкретные расчеты биотического баланса на примере озер и водохранилищ приведены в литературе (Романенко, Оксюк, Жукин-

ский и др., 1984). С учетом имеющихся сведений об ожидаемых изменениях структурных характеристик основных группировок гидробионтов после воздействия на водный объект гидротехнического строительства должен быть составлен прогностический биотический баланс, основанный на уточнении и коррективах исходных величин, представленных в схеме его определения. Полученные в итоге вычисления биотического баланса существующей и прогнозируемой экосистемы конечные величины потенциальной рыбопродуктивности могут существенно различаться, и степень такого различия будет зависеть от того, какие изменения претерпит экосистема в результате воздействия на нее гидротехнического строительства.

Промысловая (изымаемая) рыбопродуктивность водных объектов намного ниже потенциальной. Объясняется это тем, что о промысловой рыбопродуктивности судят по уловам, а потенциальная рыбопродуктивность определяется продукцией мирных и хищных рыб (приростом ихтиомассы) за вегетационный сезон, которую нелегко определить, поскольку только часть абсолютного запаса рыб доступна учету. Основная часть абсолютного запаса промысловых, малоценных и сорных видов рыб всех возрастов, как правило, неизвестна. Кормовая база рыб, особенно моллюсков в южных водоемах, часто недоиспользуется из-за малой численности популяций промысловых видов рыб. Многочисленные причины этого явления указаны П. Г. Сухойваном (Романенко, Оксик, Жукинский и др., 1984). Поэтому составить правильный, т. е. наиболее вероятный, прогноз величин промысловой рыбопродуктивности водных объектов, задеваемых гидротехническим строительством, на основе величин потенциальной рыбопродуктивности с учетом многочисленных, иногда противоречивых азональных факторов, могут только ихтиологи высокой квалификации, изучившие основные закономерности формирования ихтиофауны, динамику численности популяций рыб и изменение рыбопродуктивности водных объектов в результате гидростроительства и в процессе становления и развития экосистем.

При разработке рыбопродуктивных возможностей водных объектов с целью строгого научного доказательства рыбопродуктивных резервов существующих водных объектов в современный период и после их преобразования в результате гидротехнического воздействия необходимо знать пищевой спектр взрослых особей промысловых и непромысловых видов рыб, их пищевые потребности и конкуренцию в пище, реальные кормовые коэффициенты и эффективность освоения кормовой базы рыб.

2.3.6. Ценные гидроекосистемы, гидробиоценозы, гидробионты и их генофонд

Важным аспектом экологической оценки воздействия гидротехнического строительства на водоемы и водотоки является природоохранный, а именно: сбор информации о ценности ландшафтов и экосистем конкретных водных объектов различных категорий с научной, природо-познавательной, рекреационной и эстетической точек

зрения, о видовом разнообразии и своеобразии растений и животных, составляющих биоту экосистем и их отдельных гидробиоценозов; прогнозирование тех отрицательных последствий для ценных компонентов биоты и гидробиоценозов водных объектов, которые весьма вероятны при изменении абиотических параметров экосистем, обусловленных гидростроительством, а также анализ полученных сведений и прогностических материалов для обоснования экологического заключения и разработки практических рекомендаций по предотвращению этих отрицательных последствий и максимальной охране генофонда ценных гидроекосистем, гидробиоценозов и гидробионтов. При разработке природоохранной части экологической оценки воздействия гидротехнического строительства на водные объекты необходимо руководствоваться концепцией «Всемирной стратегии охраны природы», провозглашенной в 1980 г. Международным союзом охраны природы при поддержке других международных организаций ООН в 33 странах мира, в том числе и в СССР (Яблоков, Остроумов, 1979). Главная цель этой «Стратегии...» — сохранение генетического многообразия и предотвращение вымирания всех видов растений и животных. Теоретической предпосылкой «Стратегии...» является положение о том, что устойчивость экосистем и биосферы в целом определяется степенью их разнородности, т. е. экосистемы тем устойчивее, чем из большего числа видов состоит их биота. Поэтому для длительного сохранения биоты экосистем и отдельных сообществ организмов необходимо сохранение эволюционно достигнутой степени их сложности. Каждый вид, обладая неповторимым генофондом, представляет собой уникальный результат эволюции, значение которого для человека в будущем невозможно предвидеть. Являясь системой эволюционно-интегрированных популяций, каждый вид, особенно у животных, не может длительное время существовать, будучи представлен лишь одной изолированной популяцией. Поэтому для сохранения отдельных видов необходимо сохранять их сложную популяционно-генетическую структуру.

В «Стратегии...» рассмотрены основные факторы угнетения и уничтожения видов животных. Из 6 основных факторов, на 1-е место поставлен фактор разрушения и деградации местообитаний. Под воздействием этого фактора в мире находится более 50 % позвоночных животных. Характерно, что относительное большинство видов животных, исчезающих из-за деградации местообитаний, обитает в пресноводных экосистемах. Наибольшее внимание при экологической оценке гидротехнического воздействия должны привлекать исчезающие, уязвимые и редкие, в том числе эндемичные и реликтовые, виды растений и животных. Эти понятия очень близки.

Исчезающие — это виды, численность которых заметно уменьшается или достигла критического уровня в пределах ареала либо его части. Для их сохранения необходимы специальные меры.

Уязвимые — это виды, находящиеся под угрозой исчезновения, т. е. численность их резко сократилась, они еще не находятся на грани вымирания, но приближаются к ней.

Редкие — виды с ограниченным количеством популяций, локализованных в пределах узкого ареала, а также рассеянно распространен-

ные отдельными популяциями на более значительной территории и не проявляющие тенденции к уменьшению численности. Однако редкие виды могут быть легко уничтожены в результате действия какой-либо случайной причины.

Эндемичный (может быть исчезающим, уязвимым и редким) — это вид, обитающий только в данном регионе и не живущий в других.

Реликтовый — вид, который в отдельные геологические эпохи был широко распространен, а в современный период занимает небольшие территории.

«Стратегия...» предлагает уделять внимание не только видам, находящимся под угрозой уничтожения, но и интенсивно эксплуатируемым. При этом рекомендуется отдавать предпочтение видам, имеющим прямую экологическую ценность по сравнению с теми, ценность которых сегодня менее определена. Предложена простейшая система приоритетов в отношении экономически ценных видов, позволяющая определить очередность действий по их сохранению и восстановлению. В этой системе выделено 4 группы видов: хозяйственно-ценные, возможно важные для хозяйства, косвенно важные и потенциально важные. На основе «Стратегии...» каждая страна должна разрабатывать и придерживаться собственной конкретной стратегии в области охраны живой природы. Особое внимание рекомендуется направлять на защиту экосистем, типичных для данной страны, центров эндемизма и экосистем, богатых видами, существование которых поставлено под угрозу в результате разрушения местообитаний (Редкие и исчезающие растения и животные Украины, 1988; Яблоков, Остроумов, 1979).

При прогнозировании ожидаемых последствий гидротехнического строительства для экосистем, сообществ и отдельных видов флоры и фауны тех или иных водных объектов следует исходить из того положения, что охрана органического мира водоемов и водотоков, его генофонда, может и должна вестись в 2 направлениях: охрана целостности гидроекосистем (прежде всего особо ценных и ценных) и связанных с ними ландшафтов, а также определенных участков водных систем и объектов с ценными гидробиоценозами; охрана отдельных видов и популяций.

Ценность некоторых водных экосистем как выдающихся созданий природы, имеющих одновременно и большое хозяйственное значение, благодаря их уникальности или своеобразию и хорошей изученности часто заведомо известна. К таким экосистемам мирового и всеозонного значений можно отнести, например, экосистемы озер Байкал и Севан, Аральского моря, устьевых областей Волги, Дуная, Днестра с Южным Бугом и т. п. По отношению к таким ценным природным комплексам необходимо на всех стадиях экологической оценки проявлять повышенное внимание и осторожность, учитывая тяжелые последствия для большинства из них безответственного и экологически безграмотного техногенного воздействия, допущенного в недалеком прошлом.

Истинная ценность экосистем большинства континентальных водоемов и водотоков на территории СССР, как правило, неизвестна из-за недостаточной изученности. Для определения ценности гидроекосистем этой самой многочисленной категории, особенно если предпола-

гается гидротехническое воздействие на одну из них или нескольких, необходимо провести их всестороннее исследование. Для этого следует изучить гидробиологический режим соответствующих водных объектов, видовой состав низших и высших растений, водных беспозвоночных, рыб, характерные биотопы и связанные с ними сообщества, включая амфибионтов, водолюбивых птиц и млекопитающих.

Охрана ландшафтов, водных экосистем и отдельных сообществ в водоемах и водотоках является наиболее эффективным и актуальным путем сохранения генофонда гидробионтов в их неповторимой совокупности. Однако этот путь осложняется тем, что водные экосистемы по сравнению с наземными более уязвимы к антропогенному воздействию вследствие более высокой динамичности гидросферы по сравнению с верхней частью литосферы. Например, экосистемы и сообщества в устьевых областях рек испытывают ощутимые последствия зарегулирования или загрязнения верховий этих же рек, хотя их могут разделять сотни километров и разные климатические зоны. Так, осенью 1955 г., в первые месяцы заполнения Каховского водохранилища в низовье и дельту Днепра через Каховскую ГЭС пропусклось почти в 5 раз меньше воды ($117 \text{ м}^3/\text{с}$), чем это было допустимо ($500 \text{ м}^3/\text{с}$). В результате изменения баланса пресных и морских вод во всей Днепровско-Бугской устьевой области солоноватая вода (до 5 ‰) сменила в дельте и низовье Днепра пресную, вследствие чего пресноводный комплекс зоопланктона и других группировок гидробионтов погиб. В период заполнения Каховского и Кременчугского водохранилищ (1955—1960 гг.) в Днепровско-Бугский лиман и дельту Днепра проникли морские диатомовые и динофитовые водоросли. В маловодном 1972 г., когда основная часть водного стока Днепра была аккумулирована в водохранилищах днепровского каскада, Днепровско-Бугский лиман снова настолько осолонился, что в его западной части возникали «красные приливы», вызванные массовым развитием динофитовой водоросли *Euxiviaella cordata* (Жукинский, Романенко, 1987). Поэтому при прогнозировании воздействия гидротехнического строительства на макро- и микроекосистемы и их отдельные гидробиоценозы необходимо контролировать весь бассейн реки, озера или внутреннего моря, заботясь о предотвращении нежелательных последствий для всей биоты бассейнов водных объектов.

Другой путь охраны генофонда водных объектов различных категорий, а именно охрана отдельных видов и популяций, осложняется неудовлетворительной популяционно-экологической и особенно популяционно-генетической изученностью большинства видов растений и животных. Даже у большинства промысловых рыб — хозяйственно ценных гидробионтов — половая и размерно-возрастная структура стад, динамика численности популяций и другие вопросы их популяционной экологии в рыбохозяйственных водных объектах изучены недостаточно. Генетическая структура популяций естественно-живущих видов промысловых рыб изучена еще хуже. Между тем знание структуры популяций промысловых видов рыб в рыбохозяйственных водных объектах, испытывающих антропогенное воздействие, совершенно необходимо, поскольку нарушение субпопуляционной генети-

ческой структуры (гибель одной или нескольких небольших по размерам субпопуляций) вследствие каких-либо причин (отчленение крупного залива моря, озера, водохранилища) способно привести к инбридной депрессии и вырождению всей популяции или же к резкому снижению ее продуктивности.

В СССР генетический анализ популяций водных беспозвоночных начат только в последние десятилетия и преимущественно промысловых видов. Изучение генетической структуры гидробионтов-растений вообще не начиналось. Тактика охраны генофонда водных организмов разных таксонов должна строиться на основе целенаправленного изучения динамики генных частот, подразделения популяций на составляющие их субпопуляции, установление зависимости генетической структуры популяций от антропогенных факторов разной природы, т. е. на основе подходов, являющихся в совокупности системой генетического мониторинга (Жукинский, Романенко, 1987).

Таким образом, полноценный экологический прогноз воздействия гидротехнического строительства на водоемы и водотоки может быть составлен лишь на основе предшествующего ему экосистемного, популяционно-экологического и популяционно-генетического мониторинга.

2.4. Методы оценочного анализа гидротехнического воздействия

Целью оценочного анализа воздействия гидротехнического строительства на водные объекты является установление и количественное определение степени влияния техногенных факторов на экосистемы, выявление близких и отдаленных его последствий, которые должны быть учтены при принятии решения. Важно, чтобы выполненная оценка была достаточно надежной и обеспечивала правильность принятия положительного или отрицательного решения по строительству технического объекта, а также послужила основой для разработки соответствующих компенсационных мероприятий.

В основе методики оценочного анализа воздействия лежит выбор критериев, которые позволяют определить степень нарушений водных объектов в результате гидротехнического строительства. Главными критериями должны являться **современное состояние** гидроэкосистем, основанное на достаточном наборе структурно-функциональных показателей, и **прогноз** их изменений на перспективу **без воздействия**. Эти сведения представляют собой базовые (или фоновые) природные характеристики, сравнение с которыми позволяет оценить степень воздействия гидротехнического строительства на водные объекты. Важным критерием является сопоставление результатов прогнозов при различных вариантах проектируемых гидротехнических преобразований, в том числе тех, которые не предполагается реализовать, а также альтернативных вариантов решения проблемы, не связанных с гидротехническим строительством.

С методической точки зрения для адекватной поставленным задачам оценки воздействия первостепенное значение имеет выбор показателя

телей, поскольку с помощью данных параметров устанавливается степень влияния техногенных факторов на водные объекты. Если показатели выбраны неудачно или недостаточно широко, оценка воздействия будет неполной или неправильной. Исходя из этого, одним из основных требований методики оценки воздействия является комплексность, предусматривающая наличие показателей, отражающих все стороны жизнедеятельности и хозяйственного использования водных экосистем. При этом некоторые показатели могут оценивать воздействие количественно, другие — качественно («плохой — хороший — лучший»).

Методы оценки воздействия гидротехнического строительства на **качество воды** водных объектов должны предусматривать определение его изменения как среды обитания гидробионтов и пригодности для разных видов хозяйственного использования. В первом случае — это эколого-санитарная характеристика качества воды, которая позволяет оценить изменение солёности, ионного состава воды, концентрации взвешенных веществ, кислорода, органического вещества, биогенных элементов, фито- и бактериопланктона, продукционно-деструкционных процессов, а также степени загрязнения по показателю сапробности в результате гидротехнического строительства (Жукинский, Оксийук, Олейник и др., 1981; Жукинский, Оксийук, 1983; приложение 1). С методической точки зрения важно, что применение эколого-санитарной классификации качества воды позволяет отразить естественную динамичность природной среды, обусловленную сложностью протекающих в ней процессов, путем оценки каждого показателя в определенном интервале величин (Оксийук, Жукинский, 1983). Качество воды водного объекта или какой-либо отдельной его части характеризуется на основе ряда наблюдений для всех показателей по минимальным, максимальным и преобладающим величинам отдельно. В качестве преобладающих можно принять значения модального или нескольких смежных с ним классов.

При необходимости однозначной эколого-санитарной оценки качества воды используется метод ранговых показателей (Гавришова, 1981). Этот метод заключается в том, что градациям шкалы эколого-санитарной классификации качества воды присваиваются ранги от 1 до 9. По мере увеличения степени загрязненности нарастают значения ранговой оценки разрядов. Метод ранговой обработки данных предусматривает вычисление суммы рангов по всем показателям, среднего рангового показателя и перевод последнего в соответствующий разряд или смежные разряды (приложение 1).

Следует указать, что методика расчета водоохраных мероприятий, в том числе связанных с гидротехническим строительством, обычно ориентируется на максимальные показатели содержания загрязняющих веществ в воде. Однако в силу того, что на качество воды в водных объектах влияет комплекс факторов и максимальные величины многих эколого-санитарных показателей отмечаются лишь спорадически, в тех случаях, когда эколого-санитарная оценка (но не эколого-токсикологическая) качества воды используется для разработки и **выбора** водоохраных мероприятий, целесообразнее ориентироваться

на значения верхнего предела диапазона преобладающих величин. Это не относится к эколого-токсикологическим и радиоэкологическим показателям, для которых следует принимать в расчеты максимальные значения концентрации специфических примесей (пестицидов, тяжелых металлов, радионуклидов и др.). Применение метода эколого-санитарной оценки качества воды для суждения о воздействии гидротехнического строительства позволяет, кроме характеристики среды обитания гидробионтов, получить общее представление о реальной потенциальной пригодности и ценности воды для разных видов народнохозяйственного использования.

Требования к качеству воды, предъявляемые различными водопотребителями, регламентированы рядом нормативных документов (ГОСТ 17.1.2.04—77; ГОСТ 17.1.5.02—80; ГОСТ 25900—83; ГОСТ 2761—84; СанПиН 3907—85; Правила охраны поверхностных вод..., 1975). Этими документами определены нормативы качества воды для 3 видов водопользования: хозяйственно-питьевого, культурно-бытового, рыбохозяйственного 1-й (относительно водных объектов, используемых для сохранения и воспроизводства ценных видов рыб) и 2-й (для водных объектов, используемых для других рыбохозяйственных целей) категорий.

Метод оценки качества воды и его изменения под воздействием гидротехнического строительства для хозяйственного использования заключается в выборе нормируемых показателей. При комплексном использовании водных объектов необходимо применение метода приоритетности. В основе метода лежит ориентация на виды водопользования, предъявляющие к качеству воды наиболее жесткие требования. Чаще всего приоритет имеют хозяйственно-питьевое и рыбохозяйственное использование водоемов и водотоков. Согласно требованиям этих видов водопользования регламентируются следующие показатели: взвешенные вещества, плавающие примеси, посторонний запах, привкусы, окраска, температура, рН, минеральный состав, растворенный кислород, биохимическое потребление кислорода (БПК_{полн}), перманганатная окисляемость, биомасса фитопланктона, бактериальный состав, токсические химические вещества. Концентрация всех загрязняющих примесей не должны превышать предельно допустимые концентрации (ПДК) вредных веществ. При этом необходимо применение метода оценки аддитивности (совместимости) действия этих примесей (Правила охраны поверхностных вод..., 1975).

В настоящее время приоритеты сдвигаются в природоохранную область, в том числе и при оценке воздействия гидротехнического строительства на водные объекты. Это требует расширения количества показателей и применения метода оценки их величин не только по сравнению с ПДК, но в возможном диапазоне изменений. В данном аспекте предпочтительней методика, основанная на использовании эколого-санитарной классификации качества воды водных объектов, а также характеристики эколого-токсикологической и радиоэкологической ситуации.

Следует упомянуть о разработке единых критериев качества воды водохозяйственными организациями стран-членов СЭВ (Единые кри-

терии качества вод, 1982; Водохранилища и их воздействие на окружающую среду, 1986). Показатели качества вод, по которым производится оценка, разделяются на 5 групп: А — общезфизические показатели и показатели неорганических веществ; Б — общие показатели органических веществ; В — показатели неорганических промышленных и других загрязняющих веществ антропогенного характера; Г — показатели органических промышленных и других загрязняющих веществ антропогенного характера; Д — биологические показатели (приложение 1). Отмечается, что подробная оценка качества вод не всегда нужна и возможна с экономической точки зрения, поэтому на практике она основывается на выбранных репрезентативных показателях, величина которых зависит от способа использования контролируемых вод.

Предложены нормативы качества поверхностных проточных вод с экологических позиций, показатели и нормативы качества непроточных вод, желательные и допустимые величины показателей качества вод, используемых для различных целей. Последние следует рассматривать как рекомендации, которые могут быть уточнены специализированными службами каждой страны. Для стран, у которых фоновое содержание отдельных показателей значительно ниже, возможны свои градации величин этих показателей. Предлагаемые величины разработаны с учетом возрастающих масштабов евтрофирования поверхностных вод, поэтому для водных объектов СССР они явно завышены. Применение по многим показателям (в частности, содержанию биогенных и органических веществ) таких нормативов отнюдь не способствует сдерживанию процесса евтрофирования и природоохранным целям. Сопоставление оценки качества воды по эколого-санитарной классификации и на основании нормативов, рекомендуемых водохозяйственными органами стран-членов СЭВ, показывает, что последние дают очень заниженные результаты и приуменьшают реальную степень загрязнения природных вод в результате антропогенного воздействия.

В настоящее время официальная оценка **эколого-токсикологической ситуации** в водных объектах, как составная часть экологической оценки воздействия на них гидротехнического строительства, может производиться только по 2 отечественным нормативным документам: ГОСТу 17.1.2.04—77, включающему систему токсобности гидробионтов, и «Правилам охраны поверхностных вод от загрязнения сточными водами», включающим рыбохозяйственные ПДК. Система токсобности имеет и ориентирующее, и определяющее значение. Если качество воды в водном объекте, согласно критериям этой системы, относится к α -мезотоксической или политоксической зонам, то решение вопроса о гидротехническом строительстве может быть положительным только в том случае, если по результатам прогностических экспертных оценок проточность этого водного объекта после завершения строительства увеличится, а газовый режим, особенно в придонных слоях воды, улучшится, т. е. возникнут условия, способствующие усилению самоочистительной способности водного объекта. В противном случае, согласование гидротехнического строительства может быть

рекомендовано только после того, когда будет разработана и опережающими темпами осуществлена программа водоохраных мероприятий в бассейне данного водного объекта.

Использование рыбохозяйственных ПДК должно сводиться только к сопоставлению: превышает или не превышает концентрация тех или иных токсических веществ в сточных водах предприятий и на различных участках водных объектов предельно допустимые нормы. Если реальное содержание в воде токсических веществ выше ПДК, вопрос о согласовании проекта гидротехнического строительства должен быть снят и рассмотрен вновь только после того, когда содержание этих веществ в воде будет снижено до уровня ПДК. Если же в воде водных объектов концентрация токсических веществ не превышает ПДК, вопрос о согласовании проекта гидротехнического строительства должен решаться в зависимости от прогнозных значений концентрации токсических веществ в преобразуемых или косвенно затеях гидростроительством водных объектах. Прогнозные значения концентрации токсикантов в этих водных объектах и их соответствие рыбохозяйственным ПДК определяются методом экспертных оценок с учетом указанных в разделе 2.3.5 двух обстоятельств: изменение абиотических параметров и биотических характеристик; развитие промышленности, сельского и коммунального хозяйства.

Для суждения о степени токсикологического загрязнения биоты в водных объектах, которые будут затеы гидротехническим строительством, дополнительным и достаточно репрезентативным официальным критерием могут являться нормы предельно допустимых остаточных количеств (ПДОК) вредных веществ в пищевых продуктах, утверждаемые Минздравом СССР. Если в теле промысловых видов рыб содержание отдельных токсикантов достигает величин ПДОК или приближается к ним, то это свидетельствует о неблагоприятной в целом эколого-токсикологической ситуации в экосистеме данного водного объекта, поскольку рыбы занимают верхние трофические уровни, и на них сильнее всего проявляется «эффе́кт пищевой цепи».

Для наиболее разносторонней и достоверной оценки эколого-токсикологической ситуации в водном объекте, который должен испытать воздействие гидротехнического строительства, использование рыбохозяйственных ПДК и системы токсобности недостаточно потому, что эти нормативы характеризуют токсическую загрязненность только толщи воды, а не всей экосистемы. Поэтому целесообразно использовать не только официальные, но и неофициальные, разработанные для научно-исследовательских целей способы, подходы и классификации оценки степени токсической загрязненности водных экосистем. Мы считаем, что для решения поставленной задачи — обстоятельно и достоверно оценить эколого-токсикологическую ситуацию в каком-либо водном объекте — наиболее подходящей является классификация УТЗ гидроэкосистем, разработанная Л. П. Брагинским (1985). Эта классификация объединяет способ рыбохозяйственных ПДК и метод биотестирования по отношению к водной толще, а также формализует сведения о содержании токсикантов в донных отложениях и гидробионтах. В результате можно получить пространную и лаконичную,

развернутую и однозначную количественную оценку УТЗ экосистем водных объектов в период, предшествующий гидротехническому воздействию на них. Если классификация УТЗ гидроэкосистем будет положена в основу экотоксикологического мониторинга, организация которого в период, предшествующий утверждению ТЭО этого строительства, желательна, а во многих случаях необходима, то на основе данных этого мониторинга методом экспертных оценок может быть выработано наиболее объективное и достоверное суждение о том, какая эколого-токсикологическая ситуация ожидается после реализации проекта гидротехнического строительства. Только на основании такой экспертной оценки, как итога прогностического экотоксикологического мониторинга, может быть дана рекомендация лицу, принимающему решение: согласовывать или не согласовывать ТЭО гидротехнического строительства, и если согласовывать, то на каких условиях, т. е. какие экологические требования должны быть выполнены заказчиком, чтобы после завершения гидротехнического строительства эколого-токсикологическая ситуация в преобразованном водном объекте была благополучной. Такая рекомендация может быть положена в основу программы водоохраных мероприятий, выполняемых до начала гидротехнического строительства или в процессе его.

Анализ радиоэкологической ситуации в водных объектах, которые будут затронуты гидротехническим строительством, производится на основании изучения УРЗ в них в период, предшествующий строительству. Гидротехническое строительство на водоемах-охладителях АЭС с замкнутым водоснабжением и на таких радиозагрязненных водоемах, как Киевское водохранилище, с экологической точки зрения нежелательно, а во многих случаях недопустимо. Такое строительство возможно только в виде исключения в тех случаях, если оно имеет целью уменьшить опасность радиоактивного загрязнения связанных с ними других водоемов и водотоков (например, укрепление водозаградительных дамб, реконструкция водорегулирующих узлов и т. п.). В остальных же водных объектах, в которых радиоэкологическая ситуация неизвестна, рекомендация о допустимости или недопустимости гидротехнического строительства может быть дана только после детального ее изучения по заключению экспертов, которые могут предварительно оценить УРЗ экосистемы водного объекта на основании «Рабочих пределов концентраций наиболее значимых радионуклидов в воде озер, водохранилищ и рек» (Гусев, Марей, Гнеушева и др., 1978). Если показатели содержания радионуклидов в воде превышают эти нормативы, то вопрос о гидротехническом строительстве на данном водном объекте должен быть решен отрицательно. Если же показатели содержания радионуклидов в воде не достигли нормативных величин, но приближаются к ним, вопрос о допустимости или недопустимости гидротехнического строительства должен решаться на основании всестороннего изучения УРЗ экосистемы водного объекта с анализом выявляемых тенденций к его увеличению или уменьшению. Положительная рекомендация по гидротехническому строительству на водном объекте может быть дана только в том случае, если содержание радионуклидов в воде мало превышает уровень ЕРФ при условии,

что на данном водном объекте и в водном бассейне, к которому он принадлежит, нет АЭС и не предвидится их сооружение.

Оценочный анализ ожидаемых последствий воздействия гидротехнического строительства на **ихтиофауну и рыбопродуктивность** водных объектов производится путем сопоставления материалов исходной информации, рыбохозяйственного и других разделов экологического прогноза с законодательными природоохранными актами и нормативными документами, регламентирующими деятельность различных водопотребителей и водопользователей на рыбохозяйственных водоемах и водотоках, а также корректировки этих же материалов на базе научных критериев и индивидуальной или групповой экспертной оценки.

Основопологающим правовым документом, содержащим общие требования по охране рыбохозяйственных водоемов и водотоков СССР, является «Положение об охране рыбных запасов и регулировании рыболовства в водоемах СССР» (утверждено Постановлением СМ СССР от 15.09.58 г.)¹, на основе которого до 1988 г. действовал Главрыбвод Минрыбхоза СССР и его бассейновые управления. Конкретные нормы охраны рыбных ресурсов и регулирования рыболовства содержатся в более чем 30 региональных «Правилах рыбоохраны и рыболовства», охватывающих отдельные крупные территории (Дальний Восток), республики (Украинскую и Таджикскую ССР), бассейны (бассейн оз. Байкал) и водоемы (Иваньковское водохранилище). В «Положении...» и «Правилах...» указаны ограничения и требования ко всем водопотребителям и водопользователям, не исключая особо жесткие на тех участках водоемов и водотоков, где размножаются, зимуют или часто концентрируются ценные виды рыб. При оценочном анализе необходимо уяснить, какие из требований рыбного хозяйства, сформулированных в «Положении...» и «Правилах...», в том числе перечисленные в разделе 1.6, должны и могут быть выполнены Генеральным заказчиком проекта гидротехнического строительства и другими водопотребителями и водопользователями, связанными с данным водным объектом. Известно, что многие необходимые требования рыбного хозяйства не выполняются вообще или выполняются очень медленно: на протяжении многих лет и даже десятилетий. Таковыми, например, являются некоторые компенсационные рыбоводно-мелиоративные мероприятия, создание очистных сооружений на действующих предприятиях и т. п. В то же время некоторые рыбохозяйственные требования не могут или не должны выполняться по объективным причинам (например, использование рыбопропускных сооружений при резко изменяющихся условиях миграции и размножения проходных рыб). Поэтому при оценочном анализе должны быть сопоставлены благоприятные и неблагоприятные варианты выполняемых рыбохозяйственных требований для обоснования конкретных практических рекомендаций.

«Положение об охране рыбных запасов и регулировании рыболовства в водоемах СССР» подкреплено двумя важными природоохранными законами: «Основы водного законодательства Союза ССР и со-

¹ Собрание Постановлений Правительства СССР.— 1958.— № 16.— Ст. 127.

юзных республик (1970)»¹ и «Об охране и использовании животного мира (1980)»². В частности, в ст. 28 «Основ водного законодательства» подчеркнута необходимость своевременно осуществлять мероприятия, обеспечивающие охрану рыбных запасов и условий для их воспроизводства при эксплуатации гидротехнических и других сооружений на рыбохозяйственных водоемах и водотоках.

Оценочный анализ ихтиофауны и рыбопродуктивности рыбохозяйственных водоемов и водотоков, подвергающихся воздействию гидротехнического строительства, облегчается наличием ряда других природоохранных актов и нормативных документов. Так, в законе «Основы лесного законодательства Союза ССР и союзных республик (1977)»³ в ст. 15, 23 запретные полосы лесов, защищающие нерестилища ценных промысловых рыб, отнесены к группе лесов, где обусловлен особый порядок санитарных и лесовосстановительных рубок.

Очень важный нормативный документ — ГОСТ 17.1.2.04—77 «Охрана природы. Гидросфера. Показатели состояния и правила таксации рыбохозяйственных водных объектов» позволяет относить водные объекты и отдельные их акватории к высшей, 1-й и 2-й категориям в зависимости от их ценности как мест нереста, зимовки и массового нагула рыб, от состава ихтиофауны, условий жизни и воспроизводства ценных видов и от использования для других рыбохозяйственных целей.

Большим достоинством ГОСТ 17.1.2.04—77 является то, что с его помощью качество воды рыбохозяйственных водных объектов можно оценивать количественно. В этом документе качество воды (по составу и свойствам) дифференцировано на категории и классы (зоны, группы): 8 зон галобности (солености), 5 групп жесткости, 5 групп рН, 6 классов сапробности и 4 класса токсобности. При этом классы сапробности воды определяются не только по видам гидробионтов-индикаторов ее органического загрязнения, но и по ряду репрезентативных гидрофизических, гидрохимических и гидробиологических показателей, характеризующих общее санитарно-биологическое состояние водного объекта и уровень его трофности (прозрачность воды, содержание кислорода и сероводорода, биогенных и органических веществ, БПК₅ и БПК₂₀). Располагая исходными данными о содержании основных химических ингредиентов в воде, качественном и количественном составе водных бактерий, водорослей, беспозвоночных животных различных таксонов, а также рыб в водном объекте, подвергаемом воздействию гидротехнического строительства (т. е. фактическими данными за период до начала строительства и прогнозными за период после завершения строительства), с помощью ГОСТ 17.1.2.04—77 легко оценить, какие изменения санитарно-биологического состояния, уровня трофности и качества воды произойдут в результате гидротехнического воздействия в водном объекте. Такое сопоставление дает большую и разностороннюю информацию, позволяющую сделать заключение о

¹ Закон СССР от 10.12.70 г. // Ведомости Верховного Совета СССР.— 1970.— № 50.— Ст. 566.

² Закон СССР от 25.06.80 г. // Там же.— 1980.— № 27.— Ст. 530.

³ Закон СССР от 17.06.77 г. // Там же.— 1977.— № 25.— Ст. 388.

допустимости или недопустимости (с точки зрения интересов рыбного хозяйства) намечаемого гидротехнического строительства, условиях его осуществления, составе и сроках реализации необходимых рыбо-водно-мелиоративных компенсационных мероприятий.

Степень загрязнения и токсичности воды в рыбохозяйственных водных объектах может быть установлена не только косвенным путем (по наличию в водном объекте тех или иных индикаторных таксонов и видов беспозвоночных и рыб), как это принято в ГОСТ 17.1.2.04—77, но и путем прямой оценки на основании данных о содержании загрязняющих веществ в воде и их сопоставления с утвержденными рыбохозяйственными ПДК. Установление ПДК загрязняющих и токсических веществ является пока практически единственной мерой, позволяющей ограничить нагрузку на рыбохозяйственные водные объекты, обусловленную деятельностью различных отраслей народного хозяйства. В 1984 г. список рыбохозяйственных ПДК вредных веществ включал 449 ингредиентов, в том числе 420 для внутренних водоемов и водотоков (Анисова, 1984). Оценка степени токсичности воды в водных объектах до и после воздействия на них гидротехнического строительства производится сопоставлением соответствующих исходных данных (фактических и прогностических) о концентрации вредных веществ в воде с нормативными концентрациями этих веществ в рыбохозяйственных водных объектах — рыбохозяйственными ПДК, которые указаны в специальном перечне (Беспамятнов, Кротов, 1985). Характерной особенностью рыбохозяйственных ПДК является то, что они более жесткие, чем ПДК вредных веществ, установленные для водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового назначения, вследствие более высокой чувствительности к токсическому загрязнению воды гидробионтов, чем человека.

Одной из главных целей оценочного анализа является определение допустимости или недопустимости гидротехнического воздействия на рыбохозяйственные водные объекты в зависимости от степени их загрязнения вредными веществами в периоды до и после воздействия, о чем можно судить по фактической и прогнозируемой концентрации этих веществ и их соответствии ПДК: превышение рыбохозяйственных ПДК в водных объектах должно исключать возможность гидротехнического строительства. В то же время оценочный анализ способствует обоснованию необходимых водоохранных мероприятий, при осуществлении которых гидротехническое строительство на рыбохозяйственных водных объектах может быть разрешено.

Для огромного количества вредных веществ, поступающих в рыбохозяйственные водные объекты, нормирование до сих пор не произведено. В связи с этим Минрыбхоз СССР совместно с Минводхозом СССР и Минздравом СССР в 1974 г. утвердили «Правила охраны поверхностных вод от загрязнения сточными водами» (1975), которые запрещают сбрасывать в водные объекты сточные воды, содержащие вещества, для которых не установлены ПДК. Кроме того, Минрыбхоз СССР, Минводхоз СССР и Минсельхоз СССР в 1972 г. утвердили совместное постановление «О мерах по предотвращению попадания ядохимикатов в рыбохозяйственные водоемы», которым регламентируется применение

пестицидов и других ядохимикатов вокруг рыбохозяйственных водоемов и водотоков и установлено, что применение новых химических средств защиты растений в 500-метровой зоне, окружающей рыбохозяйственные водные объекты, допускается только после изучения их воздействия на рыб и другие водные организмы (Бекяшев, 1981). Несмотря на существование многих законодательных актов и нормативных документов, нацеленных на предотвращение загрязнения рыбохозяйственных водных объектов вредными для гидробионтов веществами, в настоящее время реальная картина довольно пессимистична. Так, стойкими хлорорганическими пестицидами загрязнены многие внутренние водные объекты. В водоемах и водотоках Средней Азии, Молдавии, Северного Кавказа концентрации в воде этих пестицидов превышают ПДК во много раз. В воде низовья и дельты Волги содержание ядохимикатов нередко превышает ПДК в сотни раз (Дубинина, 1988). Такое загрязнение рыбохозяйственных водных объектов вредными веществами в современный период должно учитываться как важное реальное обстоятельство при оценочном анализе. Это обстоятельство обязывает принимать во внимание возможность невыполнения требований рыбного хозяйства к качеству воды водных объектов, подвергаемых воздействию гидротехнического строительства, наличие в воде этих объектов загрязняющих веществ, не нормируемых ПДК, и просто неизвестных вредных веществ. Поэтому в интересах рыбного хозяйства одним из главных требований должно быть требование о составлении и обязательном выполнении программ опережающих водоохраных мероприятий в бассейнах тех водоемов и рек, где предполагается гидротехническое строительство.

При оценочном анализе потенциальной и промышленной рыбопродуктивности рыбохозяйственных водных объектов, подвергаемых воздействию гидротехнического строительства, вне зависимости от того, каким из трех возможных способов были вычислены ожидаемые величины рыбопродуктивности, необходимо расчетные величины прогнозируемой рыбопродуктивности увязать с величинами наиболее важных абиотических факторов и биотических компонентов экосистемы данного водного объекта, прогнозируемыми после воздействия на него гидротехнического строительства. Подобные уточнения необходимы на всех стадиях проектирования гидротехнического объекта, поскольку многие важные обстоятельства, неизвестные на начальной стадии, становятся известными на последующих стадиях. Так, на стадии ТЭО Днепровско-Бугского морезаградительного гидроузла средняя промысловая рыбопродуктивность Днепровско-Бугского водохранилища, проектируемого на месте Днепровско-Бугского лимана, оценивалась нами (Романенко, Окснюк, Жукинский и др., 1984) величиной 80 кг/га. Однако на стадии проекта, когда расчетными методами доказали, что из-за сокращения рыбохозяйственных и санитарных попусков воды из Каховского водохранилища газовый и санитарно-гидробиологический режимы Днепровско-Бугского водохранилища, низовья и дельты Днепра часто будут неблагоприятными, особенно в придонных слоях воды водохранилища и в пойменных водоемах низовья и дельты Днепра, средняя величина ожидаемой промысловой ры-

бопродуктивности Днепроовско-Бугского водохранилища была снижена до 50 кг/га (Жукинский, Журавлева, Иванов и др., 1989).

Анализ исходных и прогностических материалов по **охране гидроэкосистем, гидробиоценозов и гидробионтов**, учитывающий ценность генофонда и ландшафтов, должен проводиться на основе определенных природоохранных законов, а также природоохранных и природопользовательных критериев. В результате такого анализа должны быть сформулированы точные и однозначные суждения о недопустимости или допустимости на определенных условиях гидротехнического воздействия на уникальные и обычные природные комплексы в пределах крупных водных систем и отдельных водных объектов или же их участков с ценными в научном и хозяйственном отношениях гидробиоценозами, затрагивающего условия существования отдельных ценных видов и популяций гидробионтов. Руководствуясь результатами оценочного анализа, необходимо обосновывать рекомендации по разработке природоохранных мероприятий, предусматривающих не только предотвращение или ограничение негативных последствий гидротехнического строительства и создание заповедных объектов, обеспечивающих сохранение генофонда ценных компонентов биоты, но и меры (в допустимых случаях) по рациональному использованию природных ресурсов интересующих нас водных объектов.

Первое, что следует сделать при оценочном анализе, это выяснить, не входит ли водный объект, задеваемый проектируемым гидростроительством в состав какой-либо заповедной территории (например, Телецкое озеро в Алтайском крае — в состав Алтайского государственного заповедника, оз. Синевир в Закарпатской области УССР — в состав Карпатского государственного заповедника) или же, напротив, нет ли в составе водного объекта заповедной акватории (Астраханский биосферный заповедник в дельте Волги, биосферный заповедник «Дунайские плавни» в дельте Дуная). Многие небольшие водные объекты (озера, реки, болота) являются государственными заказниками и памятниками природы республиканского значения (болото «Мох» в Черниговской, оз. Святое в Черкасской области УССР). Заповедники, заказники и памятники природы различного ранга зарегистрированы в Госкомприроде СССР и союзных республик и описаны в некоторых специальных изданиях (Липа, Федоренко, 1969; Природные заповедные объекты УССР, 1977).

Если оценочный анализ показывает, что намечаемое гидротехническое строительство негативно (прямо или косвенно) повлияет на целостность и экологическое состояние того или иного заповедного водного объекта, то вопрос об этом строительстве должен быть снят еще на предпроектной стадии или же существенно пересмотрен. Допустимость гидротехнического воздействия на водные объекты, не имеющие заповедного режима (а их подавляющее большинство), должно основываться на анализе материалов экосистемного, популяционно-экологического и популяционно-генетического мониторингов, содержание которых заблаговременно предусмотрено специальной программой. Может оказаться, что по составу флоры и фауны, видовому богатству и эстетической ценности изученные водные объекты или их отдельные

части должны стать заповедниками или заказниками. Для оценочно-го экологического анализа заповедных водных объектов большое значение имеют союзная и республиканские «Красные книги¹», а также другие специальные издания по охране генофонда растений и животных. Если в составе флоры и фауны водных объектов обнаружены редкие, исчезающие, эндемичные и реликтовые виды, то природоохранное значение экосистем этих объектов увеличивается, что обязывает предъявлять повышенные требования к генеральному заказчику и генеральному проектировщику намечаемого гидростроительства. Одним из таких требований может быть прекращение проектирования гидротехнического объекта с рекомендацией природоохранным организациям ввести на водоеме или водотоке тот или иной режим заповедности. Общегосударственная ценность водных экосистем (и их компонентов) водоемов и водотоков не должна базироваться лишь на их так называемом «народно-хозяйственном значении», т. е. ценность водных объектов и их природных ресурсов нельзя определять только как важные транспортные пути и источники сырьевых ресурсов (вода, песок, рыба, тростник). Не меньшее значение для страны и ее населения имеет использование водных объектов для рекреации, туризма, экскурсий.

В СССР «биолого-эстетические ценности», за исключением рекреации, не принято включать в перечень природных ресурсов, имеющих стоимость. До сих пор не введена дифференциальная рента для оплаты обычных природных ресурсов, используемых практически безвозмездно. В США «биолого-эстетические ценности» составляют значительную долю прибылей (до 50 %), получаемых при многоцелевом использовании водных объектов, например, эстуарии в (Сафьянов, 1987). Было бы весьма целесообразно, чтобы в ближайшем будущем Госкомприродой СССР с участием экологов и экономистов была поставлена и решена задача по разработке критериев и шкалы стоимостной оценки биолого-эстетических ценностей применительно к водным объектам СССР. Это в значительной мере облегчило бы экологическую и эколого-экономическую оценку воздействия гидротехнического строительства на водные экосистемы различного типа.

Выводы оценочного анализа в некоторых случаях могут способствовать разработке практических рекомендаций о необходимости введения на водных объектах, непосредственно или косвенно связанных с гидротехническим строительством, заповедного режима или организации специальных мероприятий по восстановлению численности редких, исчезающих, эндемичных и реликтовых видов растений и животных. Существуют следующие основные формы охраны ценных экосистем или их частей: биосферные заповедники, природные заповедники, природные парки, природные заказники, памятники природы.

Заповедник биосферный (международный уровень) — строго охраняемый большой природный участок, не испытывающий практически локальных воздействий человеческой деятельности и поэтому

¹ Список редких и находящихся под угрозой уничтожения растений и животных с указанием современного и прежнего распространения, численности и причин ее сокращения, а также мер охраны,

здесь на основе биомониторинга возможно выявлять антропогенные изменения природной среды, в том числе глобальные.

Заповедник природный (союзного и республиканского значения) — природная особо охраняемая территория, изъятая из традиционного хозяйственного использования и предназначенная исключительно для сохранения и изучения живой природы.

Парк природный (союзного и республиканского значения) — обширный участок природных и культурных ландшафтов, пригодный для организованного рекреационного использования. Наименее строго охраняемый по сравнению с другими типами природных охраняемых территорий.

Заказник природный (союзного, республиканского и областного уровня) — участок местности, в пределах которого (постоянно или временно) запрещены отдельные виды и формы хозяйственной деятельности для сохранения одного или многих видов живых существ или биогео-(биогидро-)ценозов, одного или нескольких экологических компонентов или общего характера охраняемой местности.

Памятники природы (союзного, республиканского, областного значений) — объекты природы, выделяемые как природные территории (акватории) небольшого размера, связанные с национальной культурой (истоки рек, небольшие вулканические озера, живописные родники, водопады и т. д.) (Реймерс, Яблоков, 1982).

В тех случаях, когда заповедники, заказники, национальные парки по каким-либо причинам не могут быть созданы, а ценным видам гидробионтов угрожает исчезновение из-за полного нарушения условий обитания и воспроизводства, в практических рекомендациях должны быть указаны иные пути спасения таких видов. А именно: переселение редких, исчезающих, эндемичных и реликтовых видов рыб и других гидробионтов в сходные по условиям новые места обитания, в том числе в специальные резерваты; организация искусственного воспроизводства тех видов, естественное воспроизводство которых нарушено (строительство рыбоводников, питомников по разведению раков и т. п.); использование для ценных промысловых видов рыб принципа реинтродукции и реакклиматизации; криоконсервация гамет и эмбрионов и соматических тканей для длительного хранения геномов особо ценных видов с целью их восстановления в будущем (Жукинский, Романенко, 1987; Редкие и исчезающие виды растений и животных УССР, 1988).

Комплексный оценочный анализ воздействия гидротехнического строительства на водные объекты должен предусматривать все возможные последствия такого воздействия, что представляет собой достаточно сложную задачу. Характеристика каждого аспекта воздействия отдельно многопланова и нередко противоречива. Для однозначности принятия решения необходимо выделение приоритетов. При правильном формулировании целей может быть достигнут необходимый эффект, однако на практике часто возникают противоречия между сиюминутными запросами хозяйственной деятельности и природоохранными задачами на отдаленную перспективу. Задача комплексного анализа осложняется тем, что первоначальные единицы измерения раз-

ных показателей воздействия, как правило, различны; одни из них количественные, другие — качественные, основанные на какой-либо классификации или шкале типа «приемлемый — неприемлемый», «хороший — хуже — плохой». Возникает необходимость разработки единой шкалы показателей, чаще всего на основе использования определенной системы ранжирования. Величины каждого показателя располагаются последовательно по принципу убывающей (или нарастающей) положительной значимости воздействия в пределах определенного числа классов, рангов, баллов.

В простейшем случае может быть 3 градации воздействия: благоприятное — нейтральное — отрицательное. Количество положительных и отрицательных показателей сопоставляется по каждому из проектов. Важным методом, существенно повышающим правильность оценки, является введение в показатели весовых коэффициентов, отражающих приоритетность и значимость последствий воздействия. Однако определение этих коэффициентов — сложный вопрос, и здесь возможны существенные расхождения в оценке, особенно между специалистами и общественностью.

Одним из эффективных методов оценки воздействия гидротехнического строительства на природные объекты является ранжирование альтернативных вариантов проекта в пределах категорий воздействия (Вторжение в природную среду, 1983). Он позволяет выделить те варианты, реализация которых будет сопровождаться наименьшим ущербом для природы и будет иметь благоприятные последствия для состояния экосистем водных объектов. Данный метод позволяет оценить даже такие качественные характеристики, как красота ландшафта, эстетическая ценность водного объекта и т. п., выразив их количественно в виде шкалы, включающей ранги (классы) от 1 до 5 (или 10), с определенным шагом.

Численные оценки отдельных показателей в дальнейшем могут быть обобщены в виде единого индекса. С этой целью для оценки воздействия техногенных факторов применяют различные интегральные методы. Но следует учитывать, что с их помощью оценка не может быть полной из-за неизбежной потери информации при интегрировании различных показателей; особенно это касается отрицательных воздействий на единичные, но очень важные показатели состояния водных объектов. Оценка каждого воздействия в отдельности создает основу для пересмотра тех сторон проекта, которые вызывают наиболее серьезные и нежелательные отрицательные последствия. Поэтому разработка комплексной оценки воздействия с применением интегрирования должна включать метод, обеспечивающий вычленение или специальное обозначение в общем списке неприемлемых видов воздействия согласно установленным приоритетам. Применяемые методы оценки (в том числе и комплексной) воздействия техногенных факторов на водные объекты должны предусматривать также коэффициент запаса, т. е. учитывать степень возможных отклонений от разработанных оценок и их уточнение в будущем.

В современных условиях крайне важно определить и оценить фактор риска, который представляет собой произведение вероятности

отрицательного события на возможный ущерб от него. В случае очень большого (вплоть до катастрофического) ущерба от воздействия гидротехнического строительства даже при очень малой вероятности тор риска велик.

2.5. Методика разработки водоохранных мероприятий при гидротехническом строительстве

Водоохранные мероприятия являются техническими средствами управления качеством воды, которое включает в себя планирование показателей состава и свойств воды на стадии проектирования гидроузла и оперативное управление ими на стадии его эксплуатации. Разработка водоохранных мероприятий базируется на прогнозировании качества воды и его оценке на основе нормативных величин показателей состава и свойств воды.

Система водоохранных мероприятий на водосборной площади водного объекта обеспечивает его защиту от загрязнения сточными водами промышленности (локальная очистка сточных вод, полная биологическая очистка, доочистка, введение оборотного водоснабжения, переход на маловодные и безводные технологии), коммунального хозяйства (полная биологическая очистка, доочистка), сельскохозяйственного производства (применение прогрессивных технологий), а также поверхностным стоком застроенных территорий и промплощадок (введение полураздельной системы канализации, локальная очистка в прудах-отстойниках). Эта система представляет собой базисный водоохранный комплекс (БВК). Входящие в его состав технические средства охраны вод обозначаются как U_m -управления.

Создание гидроузлов сопряжено с существенными изменениями морфометрии, гидродинамики и других важных параметров абиотической части водной экосистемы, которые оказывают значительное влияние на процессы формирования качества воды. Например, при создании на реке водохранилища на участке, расположенном ниже плотины, уменьшается расход воды, т. е. разбавляющая способность потока, что при сохранении объемов сбрасываемых загрязняющих примесей приводит к ухудшению качества воды. Для компенсации этого явления необходимо введение в БВК некоторых водоохранных мероприятий, совокупность которых представляет собой компенсационный водоохранный комплекс (КВК). В состав КВК должны входить также внутриводоемные водоохранные мероприятия, к которым относится корректировка (по экологическим требованиям) конструктивных и технологических параметров гидроузла, обеспечивающих благоприятное направление процессов формирования качества воды.

Следует подчеркнуть, что до сих пор инженерные решения гидроузлов основывались на гидравлических, энергетических, строительных и других требованиях. С учетом оценки воздействия гидротехнического строительства на водные объекты эти требования должны быть дополнены экологическими, что делает конструктивные и технологические параметры гидротехнических объектов (H_n) одновременно внутриводоемными водоохранными мероприятиями, т. е. H_n -управ-

лениями. Совокупность водоохранных мероприятий на водных объектах, связанных с гидротехническим строительством, базисных и компенсационных, представляет собой скорректированный водоохранный комплекс (СВК).

Затраты на реализацию БВК несут предприятия отраслей народного хозяйства, функционирующие в речных бассейнах, где осуществляется гидротехническое строительство. Стоимость КВК должна входить в сметную стоимость гидротехнических объектов, а стоимость СВК составляет всю сумму, затрачиваемую народным хозяйством страны на водоохрану в регионе гидротехнического строительства. Поэтому представляется естественным соблюдение методического подхода, при котором

$$I_{\text{СВК}} = [I_{\text{БВК}}(U_m) + I_{\text{КВК}}(U_m, H_n)] \rightarrow \min. \quad (2.102)$$

Таким образом, при гидротехническом строительстве разработка водоохранных мероприятий характеризуется определенной специфичностью, обусловленной возникновением дополнительных возможностей управления качеством воды, связанных с использованием инженерных решений гидроузлов.

Методика разработки водоохранных мероприятий при гидротехническом строительстве предполагает комплексный подход к формированию технических средств управления качеством воды, включающих две группы: U_m -аллохтонные, т. е. направленные на ограничение поступления в водный объект загрязняющих примесей с водосборной площади, и H_n -автохтонные, т. е. направленные на ограничение внутриводоемного продуцирования загрязняющих примесей и интенсификацию процессов самоочищения.

Обычно задача управления качеством воды решается путем ограничения поступления загрязняющих примесей в водный объект до определенных значений предельно допустимых сбросов (ПДС), поступление которых в водную массу с учетом идущих в ней процессов самоочищения обеспечивает соблюдение нормативных требований к качеству воды в створах водопользования, т. е. посредством U_m -управлений.

Включение H_n -управлений в состав водоохранных мероприятий при гидротехническом строительстве является методической основой оптимизации воздействия такого строительства на водный объект с точки зрения охраны вод. При этом в состав H_n -управлений входят морфометрические и гидродинамические характеристики создаваемого или реконструируемого водного объекта, конструктивные и технологические параметры гидротехнических сооружений на нем, оказывающие влияние на процессы формирования качества воды, а также специальные водоохранные сооружения в русле водотока или на акватории водохранилища.

Базисный, компенсационный и скорректированный водоохранные комплексы имеют сложную структуру: в их состав включаются набор конструктивных и технологических решений, различные сооружения, территориальное размещение которых может изменяться для достижения одной и той же конечной цели — нормативного качества воды

в створах водопользования. Благодаря многовариантности внутренней структуры комплексов и в силу их высокой стоимости очень важно оптимальное сочетание инженерных решений, обеспечивающих достижение заданного водоохранного эффекта при минимуме капитальных вложений и эксплуатационных затрат.

Расчет минимального по стоимости водоохранного комплекса водного объекта, к которому сводится задача оптимального управления качеством воды, достаточно сложен. Методика расчета предусматривает построение объединенной оптимизационно-имитационной модели, которая решается относительно искомым управлений — параметров водоохранного комплекса. Система ограничений оптимизационной задачи включает требования водопользователей к качеству воды в расчетных створах. Целевой функционал обычно задает соответствие между водоохранными управлениями и стоимостью их реализации. Его минимизируют при условии соблюдения заданных ограничений, что позволяет отыскать необходимый набор технологических параметров водоохранных мероприятий и сооружений водного объекта, соответствующий минимуму приведенных затрат. Если выделенных средств для достижения нормативного качества воды на данном этапе развития региона недостаточно, может быть решена задача так называемой «компромиссной оптимизации», т. е. определение такого набора водоохранных мероприятий, который бы обеспечил достижение наилучших показателей качества воды из возможных при имеющихся ассигнованиях.

В общем виде оптимизационно-имитационная модель для расчета водоохранного комплекса минимальной стоимости может быть записана в такой форме:

$$I = [I_1(H_n) + I_2(U_m) + I_3(U_m H_n)] \rightarrow \min; \quad (2.103)$$

$$\frac{dC_j}{dx} = f_j(H_n, U_m, C_j \dots); \quad (2.104)$$

$$C_i(0) = C_{j0}, \quad C_i(l) = C_{ji}; \quad (2.105)$$

$$H_n, U_m \in V. \quad (2.106)$$

Очевидно, функционал I_1 включает стоимость тех конструктивных и технологических параметров, которые являются водоохранными управлениями (H_n). Это отражает особенность охраны вод при гидротехническом строительстве, состоящую в совместном удовлетворении технологических и водоохранных требований при выборе инженерных решений сооружения и его элементов. Структура элементов целевого функционала (2.103) приведена в разделе 3.3.2.

Векторное уравнение состояния системы (2.104) должно быть записано в форме инженерно-экологических моделей, позволяющих устанавливать зависимость формирования качества воды в водных объектах по j -примесям от U_m и H_n -управлений, т. е. связь между абиотическими параметрами водных экосистем, изменяющимися под воздействием гидротехнического строительства, и их биотическими структурно-функциональными характеристиками, ответственными за формирование качества воды (см. разделы 2.3.2; 2.3.3; 3.3.2). Система ограничений оптимизационной задачи (2.106) отражает допустимые

управления, определяющие диапазон изменения H_n и U_m техническими возможностями соответствующего управления.

Выражения C_{j0} указывают на начальные условия для каждого из расчетных участков водного объекта по j -показателям качества воды. Условия C_{ji} описывают требования к качеству воды в створах водопользования, которые принимаются в форме ПДК с соблюдением требований аддитивности примесей с общим лимитирующим показателем вредности (ЛПВ).

Экономико-математическая модель (2.103—2.106) позволяет решать основные задачи разработки водоохранных мероприятий при гидротехническом строительстве. На основе решения уравнения (2.104) прогнозируется вектор качества воды в створах водопользования в зависимости от технических решений гидроузла — $C_j(H_n)$. Планирование качества воды на стадии проектирования гидроузла и управление им в процессе эксплуатации может осуществляться при помощи соответствующих U_m - и H_n -управлений. Их набор может быть определен также путем решения уравнения (2.104) относительно U_m и H_n при условии, что в правой части его решения в форме векторного уравнения будет стоять вектор нормативных требований к качеству воды. Для решения задачи оптимального управления необходимо использовать экономико-математическую модель (2.103—2.106) в полной записи.

Глава 3

МЕТОДИЧЕСКИЕ РЕКОМЕНДАЦИИ

3.1. Программа и последовательность гидроэкологической оценки

Программа экологической оценки техногенного воздействия существенно зависит от типа гидроузла, региона строительства, экологических особенностей водных объектов и ряда других факторов и должна разрабатываться для каждого конкретного случая с учетом его специфики.

Оценивать экологическое воздействие необходимо как основных, так и второстепенных гидротехнических сооружений. К первым относятся: плотины, устои и подпорные стенки, входящие в состав напорного фронта; дамбы обвалования; берегоукрепительные (внепортовые), регуляционные и оградительные сооружения; водосбросы, водоприемники и водозаборные сооружения; каналы деривационные, судоходные, водохозяйственных и мелиоративных систем, комплексного назначения и сооружения на них (акведуки, дюкеры, мосты, трубы-ливнепропуски и т. д.); туннели, трубопроводы; напорные бассейны и уравнильные резервуары; гидравлические, гидроаккумулирующие электростанции; насосные станции; судоходные сооружения — шлюзы, судоподъемники и судоходные плотины; гидросооружения портов (пристани, набережные, пирсы), судоремонтных предприятий и паромных переправ; гидросооружения тепловых и атомных электростанций; рыбопропускные сооружения, входящие в состав напорного фронта; сооружения, входящие в состав инженерной защиты городов, сельскохозяйственных и других народнохозяйственных объектов; морские и нефтегазопромысловые гидротехнические сооружения; сооружения навигационной обстановки. Ко вторым — ледозащитные устройства, разделительные стенки; отдельно стоящие служебно-вспомогательные причалы; устои и подпорные стенки, не входящие в состав напорного фронта; берегоукрепительные сооружения портов; рыбозащитные сооружения; сооружения лесосплава.

Первый этап экологической оценки заключается в определении общих положений, формировании цели и задач оценки воздействия. Основная цель предполагает установление на вербальном или количественном уровне возможных последствий для экосистемы водного объекта и региона в целом воздействия гидротехнического строительства. Она является абсолютно необходимым условием для корректного сопоставления инженерных решений на адекватной основе.

При достижении этой цели возможен отрицательный вывод о принципиальной неприемлемости планируемого гидротехнического строительства в данном регионе по экологическим условиям. При общем положительном выводе необходимо определение путей рационального включения того или иного гидроузла в территориальную экосистему. Следующей задачей является развитие и конкретизация результатов экологической оценки, что предусматривает обязательную разработку необходимых инженерно-экологических решений, исключающих возможные негативные последствия. Реализация этих решений определяется экономическими ограничениями и техническими возможностями. Поэтому затраты, связанные с осуществлением инженерно-экологических мероприятий, обеспечивающих достижение данной цели, должны включаться в сметную стоимость и в объем эксплуатационных затрат соответствующего объекта.

Кроме того, может быть поставлена цель проведения сопутствующих гидротехническому строительству инженерно-экологических мероприятий по оздоровлению окружающей природной среды (например, обводнение малых рек). Затраты на эти мероприятия не должны, естественно, входить в стоимость гидроузла, а финансироваться из местного бюджета или других источников. Однако следует иметь в виду, что ряд инженерно-экологических мероприятий по санации действующих водных объектов в комплексе с созданием гидроузла может быть осуществлен с меньшими затратами, чем при их отдельной реализации. По этой причине в каждом конкретном случае при экологической оценке воздействия гидротехнического строительства предпочтительней ориентироваться на оздоровление природной среды в регионе с дифференциацией затрат между соответствующими источниками финансирования на условиях долевого участия.

За формированием целей экологической оценки воздействия должна следовать постановка задач. Главными из них являются:

1. Характеристика современного состояния экосистем водных объектов, затрагиваемых гидротехническим строительством; оценка современного состояния поверхностных и подземных вод в регионе.

2. Разработка прогноза изменения гидрологических параметров водных объектов под влиянием гидротехнического строительства; экологического прогноза трансформации гидробиоценозов; прогноза качества воды и биопродуктивности водных объектов.

3. Определение характера и оценка степени воздействия гидротехнического строительства на состояние водных экосистем и перспективы их хозяйственного использования.

4. Формулирование экологических требований к строительству гидроузла, разработка природоохранных и рыбохозяйственных мероприятий, расчет водоохранных комплексов для водных объектов в зоне влияния гидротехнического строительства. При этом должна быть определена стоимость рекомендуемых мероприятий в форме объемов капитальных вложений и эксплуатационных затрат.

Гидротехническое строительство воздействует практически на все компоненты водных экосистем. Для конкретизации экологической

Оценки необходимо на первом этапе выделить важнейшие элементы экосистем водных объектов, подвергающиеся изменению, и выявить их взаимодействие (например, изменение морфометрии и гидродинамики существующих водных объектов или формирование этих ключевых абиотических характеристик для новых, конструктивные и технологические параметры гидротехнических сооружений, основные структурно-функциональные характеристики гидробиоценозов, качество воды, эколого-токсикологическая и паразитологическая ситуация, рыбопродуктивность и т. д.).

Затем необходимо выделить достаточные для характеристики их изменений основные и вспомогательные показатели. В этой части работы рекомендуется составление диаграммы основных причинно-следственных связей ключевых параметров и выделенных показателей и их изменения под воздействием гидротехнического строительства. Такая диаграмма дает целостное представление о проблеме и может служить графической схемой экологической оценки воздействия, что облегчает как осуществление самой оценки, так и реализацию ее результатов исполнителями проекта.

Повышению эффективности оценки способствует определение приоритетных воздействий, оказывающих решающее влияние на гидроэкосистемы. Составление диаграммы (схемы) облегчает эту работу, а их выявление позволит сосредоточить внимание на решающих компонентах того или иного гидротехнического строительства, ответственных за наиболее важные аспекты воздействия на водные объекты.

Второй этап экологической оценки состоит в сборе и анализе исходной информации, объем и структура которой существенно зависит от стадии проектирования. На предпроектных стадиях (ТЭО и ТЭР) объем исходной информации должен обеспечивать возможность с экологических позиций сопоставлять альтернативные пути достижения поставленной народнохозяйственной цели и предлагаемых вариантов проектных решений. Для этого необходимы данные о целевом назначении гидротехнического объекта, описание возможных альтернатив, детальная характеристика экологической ситуации в регионе с подборкой данных по всем водным объектам и подземным водам, сведения о социально-демографической и экономической обстановке.

Исходная информация для проведения экологической оценки имеет следующую структуру: 1) описание проекта; 2) характеристика создаваемых водных объектов с указанием объектов-аналогов; 3) характеристика существующих водных объектов, подвергающихся воздействию гидротехнического строительства; 4) информация о водоохранной ситуации в регионе строительства.

Описание проекта включает цель и задачи гидротехнического строительства, технико-экономическое и социально-демографическое сопоставление альтернатив достижения поставленной цели и задач, генеральный план гидроузла с размещением на нем всех гидротехнических сооружений, характеристику создаваемых и существующих водных объектов. На генплан необходимо нанести также наиболее существенные источники загрязнения воды: промышленные и коммунально-бытовые предприятия, сельскохозяйственные объекты, включая

животноводческие комплексы, селитебные территории и рекреационные зоны.

Характеристика существующих и создаваемых водных объектов в качестве исходной информации предусматривает следующие данные: расходы воды, их распределение во времени, средняя скорость течения, мутность, температурный режим, конфигурация поперечного сечения, глубина, ее изменение по продольному и поперечному профилям, ширина, характер береговой линии, уровенный режим, его колебания во времени и пространстве, площадь мелководий, водообмен (для водохранилищ, озер, эстуариев и т. п.), наличие и режим работы гидротехнических сооружений, химический состав воды (минерализация и ионный состав, кислородный режим, рН, концентрация биогенных и органических веществ), содержание токсических загрязняющих веществ и радионуклидов, состав и количественные показатели планктона, бентоса и высшей водной растительности, их распределение по акватории, ихтиофауна и рыбопродуктивность, качественный состав и величина промысловых уловов рыб, многолетняя и сезонная динамика биоценозов, первичная продукция и деструкция органического вещества в планктоне, бентосе и сообществах высших водных растений, их удельные показатели, распределение по вертикали, а также количественная оценка зависимости продукционно-деструкционных процессов от ключевых факторов воздействия.

Информация о водоохранной ситуации в регионе строительства должна включать сведения о поступающих в существующие водные объекты или об ожидаемых поступлениях загрязняющих примесей со сбросами промпредприятий, из очистных сооружений коммунальных служб, поверхностным стоком с территорий городов, предприятий и сельскохозяйственных угодий (включая животноводческие комплексы и т. д.). Объемы загрязняющих примесей должны оцениваться как на современном уровне, так и прогнозироваться на перспективу с учетом развития региона. В этой части исходной информации должна быть также представлена характеристика современного состояния и перспектив строительства водоохраных сооружений на основных источниках загрязнения.

Третий этап экологической оценки воздействия состоит в выборе эффективных методов прогноза и оценочного анализа, позволяющих решить поставленные задачи. При этом нередко возможность применения тех или иных методов, определяющих уровень разработки соответствующих аспектов экологической оценки, в значительной мере зависит от объема и качества исходной информации. В случае отсутствия того или иного элемента в имеющейся информации приходится использовать экспертные оценки или аналоговые подходы, что может существенно повлиять на точность получаемых результатов.

Эффективность и надежность экологического прогноза и выполненной на его основе оценки в решающей степени определяется набором показателей и возможностями их прогнозирования расчетными методами с целью количественного определения воздействия гидротехнического строительства на них. К числу ключевых показателей водных экосистем, характеризующих их состояние и удовлетворяющих

требованиям оценки качества воды, относятся: концентрация растворенного кислорода, биохимическое потребление кислорода (БПК_{полн}), биомасса фитопланктона. Эти показатели отражают такие основные характеристики, как степень трофности гидрэкосистемы, круговорот органического вещества, способность водного объекта к самоочищению. Для указанных показателей разработаны инженерно-экологические модели и системы расчетов для экологической оценки воздействия гидротехнического строительства на водную экосистему.

Для проведения экологической оценки воздействия гидротехнического строительства на водный объект важен правильный выбор математической модели, строго адекватной поставленной задаче. В настоящее время существует большое количество таких моделей. Это обусловлено невозможностью построить универсальную модель, с помощью которой можно было бы решить все возникающие задачи, связанные с функционированием водных экосистем.

В этих условиях исследователь разрабатывает более или менее узко ориентированную модель, предназначенную для решения поставленной им задачи. Чтобы служить надежным инструментом экологической оценки воздействия, математическая модель должна включать набор необходимых параметров и при этом быть возможно более простой. Этим определяется методологическая значимость вопроса расчетного инструмента для решения той или иной задачи экологической оценки воздействия.

Четвертый этап экологической оценки состоит в разработке прогноза по всем ее разделам на основе многочисленных методов как математического моделирования, так и экспертных оценок в зависимости от принятых инженерных решений гидроузла.

Расчетные работы включают в себя прежде всего предварительный анализ исходной информации с целью оценки ее точности, установления взаимосвязей параметров, определение коэффициентов для численной реализации математических моделей. При этом предпочтительней использовать эмпирические количественные оценки, полученные на исследуемом водном объекте, подвергающемся гидротехническому преобразованию. Применение зависимостей, установленных на других водоемах и водотоках, требует проверки и корректировки для данных конкретных условий. Завершением данного этапа является формирование обобщенного экологического прогноза, охватывающего все разделы оценки воздействия, как основы для принятия комплексных всесторонне взвешенных решений.

Пятый этап экологической оценки состоит в анализе результатов экологического прогноза, сопоставлении их с классификационными и нормативными материалами. При этом по ряду аспектов, не поддающихся расчетам на основе формализованных моделей, необходимо использование методов экспертных оценок.

Важным и ответственным является **шестой этап** — формулирование на основе предыдущих разработок выводов о положительном или отрицательном результате экологической оценки гидроузла, целесообразности проработки альтернативных решений, необходимости внесения изменения в проект. В случае в общем положительного решения

данный этап предусматривает разработку экологических требований и рекомендаций по охране водных экосистем и их компонентов, а также оптимальному хозяйственному использованию.

Однако использование даже наиболее адекватных математических моделей и привлечение к оценке квалифицированных специалистов не устраняет в некоторой степени неопределенности и риска при описании функционирования и прогнозировании такого сложного природного феномена, как гидрэкосистема. По этой причине в рекомендациях, базирующихся на экологической оценке, должны вводиться в качестве неперменного элемента коэффициенты запаса по каждому виду воздействия гидротехнического строительства на водные экосистемы.

Рекомендации также должны содержать перечень и обоснование необходимых НИР и ОКР, которые должны быть проведены в процессе проектирования, строительства и эксплуатации гидроузла с целью обеспечения адекватности процесса экологической оценки. Необходимо предусмотреть меры по обеспечению выполнения экологических требований и рекомендаций. При реализации проекта инженерно-экологические мероприятия должны выполняться параллельно с возведением основных сооружений.

Гидротехническое строительство новых объектов, расширение и реконструкция действующих гидроузлов осуществляются на основе проектно-сметной документации, выпуску которой предшествуют предпроектные проработки в форме технико-экономического обоснования (ТЭО) или технико-экономического расчета (ТЭР). На этой стадии формулируется цель и обосновывается народнохозяйственное и социальное значение планируемого строительства. Как правило, рассматриваются различные варианты решения проблемы, включая альтернативные подходы, не связанные с гидротехническим строительством (пересмотр экономической структуры региона, демографические аспекты и т. д.). Экологическая оценка должна сопровождать каждый вариант технического решения, включая альтернативные. Следует подчеркнуть, что на стадии ТЭО (ТЭР) чрезвычайно важно рассмотреть ключевые экологические эффекты (позитивные и негативные), связанные с решением проблемы. При этом должна быть сделана обобщенная оценка затрат на сохранение или улучшение экологической обстановки в регионе планируемого гидротехнического строительства или при реализации альтернативных подходов. В этой работе могут быть использованы укрупненные показатели сметной стоимости (УПСС), единичные расценки (ЕРЕР) или сметы объектов-аналогов. Рассмотрение и утверждение ТЭО (ТЭР) гидротехнического строительства должно осуществляться только с учетом сопоставительного анализа результатов проведенной экологической оценки.

После утверждения ТЭО (ТЭР) проектирование гидротехнических объектов ведется в 1 стадию — рабочий проект, или в 2 — проект и рабочая документация. Стадийность разработки проектно-сметной документации зависит от сложности и класса объекта и определяется при составлении ТЭО (ТЭР).

Экологическая оценка воздействия гидротехнического строительства на водные объекты является составной частью разрабатываемой

проектной документации. Однако действующие в этой области нормативные документы, к которым в первую очередь относятся СНиП 1.02.01—85 «Инструкция о составе, порядке разработки, согласования и утверждения проектно-сметной документации на строительство предприятий, зданий и сооружений» и СНиП 2.06.01—86 «Гидротехнические сооружения. Основные положения проектирования» и другие, учитывают экологические аспекты воздействия гидротехнических объектов на водоемы и водотоки недостаточно. Экологическая оценка должна выполняться в существенно большем объеме с соблюдением комплексности и более детальной проработкой всех аспектов. Экологическая оценка воздействия на проектной стадии состоит в разработке инженерно-экологических мероприятий, обеспечивающих достижение обоснованной на предпроектной стадии и утвержденной цели для выбранного варианта строительства.

Результаты экологической оценки должны быть представлены практически во всех разделах проекта. В общей пояснительной записке должны быть описаны основные выводы экологической оценки, дан перечень инженерно-экологических мероприятий с указанием их технологической и экономической эффективности. На генеральном плане объекта необходимо дать дислокацию природоохранных объектов и выделить те технические решения, в разработке которых были учтены экологические требования.

Основное описание результатов экологической оценки должно содержаться в разделах проекта, освещающих технологические и строительные решения, организацию строительства и охрану окружающей природной среды. Такое органическое слияние конструктивных, технологических и экологических решений обусловлено спецификой гидротехнического строительства, состоящей в том, что выбор инженерных решений существенным образом влияет на водные экосистемы, процессы формирования качества воды, биопродуктивность, а также гидрогеологический режим прилегающих территорий и другие важнейшие элементы экологической обстановки региона строительства. Эта специфика частично отражена в требовании п. 1.5 СНиП 2.06.01—86, согласно которому тип сооружений, их параметры, компоновку выбирают с учетом мероприятий, обеспечивающих требуемое качество воды. Особое внимание при этом в нормативном документе уделено подготовке ложа и прилегающих территорий, санитарному режиму и ограничению поступления биогенов с водосборной площади.

При формировании экологической оценки этот пункт СНиПа должен быть дополнен требованиями о необходимости разработки технических решений, обеспечивающих интенсификацию процессов самоочищения и ограничение процессов биологического загрязнения, а также по предотвращению поступления в водные объекты других (кроме биогенов) загрязняющих примесей. Конечной целью этой работы должно быть обеспечение нормального функционирования экосистем и нормативного качества воды в водных объектах планируемого гидроузла.

Нормативной основой использования конструктивных и технологических параметров гидротехнических сооружений в целях регули-

рования качества воды является п.1.6 СНиП 2.06.01—86, который рекомендует совмещать сооружения с различными эксплуатационными функциями. Однако каждый тип гидротехнических сооружений обладает определенной спецификой воздействия на водную экосистему, которая должна учитываться при разработке экологической оценки. Так, например, плотины ГЭС и ГАЭС регулируют гидродинамический режим водного объекта, включая санитарный попуск. Влияние этих факторов на гидробиологический режим и процессы формирования качества воды должно быть описано в качестве ключевой характеристики оцениваемого воздействия. В частности, при прохождении воды через водопроводящий тракт гидроэнергетических установок (ГЭС, ГАЭС, насосные станции) претерпевают изменения планктонные сообщества (в том числе фитопланктон), что существенно влияет на процессы формирования качества воды в нижних бьефах сооружений.

Проектирование водохранилищ регламентировано п.11 СНиП 2.06.01—86, согласно которому должны быть решены вопросы охраны и рационального использования водных, гидробиологических, лесных и других природных ресурсов. В этой связи п.11.2 обязывает проектировщиков составлять прогнозы изменения окружающей природной среды с учетом гидрологических, геологических, гидрогеологических, геоботанических, сельскохозяйственных, экологических и других факторов, в том числе составлять прогнозы качества воды, переработки берегов, изменения уровня грунтовых вод и т. д. Предусматривается также возможность организации зон отдыха на водохранилищах. Эти требования с точки зрения экологической оценки воздействия гидротехнического строительства должны быть дополнены необходимостью учета влияния морфометрических и гидродинамических параметров объекта на формирование и функционирование создаваемой водной экосистемы, а следовательно, на качество воды, рыбопродуктивность и другие стороны хозяйственного использования.

Экологические требования к водозаборным сооружениям регламентируются п. 6 СНиП 2.06.01—86, согласно которому в проекте должны быть предусмотрены меры по защите водозаборов от влекаемых наносов, плавающих предметов, топляков, льда, шуги и т. п. Не допускается также забор воды в местах скопления личинок дрейссены, если в системе не предусмотрены мероприятия по ее уничтожению.

Водозаборы питьевого назначения рекомендуется располагать с учетом переработки береговой линии, фактического и прогнозируемого качества воды, интенсивности аэрации, сгонно-нагонных течений, а также содержания в поверхностных слоях воды биомассы, в том числе водорослей; защищать от попадания в водозаборы влекаемых наносов путем забора воды из верхних, осветленных слоев потока, а также устройством на входе в водохранилище высоких порогов с донными промывными отверстиями и других сооружений. Кроме того, водозаборные сооружения должны обеспечивать необходимое осветление забираемой воды при помощи наносоперехватывающих и наносодерживающих устройств, а также путем создания отстойников, гравиеловок и песколовок.

При разработке инженерно-экологических рекомендаций для водозаборных узлов в дополнение к перечисленным нормативным требованиям необходимо обеспечивать противопланктонную защиту водозаборов из евтрофных водохранилищ в периоды интенсивного «цветения» воды синезелеными водорослями.

Большое внимание к экологическим вопросам должно быть уделено при проектировании каналов различного назначения. Часть из них учтена в п.8 СНиП 2.06.01—86, где, в частности, указано, что выбор трассы, параметров, типа каналов должны быть обоснованы с учетом требований охраны окружающей природной среды. Однако необходимо, чтобы это общее положение, совпадающее с основной концепцией экологической оценки воздействия гидротехнического строительства на водный объект, предусматривало также условие, что все конструктивные и технологические параметры гидросооружений, наряду со своим прямым назначением, должны обеспечивать благоприятное функционирование водной экосистемы искусственного водотока. К этим параметрам относятся: трассирование, тип и конструктивное решение головного водозабора, количество, размещение и напор насосных станций, форма поперечного сечения русла (отношение ширины к глубине, угол заложения откоса, наличие подводных берм и т. д.), тип и материал облицовки береговых откосов, скорость течения воды, режим водоподачи, наличие регулирующих водохранилищ.

Пункты, реализующие п.8 СНиП, должны быть существенно дополнены и изменены в аспекте экологической оценки воздействия. Например, п. 8.3 содержит рекомендации по защите каналов от зарастания водной растительностью. Это требование отражает лишь одну сторону вопроса функционирования высшей водной растительности как неперемного элемента водной экосистемы, а именно источника возникновения механических помех при транспортировании воды. Вместе с тем высшая растительность, наряду с отрицательными (стеснение русла, засорение воды, увеличение потерь воды на транспирацию и некоторыми другими), обладает несомненными положительными воздействиями, поскольку очищает транспортируемую воду от ряда загрязняющих примесей, закрепляет берега и т. д. Разработаны конструктивные решения, обеспечивающие использование высшей водной растительности в гидротехническом строительстве — различные типы биоплато. По этой причине при оценке воздействия гидротехнического строительства необходимо использовать возможности инженерно-экологических мероприятий, базирующихся на биофильтрационной роли высшей водной растительности, и обязательно учитывать сопутствующие отрицательные влияния.

Экологическими требованиями и рекомендациями должны быть дополнены п.8.5 и п.8.7, которые регламентируют скорость течения воды в канале только гидравлическими требованиями, а углов заложения береговых откосов — только соображениями устойчивости грунтовых масс. Здесь не учитывается, что скорость течения существенно влияет на процессы формирования качества воды: регулирование времени пребывания примеси в потоке, определение транспортирующей способности потока и, как следствие, прозрачности воды, от которой

зависят процессы первичного продуцирования органического вещества, лимитирование развития отдельных гидробионтов, интенсификация процессов самоочищения. От угла заложения береговых откосов зависит биомасса бентосных организмов, активно участвующих в процессах формирования качества воды, а также условия вегетации береговых полос высшей водной растительности.

Очень важен вопрос, регламентирующий забор воды в канал из постоянного водотока в соответствии с требованиями сохранения санитарных расходов в водоисточнике (п.8.11). Однако в этом документе не раскрывается методология расчета санитарных попусков, объем которых на практике устанавливается соответствующим меженному стоку реки в месяц минимальной водности года 95 % обеспеченности. Вместе с тем расходы воды являются не только санитарными, но и экологическими, поскольку определяют структурно-функциональную организацию всех биотических сообществ. Поэтому размеры и режимы расходов при отъеме воды, как и попусков в нижний бьеф гидротехнических сооружений, требуют серьезной экологической оценки воздействия на водные объекты.

В СНиП 2.06.01—86 п.9 регламентирует проведение берегоукрепительных работ, создание защитных, регуляционных и оградительных сооружений. С экологической точки зрения в данном случае следует рекомендовать использование биологических методов защиты в форме береговых биоплато с учетом конкретных условий. Аналогичные или подобные подходы рекомендуется использовать при проектировании портовых (п.12) и судоходных (п.13) сооружений, навигационных устройств (п.15) и морских нефтегазопромысловых гидротехнических сооружений (п.16).

Перечисленные выше рекомендации указывают на необходимость введения экологических требований в разработку практически всех конструктивных и технологических решений гидротехнических сооружений. По этой причине соответствующие расчеты, как элементы экологической оценки воздействия, должны включаться в разделы «Технологические решения» и «Строительные решения», а также «Организация строительства» проекта гидротехнического сооружения.

Кроме того, при гидротехническом строительстве применяется ряд самостоятельных природоохранных и водоохранных мероприятий, которые не столь органично связаны с конструктивными и технологическими параметрами гидросооружений, но в определенной степени зависят от них и в комплексе могут обеспечить значительное оздоровление экологической ситуации в регионе строительства. Такие мероприятия согласно СНиП 2.06.01—86 и СНиП 1.02.01—85 должны освещаться в разделе проекта «Охрана окружающей природной среды». Состав этого раздела, относящийся к охране водоемов от загрязнения, регламентирован п.7.2 СНиП 1.02.01—85. В проектах гидротехнического строительства представляются необходимыми: характеристика естественного состояния водоемов, затрагиваемых строительством гидроузла; объемы сбросов загрязняющих примесей и прогноз их увеличения или снижения; характеристика современного состояния и перспективы развития водоохранных мероприятий и сооружений; водо-

хозяйственный баланс; прогноз качества воды в естественных и вновь создаваемых водных объектах и в зоне их влияния; водоохранные мероприятия на водосборной площади в регионе строительства и в водных объектах; оценка технологической эффективности водоохранных мероприятий; данные о затратах на охрану водных ресурсов; оценка окупаемости. Инженерно-экологические мероприятия, как правило, более специфичны, чем остальные технические решения, менее разработаны, а в ряде случаев могут реализоваться впервые. Это обуславливает необходимость выполнения специальных научно-исследовательских и опытно-конструкторских работ, проведение натурных и модельных экспериментов с целью обоснования соответствующих рекомендаций на стадии проектирования, строительства и эксплуатации гидротехнического сооружения. Поэтому требования по проведению НИР и ОКР, связанных с экологической оценкой воздействия, должны быть включены в проектирование.

По результатам проведенной экологической оценки воздействия затраты на инженерно-экологические мероприятия включаются в сводный сметный расчет, обосновываются сметами объектов и устройства мест их расположения. Данные о сметной стоимости объектов и работ по охране природной среды водных объектов представляют также в обобщенном виде в соответствующем разделе проекта.

Исходные данные для экологической оценки воздействия выдаются проектной организации заказчиком в форме приложения к заданию на проектирование и содержат материалы о состоянии водоемов и водотоков, полученные от организаций государственного надзора. При поэтапном вводе в эксплуатацию отдельных элементов гидроузла (пусковых комплексов) в проекте для каждого этапа должны быть выделены соответствующие пусковые комплексы инженерно-экологических мероприятий. Это соответствует п.1.7 СНиП 1.02.01—85, согласно которому в состав пусковых комплексов должны включаться объекты, связанные с охраной окружающей природной среды. Этим же пунктом запрещается исключение природоохранных мероприятий из пусковых комплексов при их корректировке в процессе строительства.

В процессе строительства и эксплуатации гидроузлов, развития народнохозяйственного и социального комплекса региона возможны определенные отклонения экологических параметров от расчетных. Для учета этих отклонений, оценки экологической ситуации в целом и корректировки соответствующих инженерно-экологических мероприятий необходим стационарный контроль за состоянием водных экосистем в зоне действия гидроузлов, который должен входить в общий комплекс натурных наблюдений и измерений, предусматриваемых проектами крупных гидроузлов в соответствии с п. 1.11 СНиП 2.06.01—86. Для осуществления мониторинга гидроузлы необходимо оснащать контрольно-измерительной аппаратурой, а в обслуживающий персонал включать специалистов-экологов. Это позволит осуществить квалифицированный надзор за реализацией экологических требований и рекомендаций, а также оценку эффективности мероприятий, направленных на обеспечение нормального функционирования гидрозкосистем, надлежащего качества воды и биопродуктивности.

3.2. Особенности гидротехнического воздействия на разные типы водных объектов

Экологическая оценка воздействия гидротехнического строительства должна обязательно учитывать специфику водных объектов, подвергающихся воздействию. Это обусловлено тем, что структурно-функциональная организация гидроэкосистем разных категорий водных объектов имеет существенные отличия. Учитывая зависимость экологической оценки воздействия гидротехнического строительства от специфики водных экосистем, краткий перечень основных параметров, на которые необходимо обращать первостепенное внимание при рассмотрении разных типов водоемов и водотоков, приведен ниже.

Зарегулированные реки

Абиотические параметры: объем и внутригодовое распределение водного стока, скорость течения, спрямление и углубление русла (канализование), поступление сточных вод, содержащих биогенные и токсические вещества, режим взвешенных веществ.

Биотические параметры: воздействие абиотических факторов на переформирование биоценозов, их состава и функционирования, на процессы первичного продуцирования, возникновение «цветения» воды (диатомовые и зеленые водоросли), на кормовую базу рыб, процессы самоочищения (перекаты, песчаные пляжи, высшая водная растительность, снос органических остатков), в том числе от пестицидов, тяжелых металлов; сообщества интересных и ценных гидробионтов.

Хозяйственное использование: качество воды (изменение показателей), рыбопродуктивность, рекреационный потенциал.

Особенности зарегулирования малых рек: перерастание, разложение растительных остатков, кислородный режим (дефицит), процессы самоочищения — самозагрязнения, образование сероводорода (отмирание гидробионтов).

Влияние зарегулирования на придаточную систему реки (пойменные водоемы, протоки, старицы и т. д.): водообмен, гидробиологический режим, заболачивание, трофность.

Рекомендации: объем и режим попусков через плотины, конфигурация поперечного сечения с сохранением основных элементов реки, скоростной режим, водоохрана, очистка сточных вод, создание охраняемых акваторий.

Каналы

Абиотические параметры: водоисточник, боковая приточность по трассе, размещение и конструкция водозабора, конфигурация поперечного сечения, характер ложа (наличие облицовки), скоростной режим, насосные станции (напор), перегораживающие и другие сооружения, режим водоподачи, наличие транзитных водохранилищ.

Биотические параметры: состав фитопланктона, возможность автотонного «цветения» воды (диатомовые) и поступления синезеленых водорослей из водохранилищ-водоисточников, развитие макрофитобентоса (нитчатые водоросли) и высшей водной растительности, первичное продуцирование органического вещества, процессы самоочищения (в том числе деструкция органического вещества), развитие беспозвоночных-обрастателей (дрейссена, мшанки).

Эксплуатация (хозяйственное использование): качество воды, биопомехи вследствие зарастания погруженной высшей водной растительностью, обрастание откосов нитчатыми водорослями, обрастание гидротехнических сооружений дрейссеной, помехи при водоснабжении (качество воды, механические помехи, обрастание дрейссеной), помехи при орошении (обрастание трубопроводов дрейссеной).

Рекомендации: размещение водозабора, прохождение трассы, конструкция ложа, скоростной режим, режим водоподачи, борьба с биопомехами.

Закрытые водоводы (трубопроводы)

Процессы деструкции органического вещества, кислородный режим, биообрастания (моллюски, бактерии и др.), качество воды.

Водохранилища и озера

Абиотические параметры: проточность, водообмен, глубина, стратифицированность водных масс, кислородный режим, конфигурация берегов, процент мелководной зоны, формирование донных отложений, каскадность, уречный режим.

Биотические параметры: переформирование биоценозов (планктона, бентоса, высшей водной растительности), возникновение и становление новых сообществ, «цветение» воды синезелеными водорослями, первичная продукция, процессы самоочищения, кормовая база рыб, ихтиофауна.

Хозяйственное использование: отрицательные последствия «цветения» воды, качество воды, рыбопродуктивность, рекреационная ценность, биопомехи на гидротехнических сооружениях.

Рекомендации: проточность, обвалование мелководий, планирование, районирование и обустройство для хозяйственного использования, борьба с биопомехами, водоохрана, очистка сточных вод на водосборной площади, рыбохозяйственные, природоохранные мероприятия.

Водоемы и водотоки, используемые как охладители ТЭС и АЭС

Кроме параметров, указанных для рек и водохранилищ, необходимо знать: температурный режим, токсикологическое и радионуклидное загрязнение, биопомехи в системах охлаждения внутри станций.

Устьевые области рек и приморские лиманы

Абиотические параметры: водообмен с морем, стратифицированность водных масс (в том числе соленостная), объем и режим речного стока, глубина, процент мелководных площадей, поступление сточных вод, режим взвешенных веществ.

Биотические факторы: фитопланктон, возможность «цветения» воды, кормовая база рыб, первичная продукция, процессы самоочищения, сообщества интересных и ценных гидробионтов.

Придаточная сеть устьевых участков (пойменные и дельтовые водоемы): водный режим, трофность, заболачивание, дистрофирование.

Хозяйственное использование: качество воды, рыбопродуктивность, рекреационный потенциал, ландшафтная ценность.

Рекомендации: водообмен, водоохрана, очистка сточных вод, рыбохозяйственные мероприятия, природоохранные мероприятия.

3.3. Системы расчетов для гидроэкологической оценки воздействия

3.3.1. Система расчетов кислородного режима, БПК_{полн} и биомассы фитопланктона

Оценка воздействия гидротехнического строительства на такие важные показатели состояния водных экосистем и качества воды, как содержание растворенного кислорода, БПК_{полн} и биомасса фитопланктона, выполняется на основе использования математических моделей (см. разделы 2.3.2, 2.3.3), которые базируются на количественных описаниях зависимости ключевых факторов и процессов, ответственных за динамику данных показателей, от параметров гидротехнических объектов, их конструктивных и технологических особенностей. Практическое применение этих математических моделей осуществляется с помощью определенной системы расчетов. Поскольку внутриводоемные процессы играют важную, а в евтрофированных водных объектах при значительной биомассе фитопланктона — ведущую роль в формировании кислородного режима и БПК_{полн}, данному вопросу при изложении системы расчетов уделено основное внимание.

Исходя из этого, центральным звеном системы расчетов РК, БПК_{полн} и B_{iv} , реализующих математические модели, является количественная оценка баланса продукционно-деструкционных процессов в подсистемах (i) водного объекта в связи с воздействием техногенных факторов:

$$P_{РК,БПК} = \sum_i P_i(H_n) = \sum_i A(H_n) - \sum_i R_i(H_n). \quad (3.1)$$

Валовая первичная продукция (A_i) рассчитывается на основе удельной первичной продукции единицы биомассы водорослей, или продукционной способности (a_i), и их биомассы (B_{iv}):

$$A_i(H_n) = a_i(H_n, B_{iv}) B_{iv}(H_n). \quad (3.2)$$

Продукционная способность водорослей зависит от комплекса абиотических и биотических факторов, основными из которых являются освещенность, температура, содержание биогенных, токсических, взвешенных веществ, скорость течения, параметры гидротехнических сооружений (напор насосных станций, конструкция водозаборного сооружения и т. д.), а также величина биомассы. Известно, что продукционная активность планктонных, бентосных и перифитонных водорослей находится в обратной криволинейной зависимости от биомассы. Все эти зависимости должны быть так или иначе количественно описаны в системе расчетов при определении величины a_i с учетом важности их в каждом конкретном случае. Если какой-либо из факторов в данной категории водных объектов не существует, его описание излишне и вводить его нецелесообразно, поскольку система расчетов должна быть рабочим инструментом и иметь необходимую степень надежности при возможной простоте.

Деструкция органического вещества во всех подсистемах водного объекта оценивается по общему потреблению кислорода и включает в себя дыхание водорослей, беспозвоночных животных и бактерий:

$$R_i(H_n) = R_{iв}(H_n) + R_{iж}(H_n) + R_{iб}(H_n). \quad (3.3)$$

Дыхание водорослей и животных рассчитывается, исходя из удельного потребления кислорода единицей биомассы (r_i) и величины биомассы этих организмов:

$$R_{iв}(H_n) = r_{iв}(H_n) B_{iв}(H_n); \quad (3.4)$$

$$R_{iж}(H_n) = r_{iж}(H_n) B_{iж}(H_n). \quad (3.5)$$

Для животных величину удельного дыхания можно рассчитать на 1 особь с учетом ее массы. Дыхание бактерий зависит от концентрации органического вещества в воде (БПК) и рассчитывается с помощью коэффициента бактериальной деструкции:

$$k_{iб} = \frac{R_{iб}}{C_{\text{БПК}}}. \quad (3.6)$$

Значения данного коэффициента обусловлены доступностью органического вещества для бактериального окисления и связаны обратной криволинейной зависимостью с величиной БПК_{полн.} Исходя из этого

$$R_{iб}(H_n) = k_{iб}(H_n) \cdot C_{\text{БПК}}(H_n). \quad (3.7)$$

На дыхание гидробионтов влияет интенсивность их метаболизма, который определяется физиологическим состоянием, а также температурой и концентрацией растворенного кислорода. В системе расчетов изменение дыхания в связи с физиологическим состоянием организмов (в частности, водорослей при массовом развитии) может учитываться на основе экспериментальных данных, известных из литературы (Биологические процессы и самоочищение..., 1972; Оксюок, Олейник, Карпезо и др., 1987). Зависимость интенсивности дыхания от температуры описывается с помощью коэффициента $Q_{10} = 2,25$ (Винберг, 1983), отражающего изменение дыхания в 2,25 раза на каждые 10 °С.

Влияние концентрации растворенного кислорода на деструкцию органического вещества вводится в систему расчетов по формуле, аналогичной уравнению Михаэлиса-Ментен:

$$R_{i\sigma} = R_{i\sigma \max} \cdot \frac{C_{PK}}{k_{PK} + C_{PK}}. \quad (3.8)$$

Предлагаемая система расчетов C_{PK} , $C_{БПК}$, $C_{B_{1B}}$ достаточно отработана для искусственных водотоков (каналов, трубопроводов) с необходимой детализацией и учетом их специфики. Она реализует инженерно-экологические модели (2.96) — (2.98), построенные на основе продукционно-деструкционных характеристик экосистем в зависимости от гидротехнических параметров искусственных водотоков, в форме, модифицированной для данной категории водных объектов:

$$v_x \frac{dC_{PK}}{dx} = \sum_i \alpha_i [A_i(x, z, H_n) - R_i(x, z, C_{PK}, C_{БПК}, H_n)] + k_2(C_{PK}^H - C_{PK}); \quad (3.9)$$

$$v_x \frac{dC_{БПК}}{dx} = \sum_i \alpha_i [A_i(x, z, H_n) - R_i(x, z, C_{PK}, C_{БПК}, H_n)]; \quad (3.10)$$

$$v_x \frac{dB_{1B}}{dx} = \frac{1}{\mu_1} [\gamma_1 A_1(x, z, H_n) - R_{1B}(x, z, H_n) - R'_{1\sigma}(x, z, C_{PK}, C_{БПК}, H_n) - \delta_1' B_{1B}(H_n) - \xi B_{1B}(H_n)]. \quad (3.11)$$

Переход от более общих зависимостей (2.96) — (2.98) к соотношениям (3.9) — (3.11) связан с введением ряда упрощений, отражающих специфику искусственных водотоков. Прежде всего, за счет существенного преобладания длины над шириной можно отказаться от членов, описывающих неравномерность распределения скорости и загрязняющей примеси в поперечном сечении водотока. Каналы и трубопроводы обычно изолированы от поступления в них поверхностного стока с селитебных территорий, сельскохозяйственных угодий и других неточечных источников загрязнения, что позволяет вывести из записи математических моделей функцию f . Потребление кислорода на химические процессы окисления в воде и донных отложениях в каналах, как правило, не существенно, поэтому им можно пренебречь.

Набор H_n сформирован, исходя из технических особенностей данной категории водных объектов, и включает: трассирование канала (H_1), выбор водоисточника (H_{11}), размещение и конструкцию водозабора (H_{12} , H_{21} , H_{22}), количество и напор насосных станций и других гидротехнических сооружений (H_{31} , H_{32}), параметры поперечного сечения (H_4), тип крепления береговых откосов (H_5), введение разных типов биоплато (H_6), скорость течения (H_7), регулирование времени пребывания воды (H_{71}), режим водоподачи (H_8), прозрачность (H_9).

В расчетах принимается во внимание то, что в искусственных водотоках, начинающихся из евтрофных рек и водохранилищ, обычно отсутствует лимитирование вегетации водорослей по биогенам. В открытых каналах вследствие интенсивного перемешивания воды в ус-

ловиях проточности и работы гидротехнических сооружений, как правило, существенный дефицит кислорода не отмечается.

В искусственных водотоках с евтрофированными водоисточниками качество воды ухудшается в результате массового развития планктонных и бентосных водорослей. Поэтому основными расчетными случаями, позволяющими учесть различные виды биологического загрязнения, являются: 1) поступление массы синезеленых водорослей из водоисточника (водохранилища) в периоды «цветения» воды (лето);

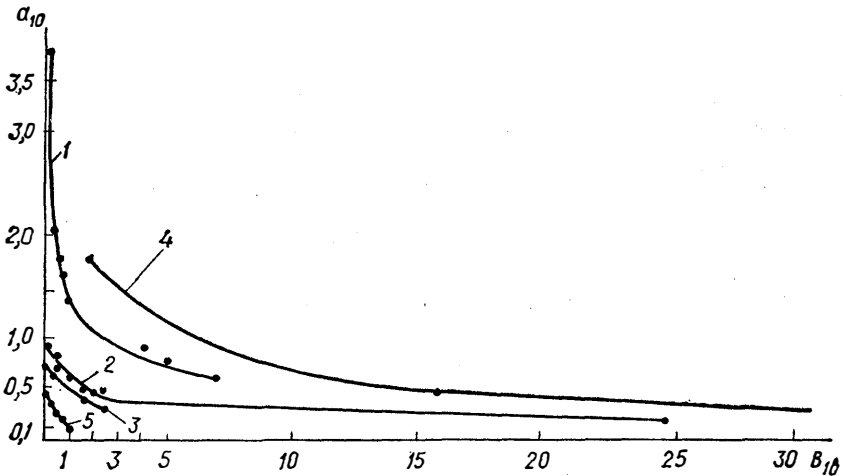


Рис. 1. Продукционная способность (a_{10} мг $O_2 \cdot$ мг $^{-1} \cdot$ сут $^{-1}$) фитопланктона в канале (на оптимальной глубине) в зависимости от его биомассы (B_{10} , мг/л).

Лето: 1 — автохтонный фитопланктон смешанного состава; 2 — аллохтонный фитопланктон в период поступления синезеленых водорослей из водохранилища; весна: 3 — умеренный фитопланктон; 4 — при массовом развитии диатомовых водорослей; 5 — осень

2) массовое развитие планктонных диатомовых водорослей (весна, осень); 3) обрастание откосов нитчатými водорослями (весь вегетационный сезон); а также 4) умеренная вегетация фитопланктона и фитобентоса, при которой биологическое загрязнение не возникает.

Для расчета экосистема канала подразделяется на 3 подсистемы: планктон ($i = 1$); бентос ($i = 2$) с выделением микробентоса ($i = 21$), макрофитобентоса ($i = 22$), макрозообентоса ($i = 23$); высшая водная растительность ($i = 3$), включающая в качестве компонентов планктон в зарослях ($i = 31$), бентос в зарослях ($i = 32$), высшие водные растения ($i = 33$) и перифитон на них ($i = 34$).

В подсистеме планктона валовая первичная продукция (A_1) определяется на основе удельной продукционной способности (a_1) и биомассы фитопланктона (B_{10}):

$$A_1 = a_1 B_{10}. \quad (3.12)$$

Удельная продукционная способность зависит от состава и биомассы фитопланктона, а также сезона, обуславливающего уровень освещенности и температуры воды. Максимальное значение a_1 наблюда-

ется, как правило, вблизи поверхности воды (a_{10}) в условиях оптимальной освещенности. Величина a_1 находится в обратной криволинейной зависимости от биомассы (рис. 1). При этом:

$$a_{10} \rightarrow a_{10 \max} \quad \text{при} \quad B_{1B} \rightarrow \min. \quad (3.13)$$

Т а б л и ц а 1. Параметры экспонент, описывающих зависимость продукционной способности от биомассы фитопланктона в каналах на оптимальной глубине

Сезон	Расчетный случай	Экспонента	Диапазон изменения биомассы (B_{1B}), г/м ³		Параметры экспонент	
			min	max	$a_{10 \max} \cdot 10^{-5}$ г O ₂ × г ⁻¹ · с ⁻¹	β_1
Лето	Умеренный фитопланктон	1	0,07	7,0	3,00	-0,30
Лето	Поступление синезеленых водорослей из водохранилищ	2	0,20	25,0 (50,0)	1,00	-0,05
Весна	Умеренный фитопланктон	3	0,50	3,0	0,87	-0,50
Весна	Массовое развитие диатомовых водорослей	4	2,0	30,0	1,74	-0,06
Осень	Умеренный фитопланктон	5	0,01	1,0	0,46	-0,98

Полученные на каналах натурные данные (Оксиюк, Стольберг, 1986; Оксиюк, Олейник, Карпезо и др., 1987) могут быть аппроксимированы семейством экспонент следующего типа:

$$a_{10}(B_{1B}) = a_{10 \max} \exp(-\beta_1 B_{1B}). \quad (3.14)$$

Параметры этих экспонент (1—5) (табл. 1) соответствуют различным расчетным вариантам в зависимости от состава фитопланктона, а также сезона, что позволяет учитывать среднюю сезонную температуру и условия освещенности (для удовлетворительной прозрачности воды — свыше 0,8 м по диску Секки).

Эпюра $a_1(z)$ при свойственном каналам равномерном распределении фитопланктона по вертикали отражает уменьшение данного показателя с глубиной (рис. 2). Ее аналитическое описание позволяет вычислить величину приведенной усредненной по поперечному сечению водотока удельной продукции фитопланктона \bar{a}_1 с учетом глубины компенсационного горизонта (h_{1K})¹ и эвфотной зоны ($h_{1Э}$)² путем отыскания следующего интеграла:

$$\bar{a}_1 = \frac{1}{\omega} \int_{\omega} a_1(\omega, h_{1K}, h_{1Э}) d\omega = k_{f1} a_{10 \max} \exp(-\beta_1 B_{1B}). \quad (3.15)$$

¹ Горизонт, где первичная продукция и деструкция органического вещества уравновешены.

² Глубина, до которой происходит образование первичной продукции.

Введенный в уравнение коэффициент формы поперечного сечения (k_{f1}) — это отношение приведенной удельной продукции фитопланктона в поперечном сечении водотока к ее максимальной величине на оптимальной глубине:

$$k_{f1} = \frac{\bar{a}_1}{a_{10}}. \quad (3.16)$$

Он отражает влияние геометрической формы сечения на величину приведенной продукционной способности при фиксированном положении

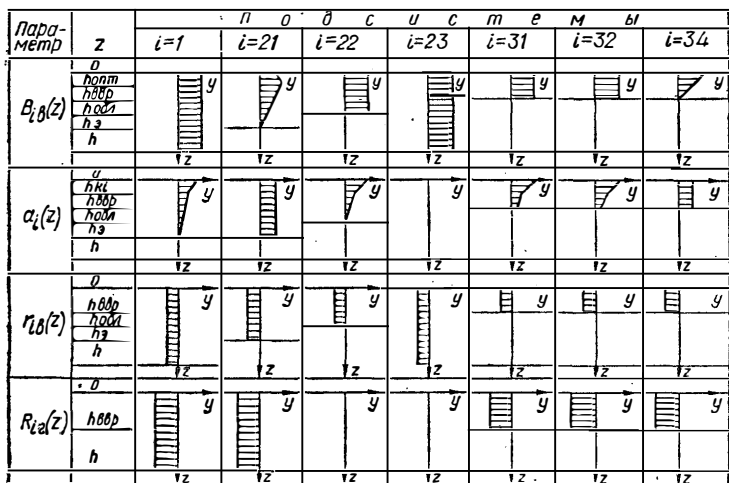


Рис. 2. Схема расчетных эпюр $B_{iB}(z)$, $a_i(z)$, $r_{iB}(z)$, $R_{iB}(z)$

компенсационного горизонта. Очевидно, значения k_{f1} снижаются при переходе от мелких и широких русел к узким и глубоким при постоянной площади живого сечения водотока.

Описанная процедура осреднения $a_1(z)$ при отыскании \bar{a}_1 позволяет учесть влияние формы поперечного сечения (H_4) на величину валовой продукции (A_1): при заданной площади живого сечения для широкого и мелкого водотока ($\frac{H_{41}}{H_{42}} \rightarrow \max$) большая часть сечения будет находиться в трофогенном слое (выше компенсационного горизонта), т. е. в области существенно больших величин, чем при узком и глубоком русле ($\frac{H_{41}}{H_{42}} \rightarrow \min$), где большая часть сечения будет расположена в трофолитическом слое (ниже компенсационного горизонта), т. е. в области минимальных и нулевых значений $a_1(z)$. Следовательно,

$$\bar{a}_1 \left| \frac{H_{41}}{H_{42}} \rightarrow \max \right. \gg \bar{a}_1 \left| \frac{H_{41}}{H_{42}} \rightarrow \min \right. \quad (3.17)$$

при $\omega = \text{const}$, $a_{10} = \text{const}$.

Концентрация взвешенных веществ, обуславливающая мутность воды, воздействует не только на $\bar{a}_1(z)$ в результате изменения положения компенсационного горизонта, расположенного (по усредненным за вегетационный период данным) обычно на глубине удвоенной прозрачности воды, но и непосредственно на a_{10} , т. е. на продукционную способность фитопланктона на оптимальной глубине. Это воздействие может быть описано с помощью коэффициента влияния взвешенных веществ ($k_{1\text{взв}}$), который представляет собой отношение величины удельной продукции на оптимальной глубине, изменяющейся в зависимости от концентрации взвешенных веществ в потоке, к таковой при минимальном содержании этих веществ:

$$k_{1\text{взв}} = \frac{a_{10} | C_{\text{взв}} = \text{vario}}{a_{10} | C_{\text{взв}} \rightarrow \text{min}} \quad (3.18)$$

Величина этого коэффициента экспоненциально зависит от содержания взвешенных веществ в воде (рис. 3, экспонента б):

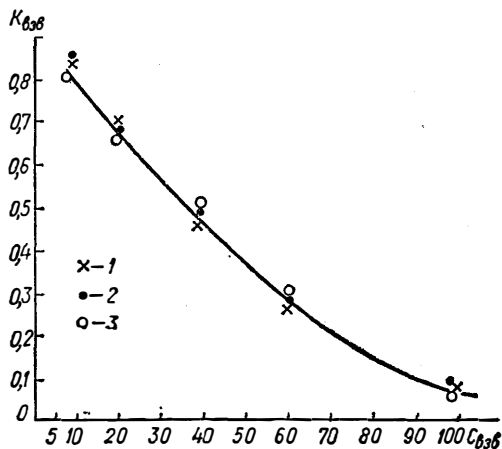


Рис. 3. Зависимость удельной продукционной способности фитопланктона от содержания взвешенных веществ в воде ($C_{\text{взв}}$, г/м³).

Каналы: 1 — Северский Донец — Донбасс, 2 — Северо-Крымский, Днепр — Донбасс, 3 — Каракумский

$$k_{1\text{взв}} = \exp(-\beta'_1 C_{\text{взв}}) \quad (3.19)$$

Коэффициент экспоненты (3.19) определен на основе аппроксимации натуральных данных, полученных на каналах Северский Донец — Донбасс, Днепр — Донбасс, Северо-Крымском и Каракумском (последний — по данным Ш. И. Когана с соавт., 1985), и составляет $\beta'_1 = 0,02$.

Для расчета в искусственном водотоке начальные значения $V_{1в}$ определяются исходя из количества фитопланктона в водосточнике в месте водозабора. Выбор расчетного случая зависит от характера водосточника и свойственного ему состава фитопланктона, что обуславливает влияние H_{11} на величину $V_{1в}$. Биомасса фитопланктона неравномерно распределяется по акватории реки или водохранилища, поэтому значения $V_{1в}$ варьируют в зависимости от места водозабора сооружения ($H_{1,2}$). На количество фитопланктона, забираемого из водохранилища, влияет конструктивное решение водозабора узла, т. е. H_{21} и H_{22} . Поскольку синезеленые водоросли концентрируются в поверхностных слоях воды, биомасса поступающего в канал фитопланктона из водохранилищ зависит от глубины размещения водозабора отверстия, скорости входа воды. Этот эффект может быть

описан следующим выражением:

$$B_{1в}(H_{21}, H_{22}) = (1 - \zeta) B_{1в}^* \quad (3.20)$$

Коэффициент эффективности противопланктонных защитных мероприятий на водозаборном узле (ζ) может изменяться от 0 до 1,0.

Изменение $B_{1в}$ по длине искусственного водотока зависит от состава фитопланктона, скорости течения (H_7), количества и напора насосных станций (H_3), формы поперечного сечения (H_4). Система расчета $B_{1в}(x)$ детально рассмотрена ниже.

С учетом изложенного определяется величина валовой первичной продукции в подсистеме планктона:

$$A_1(H_1, H_2, H_3, H_4, H_7, H_9) = k_{f1}(H_4, H_9) a_{10 \max}(H_{11}) \times \\ \times \exp[-\beta_1 B_{1в}(H_1, H_2, H_3, H_7)] \exp(-\beta_1' C_{взв}) B_{1в}(H_1, H_2, H_3, H_7). \quad (3.21)$$

На том основании, что зоопланктон в искусственных водотоках развит слабо и его дыхание составляет 2—3 % общего дыхания планктона (Жданова, Карпезо, Примак и др., 1988), при расчете деструкции органического вещества планктонной подсистемы (R_1) деструкция за счет зоопланктона рассматривается совместно с бактериальной и обозначается как гетеротрофная ($R_{1г}$). В соответствии с этим:

$$R_1(H_n) = R_{1в}(H_n) + R_{1г}(H_n). \quad (3.22)$$

При небольшой биомассе фитопланктона ($B_{1в} < 1$ мг/л) дыхание водорослей не вычленяется.

Исходя из общих закономерностей:

$$R_{1в}(H_n) = r_{1в}(H_n) B_{1в}(H_n); \quad (3.23)$$

$$R_{1г}(H_n) = k_{1г}(C_{БПК}, C_{РК}) C_{БПК}(H_n). \quad (3.24)$$

Изменение $k_{1г}$ в зависимости от концентрации органического вещества может быть описано экспонентой (7):

$$k_{1г}(C_{БПК}) = k_{1г \max} \exp(-\beta_{1г}'' C_{БПК}); \quad (3.25)$$

при $t = 20$ °С, $k_{1г} = 0,25 \cdot 10^{-5} \text{ с}^{-1}$, $\beta_{1г}'' = 0,07$. Для других значений температуры вводится коэффициент $k_{1г}''$, исходя из $Q_{10} = 2,25$.

В открытых каналах, как правило, концентрация кислорода достаточна для протекания деструкционных процессов; в закрытых водотоках необходимо введение зависимости $k_{1г}$ от $C_{РК}$, что осуществляется по уравнению, аналогичному (3.8) в виде экспоненты (8):

$$k_{1г}(C_{РК}) = k_{1г \max} [1 - \exp(-\beta_{1г}''' C_{РК})] \quad (3.26)$$

с определением $\beta_{1г}'''$ экспериментальным путем.

Удельное дыхание планктонных водорослей, т. е. дыхание единицы биомассы ($r_{1в}$) в водотоках, не зависит от величины биомассы и определяется составом планктона, обусловленного типом водоемочника — H_{11} и температурой воды, которая может быть отражена изменением величины $r_{1в}$ по сезонам (табл. 2).

Т а б л и ц а 2. Расчетные показатели удельного дыхания фитопланктона
 (10^{-5} г $O_2 \cdot г^{-1} \cdot с^{-1}$)

Фитопланктон	Весна	Лето	Осень
Умеренное развитие, смешанный состав (4) *	0,02—0,03	0,04—0,05	0,005—0,01
Массовое развитие водорослей:			
диатомовых (2)	0,05 (0,04 **)	—	0,04 (0,03 **)
синезеленых (1)	—	0,08—0,12	—

* Расчетный случай (см. с. 152).

** После прохождения через высоконапорные насосные станции.

Поэтому деструкция, осуществляемая фитопланктоном ($R_{1в}$), прямо пропорциональна биомассе:

$$R_{1в}(H_1, H_2, H_3, H_7) = r_{1в}(H_{11}, H_3) B_{1в}(H_1, H_2, H_3, H_7). \quad (3.27)$$

Таким образом:

$$R_1(H_1, H_2, H_3, H_7) = r_{1в}(H_{11}, H_3) B_{1в}(H_1, H_2, H_3, H_7) + k_T'' k_{1г \max} \exp(-\beta_{1г}'' C_{БПК}) [1 - \exp(-\beta_{1г}''' C_{РК})] C_{БПК}. \quad (3.28)$$

Соотношения (3.21) и (3.28) позволяют выразить для планктонной подсистемы параметры, входящие в общую запись математической модели (3.9) — (3.11) как H_n -факторы. При этом

$$\alpha_1 = \frac{\omega_1}{\omega}. \quad (3.29)$$

В подсистеме бентоса в каналах математическая модель должна описывать сообщества микробентоса, макрофитобентоса (нитчатые водоросли) и макрозообентоса (моллюски). Валовая первичная продукция в микробентосе создается микроскопическими донными водорослями (микрорфитобентосом) и рассчитывается подобно фитопланктону:

$$A_{21}(H_n) = a_{21}(H_n) B_{21в}(H_n). \quad (3.30)$$

Продукционная способность микрорфитобентоса на оптимальной глубине (a_{210}) в водотоках, аналогично планктонным водорослям, связана с биомассой ($B_{21в}$) обратной криволинейной зависимостью (рис. 4), которая может быть аппроксимирована экспонентами (9—11) (табл. 3):

$$a_{210}(B_{21в}) = a_{210 \max} \exp(-\beta_{21} B_{21в}). \quad (3.31)$$

Валовая первичная продукция микрорфитобентоса закономерно снижается с глубиной из-за уменьшения освещенности и биомассы донных водорослей (рис. 2). Однако вертикальное распределение $a_{21}(z)$ относительно равномерное в связи с резким сокращением биомассы по глубине, т. е.

$$A_{21}(z) = \text{vario}, \quad (3.32)$$

$$B_{21}(z) = \text{vario},$$

$$a_{21}(z) = \text{const}.$$

Микрофитобентос в каналах вегетирует в основном в пределах эвфотной зоны. При этом величина биомассы зависит от типа крепления откосов (Оксийук, 1973). На грунтовом ложе она значительно ниже, чем на твердых покрытиях: в необлицованных каналах, как правило, не превышает 15 г/м^2 (в среднем — около 3 г/м^2), в облицованных — достигает $200\text{—}300 \text{ г/м}^2$ (в среднем — 20 г/м^2).

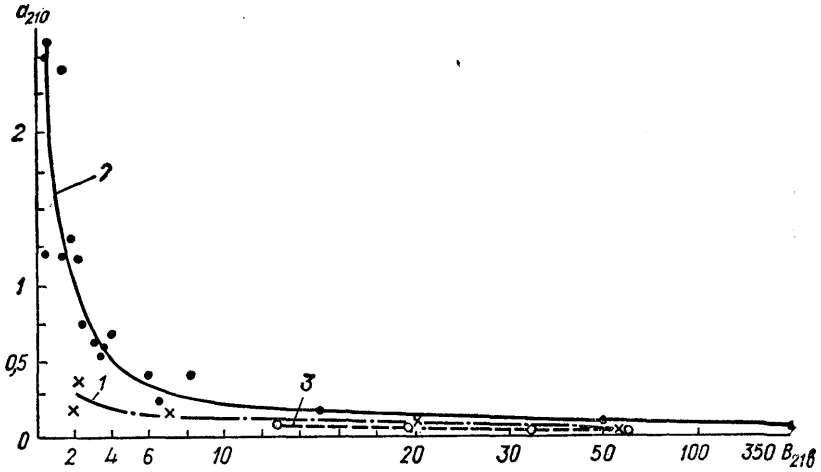


Рис. 4. Продукционная способность (a_{210} , $\text{мг O}_2 \cdot \text{м}^{-1} \cdot \text{сут}^{-1}$) микрофитобентоса в каналах (на оптимальной глубине) в зависимости от его биомассы (B_{21b} , мг/10 см^2): 1 — весна, 2 — лето, 3 — осень

Таблица 3. Параметры экспонент, описывающих зависимость продукционной способности от биомассы микрофитобентоса в каналах на оптимальной глубине

Сезон	Экспонента	Диапазон изменения биомассы (B_{21b}), г/м^2		Параметры экспонент	
		min	max	$a_{210\text{max}} \cdot 10^{-5} \times \text{г O}_2 \cdot \text{г}^{-1} \cdot \text{с}^{-1}$	β_{21}
Лето	9	0,5	4,0	2,70	-0,45
	9a	4,0	300,0	0,40	-0,05
Весна	10	1,0	50,0	0,23	-0,03
Осень	11	1,0	50,0	0,14	-0,04

Пользуясь эякурами (рис. 2), можно получить приведенные величины \bar{B}_{21b} и \bar{a}_{21} , отразив при этом влияние типа крепления берегового откоса (H_5) и формы поперечного сечения канала (H_4):

$$\bar{B}_{21b}(H_4, H_5) = \frac{1}{\chi_{21}} \int_{\chi_{21}} B_{21b}(\chi_{21}) d\chi_{21}; \quad (3.33)$$

$$\bar{a}_{21}(H_4) = \frac{1}{\chi_{21}} \int_{\chi_{21}} a_{21}(\chi) d\chi_{21} = k_{p21} a_{210 \text{ max}} \exp(-\beta_{21} B_{21b}), \quad (3.34)$$

где k_{f21} — коэффициент формы поперечного сечения водотока для микробентоса, введенный по аналогии с подобным коэффициентом для планктона. На основании (3.33) и (3.34) запишем:

$$A_{21}(H_4, H_5) = k_{f21}(H_4) a_{210 \max} \times \exp[-\beta_{21} \bar{B}_{21B}(H_4, H_5) \bar{B}_{21B}(H_4, H_5)]. \quad (3.35)$$

Деструкция в микрофитобентосе описывается соотношением:

$$R_{21}(H_n) = R_{21B}(H_n) + R_{21Г}(H_n), \quad (3.36)$$

где

$$R_{21B}(H_n) = r_{21B} \bar{B}_{21B}(H_n), \quad (3.37)$$

$$R_{21Г}(H_n) = k_{21Г} C_{\text{БПК}}(H_n). \quad (3.38)$$

При этом $r_{21B}(z) = \text{const}$. (3.39)

Расчетные показатели удельного дыхания микрофитобентоса следующие (10^{-5} г $O_2 \cdot г^{-1} \cdot с^{-1}$):

Весна	Лето	Осень
0,04	0,03—0,06 (0,10)	0,005—0,01

Летом удельное дыхание донных водорослей варьирует в значительных пределах; минимальные величины отмечаются в многослойных пленках, образующихся при больших значениях B_{21B} , максимальные — в периоды массового оседания поступающих из водохранилищ планктонных синезеленых водорослей на дно и откосы каналов.

Для искусственных водотоков, в которых создается новое ложе, как правило, с достаточной для практических целей точностью, величина $k_{21Г}$ может быть принята равной $k_{1Г}$.

Таким образом, согласно (3.37) и (3.38):

$$R_{21}(H_4, H_5) = [r_{21B} \bar{B}_{21B}(H_4, H_5) + k_{21Г \max} \exp(-\beta_{21Г} C_{\text{БПК}}) C_{\text{БПК}}] \frac{\chi}{\chi_{21}}. \quad (3.40)$$

Для введения соотношений (3.35) — (3.40) в общую формулу математической модели БПК_{полн} (3.10) они должны быть приведены к единице объема воды при помощи весовых коэффициентов, которые для продукционной и деструкционной составляющих имеют вид $\frac{\chi_{21}}{\omega}$ и $\frac{\chi}{\omega}$ соответственно.

С целью получения общего для сообщества весового коэффициента в форме

$$\alpha_{21} = \frac{\chi_{21}}{\omega} \eta_{21} \quad (3.41)$$

в выражение (3.40) введен корректирующий сомножитель $\frac{\chi}{\chi_{21}}$. Коэффициент η_{21} отражает особенности берегового откоса, влияющие на развитие микрофитобентоса, в частности наличие твердого крепления, площади откосов и дна, занятые сообществами макрофито- и макрозообентоса и высшей водной растительностью.

Макрофитобентос (сообщества нитчатых водорослей) в большом количестве развивается в облицованных каналах с евтрофированными водоисточниками при скорости течения в зоне развития водорослей менее 0,5 м/с (H_{72}). Заиление откосов препятствует развитию нитчатых водорослей в искусственных водотоках. При благоприятных условиях, в частности достаточном содержании биогенных элементов (азота — более 0,3, фосфора — 0,01 мг/л) в каналах, фитомасса нитчатых водорослей B_{22} достигает 2000—4000 г/м².

Ориентировочно при расчетах можно принять, что нитчатые водоросли распространяются в основном до глубины, равной удвоенной прозрачности воды; первичная продукция нитчатых водорослей максимальна у поверхности воды. В диапазоне отмечаемых в каналах величин фитомассы не обнаружена зависимость удельной продукционной способности (a_{22}) нитчатых водорослей от фитомассы (Оксиюк, Стольберг, 1986). Удельная продукционная способность макрофитобентоса на оптимальной глубине составляет весной около $20 \cdot 10^{-8}$, летом — $30 \cdot 10^{-8}$, осенью — $15 \cdot 10^{-8}$ г $O_2 \cdot г^{-1}$ сырой массы $\cdot с^{-1}$. Вглубь по откосу она убывает (рис. 2). В соответствии с этим

$$\bar{a}_{22} = \frac{1}{\chi_{22}} \int_{\chi_{22}} a_{22}(\chi) d\chi_{22}. \quad (3.42)$$

Удельная продукционная способность нитчатых водорослей в среднем по откосу может ориентировочно составлять: в апреле $12 \cdot 10^{-8}$, мае — июле — $23 \cdot 10^{-8}$, октябре — $12 \cdot 10^{-8}$, ноябре — $8 \cdot 10^{-8}$ г $O_2 \cdot г^{-8}$ сырой массы $\cdot с^{-1}$.

Валовая первичная продукция макрофитобентоса записывается выражением:

$$\bar{A}_{22}(H_4, H_5, H_7) = \bar{a}_{22} B_{22}(H_4, H_5, H_7). \quad (3.43)$$

Удельная деструкция

$$r_{22}(z) = \text{const}, \quad (3.44)$$

что означает

$$R_{22}(H_4, H_5, H_7) = r_{22} B_{22}(H_4, H_5, H_7). \quad (3.45)$$

Удельная деструкция в сообществах нитчатых водорослей (r_{22}) при $t = 20^\circ C$ составляет около $5 \cdot 10^{-8}$ г $O_2 \cdot г^{-1} \cdot с^{-1}$.

Для введения соотношений (3.43) и (3.45) в общую запись математической модели (3.9) — (3.10) необходимо их привести к единице объема воды с учетом особенностей сообщества, что осуществляется при помощи весового коэффициента:

$$\alpha_{22} = \frac{\chi_{22}}{\omega} \eta_{22}, \quad (3.46)$$

где η_{22} — коэффициент, учитывающий особенности откоса, влияющие на развитие микрофитобентоса, в частности степень облицованности.

В макрозообентосе особое значение для величин $C_{РК}$ и $C_{БПК}$ в искусственных водотоках вследствие своего массового развития имеет моллюск дрейссена. Дыхание зависит от биомассы и различно у разных размерных групп моллюсков. Для дрейссены связь этих парамет-

ров описывается степенной зависимостью, согласно которой дыхание одной особи n -размерной группы равно:

$$r_{23n} = \gamma_{23} \omega_n \gamma_{23}'' \quad (3.47)$$

где $\gamma_{23} = 0,0011 \cdot 10^{-5}$, $\gamma_{23}'' = 0,77$ (Харченко, Ляшенко, 1985). Для расчета дыхания n -размерной группы r_{23n} умножается на количество экземпляров дрейссены данной размерной группы на 1 м^2 (N_n): дыхание сообщества дрейссены вычисляется как сумма дыхания всех n -размерных групп (табл. 4).

В соответствии с этим:

$$R_{23} = \sum_n r_{23n} B_{23n} \quad (3.48)$$

где

$$B_{23n} = \omega_n N_n \eta_{23} \quad (3.49)$$

Таким образом,

$$R_{23} = \eta_{23} \sum_n \gamma_{23} \omega_n \gamma_{23}''^{n+1} + 1 N_n (H_5, H_7). \quad (3.50)$$

По аналогии с описанием функционирования других сообществ в единообразном виде для макрозообентоса необходимо принять:

$$\alpha_{23} = \frac{\gamma_{23}}{\omega} \eta_{23}. \quad (3.51)$$

Формирование подсистемы высшей водной растительности определяется характером грунта, типом крепления берегового откоса (H_5), параметрами поперечного сечения русла (H_4), скоростью течения воды (H_7) и ее прозрачностью (H_9). Свойственный искусственным водотокам правильный поперечный профиль обуславливает то обстоятельство, что доступные для зарастания мелководья располагаются вдоль обоих берегов по всей длине трассы; ширина мелководной зоны зависит от крутизны заложения откосов (H_{43}). Глубинная граница распространения растений, особенно погруженных, зависит от скорости течения (H_7) и мутности воды (H_9).

Планктонная составляющая в сообществах высших водных растений ($i = 31$) описывается аналогично планктонной подсистеме ($i = 1$) с учетом того, что из-за затенения в ней снижается продукционная способность:

$$A_{31} (H_1, H_2, H_3, H_4, H_6, H_7) = \bar{a}_{31} (B_{31B}) \cdot B_{31B} (H_1, H_2, H_3, H_4, H_6, H_7), \quad (3.52)$$

где

$$\bar{a}_{31} = \frac{k_{31}}{\omega_{31}} \int_{\omega_3} a_1(\omega_3) d\omega_3 = k_{31} k_{f3} a_{10 \max} \exp(-\beta_1 B_{1B}). \quad (3.53)$$

Коэффициент k_{31} учитывает снижение продукционной способности фитопланктона в сообществе высших водных растений за счет затенения;

Т а б л и ц а 4. Размерные группы дрейссены

Группа	Длина, см	Средняя масса 1 особи, г
1	0,1—0,5	0,01
2	0,6—1,0	0,10
3	1,1—1,5	0,33
4	1,6—2,0	0,89
5	2,1—2,5	1,25
6	2,6—3,0	1,60

в среднем он может быть принят равным 0,5. Деструкция в планктоне (R_{31}) в зарослях высших водных растений описывается аналогично подсистеме планктона (R_1).

Коэффициент приведения для этого сообщества:

$$\alpha_3 = \frac{\omega_3}{\omega} . \quad (3.54)$$

Первичная продукция микробентоса в 3-й подсистеме ($i = 32$), как и планктона, рассчитывается на основе зависимостей, свойственных бентосной подсистеме ($i = 21$) с учетом фактора затенения:

$$\bar{a}_{32}(H_4) = \frac{k_{32}}{\chi_3} \int a_{21}(\chi) d\chi_3 = k_{32} k_{f3} a_{210 \max} \exp(-\beta_{21} B_{21B}), \quad (3.55)$$

где ориентировочно $k_{32} = 0,5$.

Таким образом:

$$\begin{aligned} A_{32}(H_4, H_5, H_6) &= \bar{a}_{32}(H_4 \bar{B}_{21B}) \bar{B}_{32B}(H_4, H_5, H_6) = \\ &= k_{f3} \cdot 0,5 a_{210 \max} \exp(-\beta_{21} B_{21B}) \bar{B}_{32B}(H_4, H_5, H_6). \end{aligned} \quad (3.56)$$

Деструкцию в бентосных сообществах подсистемы высших водных растений (R_{32}), как и в бентосной подсистеме (R_2), осуществляет микробентос и макрозообентос; ее интенсивность рассчитывается на основе соотношений (3.40) и (3.48). Коэффициент приведения в этом случае имеет вид:

$$\alpha_{32} = \frac{\chi_{32}}{\omega} . \quad (3.57)$$

Для высших водных растений ($i = 33$) рассчитывается чистая продукция (P_{33}) на основе данных о фитомассе на 1 м² площади зарослей с использованием годового P/B коэффициента (P_{33}/B_{33}), который в большинстве случаев равен 1,2 (Распопов, 1973). Фитомасса воздушно-водных растений в зависимости от густоты и высоты травостоя колеблется в пределах $(1 - 10) \cdot 10^3$ г/м², погруженных — до $(4 - 5) \times 10^3$ г/м².

Влияние отмирания и разложения высших водных растений на прирост $S_{БПК}$ оценивается с учетом доли легкодоступного органического вещества в фитомассе и продолжительности времени деструкции:

$$P_{33БПК}(H_4, H_5, H_6, H_7) = B_{33}(H_5, H_6, H_7) \frac{1,2 \delta_{33} \mu_{33} \chi_3(H_4, H_5, H_6, H_7)}{\omega \tau_{33}} . \quad (3.58)$$

Значения коэффициентов δ установлены экспериментально: для воздушно-водных растений (тростника) — 7 %, для погруженных (рдестов, урути) — 15 % (Оксиюк, Олейник, Шевцова и др., 1990). Время деструкции (поступление в воду и разложение) для тростника может быть принято около 90 сут, для погруженных растений — 30 сут. При этом нужно учитывать, что разложение воздушно-водных растений обычно происходит поздней осенью (ноябрь) и весной (апрель — май), а погруженных — летом или осенью в зависимости от их вегетационных циклов. В остальное время поступление в воду опада невелико. Величина μ_{33} сырой фитомассы воздушно-водных растений

составляет 0,47, погруженных — 0,11, в зависимости от соотношения сухой и сырой фитомассы. Коэффициент приведения определяется по уравнению (3.54).

Высшие водные растения являются хорошим субстратом для развития обрастаний ($i = 34$). Валовая первичная продукция перифитона на высших водных растениях (эпифитных группировок водорослей — A_{34}) рассчитывается по зависимости:

$$A_{34}(H_5, H_6, H_7) = a_{34}(B_{34в}) B_{34в} \cdot B_{33}(H_5, H_6, H_7). \quad (3.59)$$

Связь a_{34} и $B_{34в}$ (рис. 5) описывается экспонентами (12—15) (табл. 5) вида:

$$a_{340} = a_{340 \max} \exp(-\beta_{34} B_{34в}). \quad (3.60)$$

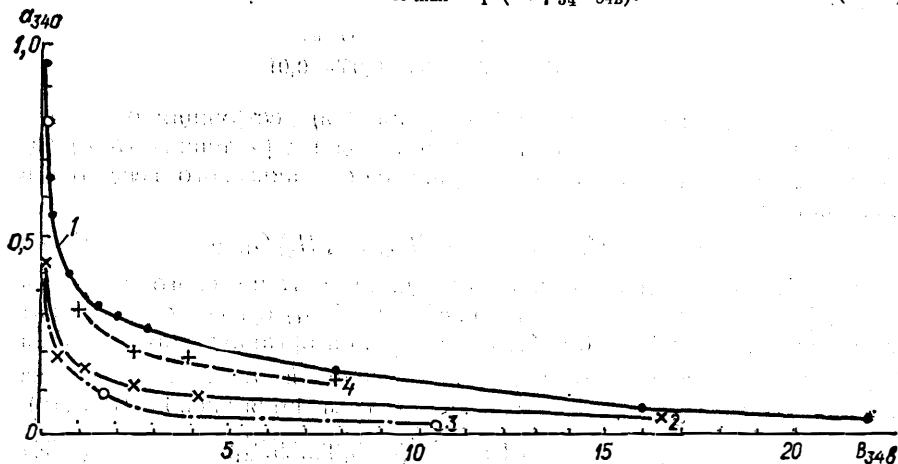


Рис. 5. Продукционная способность (a_{340} , $\text{мг O}_2 \cdot \text{мг}^{-1} \cdot \text{сут}^{-1}$) эпифитных группировок водорослей в каналах (на оптимальной глубине) в зависимости от их биомассы ($B_{34в}$, мг/г сырой массы растения).

Воздушно-водные растения: 1 — весна (май), 2 — лето, 3 — осень, 4 — погруженные растения, лето

Таблица 5. Параметры экспонент, описывающих зависимость продукционной способности от биомассы эпифитных группировок водорослей в каналах на оптимальной глубине

Сезон	Растения	Экспонента	Диапазон изменения биомассы ($B_{34в}$), мг/г сырой массы растений		Параметры экспонент	
			min	max	$a_{340 \max}$, $10^{-5} \text{ г O}_2 \times \text{г}^{-1} \cdot \text{с}^{-1}$	β_{34}
Лето	Воздушно-водные	12	0,01	1,00	0,50	-1,20
		12a	1,00	15,00	0,20	-0,17
Весна	Воздушно-водные	13	1,00	8,00	0,35	-0,17
		14	0,01	0,50	1,00	-1,80
Осень	Воздушно-водные	14a	0,50	20,00	0,40	-0,13
		15	0,01	0,50	0,80	-2,75
		15a	0,50	10,00	0,20	-0,46

Распределение удельной продукционной способности эпифитных водорослей по вертикали можно считать относительно равномерным, поскольку биомасса с глубиной уменьшается (по аналогии с микрофитобентосом).

Деструкция органического вещества в перифитоне на высших водных растениях (R_{34}) равна:

$$R_{34}(H_n) = R_{34в}(H_n) + R_{34г}(H_n), \quad (3.61)$$

где

$$R_{34в}(H_5, H_6, H_7) = r_{34в} B_{34в} B'_{33}(H_5, H_6, H_7). \quad (3.62)$$

Расчетные показатели удельного дыхания эпифитных водорослей следующие (10^{-5} г $O_2 \cdot г^{-1} \cdot с^{-1}$):

Весна	Лето	Осень
0,02—0,04	0,03—0,06	0,005—0,01

Гетеротрофная (в основном бактериальная) деструкция органического вещества перифитоном на высших водных растениях ($R_{34г}$) зависит от концентрации легкодоступного органического вещества в воде канала:

$$R_{34г}(H_5, H_6, H_7) = k_{34г}(H_5, H_6, H_7) C_{БПК}. \quad (3.63)$$

Коэффициент гетеротрофной деструкции органического вещества в перифитоне на высших водных растениях ($k_{34г}$) существенно зависит от 2-х переменных (рис. 6, а, б): концентрации органического вещества ($C_{БПК}$) и фитомассы погруженной части растений (B'_{33}). Эмпирические соотношения для данных зависимостей описываются экспонентой (16):

$$k_{34г \max} = B'_{33} \cdot 10^{-8} \exp(-0,00025 B'_{33}) \quad (3.64)$$

и группой экспонент (17—22):

$$k_{34г} = k_{34г \max} \exp(-\beta_{34г} C_{БПК}), \quad (3.65)$$

где $k_{34г \max}$ определяется из уравнения (3.64) для $B'_{33} = 1000, 2000, 3000, 4000, 5000, 6000$ г/м² соответственно, отражающей различную густоту зарослей; при этом $\beta_{34г} = 0,05$.

Таким образом,

$$R_{34}(H_5, H_6, H_7) = r_{34в} B_{34в} B'_{33}(H_5, H_6, H_7) + k_{34г \max} \exp(-\beta_{34г} C_{БПК}) C_{БПК}. \quad (3.66)$$

Коэффициент приведения в этом случае:

$$\alpha_3 = \frac{\chi_3}{\omega}. \quad (3.67)$$

Система расчетов биомассы фитопланктона в каналах реализует математическую модель (3.11) в следующей форме:

$$v_x \frac{dB_{1в}}{dx} = \left[\frac{k_v}{\mu_1} (\bar{a}_1 \gamma_1 - r_{1в}) - \left(\frac{\delta_1 k_{1г}}{k_v} + \xi \right) \right] B_{1в}(H_1, H_2, H_3, H_4, H_7, H_9). \quad (3.68)$$

В модели необходимо отразить, что на биомассу фитопланктона воздействуют скорость течения воды (H_2) и работа насосных станций (H_3). Влияние скоростного режима учитывается с помощью коэффициента k_v , который при скорости течения равной или меньшей лимитирующей принимается за 1,0 и постепенно снижается (по линейной

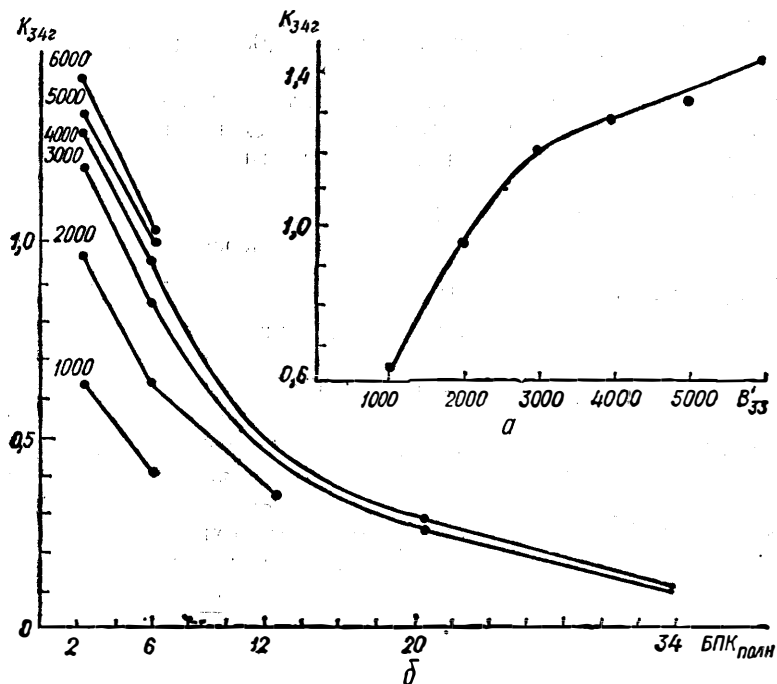


Рис. 6. Зависимость коэффициента гетеротрофной деструкции (k_{34g} , сут⁻¹) в перифитоне от фитомассы растений (B'_{33} , г/м²) и концентрации органического вещества ($BPK_{полн}$, г O₂/м³):

a — на 1 м² при $BPK_{полн} = 2,5$ г O₂/м³; *б* — на 1 г растений при фитомассе от 1000 до 6000 г/м²

зависимости) до 0,1 при критической скорости, препятствующей развитию планктонных водорослей. На основе натуральных наблюдений за трансформацией фитопланктона в каналах (Оксиюк, 1973) можно установить следующие градации скоростей течения в зависимости от его состава.

В фитопланктоне доминируют водоросли	Скорость течения, м/с	
	лимитирующая	критическая
диатомовые	0,7	2,0
зеленые	0,5	1,5
синезеленые:		
аллохтонные (поступающие из водохранилищ)	0,2	0,6
автохтонные (развивающиеся в каналах)	0,5 (0,7)	1,5 (2,0)

Воздействие насосных станций выражается следующим эмпирическим соотношением (экспонента 23):

$$B_{1b}(H_3) = B_{1b}^* \exp(-\beta_{nc} h_{nc}) \quad (3.69)$$

Коэффициент экспоненты, описывающий зависимость биомассы фитопланктона от напора насосной станции (β_{nc}) ориентировочно для фитопланктона, в котором доминируют синезеленые водоросли, можно принять равным 0,015, для диатомовых — 0,005 (Оксиюк, Стольберг, 1986).

Нужно учитывать, что при последовательном расположении высоконапорных насосных станций действие последующей проявляется в том случае, если время добегания воды превышает 1 сут и биомасса планктонных водорослей после воздействия предыдущей станции частично успевает восстановиться. Эта зависимость описывается коэффициентом каскадности: $\alpha_{nc}(H_3) = 1$ для 1-й насосной станции, $\alpha_{nc} = \frac{t_{nc}}{24} \leq 1$ — для последующих.

Динамика изменения биомассы фитопланктона в каналах зависит от скорости отмирания планктонных водорослей и выедания их зоопланктоном. Убыль фитопланктона в каналах в результате отмирания можно выразить с помощью его бактериальной деструкции, протекающей по тем же зависимостям, что и деструкция всего органического вещества в искусственных водотоках. Если время отмирания фитопланктона превышает скорость разложения, что возможно при его массовой гибели в результате воздействия техногенных факторов, вводится коэффициент δ . Выедание водорослей зоопланктоном (ξ) составляет около 10—18 % в 1 сут (Жданова, Карпезо, Примак и др., 1988).

Прирост биомассы фитопланктона определяется величиной первичной продукции органического вещества, используемой на конструктивный обмен. В модели эта зависимость отражена коэффициентом γ_1 , величина которого по результатам идентификации модели на основании натурных данных о динамике биомассы фитопланктона в каналах определена равной 0,8.

Для выражения биомассы фитопланктона в кислородных единицах вводится кислородный эквивалент (μ_1), который в зависимости от зольности и содержания сухого вещества равен: для синезеленых — 0,65, зеленых — 0,44, диатомовых водорослей — 0,37—0,49 г O_2 /г (Оксиюк, Стольберг, 1986).

В результате приведенных выкладок получена система нелинейных дифференциальных уравнений в частных производных с переменными коэффициентами, которая решается аналитически при условии введения некоторых упрощений или без них численным методом. В аспекте обоснованных выше упрощений поставленная задача рассматривается как квазистационарная, так как за расчетный период гидроэкологической оценки принимается сезон или год. В этом случае

$$\frac{dC}{dt} = 0. \quad (3.70)$$

Для каналов, трубопроводов можно принять $f = 0$, поскольку они защищены от поступления сточных вод с водосборной площади. Для получения компактной формы записи модели при формализации описанных выше зависимостей отсутствующие в отдельных подсистемах параметры (в частности, первичная продукция в трубопроводах) и параметры, которые не выделяются, а учитываются из-за своего неспецифического значения в составе других компонентов, приравниваются нулю. В этом случае система расчетов принимает следующий вид:

$$v_x \frac{dC_{\text{БПК}}}{dx} = \sum_i \alpha_i \{ k_{fi}(H_n) a_{i0 \max}(H_n) \exp[-\beta_i B_{iB}(H_n)] \exp(-\beta'_i C_{\text{ВЗВ}}) \times \\ \times B_{iB}(H_n) - r_i(H_n) B_i(H_n) - \\ - k_{i\Gamma \max} \exp(-\beta''_{i\Gamma} C_{\text{БПК}}) \cdot [1 - \exp(-\beta''_{i\Gamma} C_{\text{РК}})] k''_{\Gamma} C_{\text{БПК}} \} + P_{\text{ЗБПК}}; \quad (3.71)$$

$$v_x \frac{dC_{\text{РК}}}{dx} = \sum_i \alpha_i \{ k_{fi}(H_n) a_{i0 \max}(H_n) \exp[-\beta_i B_{iB}(H_n)] \exp(-\beta'_i C_{\text{ВЗВ}}) \times \\ \times B_{iB}(H_n) - r_i(H_n) B_i(H_n) - k_{i\Gamma \max} \exp(-\beta''_{i\Gamma} C_{\text{БПК}}) \times \\ \times [1 - \exp(-\beta''_{i\Gamma} C_{\text{РК}})] k''_{\Gamma} C_{\text{БПК}} \} + k_2 (C_{\text{РК}}^{\text{н}} - C_{\text{РК}}); \quad (3.72)$$

$$v_x \frac{dB_{iB}}{dx} = \left\{ \frac{k_{1v}}{\mu_1} [\gamma_1 k_{f1}(H_n) a_{i0 \max}(H_n) \exp[-\beta_1 B_{iB}(H_n)] \exp(-\beta'_1 C_{\text{ВЗВ}}) - \right. \\ \left. - r_{1B}(H_n)] - \left[\frac{\delta_1}{k_{1v}} k_{i\Gamma \max} \exp(-\beta''_{i\Gamma} C_{\text{БПК}}) [1 - \exp(-\beta''_{i\Gamma} C_{\text{РК}})] k''_{\Gamma} + \xi \right] \right\} \times \\ \times B_{iB}(H_n). \quad (3.73)$$

Продолжая упрощения системы расчетов, примем, что параметры абиотической и биотической частей экосистемы водного объекта на небольших отрезках его длины, или расчетных участках, постоянны. Такое допущение позволяет перейти к системе линейных дифференциальных уравнений следующего вида с постоянными коэффициентами для отдельного участка канала:

$$v_x \frac{dC_{\text{БПК}}}{dx} = \sum_i \alpha_i \{ [\bar{a}_i(H_n) - r_{iB}(H_n)] B_{iB}(H_n) - \\ - k_{i\Gamma}(H_n, C_{\text{БПК}}, C_{\text{РК}}) \cdot k''_{\Gamma} C_{\text{БПК}} \} + P_{\text{ЗБПК}} = \sum_i P_i(H_n, C_{\text{БПК}}, C_{\text{РК}}); \quad (3.74)$$

$$v_x \frac{dC_{\text{РК}}}{dx} = \sum_i \alpha_i \{ [\bar{a}_i(H_n) - r_{iB}(H_n)] B_{iB}(H_n) - k_{i\Gamma}(H_n, C_{\text{БПК}}, C_{\text{РК}}) \times \\ \times k''_{\Gamma} C_{\text{БПК}} \} + k_2 (C_{\text{РК}}^{\text{н}} - C_{\text{РК}}) = \sum_i P_i(H_n, C_{\text{БПК}}, C_{\text{РК}}) + k_2 (C_{\text{РК}}^{\text{н}} - C_{\text{РК}}); \quad (3.75)$$

$$v_x \frac{dB_{1B}}{dx} = \left\{ \frac{k_{1v}}{\mu_1} [\gamma_1 \bar{a}_1(H_n) - r_{1B}(H_n)] - \right. \\ \left. - \left[\frac{\delta_1}{k_{1v}} k_{1\Gamma}(H_n, C_{\text{БПК}}) k''_{\Gamma} + \xi \right] \right\} B_{1B}(H_n). \quad (3.76)$$

Для трубопровода:

$$v_x \frac{dC_{\text{БПК}}}{dx} = - \sum_i \alpha_i [r_{i\text{в}}(H_n) B_{i\text{в}}(H_n) + k_{i\text{г}}(H_n, C_{\text{БПК}}, C_{\text{РК}}) k_T'' C_{\text{БПК}}]; \quad (3.77)$$

$$v_x \frac{dC_{\text{РК}}}{dx} = - \sum_i \alpha_i [r_{i\text{в}}(H_n) B_{i\text{в}}(H_n) + k_{i\text{г}}(H_n, C_{\text{БПК}}, C_{\text{РК}}) k_T'' C_{\text{БПК}}]; \quad (3.78)$$

$$v_x \frac{dB_{1\text{в}}}{dx} = - \left[\frac{k_{1\text{в}}}{\mu_1} r_{1\text{в}}(H_n) + \frac{\delta_1}{k_{1\text{в}}} k_{1\text{г}}(H_n, C_{\text{БПК}}, C_{\text{РК}}) k_T'' + \xi \right] B_{1\text{в}}(H_n). \quad (3.79)$$

Решение этих систем уравнений имеет вид:

$$C_{\text{БПК}} = C_{\text{БПК}}(0) \exp \left[- \sum_i \alpha_i k_{i\text{г}}(H_n, C_{\text{БПК}}, C_{\text{РК}}) k_T'' \frac{x}{v_x} \right] + \frac{\sum_i \alpha_i [\bar{a}_i(H_n) - r_{i\text{в}}] (H_n) B_{i\text{в}}(H_n)}{\sum_i \alpha_i k_{i\text{г}}(H_n, C_{\text{БПК}}, C_{\text{РК}}) k_T''} \times \\ \times \left\{ 1 - \exp \left[- \sum_i \alpha_i k_{i\text{г}}(H_n, C_{\text{БПК}}, C_{\text{РК}}) k_T'' \frac{x}{v_x} \right] \right\} + P_{\text{ЗБПК}}, \quad (3.80)$$

$$C_{\text{РК}} = C_{\text{РК}}^{\text{н}} - [C_{\text{РК}}^{\text{н}} - C_{\text{РК}}(0)] \exp \left(- \frac{k_2 x}{v_x} \right) + \frac{\sum_i \alpha_i [\bar{a}_i(H_n) - r_{i\text{в}}(H_n)] B_{i\text{в}}(H_n) - \sum_i \alpha_i k_{i\text{г}}(H_n, C_{\text{БПК}}, C_{\text{РК}}) k_T'' C_{\text{БПК}}}{k_2 - \sum_i \alpha_i k_{i\text{г}}(H_n, C_{\text{БПК}}, C_{\text{РК}}) k_T''} \times \\ \times \left\{ \exp \left[- \sum_i \alpha_i k_{i\text{г}}(H_n, C_{\text{БПК}}, C_{\text{РК}}) k_T'' \frac{x}{v_x} \right] \exp \left[- \frac{k_2 x}{v_x} \right] \right\}; \quad (3.81)$$

$$B_{1\text{в}} = B_{1\text{в}}(0) \exp \left\{ \frac{k_{1\text{в}}}{\mu_1} [\gamma_1 \bar{a}_1(H_n) - r_{1\text{в}}(H_n)] - \left[\frac{\delta_1}{k_{1\text{в}}} k_{1\text{г}}(H_n, C_{\text{БПК}}, C_{\text{РК}}) k_T'' + \xi \right] \frac{x}{v_x} \right\}. \quad (3.82)$$

Решение для условий трубопровода совпадает с соотношениями (3.80) — (3.82) с учетом $a_i = 0$, $k_2 = 0$.

На основании предложенных соотношений для расчетов гидроэкологической оценки воздействия водоток разбивается на расчетные участки, границами которых могут служить насосные станции, водохранилища, крупные водозаборы, плотины-перепады и т. п. Следующая операция заключается в составлении характеристики каждого участка, предусматривающей поиск всех необходимых для расчета параметров моделей. Для описания абиотической части определяются:

$$l, v, \omega, \omega_1, \omega_{2i}, \chi, \chi_{2i}, \chi_3, h_i, h_{i\text{к}}, h_{i\text{э}}, h_{\text{нс}}, k_2. \quad (3.83)$$

Глубину компенсационного горизонта ($h_{i\text{к}}$) находят, определяя прозрачность воды из решения задачи по транспортирующей способности потока (Гришанин, 1979); значения k_2 отыскиваются эксперимен-

тально или расчетным путем (Кондратюк, 1977). На этой основе при помощи данных (3.83) вычисляются следующие абиотические характеристики расчетных участков:

$$\frac{x}{v}, \frac{\gamma_{2i}}{\omega}, \frac{\omega_{3i}}{\omega}. \quad (3.84)$$

Биотическая характеристика расчетного участка формируется следующим образом.

1. $B_{1в}$ (0) — задается в качестве начального условия на основе данных о биомассе фитопланктона в водоисточнике;

2. $B_{21в}, B_{22}, B_{23}, B_{31в}, B_{32в}, B_{33}, B_{34в}, B_{1ж}$ — определяются на основе натуральных наблюдений на данном водотоке или водных объектах-аналогах;

3. Величины $a_i, r_i, A_i, R_i, k_{iг}$ — вычисляются на основе соотношений, приведенных в настоящем разделе.

Значения абиотических и биотических параметров, принимаемые постоянными для расчетного участка, подставляют в выражения (3.80) — (3.82), что позволяет рассчитать изменение начальных величин $S_{БПК}, C_{РК}, B_{1в}$ на длине расчетного участка. Найденные таким образом значения в конце данного расчетного участка принимаются как начальные для последующего участка, для которого описанная процедура повторяется. В приложении 2 приводится пример, иллюстрирующий применение изложенной системы расчетов для гидроэкологической оценки воздействия конструктивных и технологических параметров каналов на качество воды.

Данную систему расчетов с введением определенных модификаций использовали для оценки воздействия гидротехнического строительства на концентрацию растворенного кислорода, БПК_{полн} и биомассу фитопланктона в Днепровско-Бугском лимане (Оксиюк, Жукинский, Полищук и др., 1988). Экологическая оценка выполнялась для режима попусков через Каховский гидроузел (H_8 — режим водоподачи) в наихудшей для данного водного объекта ситуации — «цветения» воды; расчетный случай — период массового развития синезеленых водорослей, июль — август. Система расчетов осуществлена на основе 2-х камерной модели с учетом того, что режим попусков (H_8) воздействует на вертикальное распределение кислорода, соотношение объемов поверхностной и придонной камер (выше и ниже слоя кислородного скачка) и водообмен между ними. Таким образом, $C_{РК}(H_8); R_{16}(C_{РК})$, следовательно, $S_{БПК}(H_8); C_{B_{1в}}(H_8)$.

Для численной реализации системы расчетов необходимые параметры определены в результате натуральных наблюдений на Днепровско-Бугском лимане, а также использованы известные из литературных источников зависимости, в ряде случаев проверенные экспериментально на данном водном объекте. Так, величина $B_{1в}(H_8)$ установлена на основании материалов наблюдений тех лет, когда попуски воды через Каховский гидроузел были различными. Величина $a_{10}(B_{1в})$ определена по натуральным данным для Днепровско-Бугского лимана; причем она оказалась аналогичной таковой для автохтонного фитопланктона смешанного состава в каналах (рис. 7). Значения $r_{1в}$ были приняты

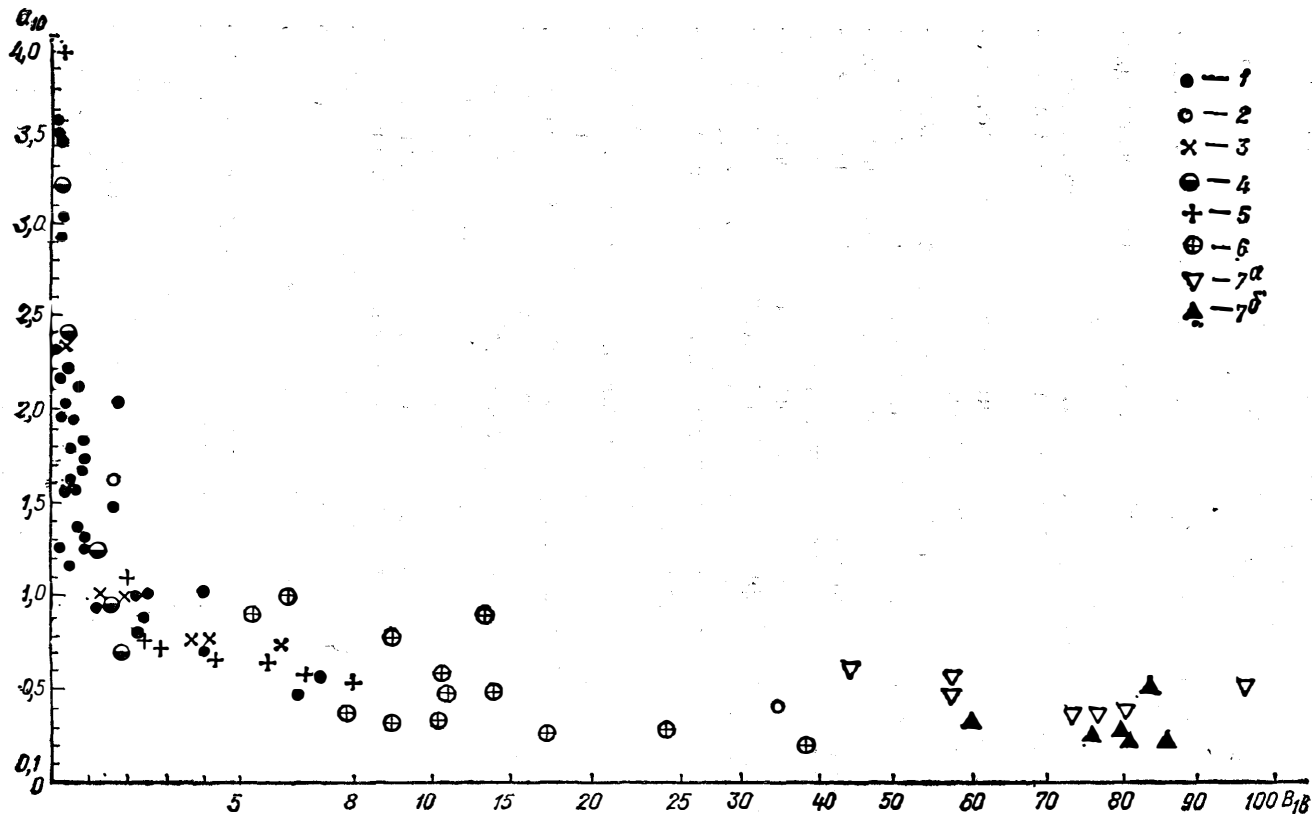


Рис. 7. Продукционная способность (a_{10} , $\text{мг O}_2 \cdot \text{мг}^{-1} \cdot \text{сут}^{-1}$) фитопланктона в различных водных объектах в летний период (на оптимальной глубине) в зависимости от его биомассы ($B_{1в}$, мг/л).

1 — Каналы УССР (автохтонный фитопланктон); 2 — Орельковское водохранилище (канал Днепр — Донбасс); 3 — канал Иртыш — Караганда; 4 — Каракумский канал (осветленная часть); 5 — Днепровско-Бугский лиман; 6 — днепровские водохранилища; 7 — верхний Днепр: а — загрязненный участок, б — ниже загрязнения

такие же, как и для каналов, поскольку они не расходятся с известными литературными данными для других водных объектов (Биологические процессы и самоочищение..., 1972; The functioning..., 1980). Дыхание зоопланктона ($R_{1ж}$) рассчитано по $V_{1ж}$ в Днепроовско-Бугском лимане и общепринятым удельным коэффициентам. Величина k_{16} и его зависимость от $S_{БПК}$ приняты по таковым для каналов с проверкой по материалам натурных наблюдений на Днепроовско-Бугском лимане. Зависимость k_{16} ($S_{ПК}$) исследована экспериментально на данном водном объекте; установлено, что $k_{ПК} = 3,5 \text{ г O}_2/\text{м}^3$.

В бентосной подсистеме $B_{21в}$, $R_{21в}$ определены для Днепроовско-Бугского лимана непосредственно; a_{210} ($B_{21в}$) — принята на основе зависимости, описанной для каналов, с проверкой на лимане; $r_{21в}$ — введен в расчеты по аналогии с каналами. Дыхание моллюсков вычислено на основании данных об их численности в лимане и удельных коэффициентов, известных из литературы.

Результаты производственных вычислений (см. раздел 4.1) свидетельствуют о возможности использования системы расчетов, разработанной для каналов, на других категориях водных объектов с соответствующими модификациями. Основные параметры для численной реализации системы расчетов должны быть определены на том водном объекте, для которого выполняется экологическая оценка воздействия гидротехнического строительства, или имеющиеся в литературе данные должны быть критически проанализированы и проверены экспериментально.

Для численной реализации изложенной системы расчетов на различных категориях водных объектов по основным параметрам, используемым в моделях, можно дать следующие рекомендации.

Обобщение известных в литературе данных об удельной продукционной способности фитопланктона на оптимальной глубине (a_{10}) свидетельствует о том, что установленные для каналов с евтрофированными водоисточниками величины приближаются к максимальным и сходны с таковыми в других водных объектах в аналогичных условиях (рис. 7). На основе данных о каналах Украины, Иртыш — Караганда, Каракумском (осветленная часть, Ш. И. Коган и др., 1985), Днепроовско-Бугском лимане, днепровских водохранилищах (Приймаченко, 1981), верхнем Днепре (Биологические процессы и самоочищение..., 1972) удельная продукционная способность фитопланктона (в летний период) на оптимальной глубине в евтрофированных водных объектах может быть аппроксимирована следующей обобщенной экспонентой (24):

$$a_{10}(B_{1в}) = 3,7 \cdot 10^{-5} \exp(-0,5B_{1в}) + 0,30 \cdot 10^{-5} - 1 \cdot 10^{-8}B_{1в}. \quad (3.85)$$

Для оценки воздействия гидротехнического строительства необходимо описать количественно (с учетом факторов лимитирования) зависимость a_{10} от напора гидротехнических сооружений, содержания взвешенных веществ, биогенных веществ, температуры воды, а $B_{1в}$ — от скорости течения. Ряд этих зависимостей может быть принят аналогичным, установленным для искусственных водотоков, в частности зависимость от напора гидротехнических сооружений, скорости течения

воды, а также количества взвешенных веществ. Литературные данные для других водных объектов подтверждают эти количественные оценки (Авакян, Корнилов, Литвинов и др., 1986; Солоневская, 1966; Иванов, 1982; и др.).

Наиболее важным и сложным звеном в численной реализации системы расчетов C_{PK} , $C_{БПК}$, $C_{В1в}$ является описание зависимости первичного продуцирования органического вещества от содержания биогенных веществ. Исходным соотношением при этом является зависимость удельной первичной продукции фитопланктона от его биомассы, полученная при достаточном для достижения максимальных значений ($a_{10 \max}$) содержании биогенных элементов (прежде всего азота и фосфора) в воде (т. е. область насыщения — $a_{10н}$). Эта зависимость, аппроксимированная экспонентой (25), может быть принята соответствующей значениям, установленным для верхнего Днепра (Биологические процессы и самоочищение..., 1972) и днепровских водохранилищ (Приймаченко, 1981) (рис. 7):

$$a_{10н}(B_{1в}) = 4,5 \cdot 10^{-5} \exp(-0,4B_{1в}) + 0,60 \cdot 10^{-5} - 2 \cdot 10^{-8} B_{1в}. \quad (3.86)$$

Динамика изменения a_1 в зависимости от концентрации азота и фосфора (C_N , C_P) состоит в снижении величины продукционной способности в связи с уменьшением содержания биогенных веществ по сравнению с максимальным значением при насыщении биогенными веществами ($a_{10н}$), которое определяется по вышеуказанной экспоненте (25) для соответствующего значения биомассы фитопланктона. Эта зависимость имеет форму кривой насыщения (по уравнению Михаэлиса — Ментен) и записывается в виде:

$$a_{10}(C_N, C_P) = a_{10н}(B_{1в}) \{1 - \exp[-k_{N,P}(C_N, C_P)]\}. \quad (3.87)$$

В выражение вводится в каждом конкретном случае значение лимитирующего биогенного элемента.

Температура, воздействующая на ферментативные реакции темного этапа фотосинтеза, на удельную продукционную способность влияет меньше, чем другие факторы (The functioning of freshwater ecosystems, 1980). В системе расчетов она может учитываться косвенно через сезонную динамику a_{10} , как это принято для каналов. Для водоемов-охладителей при оценке воздействия теплового загрязнения влияние температуры целесообразно вводить коэффициентом k_T , который равен 0,04 (до 0,07) на 1 °C (The functioning..., 1980), что соответствует $Q_{10} = 1,5$ (до 2,3 — в культурах водорослей). Известно, что повышение температуры на 1—2 °C приводит к увеличению интенсивности фотосинтеза на 9 % (Авакян, Корнилов, Литвинов и др., 1986).

Значения удельного дыхания водорослей ($r_{1в}$) могут быть приняты по данным, указанным выше для каналов, поскольку они не расходятся с известными из литературы данными для других водных объектов (Биологические процессы и самоочищение..., 1972). Что касается k_{16} и его зависимости от концентрации кислорода, то в расчетах можно использовать величины, установленные для каналов и Днепровско-Бугского лимана, если органическое вещество планктонного произ-

хождения, возможно, также и для сточных вод, где преобладают легко минерализуемые фракции. Для органического вещества другого происхождения и состава значения этих параметров должны быть получены экспериментально.

При оценке воздействия гидротехнического строительства на водные объекты в общем виде модели C_{PK} , $C_{БПК}$, B_{1B} могут быть записаны:

$$\begin{aligned} \frac{\partial C_{PK}}{\partial t} + v_x \frac{\partial C_{PK}}{\partial x} + v_y \frac{\partial C_{PK}}{\partial y} + v_z \frac{\partial C_{PK}}{\partial z} = D_x \frac{\partial^2 C_{PK}}{\partial x^2} + D_y \frac{\partial^2 C_{PK}}{\partial y^2} + \\ + D_z \frac{\partial^2 C_{PK}}{\partial z^2} + \sum_i \alpha_i \{ a_i (B_{1B}, H_1, H_4, H_6, H_9, C_N, C_P) k'_T B_{1B} (H_1, H_2, H_3, \\ H_5, H_6, H_7, H_8, H_9) - r_{iB} (H_1, H_3, H_5) B_{1B} (H_1, H_2, H_3, H_5, H_6, H_7, \\ H_8, H_9) - r_{iЖ} (B_{iЖ}) B_{iЖ} (H_1, H_2, H_3, H_5, H_6, H_7, H_9) - \\ - k_{i6} (C_{БПК}, C_{PK}, H_5, H_6, H_7, H_8, H_9) k''_{T C_{БПК}} \} + \\ + \sum_i G_i + k_2 (C_{PK}^n - C_{PK}) + f_{PK}(x, y, z); \end{aligned} \quad (3.88)$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial C_{БПК}}{\partial t} + v_x \frac{\partial C_{БПК}}{\partial x} + v_y \frac{\partial C_{БПК}}{\partial y} + v_z \frac{\partial C_{БПК}}{\partial z} = D_x \frac{\partial^2 C_{БПК}}{\partial x^2} + \\ + D_y \frac{\partial^2 C_{БПК}}{\partial y^2} + D_z \frac{\partial^2 C_{БПК}}{\partial z^2} + \sum_i \alpha_i \{ a_i (B_{1B}, H_1, H_4, H_6, H_9, C_N, C_P) \times \\ \times k'_T B_{1B} (H_1, H_2, H_3, H_5, H_6, H_7, H_8, H_9) + P_{3БПК} - r_{iB} (H_1, H_3, H_5) \times \\ \times B_{1B} (H_1, H_2, H_3, H_5, H_6, H_7, H_8, H_9) - \\ - r_{iЖ} (B_{iЖ}) B_{iЖ} (H_1, H_2, H_3, H_5, H_6, H_7, H_9) - \\ - k_{i6} (C_{БПК}, C_{PK}, H_5, H_6, H_7, H_8, H_9) k''_{T C_{БПК}} \} + P_{3БПК} + \\ + f_{БПК}(x, y, z); \end{aligned} \quad (3.89)$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial B_{1B}}{\partial t} + v_x \frac{\partial B_{1B}}{\partial x} + v_y \frac{\partial B_{1B}}{\partial y} + v_z \frac{\partial B_{1B}}{\partial z} = D_x \frac{\partial^2 B_{1B}}{\partial x^2} + D_y \frac{\partial^2 B_{1B}}{\partial y^2} + \\ + D_z \frac{\partial^2 B_{1B}}{\partial z^2} + \left\{ \frac{k_{1v}(H_7)}{\mu_4} [\gamma_1 a_1 (B_{1B}, H_1, H_4, H_9, C_N, C_P) - r_{iB} (H_1, H_3)] - \right. \\ \left. - \left[\frac{\delta}{k_{1v}(H_7)} k_{16} (C_{БПК}, C_{PK}, H_7, H_8, H_9) k''_{T} + \xi \right] \right\} \times \\ \times B_{1B} (H_1, H_2, H_3, H_7, H_8, H_9) + f_{B_{1B}}(x, y, z). \end{aligned} \quad (3.90)$$

В этой записи отражено влияние неравномерности распределения скорости и ингредиента ($C_{БПК}$, C_{PK} , B_{1B}) в поперечном сечении водного объекта, что существенно для водохранилищ. В функциональное описание биотических компонентов введена зависимость удельной первичной продукции водорослей от содержания биогенных элементов, коэффициента бактериальной деструкции — от концентрации растворенного кислорода, что важно для оценки воздействия техногенных факторов в зарегулированных реках и водохранилищах. Присутствует также выражение для функции-источника, которое необходимо для

учета поступления в водные объекты примесей из внешних источников загрязнения.

В целом численная реализация системы расчетов РК, БПК_{полн} и биомассы фитопланктона на основе имеющихся в настоящее время количественных оценок зависимостей, входящих в предложенные математические модели (3.88) — (3.90), вполне возможна. Она может быть осуществлена ориентировочно и в первом приближении позволяет дать экологическую оценку воздействия гидротехнического строительства на тот или иной водный объект. Вместе с тем следует указать, что при использовании зависимостей, установленных для других водных объектов, необходим тщательный анализ условий и надежное обоснование возможности их применения в каждом конкретном случае. Необходимые коррективы должны вноситься в результате исследований, проведенных на данном водном объекте с учетом его специфики и особенностей гидротехнического строительства. Необходимо предостеречь, что использование данных для численной реализации системы расчетов представителями смежных наук или проектировщиками без достаточного контроля со стороны гидробиологов нередко приводит к недооценке возможности выполнения расчета или, напротив, переоценке степени их достоверности и пригодности для конкретных случаев оценки воздействия. В этой связи очень важна консультативная роль специалистов-гидроэкологов для того, чтобы установить наличие и степень надежности данных для расчетов.

3.3.2. Система расчетов водоохранных мероприятий при гидротехническом строительстве

При гидротехническом строительстве расчеты водоохранных мероприятий основываются на прогнозировании качества воды и включают планирование, оперативное и оптимальное управление показателями состава и свойства воды. Система расчетов реализует экономическую модель в форме уравнений (2.103) — (2.106), которая может быть частично или полностью использована для решения той или иной указанной задачи. Для расчетов водоохранных мероприятий составляется расчетная схема водного объекта, представляющая собой дискретное описание его в форме совокупности i -расчетных участков для водотоков или i -расчетных камер для водохранилищ.

В качестве примера рассмотрим систему расчетов водоохранных мероприятий на основе уравнений (2.103) — (2.106) для искусственного водотока по показателям $S_{БПК}$, $S_{РК}$ и $S_{B_{1B}}$. Прогнозирование качества воды в водотоке с учетом гидротехнических параметров сводится к решению задачи определения вектора C_j (H_n , Z_j^i , C_{j0} , f_j^i, \dots) на основе уравнения (2.104) в форме (3.80) — для $S_{БПК}$, (3.81) — для $S_{РК}$ и (3.82) — для $S_{B_{1B}}$. В этих уравнениях для i -расчетного участка начальное значение соответствующей концентрации:

$$C_j(0) = C_j^{i-1}, \quad (3.91)$$

которое должно быть выражено в форме:

$$C_j^{i-1} = C_j^{i-1} + \Delta C_j^{i-1}, \quad (3.92)$$

где первое слагаемое в правой части — это концентрация j -примеси в воде, приходящей сверху в $i - 1$ створ, а второе — дополнительное загрязнение в этом створе за счет поступления сбросов $\sum_j Z_{jf}^{i-1}$ из f — источников загрязнения.

При этом

$$\Delta C_j^{i-1} = \frac{\sum_f Z_{jf}^{i-1}}{Q^i} . \quad (3.93)$$

Решая уравнения (3.80) — (3.82) с учетом (3.91) — (3.93), рассчитываем значения концентраций C_j в i -створе под влиянием гидротехнических параметров — H_n и сбросов загрязняющих примесей — Z_j , соответствующих расчетному уровню во времени. При необходимости выведенные расчетные соотношения могут быть легко дополнены членами, описывающими влияние на концентрацию j -примеси потерь воды на испарение и фильтрацию, забор воды и т. д. с использованием известных представлений баланса масс.

Сопоставление полученных значений с нормативными величинами соответствующих j -примесей в створах водопользования позволяет решить вопрос о необходимости дальнейших расчетов водоохранных мероприятий. Даже в том случае, когда потребность в компенсационных водоохранных мероприятиях в связи с гидротехническим строительством не возникает, необходимо рассмотреть возможность использования H_n -управлений для улучшения показателей качества воды. Во всех ситуациях ставится задача планирования состава и свойств воды путем расчета необходимого набора H_n - и U_m -управлений, обеспечивающего нормативное качество воды в створах водопользования.

При этом заданы вектор технических параметров гидроузла H_n , исходные концентрации $C_j(0)$ в начальном створе водотока, j_i^i — интенсивность неточечных источников загрязнения на расчетном участке i . Искомыми величинами являются U_m -управления, которые совместно с заданными H_n -управлениями должны обеспечить нормативное качество воды. Данная задача также решается на основе уравнения состояния системы (2.104) с использованием выражений (3.80) — (3.82), которые преобразовываются в уравнения путем приравнивания их правых частей значениям ПДК j . В полученных таким образом выражениях начальные значения соответствующих концентраций по-прежнему описываются уравнением (3.91) с учетом (3.92), однако структура второго слагаемого последнего соотношения должна отражать зависимость его величины от искомым U_m -управлений. Эта зависимость может быть описана различными способами (Сухоруков, 1986), которые должны количественно оценивать влияние технологических параметров m -водоохранных сооружений на величину сброса j -примесей в i -створ из f -источника загрязнения.

Обозначим

$$e_{mj} = \frac{C_{mj}^{\text{вх}} - C_{mj}^{\text{вых}}}{C_{mj}^{\text{вых}}} \quad (3.94)$$

коэффициент технологической эффективности m -водоохранного мероприятия, ориентированного на f -источник загрязнения по j -примеси, где $C_{mjf}^{\text{вых}}$, $C_{mjf}^{\text{вх}}$ — концентрации j -примеси в сточных водах f -источника на выходе и входе в m -очистное сооружение, а

$$\alpha_{mj}^i = \frac{q_{mj}^i}{q_f^i} \quad (3.95)$$

коэффициент охвата f -источника m -водоохранном мероприятием, где q_{mj}^i — расход сточных вод, проходящих через очистное сооружение в i -створе, а q_f^i — общий объем сточных вод f -источника в i -створе.

В этом случае U_m -управление однозначно определяется двумя коэффициентами:

$$\begin{aligned} 0 &\leq e_{mjf} \leq 1, \\ 0 &\leq \alpha_{mj}^i \leq 1. \end{aligned} \quad (3.96)$$

Путем несложных преобразований можно получить для выражения (3.92):

$$\sum_j Z_{jf}^i(U_m) = \sum_f q_f^i C_{jf}^i (1 - e_{mjf} \alpha_{mj}^i) \quad (3.97)$$

для случаев, когда каждому f -источнику соответствует одно m -мероприятие в i -створе. В случае каскадного размещения m -мероприятий с последовательным прохождением сточных вод через систему очистных сооружений, например по схеме: локальная очистка на предприятии (предочистка) ($m = 1$) — полная биологическая очистка ($m = 2$) — доочистка ($m = 3$) и т. д., выражение (3.97) приобретает вид:

$$\sum_f Z_{jf}^i(U_m) = \sum_f q_f^i C_{jf}^i \prod_m (1 - e_{mjf} \alpha_{mj}^i), \quad (3.98)$$

где C_{jf}^i — концентрация j -примеси в f -источнике, i — створе, Π — произведение m -сомножителей.

Введение (3.97) или (3.98) с помощью выражения (3.93) в (3.91) и затем в соотношения (3.80) — (3.82) с правыми частями в форме ПДК_г позволяет получить уравнение для отыскания основных параметров α_{mj}^i , e_{mjf} U_m -управлений, обеспечивающих нормативное качество воды в i -створе при заданном векторе H_n .

Однако при этом возможна ситуация, когда не будут соблюдаться ограничения (2.106) или (3.96), т. е. при заданном векторе H_n необходимые параметры U_m -управлений выходят за рамки технологических возможностей. В таком случае в качестве дополнительного водоохранного управления рассматривается корректировка вектора H_n , т. е. изменение конструктивных и технологических параметров гидроузла в необходимом по критерию качества воды направлении. С этой целью для $C_{РК}$, $C_{БПК}$, $C_{В_1}$ используется система расчетов, приведенная в разделе 3.3.1.

Аналогичным способом решается задача определения параметров водоохранного комплекса для оперативного управления качеством воды действующего гидроузла. В качестве искомых управлений рассматрива-

ются такие параметры, которые поддаются изменению при эксплуатации искусственного водотока и оказывают необходимое влияние на показатели качества воды, прежде всего — скорость течения, режим вододачи.

Система расчетов оптимального управления качеством воды при гидротехническом строительстве основывается на экономико-математической модели (2.103) — (2.106). Уравнение состояния строится относительно искомым параметров α_{mf}^i и e_{mf}^i для U_m -управлений при задан-

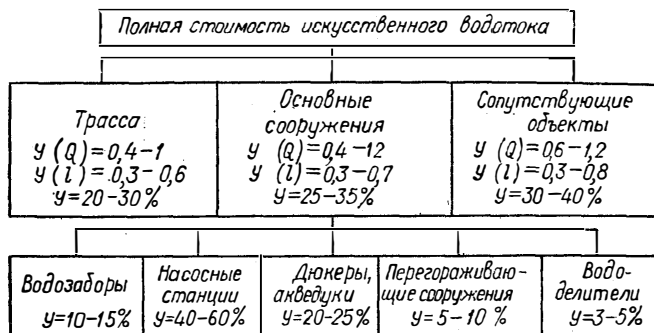


Схема 6. Структура стоимости искусственного водотока:
 $y(Q)$ — удельный показатель стоимости переброски - 1 м³/с (млн руб./м³ · с⁻¹); $y(l)$ — то же переброски стока на 1 км (млн руб./км); y — удельный вес основных элементов искусственного водотока в его общей стоимости

ном векторе H_n в форме, принятой в (3.94), (3.95). Основное внимание при этом должно быть уделено формированию целевого функционала (2.103), в состав которого входит стоимость гидроузла — I_1 . В общем случае эта стоимость определяется путем составления объектных смет или калькуляций. Для ориентировочных оценок на предварительных стадиях разработки проектов возможно использование укрупненных показателей сметной стоимости или использование объектов-аналогов. В качестве примера рассмотрим структуру стоимости каналов, которая получена на основе обобщения сметно-финансовых расчетов большого числа крупных искусственных водотоков (схема 6). Функционал I_2 включает, главным образом, затраты на сооружения локальной предочистки, полной биологической очистки, доочистки сточных вод в зоне каждого i -створа. Стоимостные функции для таких очистных сооружений аппроксимируются криволинейной функцией (рис. 8, 9) и могут быть записаны:

$$I_2 = \sum_m a_m q_{mf}^{b_m} \quad (3.99)$$

Коэффициенты a_m и b_m , определенные ориентировочно по укрупненным показателям сметной стоимости соответствующих проектов, следующие:

Тыс. руб.

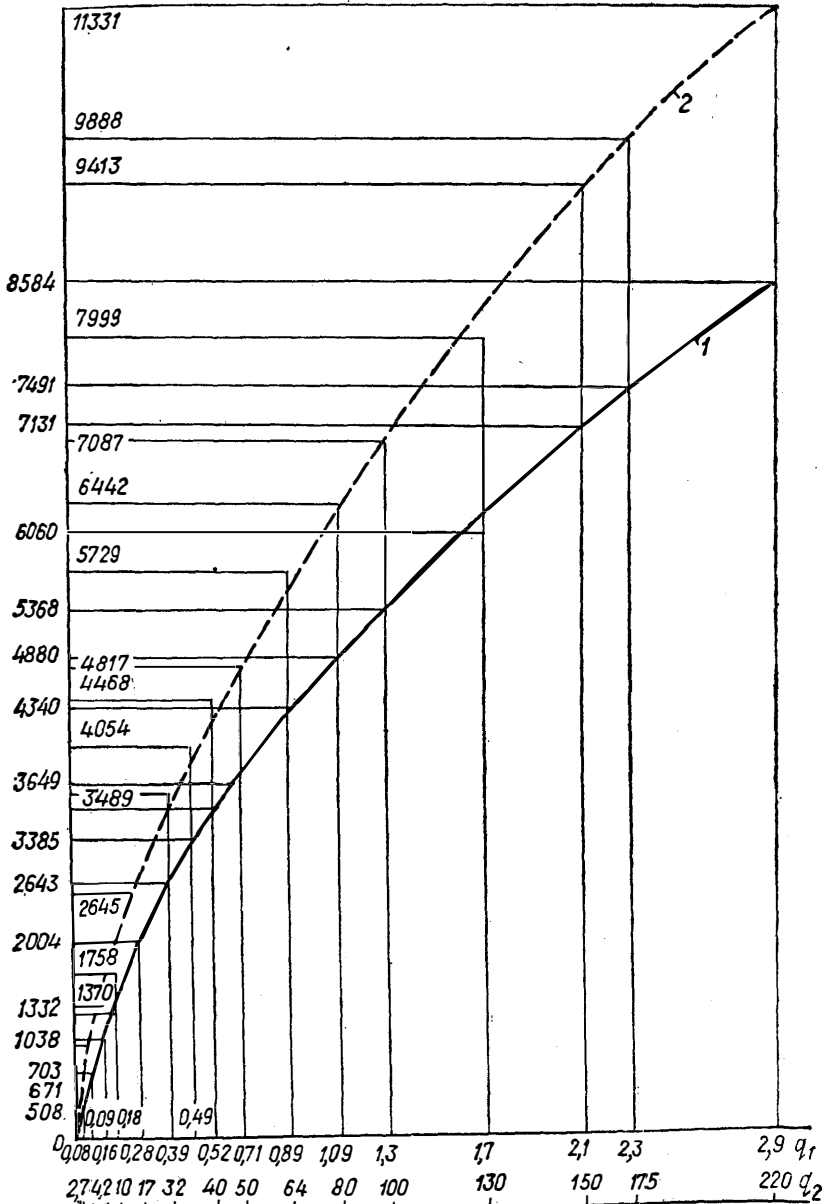


Рис. 8. Стоимость сооружений биологической очистки для ряда унифицированных производительностей в зависимости от расхода сточных вод (q_1 — m^3/c , q_2 — тыс. $m^3/сут$).

Стоимостная функция полной биологической очистки: 1 — степень очистки до БПК_{полн} = 15 мг O_2/l , 2 — с доочисткой на песчаных фильтрах или в биопрудах со степенью очистки до БПК_{полн} = 3–5 мг $●_2/l$

U_m -мероприятия	a_m	b_m
Сооружения полной биологической очистки	344,9	0,596
То же с блоком доочистки	455,2	0,596
Система оборотного водоснабжения с охлаждением	15000,0	0,45
То же с очисткой	17500,0	0,50
То же с охлаждением и очисткой	22500,0	0,45

Значения функционала определяются путем составления объектных смет или на основе проектов-аналогов.

Решение задачи оптимального управления на основе данной экономико-математической модели удобно производить симплекс-методом, что требует линейной формы целевого функционала.

Линеаризация целевого функционала в форме (2.103) может быть выполнена при помощи модульного подхода (Стольберг, Анищенко, 1982). Введение понятия q_m -модульная производительность m -очистного сооружения со стоимостью I позволяет выразить общую стоимость водоохраных сооружений не через их производительность в форме степенной функции по выражению (3.99), а как линейную функцию модульной стоимости.

Однако решение задачи оптимального управления качеством воды при оценке воздействия гидротехнического строительства может вызвать следующий факт: даже полное введение всех технических средств охраны вод на водосборной площади ($U_m \rightarrow \max$) не обеспечивает нормативного качества воды при данном наборе H_n -параметров. Такая ситуация проявляется, например, при «цветении» воды, когда даже полное исключение сброса загрязняющих примесей не снижает содержание органических примесей и других автохтонных загрязняющих веществ до уровня допустимых величин. В этом случае необходимо изменение H_n -параметров, определяющих интенсивность «цветения» воды и процессов самоочищения от его последствий (см. раздел 2.3.2).

Кроме того, возможны случаи, когда изменение H_n -параметров в пределах допустимых снижает величину $I_2(U_m)$ при практически неизменном или сниженном функционале $I_1(H_n)$ — стоимости гидротехнического строительства, отражающая специфику водоохранного управления для водных объектов, подвергающихся гидротехническому воздействию, может дать экономический эффект при сохранении значимых компонентов вектора C_i в створах водопользования на норматив-

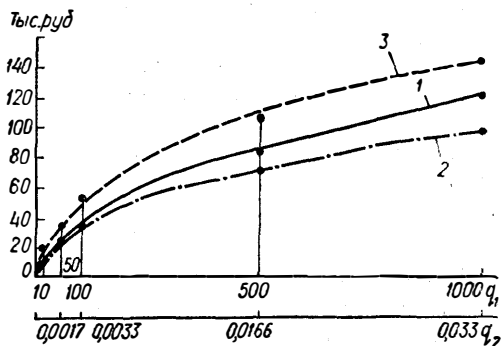


Рис. 9. Стоимость сооружений очистки при оборотном водоснабжении в зависимости от расхода сточных вод (q_1 — тыс. м³/год, q_2 — м³/с) для блок-схем:

1 — охлаждение; 2 — очистка; 3 — охлаждение и очистка

ном уровне. Например, использование берегового биоплато вместо бетонной или щебенчатой облицовки береговых откосов водного объекта удешевляет стоимость гидротехнического строительства, т. е. $I_1 (H_n)$, а связанный с этим решением эффект очистки воды позволяет уменьшить на соответствующую величину проектную мощность очистных сооружений (U_m — мероприятий), т. е. снизить стоимость $I_2 (U_m)$.

3.3.3. Системы расчетов рыбопродуктивности

Как следует из раздела 2.3.5, существует 3 системы расчетов потенциальной и промысловой рыбопродуктивности водных объектов, которые могут быть использованы для оценки их рыбохозяйственного значения в периоды до и после воздействия гидротехнического строительства.

1. Ориентировочный расчет промысловой и потенциальной рыбопродуктивности по уровню первичной продукции фитопланктона. Зависимость размера уловов рыб от величины первичной продукции фитопланктона, установленная В. В. Бульоном и Г. Г. Винбергом (1981), аппроксимируется степенным уравнением

$$P_{\text{р-реал}} = (1.8 \pm 0,9) \cdot 10^{-3} P_{\text{фп}}, \quad (3.100)$$

Используя это уравнение, можно получить конкретную цифру ожидаемой промысловой рыбопродуктивности в интересующем нас водном объекте (по уловам). Ожидаемая величина промысловой продуктивности, размерность которой $\text{ккал} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{год}^{-1}$, может быть легко преобразована в более привычную для ихтиологов размерность $\text{кг} \cdot \text{га}^{-1} \cdot \text{год}^{-1}$, исходя из того, что 1 г рыбы (сырой массы) соответствует 1 ккал, т. е. $1 \text{ ккал} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{год}^{-1} = 10 \text{ кг} \cdot \text{га}^{-1} \cdot \text{год}^{-1}$.

Промыслом, как правило, изымается лишь определенная доля общей ихтиомассы, продуцируемой в водных объектах на протяжении вегетационного сезона. Величина изымаемой в виде уловов доли годовой рыбопродукции зависит от условий и интенсивности промысла. В разных рыбохозяйственных водных объектах коэффициент изъятия рыб (k_p), по оценкам разных авторов, может изменяться в диапазоне от 0,02 до 0,35 (2—35 %), составляя в среднем 0,1 (10 %) (Киевское водохранилище, 1972; Бульон, Винберг, 1981; Константинов, 1986; Романенко, Оксюк, Жукинский и др., 1984; Алимов, Бульон, Винберг и др., 1983). Продукцию рыб (потенциальную рыбопродуктивность) — $P_{\text{р-потенц}}$ можно вычислить по формуле:

$$P_{\text{р-потенц}} = \frac{P_{\text{р-реал}}}{k_p}. \quad (3.101)$$

Еще проще рассчитать ориентировочную величину промысловой и потенциальной рыбопродуктивности с помощью коэффициентов ($k_{\text{фп/р}}$), выражающих соотношение первичной продукции водоемов и ожидаемых уловов рыб (0,1—0,3):

$$P_{\text{р-реал}} = P_{\text{фп}} \cdot 0,02; \quad P_{\text{р-потенц}} = \frac{P_{\text{р-реал}}}{k_p}. \quad (3.102)$$

2. Упрощенный расчет потенциальной и промысловой рыбопродуктивности по уровню развития основных группировок беспозвоночных животных. Для расчетов используются данные фактических наблюдений в водном объекте, подвергаемом воздействию гидротехнического строительства, выполненных на протяжении нескольких вегетационных сезонов. При этом вносят (методом экспертных оценок) необходимые коррективы, учитывающие ожидаемые изменения полученных характеристик в период после воздействия. Исходные величины для расчетов рыбопродуктивности могут быть установлены (назначены) методом экспертных оценок с использованием метода аналогий и без предварительных исследований, однако достоверность таких прогнозных расчетов относительно более низкая.

Удельные величины потенциальной и промысловой рыбопродукции в водном объекте рассчитываются отдельно для каждой из группировок, а затем на их основе вычисляются средние величины общей потенциальной рыбопродуктивности.

Расчет рыбопродуктивности по зоопланктону. Определяется величина биомассы зоопланктона, рассчитываемая в среднем за вегетационный сезон по многолетним данным — $B_{зп}$ (в $г/м^3$ с пересчетом в $кг/га$). Показатель $B_{зп}$ в разных континентальных водоемах и водотоках колеблется в пределах от 0,1 до 100 $г/м^3$, в основном в зависимости от уровня трофности водных объектов и характеристик гидрологического режима (Жукинский, Оксюк, Цееб и др., 1976; Романенко, Оксюк, Жукинский и др., 1984).

Для определения величин показателя годовой продукции зоопланктона — $P_{зп}$ ($г/м^3$) с пересчетом в $кг/га$ используется P/B -коэффициент (отношение годовой удельной продукции беспозвоночных к их удельной биомассе). Величины P/B -коэффициента зоопланктона в разных континентальных водных объектах изменяются от 10 до 45 у мирных видов и от 4 до 32 — у хищных планктонных ракообразных (Жукинский, Оксюк, Цееб и др., 1976; Константинов, 1986). Общий для зоопланктона определенного водного объекта P/B -коэффициент определяется в зависимости от условий вторичного продуцирования и соотношения в планктоне инфузорий, коловраток, мирных и хищных ветвистоусых и веслоногих рачков. Годовая продукция зоопланктона вычисляется умножением установленной средней величины биомассы зоопланктона на принимаемую величину P/B -коэффициента:

$$B_{зп} \cdot P/B_{зп} = P_{зп}. \quad (3.103)$$

Рыбы используют не весь зоопланктон, развивающийся в водных объектах на протяжении вегетационного сезона, а только определенную, хотя и значительную его часть. Коэффициент использования зоопланктона обычно составляет 50—80 %, т. е. $k_{зп} = 0,5 — 0,8$. С помощью $k_{зп}$ вычисляется основная доля годовой продукции зоопланктона, которая выедается рыбами (преимущественно молодь и взрослыми особями рыб-зоопланктофагов):

$$P_{зп} \cdot k_{зп} = P_{2зп}. \quad (3.104)$$

Показатель потенциальной рыбопродуктивности по рыбам-зоопланктофагам (удельная рыбопродукция, прирост ихтиомассы) — $P_{p\text{-потенц(зп)}}$ вычисляется с помощью кормового коэффициента $k_{23п}$, выражающего отношение качества усвоенного корма к приросту и хтиомассы и равному обычно 5—10:

$$\frac{P_{23п}}{k_{23п}} = P_{p\text{-потенц(зп)}}. \quad (3.105)$$

Расчет рыбопродуктивности по макрозообентосу. Определяется величина биомассы зообентоса, рассчитываемая по многолетним данным в среднем за вегетационный сезон — $B_{3б}$ (в г/м² с пересчетом на кг/га). При этом наибольший интерес представляет так называемый мягкий бентос (общий зообентос, кроме моллюсков), который наиболее доступен рыбам и составляет основную кормовую базу рыб-зообентофагов. Показатель $B_{3б}$ (для «мягкого» зообентоса) колеблется в разных континентальных водных объектах от 0,1 до 200 г/м², а $B_{3б}$ (для общего зообентоса) от 1 до 17 000 г/м² в зависимости от уровня трофности, характера грунтов, гидрологического и газового режимов, особенно в придонных слоях воды (Жукинский, Окслюк, Цееб и др., 1976; Жукинский, Журавлева, Иванов и др., 1989).

Величины P/B коэффициента макрозообентоса в разных водоемах и водотоках изменяются от 1,5 до 12 у мирных, и от 3 до 24 у хищных видов донных беспозвоночных (Жукинский, Окслюк, Цееб и др., 1976). В водоемах средней полосы СССР величины P/B -коэффициента для моллюсков, олигохет и личинок хирономид составляют соответственно 0,3—1,5; 3—4; 4—5 (Константинов, 1986).

Годовая продукция макрозообентоса вычисляется следующим образом:

$$B_{3б} \cdot P/B_{3б} = P_{13б}. \quad (3.106)$$

Рыбы в естественных условиях используют не более половины продукции макрозообентоса, обычно же коэффициент $K_{13б}$ составляет 0,1—0,3 (Лапицкий, 1974). С помощью этого коэффициента вычисляется доля макрозообентоса, выедаемая бентосоядными рыбами:

$$P_{13б} \cdot k_{13б} = P_{23б}. \quad (3.107)$$

Кормовой коэффициент у рыб — типичных зообентофагов изменяется в зависимости от видовых особенностей и состава (калорийности) пищи: от 10 до 40. Показатель потенциальной рыбопродуктивности водного объекта по рыбам-зообентофагам (удельная рыбопродукция, прирост ихтиомассы) — $P_{p\text{-потенц(зб)}}$ вычисляется следующим образом:

$$\frac{P_{23б}}{k_{23б}} = P_{p\text{-потенц(зб)}}. \quad (3.108)$$

При расчетах потенциальной рыбопродуктивности водных объектов величины P/B -коэффициента, коэффициента выедания рыбами кормовых для них водных беспозвоночных и кормового коэффициента идентичны литературным данным, полученным для соответствующих таксономических и экологических групп беспозвоночных и рыб в

водоемах и водотоках, наиболее близких к интересующему нас водному объекту по типу экосистемы и географическому местоположению.

Средняя величина общей потенциальной рыбопродуктивности определенного водного объекта — $P_{p-потенц(общ)}$ состоит из средних величин потенциальной рыбопродуктивности этого же объекта, вычисляемых отдельно для рыб-зоопланктофагов и рыб-зообентофагов:

$$P_{p-потенц(зп)} + P_{p-потенц(зб)} = P_{p-потенц(общ)}. \quad (3.109)$$

Для вычисления общей величины промысловой (реальной) рыбопродуктивности $P_{p-реал(общ)}$ необходимо среднюю величину потенциальной рыбопродуктивности умножить на коэффициент изъятия k_p :

$$P_{p-потенц(общ)} \cdot k_p = P_{p-реал(общ)}. \quad (3.110)$$

3. Расчет потенциальной и промысловой рыбопродуктивности на основе биотического баланса. Составление биотического баланса озерных и водохранилищных экосистем, отражающего биологический круговорот в них вещества и энергии, благодаря исследованиям советских ученых настолько методически хорошо отработано, что, несмотря на некоторую неполноту (отсутствие данных о перифитоне, микрзообентосе, бактериобентосе, аллохтонном детрите), неизбежные допущения и упрощения, биотический баланс может служить фундаментальной основой для расчета потенциальной и промысловой рыбопродуктивности водоемов озерного и водохранилищного типов (Винберг, 1969; Киевское водохранилище, 1972; Жукинский, Окснюк, Цееб и др., 1976; Алимов, Бульон, Винберг и др., 1983).

Общая схема составления биотического баланса заключается в следующем. По вертикали матрицы биотического баланса экосистем различные группировки гидробионтов размещены по принципу обратного порядка трофической пирамиды с учетом их принадлежности к планктонной, бентосной и нектонной подсистемам, связанным с пелагиалью, бенталью и литоралью.

Ниже приведена структура построения вертикальной координаты матрицы биотического баланса озерных и водохранилищных экосистем

Трофический уровень	Группировки первично- и вторичнопродукентов
	Автотрофы
1	Фитопланктон
1	Микрофитобентос
1	Нитчатые водоросли
1	Фитоперифитон
1	Высшие растения
	Гетеротрофы
1	Бактериопланктон
	Зоопланктон
2	фильтраторы
3	хищный

	Мезозообентос
2	нехищный
3	хищный
	Макрозообентос
2	нехищный
3	хищный
	Зоофитос
2	нехищный
3	хищный
	Нектон (рыбы)
2—3	мирные
4	хищные

По горизонтали матрицы биотического баланса озерных и водохранилищных экосистем размещены основные структурно-функциональные показатели перечисленных группировок гидробионтов разных трофических уровней, позволяющие рассчитать и записать биомассу, продукцию и деструкцию автотрофов и гетеротрофов в эквивалентных энергетических единицах (ккал/м²) (табл. 6). Для пересчета величин

Т а б л и ц а 6. Структура построения горизонтальной координаты матрицы биотического баланса озерных и водохранилищных экосистем

Структурно-функциональные показатели	Биомасса в среднем за вегетационный сезон, ккал/м ²	Продукция в среднем за вегетационный сезон, ккал/м ²	Коэффициент отношения продукции к биомассе (средняя скорость прироста)	Коэффициент энергии, использованной на пластический обмен, P/A
Условные обозначения	B	P	P/B	k ₂
Структурно-функциональные показатели	Деструкция (траты на обмен) в среднем за вегетационный сезон, ккал/м ²	Коэффициент отношения величин энергии, потраченной на обмен, к биомассе — коэффициент интенсивности метаболизма	Ассимилированная энергия (усвоенная пища) в среднем за вегетационный сезон $A = P + T$, ккал/м ²	Рацион (потребленная пища) за вегетационный сезон $R = U \cdot A$ (1/U — усвояемость пищи), ккал/м ²
Условные обозначения	T	T/B	A	R

биомассы из весовых единиц (масса, г) в энергетические (ккал) необходимо знать калорийность организмов, принадлежащих к основным группировкам гидробионтов. Ниже приведены данные, ранее принятые нами для унифицированного описания экосистем континентальных водоемов и водотоков (Жукинский, Окснюк, Цебб и др., 1976).

Гидробионты	Количество ккал в 1 г
Фитопланктон	0,8—1,4
Микрофитобентос	0,8—1,0

Нитчатые водоросли	0,4
Высшие растения	0,4
Бактериопланктон	1,0
Зоопланктон	0,6
Зообентос	0,4
Рыбы	1,0

В пищевых цепях экосистем при переходе с одного трофического уровня на последующий происходит потеря энергии на деструкцию, в результате чего лишь небольшой процент первичной продукции аккумулируется на высших трофических уровнях биоты. Исходя из этого, может быть использован следующий принцип расчета. В планктонных сообществах 1-й трофический уровень складывается из первичной продукции фитопланктона и продукции бактериопланктона ($P_{фп} + P_{бп}$). Потребителями этой продукции являются планктонные фильтраторы (инфузории, нехищный зоопланктон), рацион которых ($R_{зп}$) полностью удовлетворяется; при этом некоторая часть продукции остается: $(P_{фп} + P_{бп}) - R_{зп} = y_1$. Продукция фильтраторов, т. е. продукция 2-го трофического уровня, а также остаточная продукция 1-го трофического уровня потребляются организмами 3-го трофического уровня (планктонными хищниками); величина остатка при этом определяется рационом последних: $(P_{зп-ф} + y_1) = y_2$. Очевидно, этот остаток продукции 2-го трофического уровня вместе с продукцией 3-го трофического уровня ($y_2 + P_{зп-х}$) и составляет пищевой рацион рыб-зоопланктофагов. Аналогичные расчеты должны быть выполнены для донных сообществ, благодаря чему можно вычислить трофический резерв рыб-зообентофагов. Суммарная величина рационов рыб-зоопланктофагов позволяет определить потенциальную и промысловую рыбопродуктивность водоема таким же образом, как и в системе расчетов, описанной выше.

ПРИМЕРЫ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ОЦЕНКИ ВОЗДЕЙСТВИЯ ГИДРОТЕХНИЧЕСКОГО СТРОИТЕЛЬСТВА НА ВОДНЫЕ ОБЪЕКТЫ

4.1. Днепровско-Бугская устьевая область

Днепровско-Бугская устьевая область включает в себя низовье Днепра с дельтой, низовье Южного Буга и Днепровско-Бугский лиман. Экосистема Днепровско-Бугской устьевой области принадлежит к эстуарному типу, ключевым признаком которого является наличие свободной связи с морем и сильное постоянное влияние речного стока.

Уникальность ландшафта, богатство флоры и фауны Днепровско-Бугской устьевой области обусловлены географическим фактором — соединением эстуариев 2 крупных рек, впадающих в теплое море, и сложным геологическим прошлым — трансгрессиями и регрессиями моря в плиоцене и антропогене. В высшей водной растительности Днепровско-Бугской устьевой области много эндемичных видов, в том числе внесенных в «Красные книги» СССР и УССР, в фауне водных беспозвоночных и рыб насчитывается большое количество понто-каспийских видов, представляющих не только научную, но и хозяйственную ценность. Их генофонд нуждается в специальных природоохранных мерах. Среди всех эстуарных экосистем Днепровско-Бугская еще недавно выделялась своей высокой биологической продуктивностью.

В послевоенные годы в экосистеме Днепровско-Бугской устьевой области произошли существенные изменения, обусловленные гидростроительством на Днепре и Южном Буге, ростом безвозвратного водопотребления на нужды орошения, промышленного и питьевого водоснабжения, загрязнением рек, нерациональным рыболовством и т. д. Тем не менее к настоящему времени Днепровско-Бугская экстуарная экосистема в значительной степени сохранила свою уникальность и высокую потенциальную рыбопродуктивность.

Для обеспечения возможности дальнейшего отъема воды на хозяйственные нужды в бассейне Днепра в качестве мероприятия, предотвращающего засоление Днепровско-Бугского лимана и превращение его в залив Черного моря, планировалось сооружение морезаградительного гидроузла в районе Очакова. При этом сток Днепра в нижний бьеф Каховского гидроузла неизбежно сократился бы. Всесторонняя экспертиза проекта Днепровско-Бугского гидроузла, в том числе экологическая оценка, доказала экономическую нецелесообразность этого объекта гидростроительства и неизбежность его отрицатель-

ного влияния на природу Днепровско-Бугской устьевой области. На этом основании было принято постановление о прекращении подготовительных работ по строительству Днепровско-Бугского гидроузла ¹.

Отчленение от моря и уменьшение поступления речного стока, безусловно, могли вызвать в структурно-функциональной организации всей Днепровско-Бугской устьевой области необратимые последствия. Экологическая оценка воздействия крупного гидротехнического строительства в эстуариях, включая прогнозирование общих изменений их экосистем, санитарно-биологического состояния, качества воды, биопродуктивности, эколого-токсикологической и паразитологической ситуации, является сложной и многоплановой задачей. Изоляция Днепровско-Бугской устьевой области от Черного моря, сопровождающаяся сокращением стока Днепра, привела бы к существенным изменениям в ее экосистеме, которые вызвали бы не только предвидимые, но и непредвидимые отрицательные последствия, затрагивающие интересы народного хозяйства и населения всего региона, а также природу этого уникального водного объекта.

В аспекте экологической оценки воздействия гидротехнического строительства в Днепровско-Бугской устьевой области выделяются 2 разнотипных участка — лиман и низовье Днепра, включая его дельту, а также обширную сеть пойменных водоемов. Однако, несмотря на разнородность водоемов и водотоков в пределах Днепровско-Бугской устьевой области, для всех них ключевым фактором воздействия является сток речной воды. Экологическое благополучие уникальной Днепровско-Бугской экосистемы зависит от величины и режима попусков пресной воды через Каховский гидроузел. Чем больше попуски пресной воды в низовье и дельту Днепра и чем ближе их режим к природному годовому циклу, тем лучше функционируют все звенья экосистемы. При наличии достаточного объема речного стока открытая связь с Черным морем не только не опасна, но и необходима для нормального функционирования экосистемы: эвакуируются естественные и искусственные загрязнения различного происхождения, осуществляется миграция проходных, полупроходных и морских рыб, сохраняется благоприятная паразитологическая ситуация и т. д. Происходящее и планируемое уменьшение объема стока Днепра усугубляет неблагоприятное состояние экосистемы Днепровско-Бугской устьевой области.

Основными вопросами, которые должны быть рассмотрены в рамках экологической оценки воздействия гидротехнического строительства на Днепровско-Бугскую устьевую область — как осуществленного (Каховский гидроузел), так и планировавшегося (морезаградительный гидроузел) — являются: режим солености; качество воды, особенно в наиболее неблагоприятный период «цветения» воды, вызываемого синезелеными водорослями; самоочищение, в частности ограничение отрицательных последствий «цветения» воды; паразитологическая и эколого-токсикологическая ситуация; состояние экосистем и трофность пойменных водоемов низовья и дельты Днепра; рыбопродуктивность; охрана интересных и ценных гидробионтов, их сообществ и природных комплексов (Оксинок, Жукинский, Полищук и др., 1988).

¹ Правда Украины. — 1989. — 3 февр.

Постоянное смешивание в Днепровско-Бугском лимане речной и морской воды создает своеобразное горизонтальное и вертикальное распределение солености. Влияние днепровской пресной воды ослабевает от восточного района к западному, а влияние черноморской соленой воды, наоборот, уменьшается от западного к восточному. В восточном районе в период половодья соленость воды составляет менее 1 ‰, в остальное время — от 1,0 до 3,4 ‰. В центральном районе средняя соленость воды колеблется в пределах 1—6 ‰, в западном — 1—11, в Бугском — 2—10,6 ‰. Наибольшая соленость воды отмечается с июля по декабрь, что обусловлено сокращением объема попусков воды из Каховского водохранилища в низовье и дельту Днепра.

Исследования режима солености воды показали, что в современных условиях для поддержания благоприятного уровня солености (1—3 ‰) необходимо целенаправленное внутригодичное регулирование попусков воды через Каховский гидроузел: весенняя промывка лимана в течение 1,5—2 мес с объемом попусков не менее 2000 м³/с; в остальное время поддержание равномерного стока со среднесуточным попуском 500 м³/с и выше.

Отделение лимана от моря привело бы к резкому изменению его солевого режима. Для прогнозирования солености воды проектируемого Днепровско-Бугского водохранилища была построена математическая модель (см. раздел 2.3.1). Учитывали следующие основные факторы, влияющие на концентрацию солей в данном водном объекте: минерализация речного стока Днепра и Южного Буга; попуски пресной воды из Каховского водохранилища; соленость и объем морской воды, поступающей в водохранилище через шлюзы плотины; дренажно-сбросные воды из оросительных систем; минерализация воды, поступающей с подземным стоком; количество солей, поступающих в водохранилище из донных отложений и с атмосферными осадками; испарение с водной поверхности; фильтрация морской воды через тело плотины и Кинбурнскую косу. Продолжительность рассоления лимана в случае его перекрытия очень зависела бы от объема попусков пресной воды из Каховского водохранилища (табл. 7).

Прогнозные расчеты водно-солевого режима Днепровско-Бугского водохранилища при переменном режиме попусков через Каховский гидроузел в многоводный и маловодный годы были выполнены с помощью 4-камерной математической модели. Полученные результаты свидетельствуют, что при снижении суммарного стока Днепра и Южного Буга до 300 м³/с и менее минерализация воды в Бугском, центральном и западном районах превысит 1 ‰. В восточном районе даже при минимальных значениях расходов воды Днепра она будет оставаться ниже 1 ‰.

Качество воды в Днепровско-Бугском лимане формируется под воздействием сложного комплекса факторов, главными из которых являются поступление загрязняющих веществ извне и внутриводоемные процессы самоочищения и биологического самозагрязнения в результате массового развития фитопланктона («цветения» воды). В настоящее время по преобладающим значениям большинства эколого-санитарных показателей качество воды в Днепровско-Бугском лимане

Таблица 7. Расчет времени (месяцы) рассоления Днепровско-Бугского лимана в случае его перекрытия (при исходной солености водной массы 4—18 ‰)

Масса солей, поступающих из донных отложений, млн т	Попуски воды из Каховского водохранилища, м ³ /с (км ³ /год)					
	1000 (31,5)	500 (15,7)	300 (9,3)	250 (7,1)	150 (4,7)	75 (2,3)
2,0	3,5—5,0	7—8	12—18	18—29	46—68	Больше 120—150
2,5	4,0—5,5	9—11	14—20	23—35	120	Не рассоляется до 1 ‰
3,0	4,5—6,0	11—13	17—22	30—42	Не рассоляется до 1 ‰	То же
3,5	5,0—6,5	13—15	19—24	42—66	То же	» »
4,0	5,5—7,0	15—17	22—27	120	» »	» »
4,5	6,0—7,5	17—19	26—30	Не рассоляется до 1 ‰	» »	» »

оценивается классами 3 и 4, что соответствует β - α -мезосапробной зонам (вода от «достаточно чистой» до «сильно загрязненной»). Концентрация биогенных элементов, прозрачность, а также часто содержание кислорода находятся в пределах 1—2 классов, соответствующих ксеноолигосапробной зоне (вода от «предельно чистой» до «вполне чистой»), что связано с поглощением азота и фосфора и фотосинтетической реэрацией воды при массовом развитии фитопланктона. Максимальные значения эколого-санитарных показателей характеризуются преобладанием величин, соответствующих классам 4—5, т. е. α -мезо-полисапробной зоне (вода от «умеренно загрязненной» до «предельно грязной»).

При оценке воздействия гидротехнического строительства (море-заградительной плотины) на эколого-санитарную характеристику качества воды, следует учитывать прежде всего уменьшение водообмена, сокращение выноса в море загрязняющих веществ, снижение самоочистной способности создающегося на базе лимана пресноводного водохранилища. Прогнозировать преобладающие значения практически всех показателей можно в пределах классов 3 (β -мезосапробная зона) — 5 (полисапробная зона) в разрядах качества воды от «достаточно чистой» до «весьма грязной». Максимальные величины большинства показателей будут относиться к классу 5 (полисапробная зона, «весьма грязная» — «предельно грязная» вода).

Наиболее неблагоприятная эколого-санитарная ситуация в Днепровско-Бугском лимане возникает в периоды «цветения» воды синезелеными водорослями. В этих экстремальных условиях качество воды существенно зависит от пусков ее через Каховский гидроузел, которые определяют кислородный режим лимана, а следовательно, процессы самоочищения и ограничение отрицательных последствий «цветения» воды.

Концентрация кислорода в Днепровско-Бугском лимане закономерно снижается с глубиной, что обусловлено уменьшением фотосинтетической и атмосферной реаэрации и поглощением кислорода дном. Объем попусков воды через Каховский гидроузел определяет интенсивность массообмена между поверхностными и придонными слоями воды в лимане. Количественная оценка зависимости кислородного режима лимана от попусков воды из Каховского водохранилища в периоды «цветения», выполненная на основе 2-камерной математической

модели, показала, что при уменьшении объема попусков уменьшается концентрация растворенного кислорода в поверхностном и особенно в придонном слое (рис. 10, А). В зависимости от попусков граница между верхней и нижней камерами колеблется от 3 до 4 м от поверхности воды. При попусках меньше 1000 м³/с концентрация растворенного кислорода уменьшается, особенно в придонных слоях воды. Резкое ухудшение кислородного режима отмечается при попусках менее 500 м³/с. При попусках 150 м³/с и менее средняя по лиману концентрация кислорода в нижнем слое составляет 0,8—3 мг О₂/л, что свидетельствует о возникновении бескислородных зон на значительной части акватории лимана. Анаэробные условия в Днепровско-Бугском лимане сопровождаются появлением в придонных слоях воды значительного количества сероводорода в результате процессов сульфатредукции на основе восстановления сульфатов, накопленных в донных отложениях.

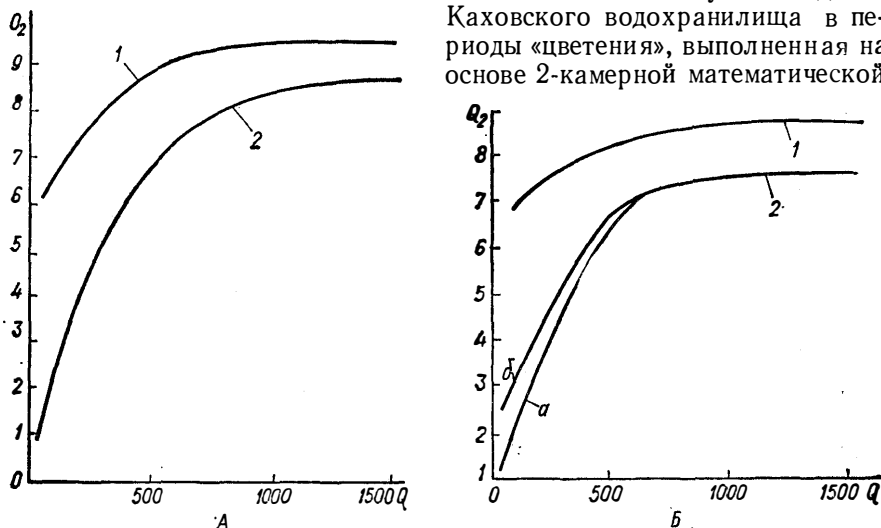


Рис. 10. Средняя концентрация кислорода (О₂, мг/л) в Днепровско-Бугском лимане (водохранилище) в период «цветения» в зависимости от попусков воды через Каховский гидроузел (Q, м³/с):

А — без перекрытия; Б — в случае перекрытия лимана; а — с учетом, б — без учета химического окисления; 1 — в поверхностном, 2 — в придонном слое воды

модели, показала, что при уменьшении объема попусков уменьшается концентрация растворенного кислорода в поверхностном и особенно в придонном слое (рис. 10, А). В зависимости от попусков граница между верхней и нижней камерами колеблется от 3 до 4 м от поверхности воды. При попусках меньше 1000 м³/с концентрация растворенного кислорода уменьшается, особенно в придонных слоях воды. Резкое ухудшение кислородного режима отмечается при попусках менее 500 м³/с. При попусках 150 м³/с и менее средняя по лиману концентрация кислорода в нижнем слое составляет 0,8—3 мг О₂/л, что свидетельствует о возникновении бескислородных зон на значительной части акватории лимана. Анаэробные условия в Днепровско-Бугском лимане сопровождаются появлением в придонных слоях воды значительного количества сероводорода в результате процессов сульфатредукции на основе восстановления сульфатов, накопленных в донных отложениях.

Оценка воздействия сооружения морезаградительной плотины на кислородный режим Днепровско-Бугского водохранилища выполнена для 2 расчетных случаев. Поскольку в первые годы после перекры-

тия лимана в результате трансформации сульфатов донных отложений существенную роль в поглощении кислорода будет играть химическое окисление, то расчеты проведены как с учетом химического окисления (рис. 10, Б, а), так и без него (рис. 10, Б, а). Среднюю концентрацию кислорода в водохранилище прогнозируют, как правило, несколько меньшей, чем в лимане, при сохранении аналогичной зависимости от попусков воды через Каховский гидроузел.

Концентрация растворенного кислорода существенно влияет на скорость деструкции органического вещества. В Днепровско-Бугском лимане в периоды «цветения» воды основным источником органического

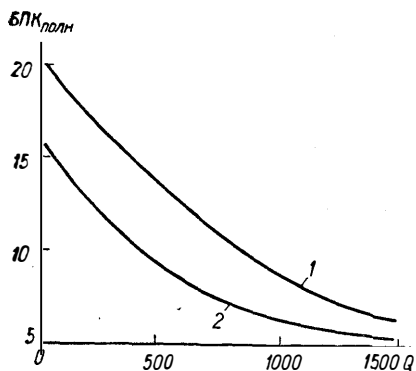


Рис. 11. Динамика БПК_{полн} (мг O₂/л) в воде Днепровско-Бугского лимана (водохранилища) в период «цветения» в зависимости от попусков воды через Каховский гидроузел (Q, м³/с);

1 — в поверхностном, 2 — в придонном слое воды

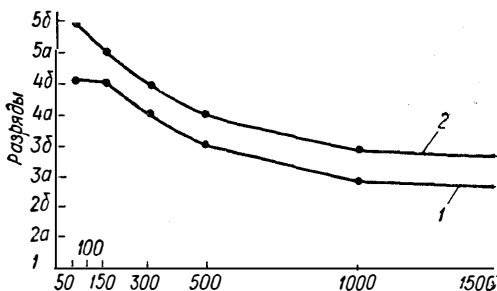


Рис. 12. Эколого-санитарная оценка качества воды Днепровско-Бугского лимана (водохранилища) в период «цветения» в зависимости от попусков воды через Каховский гидроузел (Q, м³/с);

1 — поверхностные, 2 — придонные слои воды

вещества является первичная продукция фитопланктона. Превышение первичного продуцирования над деструкцией органического вещества зависит от объема попусков воды из Каховского водохранилища, уменьшение которых приводит к снижению активности деструкционных процессов. Остаточное органическое вещество приводит к увеличению концентрации органического вещества в воде и росту показателя БПК_{полн}. Расчет БПК_{полн} на основе 2-камерной модели показал, что при уменьшении объема попусков воды из Каховского водохранилища (особенно ниже 500 м³/с), величина данного показателя в поверхностном и придонном слоях возрастает, а разность между ними увеличивается (рис. 11).

Выполненные расчеты позволяют количественно оценить воздействие попусков через Каховский гидроузел на качество воды Днепровско-Бугского лимана в периоды «цветения». По комплексу эколого-санитарных показателей качество воды при уменьшении попусков существенно ухудшается (рис. 12). Так, при попусках 1000—1500 м³/с оно соответствует классу 3 (разряды 3 а — 3 б; от «достаточно чистой» до «слабо загрязненной»), при 500 м³/с — классам 3—4 (разряды

3 б — 4 а; «слабо загрязненная» — «умеренно загрязненная»), а при меньшем объеме попусков — смещается в классы 4—5 (разряды 4 б — 5 б; от «умеренно загрязненной» до «предельно грязной»), особенно в придонных слоях воды.

Оценка качества воды в Днепровско-Бугском лимане по нормируемым показателям свидетельствует о том, что в периоды «цветения» она удовлетворяет требованиям хозяйственно-питьевого водоснабжения лишь при попусках не менее 1000 м³/с, причем в этом случае вода соответствует 3-му классу, т. е. требует специальных методов очистки (ГОСТ 2761—84). В эти периоды величина БПК_{полн} систематически превышает ПДК для водоснабжения, рекреации и рыбного хозяйства (Правила охраны поверхностных вод..., 1975). При снижении объемов попусков степень превышения ПДК увеличивается.

На эколого-токсикологическую ситуацию в Днепровско-Бугском лимане влияют поступление загрязняющих веществ со сточными водами промышленности, крупных городов, судоходства, интенсивного сельскохозяйственного производства в регионе. В связи с этим происходит нефтяное загрязнение, особенно в летнее время, накопление хлорорганических пестицидов, тяжелых металлов в донных отложениях и гидробионтах (Смирнова, 1986), увеличивающееся на более высоких трофических уровнях, т. е. в хищных и бентосоядных рыбах.

Воздействие гидротехнического строительства в виде сооружения морезаградительной плотины, так же, как и сокращение попусков через Каховский гидроузел, отрицательно отразится на эколого-токсикологической ситуации вследствие уменьшения проточности, снижения выноса токсических веществ в море, их аккумуляции в водном объекте. Следует учитывать, что ухудшение кислородного режима при уменьшении попусков воды, возникновение практически постоянного дефицита кислорода и наличие сероводорода в придонных слоях воды способствуют десорбции тяжелых металлов, накопившихся в донных отложениях лимана, и переходу их в толщу воды (Линник, 1986; Журавлева, Линник, 1989). Эти процессы, усиливающиеся в связи с гидротехническим строительством, могут привести к ухудшению эколого-токсикологической ситуации, создать угрозу хронического и острого отравления гидрофауны.

Уникальность, своеобразие Днепровско-Бугской эстуарной экосистемы в значительной мере определяется пойменными водоемами низовья и дельты Днепра, которых насчитывается свыше 200. Различия в генезисе, возрасте, а также проточности явились причиной разнообразия населяющих их гидробиоценозов и трофического состояния. Гидротехническое строительство оказывает на пойменные водоемы очень большое воздействие, в основном вследствие изменения проточности и степени водообмена. Зарегулирование Днепра, приведшее к изменению естественного гидробиологического режима в его устьевой области, вызвало нарушения в функционировании экосистем пойменных водоемов. Вследствие изоляции некоторых из них от основного русла и ухудшения водообмена наблюдается деградация гидробиоценозов, снижение их трофического статуса, дистрофирование. При этом обедняется видовой состав и количество гидробионтов, упро-

щается структура их сообществ. Пойменные водоемы являются местами нереста и нагула молоди рыб, поэтому деградация пойменных водоемов низовья и дельты Днепра отрицательно сказывается на кормовой базе фитофильных видов рыб во всей Днепроовско-Бугской устьевой области.

Благополучие пойменных водоемов устьевой области Днепра зависит от объема и режима попусков воды через Каховский гидроузел. В настоящее время при среднесуточном объеме попусков воды $500 \text{ м}^3/\text{с}$ суточный объем стока (43 млн м^3) срабатывается Каховской ГЭС с расходом $1350 \text{ м}^3/\text{с}$ за 9 ч. При этом обеспечивается минимально необходимый водообмен в пойменных водоемах. Время водообновления в них в связи с расплыванием волн попусков по мере удаления от створа гидроузла колеблется от 14 до 24 ч.

При планировавшемся снижении попусков воды через Каховский гидроузел время обновления в системе пойменных водоемов уменьшится. Так, при попусках $300 \text{ м}^3/\text{с}$ и сохранении необходимого пульсирующего режима (с диапазоном расходов $1350 \text{ м}^3/\text{с}$) средняя продолжительность водообновления уменьшится до 8—14 ч, коэффициент водообновления снизится в 1,5 раза; при попусках $150 \text{ м}^3/\text{с}$ — 3—6 ч и 2,1 раза соответственно. В этих условиях вследствие неблагоприятного режима попусков воды в них возникнут застойные явления и активизируются процессы дистрофирования. При этом сократится видовой состав зоопланктона за счет ценных кормовых пелагических видов; его общая биомасса снизится в 50—100 раз, что приведет к потере кормовой базы молоди промысловых видов рыб. Обеднится качественный и количественный состав зообентоса, вплоть до полной гибели высококормного «мягкого» бентоса.

Мероприятия по охране пойменных водоемов должны быть направлены на поддержание в них удовлетворительного гидробиологического режима, кормовой базы рыб, а также рекреационно-эстетической ценности. Состояние и трофический статус пойменных водоемов низовья и дельты Днепра, находящихся под прямым и постоянным воздействием гидротехнического объекта, определяются режимом эксплуатации Каховского гидроузла, который должен осуществляться в соответствии с экологическими требованиями. Для благоприятного функционирования экосистем пойменных водоемов необходимый водообмен должен быть обеспечен экологическими попусками воды через плотину Каховского гидроузла в низовье Днепра в импульсном режиме $1350 \text{ м}^3/\text{с}$ и продолжительностью не менее 9—10 ч в сутки. Меньший или данный объем попусков воды, но в течение менее продолжительного времени не обеспечит достаточного водообмена, что приведет к полному или частичному заболачиванию и дистрофированию пойменных водоемов, плохо связанных с руслом Днепра. Эффективными являются также мелиоративные мероприятия по расчистке зарастающих и созданию новых проток, улучшающих водообмен в пойменных водоемах, в том числе рыбохозяйственная мелиорация.

Днепроовско-Бугская устьевая область всегда отличалась высокой рыбопродуктивностью. В 1931—1940 гг. вылов рыб в ней составлял в среднем 69 тыс. ц, достигая в отдельные годы 104 тыс. ц. Гидротех-

ническое строительство отрицательно сказалось на уловах рыб, так как плотина Каховской ГЭС отрезала наиболее ценные нерестилища проходных осетровых (осетра, севрюги, белуги), проходной черноморско-азовской сельди, привело к ухудшению условий размножения полупроходных рыб (пузанок, чехонь, рыбец и др.), а также ценных полупроходных фитофильных рыб (тарань, лещ, судак, сазан и др.). Уловы рыб снизились и в 1951—1955 гг. составляли в среднем 56,2 тыс. ц, в том числе 16,9 тыс. ц тюльки (30 %). Продолжавшееся гидротехническое строительство на Днестре, зарегулирование и сокращение его стока, неблагоприятный уровенный режим на нерестилищах фитофильных рыб ниже Каховского гидроузла, вызывающий массовое обсыхание и гибель отложенной икры, а также нерациональный промысел привели к дальнейшему ухудшению качественного состава уловов из-за уменьшения вылова ценных рыб. К 1969—1971 гг. среднегодовой валовый улов рыбы в Днепроовско-Бугском рыбопромысловом районе снизился до 35—39 тыс. ц, в том числе тюльки — до 8—23 тыс. ц (23—59 %). Промысловые уловы пресноводных рыб низовья и дельты Днестра уменьшились при этом более, чем в 2 раза. В целом же величина годовых уловов промысловоценных видов рыб в результате совместного действия отрицательных факторов сократилась почти в 3,5 раза. В настоящее время среднегодовой улов рыбы здесь составляет 65,2 тыс. ц при средней промысловой рыбопродуктивности 52 кг/га, однако 77 % улова приходится на мелкую малоценную тюльку.

Отрицательное воздействие гидротехнического строительства на Днестре на рыбопродуктивность Днепроовско-Бугской устьевой области может быть ограничено лишь соблюдением экологических требований к режиму эксплуатации Каховского гидроузла и обеспечением необходимого объема и внутригодового распределения попусков. Величины попусков в нижний бьеф Каховского гидроузла в периоды нереста рыб должны составлять: в апреле 2500—3500 м³/с (оптимальные), но не ниже 1500 м³/с (минимальные); в мае — 4500—5000 и 2000; в июне — 2000—3000 м³/с и 1500 м³/с (соответственно). Попуски воды из Каховского водохранилища в размере 2000 м³/с на протяжении нерестового периода создают благоприятные условия на основных нерестилищах низовья и дельты Днестра, что обеспечивает сохранение высокого уровня рыбопродуктивности Днепроовско-Бугской устьевой области. Однако требования рыбного хозяйства относительно величины попусков воды через Каховский гидроузел не всегда соблюдаются: минимальные рыбохозяйственные попуски обеспечиваются только в средние по водности и многоводные годы, а оптимальные — только в многоводные весенние периоды (Владимиров, Сухойван, Бугай, 1963).

Прогноз развития рыбного хозяйства в Днепроовско-Бугской устьевой области при оценке воздействия намечавшегося строительства морезаградительной плотины неоднозначен. С одной стороны, создаваемое Днепроовско-Бугское водохранилище могло стать высокопродуктивным в рыбохозяйственном отношении водоемом благодаря малой проточности, относительной стабильности уровенного режима на протяжении всего года, избыточной кормовой базе, расширению нагуль-

ных и нерестовых площадей (примерно в 2 раза), вследствие опреснения центрального, западного и Бугского районов. При соблюдении минимально требуемых рыбохозяйственных попусков воды через Каховскую ГЭС в нерестовый период (апрель — июнь) и санитарных (500 м³/с) — в остальное время года, а также проведении капитальных рыбоводно-мелиоративных мероприятий для рыб лимнофильного (озерного) комплекса — лещ, судак, тарань, плотва, серебряный карась, густера, красноперка — могли возникнуть благоприятные возможности для увеличения численности популяций. Значительной прогнозировалась численность и доля в уловах эвригалинной тюльки. В проектировавшемся водохранилище при благоприятных величинах рыбохозяйственных и санитарных попусков ожидалось существенное улучшение качественного состава промысловых уловов за счет увеличения доли ценных видов рыб, особенно леща, судака и тарани. Общий вылов туводных рыб за счет их естественного воспроизводства мог составлять 47 тыс. ц/год, в том числе 20 тыс. ц таких ценных видов, как лещ, судак, тарань, что почти в 3 раза выше их современного среднего годового улова (7 тыс. ц).

Биомасса сестона, содержащего различные водоросли, в том числе синезеленые, зоопланктон, бактериопланктон и детрит, является обильной кормовой базой белого и пестрого толстолобов, которые уже в настоящее время выпускаются на нагул в дельту Днепра и лиман. За счет массовой ежегодной посадки подросшей молодежи этих видов рыбопродуктивность водохранилища и общие уловы увеличились бы почти в 2 раза, т. е. на 38—40 кг/га с увеличением улова на 50 тыс. ц/год. При условии искусственного воспроизводства уловы белого толстолоба составили бы 40 тыс. ц/год, пестрого толстолоба — 10 тыс. ц, сазана — 3 тыс. ц, рыльца — 0,5 тыс. ц/год. Таким образом, общий улов товарной рыбы в Днепровско-Бугской устьевой области достиг бы 100 тыс. ц при средней промысловой рыбопродуктивности 80 кг/га. С созданием Днепровско-Бугского водохранилища на прилегающих территориях Херсонской и Николаевской областей с благоприятными климатическими условиями появились бы хорошие возможности для развития прудового рыбного хозяйства.

С другой стороны, вследствие того, что величины рыбохозяйственных и санитарных попусков воды из Каховского водохранилища в перекрытую Днепровско-Бугскую устьевую область проектировались существенно ниже минимально требуемых, большие рыбопродуктивные возможности Днепровско-Бугского водохранилища не были бы в полной мере реализованы. Из-за заболачивания и деградации пойменные водоемы низовья и дельты Днепра утратили бы свое важное значение как нерестилища фитофильных и места нагула молодежи почти всех видов рыб. В результате периодических летних и зимних заморозов в придонных слоях воды почти всей акватории водохранилища, кроме мелководий, численность кормовых для рыб донных беспозвоночных ожидалась сравнительно невысокой. Средняя удельная рыбопродуктивность водохранилища в реальных проектных условиях и при осуществлении компенсационных рыбоводно-мелиоративных мероприятий не превысила бы, по всей видимости, 50 кг/га по сравнению с

80 кг/га при соблюдении минимально требуемых величин санитарно-рыбохозяйственных попусков.

Кроме косвенных потенциальных потерь, вследствие перекрытия Днепро-Бугского лимана и отъема значительной части стока Днепра на нужды орошаемого земледелия рыбное хозяйство Днепро-Бугской устьевой области понесло бы и прямой ущерб. В Днепро-Бугском водохранилище резко ухудшились бы условия обитания и размножения рыб реофильного комплекса (чехонь, рыбец, жерех); проходные рыбы (осетр, белуга, сельдь, пузанок) вообще исчезли бы, обеднив состав промысловой ихтиофауны. После перекрытия лимана искусственное воспроизводство проходных осетровых Днепра стало бы невозможным. Прямой ущерб рыбному хозяйству Днепро-Бугской устьевой области был бы также нанесен при производстве работ по строительству гидроузла и сопутствующих сооружений. Таким образом, отрицательные для рыбного хозяйства последствия перекрытия Днепро-Бугского лимана превышают положительные.

Сооружение морезаградительной плотины у Очакова оказало бы отрицательное воздействие и на гидропаразитологическую ситуацию (Титар, Курандина, Анохин, 1981). В Днепро-Бугском лимане условия для обитания паразитов водных животных неблагоприятны вследствие периодических осолонений. В паразитофауне отсутствуют целые классы, а имеющиеся представлены достаточно бедно (всего около 160 видов). После создания пресноводного Днепро-Бугского водохранилища солоноватоводная фауна паразитов должна была бы элиминироваться; паразитофауна стала бы пресноводной. При этом видовой состав паразитов увеличился бы за счет видов, населяющих дельту Днепра и его низовья. Вместе с тем в водохранилище из состава паразитофауны, по-видимому, могли исчезнуть некоторые виды, развитие которых связано с проходными рыбами — осетровыми, сельдью, пузанком. При строительстве товарных рыбных хозяйств и питомников в Днепро-Бугской устьевой области, а также вселении растительоядных рыб, являющихся носителями ряда специфических паразитов, необходимо соблюдать санитарно-профилактические требования, направленные на предупреждение и освобождение рыб от инвазий.

Экологическая оценка 2 видов гидротехнического строительства (зарегулирования нижнего Днепра и проектировавшегося сооружения морезаградительной плотины), показывает, что в целом оно отрицательно воздействует на природную среду Днепро-Бугской устьевой области. В случае сооружения морезаградительной плотины и рассоления Днепро-Бугского лимана из-за ликвидации открытой связи с морем Днепро-Бугская устьевая область потеряла бы современный облик уникальной эстуарной пресноводно-солонатоводной экосистемы и превратилась бы заурядную пресноводную водохранилищную экосистему. Это привело бы к обеднению флоры и фауны гидробионтов, исчезновению многих редких и ценных видов растений и животных, а также трансформации гидробиоценозов.

Вследствие зарегулирования Днепра и снижения попусков воды через Каховский гидроузел, изменения их внутригодового распре-

ления произошли некоторые изменения экосистемы Днепровско-Бугской устьевой области — повышение солености лимана, деградация ряда пойменных водоемов и другие отрицательные последствия. Дальнейшее уменьшение попусков вследствие роста водопотребления в бассейне Днепра ниже минимальной экологической величины (18,9 км³/год) обусловит прогрессирующую деградацию Днепровско-Бугской устьевой области. Уникальная пресноводно-солонатоводная экосистема со всеми ее ценнейшими живыми компонентами перестанет существовать из-за повышения общей солености (8 ‰ является критическим физиологическим барьером). Будет нанесен непоправимый ущерб естественно сложившимся ландшафтам, имеющим большую эстетическую и рекреационную ценность. Исчезнут заросли пресноводной терпимой к периодически невысокому осолонению высшей водной растительности, пойменные леса, понто-каспийская фауна, популяции ценных проходных и местных пресноводных видов рыб, поскольку будут уничтожены места их размножения и нагула.

Сохранение уникальной Днепровско-Бугской эстуарной экосистемы и ограничение отрицательных последствий гидротехнического строительства на природно-ландшафтные комплексы, качество воды, рыбопродуктивность, эколого-токсикологическую и паразитологическую ситуации может быть обеспечено только при строгом соблюдении объема и режима необходимых экологических попусков воды через Каховский гидроузел. Важным является также осуществление комплекса водоохранных мероприятий в бассейнах Днепра, Южного Буга и на Днепровско-Бугском лимане.

4.2. Канал Днепр — Донбасс

Канал Днепр — Донбасс предназначен для хозяйственно-питьевого водоснабжения Донецка и Харькова, орошения сельскохозяйственных площадей в Днепропетровской и Харьковской областях, а также для обводнения р. Северский Донец с целью водообеспечения Ворошиловградской и Ростовской областей. Водосточник — Днепродзержинское водохранилище, проектный расход воды по каналу — 120 м³/с. Длина магистральной части канала — 263 км, общий подъем воды около 60 м, который осуществляется 11 насосными станциями с напором 4 м каждая и 1 станцией с напором 12 м. Русло канала земляное с полосовой облицовкой щебнем в зоне уреза воды. На трассе размещены транзитные водохранилища: Орельковское с объемом воды 14 млн м³ и Краснопавловское — 400 млн м³. Из магистрального канала вода в Харьков и Донецк подается трубопроводами.

При проектировании канала Днепр — Донбасс экологическая оценка осуществлялась прежде всего, учитывая его назначение, в аспекте формирования качества воды при ее транспортировке по искусственному водотоку. Основное внимание обращали на оценку влияния различных вариантов инженерных решений канала на качество транспортируемой воды. Кроме того, при экологической оценке воздействия определяли возможные положительные и отрицательные последствия

гидротехнического строительства для природной среды и сопряженных водных объектов: подтопление, затопление и заболачивание прилегающих территорий, изменение уровня грунтовых вод и водности малых рек в зоне влияния канала, возможности распространения дрейссены из бассейна Днепра и возникновения биологических помех в водных объектах бассейна Северского Донца, где дрейссена ранее не встречалась и т. д.

Критерием для экологической оценки воздействия являлись нормативные требования к качеству транспортируемой по каналу воды в соответствии основным назначениям данного гидротехнического объекта, а также требования сохранения и улучшения экологической ситуации в зоне влияния канала (в р. Северский Донец и малых реках ее бассейна). При экологической оценке приоритет отдавался обеспечению требований хозяйственно-питьевого водоснабжения Харькова и Донецка, а также обводнения Северского Донца. С позиций экологической оценки воздействия гидротехнического строительства рассматривались основные конструктивные и технологические параметры проектируемого искусственного водотока: выбор водоисточника, трассирование канала, конструкция русла, размещение и тип гидротехнических сооружений (водозабор, насосные станции, дюкеры и т. д.), водохранилища на трассе, режим эксплуатации, состояние малых рек в зоне влияния канала и другие.

Разработка проекта, строительство и ввод в эксплуатацию канала длились с 1968 по 1986 г. За это время произошли существенные изменения в области гидроэкологической оценки воздействия технических объектов: во-первых, изменилось отношение к экологическим проблемам от практически полного их игнорирования в 60—70-х годах до законодательных требований к их учету и реализации в 80-х. Во-вторых, изучение гидробиологии каналов продвинулось вперед настолько, что стало возможным от описательных прогнозов перейти к количественным оценкам на основе исследования связи конструктивных и технологических параметров искусственных водотоков со структурно-функциональными характеристиками их гидробиоценозов, ответственными за формирование качества воды.

При разработке проекта первой очереди строительства канала Днепр — Донбасс был выполнен описательный прогноз санитарно-гидробиологического состояния транспортируемой воды, с учетом «цветения» в водоисточнике и водохранилищах по трассе; расчет ее минерализации и ионного состава; дана характеристика биопомех — обрастания облицованных береговых откосов нитчатыми водорослями, зарастания мелководных участков канала и водохранилищ высшей водной растительностью, развития дрейссены. Предложенные пути улучшения качества воды и ограничения биопомех в проекте могли быть учтены лишь частично, в тех случаях, когда они были представлены в форме соответствующих конструктивных или технологических решений.

К числу удачных технологических решений, обеспечивающих позитивное влияние этого строительства на окружающую природную среду, прежде всего следует отнести размещение трассы канала в пой-

мах рек на уровне грунтовых вод, примененное в практике создания каналов впервые, а также дренажная защита зон насосных станций. Пойменное трассирование обеспечило сокращение отвода под строительство сельскохозяйственных угодий, а также резкое снижение фильтрационных потерь транспортируемой воды без специальных дорогостоящих противофильтрационных мероприятий. Это привело к значительному сокращению затопленных, подтопленных и заболоченных площадей вдоль трассы канала. Дренажная защита зон размещения насосных станций также предназначена для уменьшения потерь воды и связанного с ними нежелательного воздействия на прилегающие к каналу территории.

Однако проект канала обладал рядом существенных экологических недостатков. Головной водохранилище — Днепродзержинское водохранилище — относится к гипертрофным водоемам, что является причиной периодического «цветения» воды летом, вызываемого синезелеными водорослями, и, как следствие, существенного нарушения таких важных нормированных показателей качества воды, как БПК_{полн}, содержание растворенного кислорода, биомасса фитопланктона, концентрация фенолов, рН. Хотя были учтены гидроэкологические рекомендации по размещению головного водозабора на акватории Днепродзержинского водохранилища вне зоны максимальных скоплений синезеленых водорослей, что в определенной степени ограничило их поступление в канал, полностью избежать отрицательного влияния «цветения» на качество воды в искусственном водотоке невозможно.

Морфометрия, гидродинамика и достаточно высокое содержание биогенных веществ в воде водохранилищ на трассе (Краснопавловского и Орельковского) способствуют развитию в них автохтонного «цветения» воды, что является дополнительным источником загрязнения транспортируемой воды органическим веществом. Низконапорные насосные станции, несмотря на их значительное количество, не могут заметно повлиять на биомассу фитопланктона и связанные с ней показатели $C_{РК}$ и $C_{БПК}$.

Принятая в проекте облицовка береговых откосов щебнем при заданных значениях скорости течения воды вдоль берега создает условия для интенсивного развития на этих твердых субстратах нитчатых водорослей, которые в процессе своей жизнедеятельности и отмирания выделяют в воду значительное количество органического вещества, ухудшая показатели состава и свойств воды.

Особенно неблагоприятен пусковой период, в течение которого (на протяжении более 10 лет) канал работает с периодическими остановками или с малыми расходами воды на пониженных скоростях. Это приводит к развитию погруженных высших водных растений, которые, отмирая, интенсивно загрязняют воду органическим веществом. В периоды длительных остановок возрастает минерализация воды за счет притока в канал высокоминерализованных грунтовых вод.

Таким образом, в проекте канала Днепр — Донбасс были решены вопросы сохранения количества транспортируемой потребителю воды, но не была обеспечена подача в зону потребления воды нормативного качества, в частности по такому важному показателю, как БПК_{полн}.

На эти недостатки обратила внимание Госэкспертиза ГКНТ и Госплана СССР при рассмотрении проекта второй очереди строительства канала Днепр — Донбасс в 1977 г. и своим решением обязала доработать проект и ввести в него мероприятия по сохранению и улучшению качества водных ресурсов в канале и на прилегающих территориях. Для этого ВНИИВО и Институт гидробиологии АН УССР провели экологическую оценку воздействия строительства канала Днепр — Донбасс на водные объекты. С использованием описанных выше инженерно-экологических моделей (см. раздел 2.3.2, 2.3.3) составлены прогнозы качества воды по $S_{\text{БПК}}$, $S_{\text{РК}}$ и $S_{\text{ВВ}}$, а также выполнены прогнозные расчеты минерализации воды и концентрации других загрязняющих примесей: фенолов, нефтепродуктов, солей тяжелых металлов и т. д. Расчеты были произведены для пускового и различных эксплуатационных режимов при заданных проектом конструктивных и технологических параметрах канала. Они показали, что в начальном участке канала ожидаются спорадические кратковременные превышения ПДК нефтепродуктов и фенолов за счет поступления из Днепродзержинского водохранилища, а также значительные и длительные превышения ПДК органических веществ в створах водопользования летом в результате интенсивного «цветения» воды в Днепродзержинском, Красноплавском и Орельковском водохранилищах, вызванного синезелеными водорослями, весной и осенью — вследствие «цветения» воды в канале, вызванного диатомовыми водорослями. В течение всего вегетационного периода возможно также загрязнение воды из-за массового развития нитчатых водорослей на облицовках береговых откосов. Вместе с тем установлено, что даже полное прекращение поступления загрязняющих примесей в канал из вневодоемных источников загрязнения (т. е. при $U_m \rightarrow \text{max}$) не обеспечивает нормативного качества воды по $S_{\text{БПК}}$ и $S_{\text{ВВ}}$. Как было сказано выше, для этой цели необходима корректировка конструктивных и технологических параметров канала, т. е. введение H_n -управлений (Оксиук, Стольберг, 1986).

Результаты прогнозов подтвердились показателями качества воды в канале, полученными в течение первых лет его эксплуатации: $S_{\text{БПК}}$ и $S_{\text{ВВ}}$ существенно превышали нормативные значения в створах водопользования на Красноплавском водохранилище, минерализация воды также значительно превысила нормативный расчетный уровень.

Поскольку экологическая оценка воздействия проводилась для уже действующего гидроузла, морфометрические параметры канала (H_n) использовать в качестве водоохранного управления не представилось возможным. По этой причине основное внимание было уделено поиску возможностей управления качеством воды в канале и в зоне его влияния на основе использования гидротехнических сооружений (H_2 , H_3), типа крепления береговых откосов (H_5 , H_6) и режимов эксплуатации (H_7 , H_8).

Прежде всего была усовершенствована конструкция головного водозабора канала. Для уменьшения биомассы фитопланктона, поступающего из Днепродзержинского водохранилища в периоды «цветения» воды в нем, вызванного синезелеными водорослями, на аква-

тории водохранилища в зоне размещения наносодерживающих шпор водозаборного ковша создана противопланктонная защита в форме наплавной системы пенопластовых поплавков с закрепленным экраном из пневмоткани. Опыт эксплуатации этого сооружения показал, что в периоды интенсивных нагонов фитопланктона эта система защищает канал от поступления в него синезеленых водорослей на 60—80 %.

Внесены коррективы в конструктивное решение крепления береговых откосов (H_5): В зоне уреза воды по полосовой щебенчатой облицовке сформировано береговое биоплато (H_6) в виде зарослей тростника шириной 7—10 м и общей длиной более 80 км. Береговое биоплато очищает транспортируемую воду от растворенного органического вещества и других загрязняющих примесей. Кроме того, оно снизило развитие нитчатых водорослей на щебенчатой облицовке канала, что также способствует уменьшению загрязнения транспортируемой воды органическим веществом. Проведенные технологические исследования 80 км участка берегового биоплато показали, что его доля в снижении величины БПК_{тот} в канале составляет 15—20 %.

Для достижения нормативного качества воды разработан и применен водоохраный режим эксплуатации канала, который основывается на использовании скорости течения (H_7) как регулятора внутриводоемных процессов, а также даны рекомендации по режиму водоподдачи (H_8).

Предусмотренные водоохранные мероприятия — противопланктонная защита головного водозабора, береговое биоплато (80 км) и водоохраный режим эксплуатации канала — при подаче воды по каналу в объеме до 60 м³/с обеспечили нормативное качество воды в створах водопользования при нарушениях его в головном водосточнике и на отдельных участках трассы. Для сохранения этого эффекта при расходе воды 120 м³/с в проект включены следующие H_n -управления: развитие берегового биоплато на большем протяжении трассы, создание наплавных биоплато, инфильтрационных биоплато для защиты зон водозаборов из канала от загрязнения поверхностным стоком и другие.

Для ограничения биологических помех при эксплуатации канала разработаны соответствующие рекомендации. Чрезмерное зарастание канала погруженными макрофитами устраняется регулярным режимом проточности со скоростью течения 0,3 м/с и выше. Кроме того, предотвращению интенсивной вегетации погруженных высших водных растений и нитчатых водорослей способствует береговое биоплато.

Рекомендованы методы борьбы с дрейссеной, поселяющейся на гидротехнических сооружениях. Для устранения обрастания дрейссеной водовода, снабжающего водой Харьков, в проекте предусмотрено и реализуется в процессе эксплуатации предварительное хлорирование поступающей в него воды.

На канале Днепр — Донбасс осуществлен ряд природоохранных мероприятий. К их числу относятся уже указанные меры по ограничению подтопления и заболачивания прилегающих территорий. Для защиты головного водозабора от попадания молоди ценных видов рыб сооружен рыбозаградитель. Эту функцию может выполнять также про-

тивопланктонное защитное устройство. С целью улучшения состояния природных ресурсов и оздоровления малых рек, которые в данном регионе крайне истощены и загрязнены, в проект включено их обводнение в зоне влияния канала за счет транспортируемой воды. В частности, осуществляется строительство объектов пополнения р. Сухой Торец.

4.3. Различные водные объекты

На примере **днепровских водохранилищ** можно ретроспективно проследить, как осуществлялась экологическая оценка воздействия продолжительного, многоэтапного гидротехнического строительства на крупную реку, превратившего ее в пределах УССР в каскад водохранилищ. Водоохранилища — особая категория внутренних водоемов со специфическим характером водообмена, проточности и сезонных колебаний уровня воды. Гидростроительство, осуществляемое на естественных водотоках (реках), чаще всего сводится к перегораживанию их подпорными плотинами и образованию водохранилищ в речных долинах. Меньшая часть водохранилищ создана путем зарегулирования озер. Большинство водохранилищ имеют многоцелевое назначение.

С созданием водохранилищ резко нарушается экологическое равновесие, установившееся в реке или озере на протяжении тысячелетий. В результате образования крупных водохранилищ затопляются десятки, а иногда и сотни тысяч гектаров земли, в том числе ценных пойменных лугов. Разрушаются берега на расстоянии десятков и сотен метров от первоначальной бровки. В зоне подтопления изменяются почва, растительный и животный мир. Особенно отрицательно зарегулирование рек влияет на рыбное хозяйство вследствие нарушения миграций рыб, затопления нерестилищ, изменения условий обитания и воспроизводства популяций разных экологических групп рыб.

Благодаря возникновению в водохранилищах характерных только для них абиотических параметров и биотических компонентов в них формируется самостоятельный класс гидроэкосистем. В экосистемах равнинных водохранилищ ряд экологических ниш используют неспециализированные виды. Особенность водохранилищных экосистем заключается в том, что они оказываются не сбалансированными относительно групп организмов, занимающих разные трофические уровни. В связи с этим биопродукционный потенциал в водных объектах такого типа в полной мере не реализуется (Авакян, 1982; Кудерский, 1987).

История крупного гидростроительства на Днестре, связанного с образованием водохранилищ, характерна тем, что на этой реке оно началось раньше, чем на других реках СССР, и привело к почти полному зарегулированию Днестра в пределах УССР. Остался незарегулированным только пограничный с БССР участок длиной около 100 км. Характерно и то, что проектирование, строительство и эксплуатация всех водохранилищ на Днестре происходило с участием или же под наблюдением гидроэкологов. Степень и значимость этого участия

на разных этапах гидростроительства на Днестре была неодинаковой, однако роль гидроэкологов в предотвращении отрицательных экологических последствий, связанных с зарегулированием Днестра, в улучшении санитарно-биологического состояния и повышении полезной биологической продуктивности днестровских водохранилищ постоянно возрастала и продолжает возрастать.

Гидроэкологические исследования на Днестре, связанные с оценкой ожидаемых последствий его зарегулирования на гидрохимический, гидробиологический режимы, ихтиофауну, рыбопродуктивность и качество воды, ведутся на Украине уже более 60 лет. Наиболее значительный вклад в разработку прогнозов проектировавшихся и строившихся водохранилищ, а также влияния гидростроительства на Днестре на Днестровско-Бугскую экстуарную экосистему внесли такие ученые, как А. М. Алмазов, В. И. Владимиров, Ю. М. Марковский, Б. Н. Мельников, Я. В. Ролл, А. В. Топачевский, Я. Я. Цееб.

К настоящему времени на Днестре в пределах УССР создано и эксплуатируется 6 водохранилищ: Киевское, Каневское, Кременчугское, Днепродзержинское, Запорожское и Каховское. Общая площадь их водного зеркала составляет 6974 км², полный объем аккумулятивной емкости в них воды — 43,8 км³. По географическому местоположению, водообмену, уровенному режиму и времени создания днестровские водохранилища существенно отличаются друг от друга, что определяет их некоторые зонально-климатические особенности, условия становления и существования экосистем и ход их сукцессии. Киевское водохранилище расположено в пределах южной границы лесной ландшафтно-климатической зоны, Каневское и Кременчугское — в лесостепной, Днепродзержинское, Запорожское — в степной. Кременчугское и Каховское водохранилища с водообменом 2—4 раза в год относят к типу озерных, Каневское, Днепродзержинское и Запорожское с водообменом 12—20 раз в год — к водохранилищам проточно-руслового (озерно-речного) типа. Киевское водохранилище по показателям водообмена занимает промежуточное положение и может быть отнесено в маловодные годы к водохранилищам озерного типа (8—9 раз в год), а в многоводные — к водохранилищам озерно-речного типа (11—13 раз в год). В Каневском, Днепродзержинском и Запорожском водохранилищах уровень воды на протяжении всего года относительно постоянный (сработка до 0,5 м), а в Кременчугском уровень воды в летне-осенний период сбрасывается на 3—5 м ниже нормального подпорного горизонта (НПГ), в Киевском — на 1,5—2,5 м.

Все водохранилища Днестра имеют многоотраслевое использование, хотя они создавались первоначально для гидроэнергетики и крупнотоннажного судостроения. Зарегулированный Днестр удовлетворяет до 75 % потребностей народного хозяйства УССР в воде, являясь основным источником водоснабжения городов и промышленных районов, а также ирригации больших территорий сельскохозяйственных земель. В последние два десятилетия Каховское и Кременчугское водохранилища в связи со строительством мощных каналов ирригационного, питьевого и технического водоснабжения переведены на накопительный режим, при котором летние сбросы уровня НПГ не опускались

ниже горизонта нормальной сработки (ГНС), т. е. на 2 м. Днепровские водохранилища, если судить по количеству основных видов их использования (7), подвергаются наибольшему антропогенному воздействию по сравнению с другими водохранилищами СССР (3—5) и мира (1—3 в США и Канаде). Кроме того, зарегулированный Днепр играет роль коллектора, в который поступают сточные промышленно-коммунальные воды и другие различные загрязнения, попадающие в него с площади водосбора (Топачевский, Цееб, Сиренко, 1974; Цееб, Сиренко, Жукинский и др., 1976; Сиренко, Щербак, 1987).

Все эти обстоятельства были и продолжают оставаться важными исходными данными для возможно более правильной экологической оценки (включая прогнозирование) влияния осуществленного и проектируемого гидростроительства на Днепре, сопровождающегося созданием новых и реконструкцией старых водохранилищ.

Первые целенаправленные гидробиологические и ихтиологические исследования, связанные со строительством ДнепроГЭС, были проведены на порожистой части Днепра в районе современного Запорожья сотрудниками Днепровской гидробиологической станции АН УССР (ныне Институт гидробиологии АН УССР) и Днепропетровской гидробиологической станции (ныне Институт биологии при Днепропетровском университете) совместно с Украинским институтом водного хозяйства. При проектировании и создании озера им. Ленина (ныне Запорожское водохранилище) гидробиологические и ихтиологические данные были приняты во внимание, хотя задача прямого использования гидроэкологических материалов при проектировании и строительстве этого знаменитого индустриального объекта первой пятилетки не ставилась. Тем не менее экспедиции гидробиологов и ихтиологов на участке Днепра в районе Запорожья положили начало постоянному участию гидроэкологов Украины в проектировании всех других гидроузлов на Днепре и регулярному многолетнему изучению гидрохимического и гидробиологического режимов, а также ихтиофауны и биологических основ рыбного хозяйства на Запорожском и всех других водохранилищах Днепра. Как и предсказали специалисты, строительство ДнепроГЭС мало повлияло на состояние речной экосистемы на участке Днепропетровск — Запорожье — Херсон благодаря сравнительно небольшой площади (410 км²), относительно большой глубине (до 53 м) и высокой проточности руслового Запорожского водохранилища, в то время единственного на Днепре. Такая же экологическая картина наблюдалась и в период 1947—1955 гг. после восстановления плотины ДнепроГЭС, разрушенной в годы войны. После создания Каховского (1955—1956 гг.), Кременчугского (1960—1961 гг.) и Днепродзержинского (1963—1964 гг.) водохранилищ озеро им. Ленина стало внутрикаскадным водохранилищем. Качество воды в нем в результате сильного промышленно-коммунального загрязнения и биологического самозагрязнения («цветение» воды) существенно ухудшилось, как было доказано позднейшими исследованиями. Из-за ухудшения условий естественного воспроизводства вследствие прекращения летней сработки водохранилища, загрязнения и зарастания Самарского залива, являющегося естественным рыбопитомником, рыбное хозяйст-

во этого водоема пришло в упадок: общие уловы рыб в нем уменьшились в 2 раза, причем улов леща — в 10 раз.

С 1951 г. «отстраненное» участие гидробиологов в оценке экологических последствий зарегулирования Днепра, каким оно фактически было при создании и восстановлении плотины ДнепроГЭС и озера им. Ленина, сменилось их прямым участием (по поручению директивных органов УССР) в разработке технико-экономического доклада (ТЭДа) «Мероприятия по развитию рыбного хозяйства нижнего Днепра в связи со строительством Каховского гидроузла». В этой комплексной работе рыбохозяйственную и проектную части выполняли Украинский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства (УкрНИИРХ) и Киевское отделение проектно-изыскательского института «Гидрорыбпроект» (тогда Ленрыбпромпроект). Гидрохимические, гидробиологические и ихтиологические материалы были представлены Институтом гидробиологии АН УССР и Институтом гидробиологии при Днепропетровском университете в виде прогноза гидрохимического и гидробиологического режимов и биологического обоснования рыбохозяйственных мероприятий на нижнем Днестре (от Запорожья до Днепровско-Бугского лимана). В этой работе присутствовали все основные этапы экологической оценки последствий гидротехнического строительства: проведение целенаправленных комплексных гидрохимических, гидробиологических и ихтиологических исследований на указанном отрезке Днепра, составление на основе результатов этих полевых исследований прогнозов гидрохимического, гидробиологического режимов и состояния популяций основных промысловых видов рыб, обоснование мероприятий по развитию рыбного хозяйства в новых условиях и, что особенно важно, использование всех этих гидроэкологических материалов в проектной документации (ТЭД, ТЭО, техпроект, рабочие чертежи). В данной работе гидробиологи разрабатывали 2 связанных, но в то же время независимых вопроса: оценка последствий строительства Каховского гидроузла на экологическое состояние Днепра на участке: плотина Каховской ГЭС — Днепровско-Бугский лиман с обоснованием компенсационных рыбоводно-мелиоративных мероприятий (мелиорация нерестилищ фитофильных рыб в пойменных водоемах, сооружение искусственных нерестилищ литофильных рыб, строительство нерестово-вырастного рыбоводного хозяйства и осетроводного завода) и оценка гидроэкологического режима, ихтиофауны и рыбопродуктивности проектируемого Каховского водохранилища на участке: Запорожье — плотина Каховской ГЭС с обоснованием мероприятий по рыбохозяйственному освоению нового водохранилища (строительство нерестово-вырастного рыбоводного хозяйства, массовое вселение в Каховское водохранилище производителей ценных промысловых рыб озерно-речного комплекса, акклиматизация в нем новых видов рыб, обогащение кормовой базы рыб путем массовой интродукции в водохранилище ценных беспозвоночных понто-каспийского комплекса). Нужно подчеркнуть, что почти все рекомендованные мероприятия были постепенно осуществлены и дали ощутимые для рыбного хозяйства результаты.

Тем не менее эта первая целенаправленная работа по гидроэколо-

гической оценке последствий крупного гидротехнического строительства не была лишена недостатков, что обнаружилось сразу же после создания Каховского гидроузла и гораздо позднее. Во-первых, работа имела узкую рыбохозяйственную направленность. Вопросы формирования качества воды в проектируемом Каховском водохранилище специально не прорабатывались, хотя данные для прогнозирования качества воды было достаточно. Это повлияло на правильность прогноза. Например, предполагали, что «цветение» воды, вызываемое синезелеными водорослями, будет происходить лишь в отдельные годы при высокой температуре воды и достаточном количестве лимитирующих их развитие биогенных и органических веществ. Допускали, что с «цветением» воды можно будет бороться определенными мерами. На самом же деле масштабы и уровень «цветения» воды в Каховском водохранилище намного превзошли ожидаемые, и с 1956 г. по настоящее время массовое развитие синезеленых водорослей является мощным, почти ежегодно действующим фактором самозагрязнения Каховского водохранилища, эффективные средства предотвращения которого до сих пор не разработаны. В Каховском водохранилище в начале его существования впервые проявился эффект «вспышки трофии», позднее наблюдаемой во всех других днепровских водохранилищах, т. е. резкое повышение биологической продуктивности, в том числе обильное «цветение» воды, вызванное интенсивным обогащением воды биогенными и органическими веществами за счет их выщелачивания из затопленных почв и разложения растительности. При прогностической оценке состава ихтиофауны и промысловой рыбопродуктивности Каховского водохранилища также были допущены просчеты. Например, было высказано сомнение о возможности образования в нем местного стада тюльки на том основании, что ее икринки и предличинки с крупной жировой каплей будут выноситься из водохранилища течением воды. Между тем впоследствии оказалось, что тюлька создала в Каховском водохранилище крупную промысловую популяцию, обеспечивающую ежегодные уловы в пределах 3050—3690 т, что составляет от 31,5 до 43,3 % общего размера уловов (данные 1982—1986 гг.). Проникнув через судоходные шлюзы плотин гидроэнергоузлов во все другие водохранилища Днепра, тюлька стала в них важным объектом промысла. Общие годовые уловы тюльки во всех водохранилищах Днепра колеблются от 3960 до 5120 т, составляя 17,0—34 % общего улова рыб в каскаде водохранилищ (Жукинский, 1969; Сиренко, Щербак, 1987; Филь, 1988).

При проектировании Кременчугского гидроэнергоузла и создании самого крупного на Днестре (2250 км²) Кременчугского водохранилища, как и Днепродзержинского (567 км²) — экологическая оценка возможных последствий от воздействия этого строительства на экосистемы соответствующих участков среднего Днестра была проведена приблизительно по такой же схеме, что и при проектировании Каховского водохранилища, т. е. с рыбохозяйственным уклоном. Как в новосозданном Кременчугском, так и в Днепродзержинском водохранилищах в первые же годы их существования произошла «вспышка трофии», сопровождающаяся интенсивным «цветением» воды,

вызванным синезелеными водорослями. Эти факты доказали неизбежность биологического самозагрязнения водохранилищ Днепра вследствие естественного и антропогенного евтрофирования, которое приводит к столь существенному ухудшению санитарно-гидробиологического режима и качества воды, что с этим явлением нельзя было больше не считаться. Поэтому при последующем проектировании днепровских гидроузлов в составе материалов по экологической оценке создания Киевского водохранилища (1965—1966 гг., площадь 922 км²) наряду с рыбохозяйственным разделом появился равнозначный раздел о его санитарно-гидробиологическом режиме; а Каневского (1973—1976 гг., площадь 675 км²) — раздел о санитарно-гидробиологическом режиме преобладал. Основываясь на изучении гидрохимического и гидробиологического режимов участка верхнего Днепра от Вышгорода до устья Припяти в прогнозе санитарно-гидробиологического режима будущего Киевского водохранилища, Институт гидробиологии АН УССР в 1963 г. обосновал необходимость расчистки ложа этого водохранилища от древесной и кустарниковой растительности, остатков мусора и т. п. для формирования в нем воды удовлетворительного качества. Эти предложения были приняты директивными органами УССР и в 1964 г. реализованы соответствующими строительными организациями. Данное мероприятие оказалось рациональным и в какой-то мере улучшило общее санитарно-биологическое состояние Киевского водохранилища.

Намного более целенаправленными и эффективными были мероприятия по формированию удовлетворительного санитарно-биологического режима в проектируемом Каневском водохранилище, разработанные Институтом гидробиологии АН УССР в составе экологической оценки этого гидростроительства. Главные из этих мероприятий реализованы и полностью оправдали себя. Это, во-первых, обвалование основных площадей мелководий по левобережью и правобережью Каневского водохранилища до глубин 1,0—1,5 м на площади 9,7 тыс. га при ширине Днепра на этих участках не более 500—600 м для предотвращения выщелачивания почв, сохранения луговых угодий и увеличения скоростей течения в верхней части водохранилища. Во-вторых, снижение НПГ Каневского водохранилища на 1,5 м по сравнению с проектным для обеспечения проточности на участке Днепра в зоне Киева, чтобы предотвратить возникновение на этом участке неблагоприятного санитарно-биологического режима, особенно в летний период. В-третьих, увеличение мощности Бортнической станции по очистке промышленно-коммунальных стоков Киева и упорядочения его ливневой канализации (Топачевский, Цееб, Сиренко, 1974; Цееб, Сиренко, Жукинский и др., 1976; Сиренко, Щербак, 1987; и др.).

Постановка самостоятельных задач по оценке санитарно-биологического состояния Киевского и Каневского водохранилищ, обоснование и разработка мероприятий по направленному формированию санитарно-гидробиологического режима и качества воды в них, выполняемых наряду с решением традиционных вопросов рыбохозяйственного освоения новых водохранилищ, — все это означало прогресс в практике экологической оценки воздействия гидротехнического

строительства на водные объекты, принципиальное повышение уровня экологической оценки.

Приобретенный опыт и многолетние исследования гидрохимического, гидробиологического режимов и биологических основ рыбного хозяйства на всех 6 днепровских водохранилищах позволили специалистам Института гидробиологии АН УССР обобщить накопленный опыт и знания, обосновать комплекс мероприятий по улучшению санитарно-биологического состояния, качества воды и повышению полезной биологической продуктивности на каждом из днепровских водохранилищ, а также разработать общие рекомендации к созданию и использованию водохранилищ на равнинных реках. Разработанные этим институтом в 1974—1976 гг. «Технико-биологические условия проектирования, реконструкции и режима эксплуатации водохранилищ ГЭС» и конкретизированная концепция «Современные проблемы улучшения санитарно-биологического состояния и повышения биологической продуктивности днепровских водохранилищ» являются по сути одним из первых примеров научно обоснованного комплекса мероприятий по управлению гидроэкосистемами. Многие из намеченных в этих разработках мероприятий осуществлены или осуществляются: обвалование мелководий в интересах рыбного и сельского хозяйства, строительство рыбопитомников. Однако некоторые реализуются медленно и плохо: главным образом мероприятия по прекращению и очистке коммунально-промышленных сточных вод. В данном случае союзные и республиканские министерства и ведомства игнорируют не только предложения Института гидробиологии АН УССР и программу «Днепр» Национального комитета УССР «Человек и биосфера» (охрана от загрязнения вод бассейна Днепра), но и Постановление ЦК КПСС и Совета Министров СССР «О мероприятиях по предотвращению загрязнения бассейнов Черного и Азовского морей», изданное в 1976 г. и предписывавшее полное прекращение к 1985 г. сброса в реки, включая Днепр, неочищенных промышленных и коммунально-бытовых стоков (Топачевский, Цееб, Сиренко, 1974; Цееб, Сиренко, Жукинский и др., 1976; Лебединский, Потравний, Краснянский, 1987).

Экологическая оценка проекта водохозяйственного комплекса Дунай — Днепр позволяет проиллюстрировать принцип поливариантности, поскольку было рассмотрено несколько вариантов прохождения трассы и конструктивных решений канала. Экологическая оценка воздействия данного сложного технического объекта выполнялась комплексно и включала разработку всех аспектов: качество воды, рыбопродуктивность, паразитологическая, эколого-токсикологическая, радиоэкологическая ситуация, вопросы охраны природы, а также влияние на прилегающие территории и северо-западную часть Черного моря (Романенко, Оксид, Жукинский и др., 1984).

Эколого-экономическая оценка водохозяйственного комплекса Дунай — Днепр была в основном негативной, поэтому Госплан УССР решил прекратить все дальнейшие проектно-изыскательские и научно-исследовательские работы по этому объекту¹. Однако гидроэкологи

¹ Известия. — 1988. — 26 ноября.

приобрели ценный опыт организации и осуществления всех этапов экологической оценки крупного гидротехнического комплекса.

Проектировавшийся водохозяйственный комплекс (ВХК) Дунай — Днепр представлял собой сложную в экологическом отношении систему территориального перераспределения стока, включающую разнотипные водные объекты: Дунай, устьевые области Днестра, Днепра, Южного Буга, соленые причерноморские лиманы, на базе которых проектировалось создание пресноводных водохранилищ, и участки искусственных водотоков между ними — открытые каналы и закрытые водоводы (туннели).

Общей для всех вариантов проекта ВХК проблемой являлось качество воды в Дунае, которая, протекая по территории 7 стран, поступает в пределы СССР загрязненной органическими веществами, пестицидами, тяжелыми металлами, нефтепродуктами, фенолами. Кроме того, дунайская вода очень мутная, содержание биогенных элементов в ней повышено, не всегда удовлетворительны бактериологические показатели. Поэтому наряду с водоохранными мерами на советском участке Дуная, а также в бассейнах Днестра, Днепра, Южного Буга необходимо было обеспечить возможно более эффективное улучшение качества воды по трассе переброски, на участках каналов и в водохранилищах с помощью внутриводоемных водоохранных мероприятий. При гидроэкологической оценке различных вариантов проекта данное положение стало одним из основных. Как правило, варианты, которым отдавалось предпочтение с точки зрения интенсивности самоочистительных процессов, были предпочтительными также и в аспекте обеспечения природоохранных и рыбохозяйственных требований.

Необходимо было предусмотреть конструктивные решения головного водозабора таким образом, чтобы обеспечить поступление в канал из Дуная наименее загрязненных срединных слоев воды. На начальном участке трассы обязательным являлся бы вариант с использованием Сасыкского водохранилища в качестве отстойника в связи с тем, что многие токсические компоненты, находящиеся в дунайской воде, ассоциированы со взвешенными веществами.

Для усиления процессов самоочищения в канале от загрязняющих примесей рекомендовано было принять вариант строительства русла с береговым биоплато, которое выполняло бы одновременно функцию биоберегоукрепления. Фильтрацию воды из канала и подтопление прилегающих территорий можно было предотвратить с помощью противофильтрационного экрана из полиэтиленовой пленки, покрытой слоем грунта толщиной 1—2 м.

При прохождении трассы через Днестровский лиман целесообразно было бы рассмотреть возможность создания на основе естественных зарослей тростника в плавнях биофильтра в виде руслового биоплато. Несомненным преимуществом обладал вариант проектирования трассы, исключаящий Хаджибейское водохранилище. На участках канала между Днестровским и Березанским лиманами был более предпочтительным вариант, обеспечивающий усиление проточности водохранилищ для улучшения качества воды, повышения их кормовой базы и рыбопродуктивности. Предусматривалась подпитка водой отрогов

водохранилищ и создание в них организованных рыбопитомников; а также противопланктонная защита водозабора из Тилигульского и Березанского водохранилищ и смещение водозаборов в каналы на участки акватории, не подверженные скоплению нагонных масс синезеленых водорослей.

Наиболее рациональным вариантом проекта являлось исключение из трассы Березанского водохранилища, «цветение» воды в котором предполагалось очень интенсивным. При этом удлинился участок водотока, усиление самоочистительной способности которого (в частности, создание берегового биоплато) улучшило бы качество воды, подаваемой в Днепровско-Бугское водохранилище. Кроме того, данный вариант лучше всего обеспечивал рыбохозяйственные и природоохранные требования на Березанском водохранилище. Пополнением малых рек на прилегающих территориях можно было бы достичь оздоровления водных ресурсов в зоне влияния ВХК.

В целях охраны природы от отрицательного воздействия проектировавшегося гидротехнического строительства рекомендовалось сохранить своеобразные типы растительности в плавнях Днестра, Дуная, уникальные местообитания животных и растений путем увеличения площади существующих здесь заповедников и заказников, создать новые заказники в местах сохранения реликтовой водной фауны в низовьях рек Когильник и Сарата, а также в вершинах Тилигульского и Березанского водохранилищ, совместив их с организацией здесь нерестово-выростных рыбохозяйственных угодий.

Проблема оз. Севан является примером отсутствия своевременной гидроэкологической оценки воздействия гидротехнических преобразований водных объектов. Использование водных ресурсов озера для энергетики, орошения и на другие нужды привело к снижению уровня озера на 18,8 м, что вызвало серьезные отрицательные последствия для его экосистемы. В это же время усилилось влияние антропогенного загрязнения вследствие интенсификации хозяйственной деятельности на водосборной площади озера.

Комплексная гидроэкологическая оценка воздействия этих факторов (Оганесян, Парпаров, Симонян, 1977; Лимнологические и ихтиологические исследования оз. Севан, 1985; Оганесян, Парпаров, 1986; и др.) позволила выявить причины и расшифровать механизмы нарушения структурно-функциональной организации экосистемы оз. Севан. Установлено, что в олиготрофном горном озере вследствие совместного воздействия гидротехнического преобразования (понижение уровня) и влияния поступления сточных вод с водосборной площади произошла перестройка физико-химических и биологических процессов, приведшая к евтрофированию. В результате увеличилась концентрация азота при одновременном уменьшении концентрации фосфора, появилось «цветение» воды, вызываемое синезелеными водорослями, возросла биомасса и продукция фитопланктона, уменьшилась прозрачность воды, возникли анаэробные условия в гипolimнионе, в придонных слоях появился сероводород. Это повлекло за собой существенное ухудшение качества воды и рекреационного потенциала озера. Вследствие осушения прибрежной полосы биомасса макрофи-

тов сократилась на 90 %. Трансформация первичного звена трофической цепи сопровождалась перестройкой сообществ консументов — зоопланктона и зообентоса. Рыбопродуктивность также увеличилась, но изменился видовой состав — водоем из форелевого стал сиговым.

При экологической оценке воздействия техногенных факторов на экосистему оз. Севан большое внимание уделено изучению роли не только внутриводоемных процессов, но и всей водосборной площади. Всесторонний анализ материалов позволил установить механизм евтрофирования озера, разработать пути и конкретные мероприятия, направленные на замедление этого процесса и предотвращение его отрицательных последствий.

Евтрофирование оз. Севан обусловлено следующими причинами: а) вследствие изменения морфометрии озера увеличилась его зависимость от поступающих с водосборной площади биогенных веществ, количество которых возросло в связи с интенсификацией хозяйственной деятельности в бассейне; б) понижение уровня озера обусловило возможность вовлечения в круговорот биогенных элементов, накопленных и захороненных ранее в донных отложениях; в) гибель и последующее разложение пояса макрофитов явилось важным дополнительным источником биогенных элементов. Все это привело к нарушению естественного динамического равновесия в системе «вода — донные отложения» (Оганесян, 1987).

Для определения евтрофирования о. Севан необходимо принятие радикальных мер, направленных на устранение основных причин этого процесса, как внутри-, так и вневодоемных. Для регулирования внутриводоемных процессов следует уровень воды в озере поднять, как минимум, на 6 м (Оганесян, Парпаров, 1986). Для этого необходимо проведение крупных гидротехнических мероприятий по переброске стока рек бассейна Куры и Аракса в озеро, что также требует фундаментальной гидроэкологической оценки. Вневодоемные мероприятия включают обширный комплекс мер по уменьшению влияния биогенных и токсических веществ, поступающих с водосборной площади (в коммунальном хозяйстве, промышленности и сельскохозяйственном производстве региона). Эксплуатация природных ресурсов бассейна оз. Севан должна предусматривать жесткую гидроэкологическую оценку всех планируемых и проводимых хозяйственных мероприятий с целью восстановления и охраны природной, эстетической, рекреационной и хозяйственной ценности этого уникального водного объекта.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Экологическая оценка последствий крупномасштабного гидротехнического строительства — относительно новое направление, находящееся в стадии разработки. Поэтому пока не существует единой системы гидроэкологических оценок. В каждой стране применяются свои системы оценок с учетом специфики разрабатываемых проектов и особенностей физико-географических и климатических условий.

Оценка воздействия технических объектов на окружающую природную среду является сложной и многоплановой проблемой, которая так или иначе затрагивает почти все области интересов человека и может быть решена лишь на комплексном междисциплинарном уровне. Она должна включать изучение всех природных (физических, биологических), экономических и социальных факторов. Для эффективного решения вопросов, связанных с оценкой воздействия гидротехнического строительства на водные объекты, необходимо учитывать 2 обстоятельства: первое — тесную взаимосвязь различных областей знания, второе — профессионализм при разработке каждой из областей оценки с учетом ее специфических особенностей.

Экологическая оценка воздействия гидротехнического строительства на водные объекты обязательно должна включать все ее основные составляющие: качество воды, эколого-токсикологическую, радиоэкологическую, паразитологическую ситуации, рыбопродуктивность, биопомехи, охрану редких и важных в хозяйственном отношении представителей флоры и фауны, а также природных комплексов.

В нашей стране накоплены материалы по изучению экосистем рек, озер, водохранилищ, в том числе водохранилищ ГЭС, каналов, водоемов-охладителей энергетических объектов, приморских лиманов и других, и установлены основные закономерности их гидрохимического, гидробиологического режимов, качества воды, биопродуктивности, а также изучены изменения, которые происходят в них под воздействием гидротехнических и энергетических объектов. Эти данные могут быть достаточно надежной основой для экологической оценки. Следует подчеркнуть, что в связи со спецификой различных категорий водных объектов экологическая оценка воздействия должна выполняться специалистами гидроэкологами, работающими на них и обладающими достаточным опытом и знаниями.

Программа гидроэкологической оценки воздействия разрабатывается на основе общих положений для каждого конкретного случая отдельно с учетом особенностей экосистемы водного объекта и параметров гидротехнического строительства. В качестве важного условия, обеспечивающего эффективность оценки, необходимо определить основные факторы воздействия и выделить ключевые моменты.

Предпосылкой экологической оценки является прогноз изменений, которые вызовет строительство и эксплуатация технического объекта в структурно-функциональной организации гидроэкосистем. Непременным условием разработки достаточно удовлетворительного экологического прогноза является накопление многолетних репрезентативных материалов по изучению гидрологического, гидрохимического, гидробиологического режимов, эколого-токсикологической, радиоэкологической и паразитологической ситуаций водных объектов, подвергающихся прямому или косвенному воздействию гидротехнического и энергетического строительства. Прогноз должен основываться на исследованиях закономерностей изменения водных экосистем, расшифровке механизмов воздействия техногенных факторов, установлении связей абиотических и биотических параметров, их количественных характеристик. Как правило, в результате анализа исходной информации, имеющейся к моменту постановки задачи экологической оценки, обнаруживается, что собранных материалов недостаточно, и возникает необходимость организации дополнительных целенаправленных исследований. Особенно это касается количественных оценок воздействия техногенных факторов на экосистемы водоемов и водотоков.

Анализируя возможные последствия воздействия гидротехнического строительства на водные объекты, необходимо учитывать временной аспект. Ряд последствий проявляется в процессе строительства, другие — сразу после ввода технического объекта в эксплуатацию. Нельзя также не считаться с последствиями, которые возникают через некоторый, нередко весьма значительный промежуток времени (десяtkи лет): стабилизация гидрохимического и гидробиологического режимов, сукцессии биоценозов, перестройка промысловых стад рыб, зарастание мелководий, подъем уровня грунтовых вод на прибрежных территориях, динамика береговой линии и т. д.

Гидроэкологическая оценка воздействия и выполнение ее требований на каждом из этапов имеет свои особенности и необходимую степень детализации. Разработка гидроэкологической оценки является адаптивным процессом, поскольку всеобъемлющий детальный прогноз, особенно на отдаленную перспективу, не может быть выполнен сразу. Он требует проведения комплексных исследований и специальных проработок, которые необходимы для уточнения экологической оценки воздействия на водные объекты в соответствии с углублением и детализацией проектных технических решений.

В связи со сложностью и особой ответственностью выбора методов оценки воздействия технических объектов на водные экосистемы в этом процессе необходимо участие квалифицированных специалистов в различных областях, а также непосредственное знакомство с регионом. Формальный подход при использовании существующих и применен-

ных для других объектов методов, как правило, малоэффективен, а иногда может привести к существенным просчетам. Для каждого конкретного случая оценки воздействия должна быть разработана своя программа и выбраны адекватные методы ее реализации, исходя из особенностей технического объекта и водных экосистем, подвергающихся воздействию, а также времени, предоставленного на осуществление оценки. Последнее обстоятельство особенно важно в методическом плане. Поскольку нередко требуется выполнить оценку воздействия в сжатые сроки, то она производится ориентировочно. В последующем оценка воздействия детализируется и уточняется на основе углубления методических подходов и использования более точных методов.

Работа по гидроэкологической оценке воздействия должна постепенно путем анализа экологической ситуации региона, конструктивных и технологических параметров гидроузла во взаимосвязи с функциональными характеристиками водной экосистемы, основываясь на определении ключевых показателей и приоритетных воздействий, выделить главные, решающие экологические аспекты планируемого гидротехнического строительства. Только такой последовательный селективный подход на расчетной основе позволит произвести гидроэкологическую оценку в соответствии с поставленными целями и обеспечит разработку необходимого набора инженерно-экологических рекомендаций, обеспечивающих экологическое благополучие в регионе строительства.

Экологическая оценка воздействия должна начинаться на предпроектной стадии и продолжаться на всех стадиях проектирования: ТЭО, ТЭР, проект, рабочий проект, рабочая документация — с последовательным углублением и уточнением ее расчетных элементов. Следует подчеркнуть важность осуществления предпроектной экологической оценки воздействия гидротехнических объектов на водоемы и водотоки. Только экологическая оценка гипотез и концепций научно-технического отраслевого и регионального развития, включая создание гидротехнических объектов, позволит устранить недопустимые воздействия на окружающую природную среду и решить задачи охраны природы и рационального использования природных ресурсов (Лемешев, 1986). Своевременная оценка и четкое представление о возможных отрицательных последствиях гидротехнического строительства для водных экосистем дает возможность предотвратить или ограничить его негативное влияние и решить задачу оптимального природопользования.

На основе сформулированных выводов и гидроэкологических требований осуществляется сравнительная оценка и вырабатываются рекомендации по выбору вариантов строительства и технологии эксплуатации. Важным результатом гидроэкологической оценки является разработка новых вариантов, при которых воздействие гидротехнических объектов на водные экосистемы будет минимально, а хозяйственное использование — оптимально.

Наиболее эффективными являются пути управления воздействием, которые, во-первых, базируются на экосистемном подходе, предусматривающем учет всех последствий влияния технического объекта на

экосистему в целом, а не на отдельные ее компоненты; во-вторых, основываются на внутренних механизмах саморегуляции, свойственных экосистемам. Пути управления, действующие извне, как правило, требуют значительных дополнительных затрат и часто оказываются малоэффективными. Поэтому при разработке водоохранных комплексов на водных объектах, подвергающихся гидротехническому строительству, необходимо введение компенсирующих мероприятий по охране вод. Традиционные управления на прилегающих территориях, направленные на предотвращение поступления сточных вод, должны быть дополнены водоохранными управлениями в виде конструктивных и технологических параметров гидротехнического объекта, воздействующих на процессы формирования качества воды, а также водоохранными сооружениями в русле водотока или на акватории водохранилища.

В целевой функционал оптимизационно-имитационной модели управления качеством воды необходимо введение стоимостного функционала гидротехнического объекта. Это обусловлено принципиальным отличием данной задачи от расчета водоохранных мероприятий водного объекта без гидротехнического строительства, когда возможна отдельная оптимизация затрат на охрану вод на водосборной площади. При гидротехническом строительстве производится оптимизация общих затрат на водоохрану на водосборной площади и на создание и эксплуатацию соответствующего технического объекта, поскольку его конструктивные и технологические параметры, от которых существенно зависят процессы самоочищения и биологического загрязнения, выступают как внутриводоемные водоохранные мероприятия.

Деятельность по выполнению гидроэкологической оценки является непрерывным процессом, осуществляется до и после принятия решения о строительстве технического объекта. При строительстве и эксплуатации технических объектов следует предусмотреть необходимость составления программы надзора за реализацией рекомендаций, разработанных в составе экологической оценки для устранения неблагоприятных последствий их воздействия на водные экосистемы.

Эффективность экологической оценки и выработанных в ходе ее выполнения требований и рекомендаций зависит от творческого сотрудничества не только гидроэкологов и специалистов по охране вод, но и специалистов других областей знаний, участвующих в работе по оценке воздействия на водоемы и водотоки (географов, медиков, экономистов и др.), а также от постоянных контактов и обмена информацией с инженерами, осуществляющими проектирование и эксплуатацию гидротехнических и энергетических объектов, для совместного поиска согласованных оптимальных решений, отвечающих экологическим, инженерным, экономическим и социальным требованиям.

КЛАССИФИКАЦИИ КАЧЕСТВА ВОД

**Экологическая классификация
качества поверхностных вод суши**

Общая экологическая классификация качества поверхностных вод суши состоит из 2 соподчиненных ей частных классификаций: 1) по степени минерализации и ионного состава (табл. 1, 2); 2) эколого-санитарная — по всем иным репрезентативным гидрофизическим, гидрохимическим и гидробиологическим показателям (табл. 3) (Жукинский, Оксюк, Олейник, Кошелева, 1981).

Таблица 1. Классификация поверхностных вод суши по степени минерализации (солености), г/кг, или ‰

Пресные				Солоноватые				Соленые	
гипогалинные (гг)		олигогалинные (ог)		мезогалинные (мг)		полигалинные (пг)	эугалинные (эг)	ультрагалинные (уг)	
β	α	β	α	β					
Менее 0,10	0,11—0,50	0,51—0,75	0,76—1,00	1,01—5,00	5,01—18,00	18,01—30,00	30,01—40,00	Более 40,00	

Таблица 2. Классификация поверхностных вод суши по ионному составу (Алекин, 1948)

Клас-сы	Гидрокарбонатные (С)			Сульфатные (S)			Хлоридные (Cl)		
	Ca	Mg	Na	Ca	Mg	Na	Ca	Mg	Na

Типы I II III I II III I II III II III IV II III IV I II III II III IV II III IV I II III

Вследствие изменчивости и неравномерности влияния антропогенных факторов величины отдельных показателей качества воды в пробах, собранных в разное время и в разных местах водных объектов, очень изменчивы. Поэтому по многим ингредиентам может вода быть отнесена к разным разрядам и даже классам. Это вызывает затруднения при применении эколого-санитарной классификации поверхностных вод суши, в связи с чем возникает необходимость в разъяснении технических приемов использования принятого набора показателей при оценке качества воды в конкретных водоемах и водотоках.

Качество воды водного объекта или какой-либо отдельной его части наиболее полно характеризуется рядом наблюдений (многолетних, годовых, сезонных и др.) по минимальным, максимальным и преобладающим значениям эколого-санитарных

показателей раздельно. В качестве преобладающих выступают значения модального или нескольких смежных с ним классов (разрядов). Вместе с тем эколого-санитарную классификацию можно использовать также и для разовых наблюдений.

Методика применения эколого-санитарной классификации качества поверхностных вод состоит в том, что абсолютные значения предельных и преобладающих величин всех показателей разбивают на классы и разряды (табл. 4), затем группируют показатели по разрядам (табл. 5). На этой основе дают характеристику качества воды, которая может быть представлена в кратком или более развернутом виде.

В качестве примера дана характеристика качества воды советского участка Дуная (табл. 4—6). Обобщенная форма следующая: по величинам основных показателей вода изменяется от «чистой» до «загрязненной» (классы 2—4, или олиго- α -мезосапробная зона); преобладающие и максимальные значения эколого-санитарных показателей соответствуют классам 4 и 5 («загрязненная» и «грязная», или α -мезо-полисапробная зона); особенно это характерно для значений прозрачности воды, БПК₅, фосфора, содержания бактериопланктона и сапрофитных бактерий.

Более детальная характеристика качества воды записывается так: на советском участке Дуная преобладающие значения эколого-санитарных показателей качества воды изменяются в диапазоне «вполне чистая» (разряд 2б) — «умеренно загрязненная» (разряд 4а); по окисляемости вода чаще бывает «вполне чистой» (разряд 2б), по рН и кислороду — от «вполне чистой» (разряд 2б) до «слабо загрязненной» (разряд 3б), по нитратному азоту — «достаточно чистая» (разряд 3а), по фосфору — «умеренно загрязненная» (разряд 4а); по содержанию аммонийного азота и БПК₅ — «слабо или умеренно загрязненная» (разряды 3б и 4а); прозрачность воды и биомасса фитопланктона колеблется по сезонам от величин, характерных для «вполне чистых» вод (разряд 2б), до значений «умеренно или сильно загрязненных» вод (разряд 4а и 4б), а численность бактериопланктона и сапрофитных бактерий — от «достаточно чистых или слабо загрязненных» (разряды 3а и 3б) до «весьма грязных» (разряд 5а); по содержанию бактерий группы кишечной палочки и индексу сапробности (по фитопланктону) вода соответствует в большинстве случаев «достаточно чистой» — «слабо загрязненной» (разряды 3а и 3б, или β -мезосапробной зоне).

Минимальные величины эколого-санитарных показателей качества воды распределяются в основном в классе 2 — «чистая»: по содержанию биогенных и органических веществ, рН и биомассе фитопланктона вода характеризуется как «очень чистая» (разряд 2а), по прозрачности — как «вполне чистая» (разряд 2б). Вместе с тем наименьшие значения бактериологических показателей и индекса сапробности позволяют отнести эту воду к классу 3 — «удовлетворительной чистоты» (β -мезосапробная зона); численность бактерий группы кишечной палочки и сапрофитных, а также индекс сапробности соответствуют «достаточно чистым» (разряд 3а), численность бактериопланктона — «слабо загрязненным» водам (разряд 3б), а содержание кислорода и нитритного азота соответствует «предельно чистым водам» (класс 1).

По максимальным значениям эколого-санитарных показателей вода в реке оценивается от «умеренно загрязненной» — разряд 4а (содержание нитратного азота, кислорода, окисляемость, численность бактерий группы кишечной палочки, индекс сапробности) до «сильно загрязненной» — разряд 4б (содержание аммонийного, нитритного азота, БПК₅, биомасса фитопланктона) и соответствует α -мезосапробной зоне; по рН вода «слабо загрязненная» (разряд 3б); численность сапрофитных бактерий, прозрачность воды и содержание фосфора характерны для «весьма грязных» (разряд 5а), а численность бактериопланктона — даже «предельно грязных» вод (разряд 5б).

При необходимости однозначной оценки качества воды можно использовать метод перехода к ранговому показателю (Гавришова, 1981), суть которого в том, что градациям шкалы эколого-санитарной классификации качества воды присваиваются ранги 1—9. По мере загрязнения воды увеличиваются значения ранговой оценки разрядов. Таким образом, разряду 1 присваивается ранг 1, разряду 2а — 2, 2б — 3 и т. д. до разряда 5б, у которого наивысший ранг — 9. Метод ранговой обработки данных предусматривает вычисление суммы рангов по всем показателям, среднего значения ранга и перевод последнего в соответствующий разряд или смежные разряды (табл. 6).

Экологическая классификация качества поверхностных вод суши построена на экосистемном принципе. Это означает, что показатели состава и свойств воды, характеризующие ее природные качества, рассматриваются как индикаторы структурно-

Таблица 3. Эколого-санитарная классификация качества поверхностных вод суши

Класс	Разряд	Ранг	Гидрофизические показатели			
			Взвешенные вещества, мг/л (М)	Прозрачность (по диску Секки), м (П)	Цветность (по Pt-Co шкале), градусы (Ц)	pH
1 Предельно чистая	1 Предельно чистая	1	Менее 5	Более 3,00	Менее 10	7,0
2 Чистая	2a Очень чистая	2	5—9	0,75—3,00	10—20	6,5—6,9 7,1—7,5
	2б Вполне чистая	3	10—14	0,55—0,70	21—30	6,1—6,4 7,6—7,9
3 Удовлетворительной чистоты	3a Достаточной чистоты	4	15—20	0,45—0,50	31—40	5,9—6,0 8,0—8,1
	3б Слабо загрязненная	5	21—30	0,35—0,40	41—50	5,7—5,8 8,2—8,3
4 Загрязненная	4a Умеренно загрязненная	6	31—50	0,25—0,30	51—60	5,5—5,6 8,4—8,5
	4б Сильно загрязненная	7	51—100	0,15—0,20	61—80	5,3—5,4 8,6—8,7
5 Грязная	5a Весьма грязная	8	101—300	0,05—0,10	81—100	4,0—5,2 8,8—9,5
	5б Предельно грязная	9	Более 300	Менее 0,05	Более 100	Менее 4,0 Более 9,5

Таблица 4. Распределение эколого-санитарных показателей качества воды по разрядам (советский участок Дуная); многолетние данные

Показатель	Предельные		Преобладающие	
	величины	разряды	величины	разряды
П, м	0,1—0,7	2б—5а	0,2—0,6	2б—4б
pH	7,5—8,3	2а—3б	7,8—8,2	2б—3б
NH ₄ ⁺ , мг N/л	0,1—1,5	2а—4б	0,4—0,6	3б—4а
NO ₂ ⁻ , мг N/л	0—0,07	1—4б	0,01—0,02	3а—3б
NO ₃ ⁻ , мг N/л	0,1—2,0	2а—4а	0,8—1,0	3а
PO ₄ ³⁻ , мг P/л	0,01—0,32	2а—5а	0,10—0,20	4а
O ₂ , % насыщения	60—120	1—4а	70—90	2б—3б
ПО, мг O/л	2,5—10,5	2а—4а	5—6	2б
БО, мг O/л	7,5—38,8	2а—4а	14—18	2б
БПК ₅ , мг O ₂ /л	0,4—7,0	2а—4б	2,0—4,0	3б—4а
ФП, мг/л	0,1—20	2а—4б	1—10	2б—4а
БП, млн кл/мл	3,7—26,7	3б—5б	3,7—11,8	3б—5а
СБ, тыс. кл/мл	1,3—21,2	3а—5а	2,0—10,3	3а—5а
БГКП, тыс. кл/л	3,0—49,5	3а—4а	3,0—7,0	3а—3б
ИС	1,8—2,6	3а—4а	1,9—2,1	3а—3б

Трофические показатели

Гидрохимические

NH_4^+ , мг N/л	NO_2^- , мг N/л	NO_3^- , мг N/л	PO_4^{3-} , мг P/л	O_2 , % насыще- ния	перманганат- ная окисляе- мость, мг O/л (ПО)	бихромат- ная окис- ляемость, мг O/л (БО)
Менее 0,05	0	Менее 0,05	Менее 0,005	100	Менее 2,0	Менее 7
0,05—0,10	0,001—0,002	0,05—0,20	0,005—0,015	91—100	2,1—4,0	8—12
0,11—0,20	0,003—0,005	0,21—0,50	0,016—0,030	81—90	4,1—6,0	13—18
0,21—0,30	0,006—0,010	0,51—1,00	0,031—0,050	71—80	6,1—8,0	19—25
0,31—0,50	0,011—0,020	1,01—1,50	0,051—0,100	61—70	8,1—10,0	26—30
0,51—1,00	0,021—0,050	1,51—2,00	0,101—0,200	51—60	10,1—15,0	31—40
1,01—2,50	0,051—0,100	2,01—2,50	0,201—0,300	31—50	15,1—20,0	41—60
2,51—5,00	0,101—0,300	2,51—4,00	0,301—0,600	10—30	20,1—25,0	61—80
Более 5,00	Более 0,300	Более 4,00	Более 0,600	Менее 10	Более 25,0	Более 80

Таблица 5. Эколого-санитарные показатели качества воды, сгруппированные по разрядам (советский участок Дуная); многолетние данные

Минимальные значения		Преобладающие значения		Максимальные значения	
Разряд	Показатель	Разряд	Показатель	Разряд	Показатель
1	NO_2^- , O_2	2б	ПО, БО	3б	pH
2а	pH, NH_4^+ , NO_3^-	2б—3б	pH, O_2	4а	NO_3^- , O_2 , ПО
	PO_4^{3-} , ПО, БО,	2б—4а	ФП		БО, БГКП, ИС
	БПК ₅ , ФП				
2б	П	2б—4б	П	4б	NH_4^+ , NO_2^- ,
					БПК ₅
					ФП
3а	СБ, БГКП, ИС	3а	NO_3^-	5а	П, PO_4^{3-} , СБ
3б	БП	3а—3б	NO_2^- , БГКП,	5б	БП
			ИС		
		3а—5а	СБ		
		3б—4а	NH_4^+ , БПК ₅		
		3б—5а	БП		
		4а	PO_4^{3-}		

Класс	Разряд	Ранг	Трофические показатели				
			биохимическое потребление кислорода, мг О ₂ /л (БПК ₅)	Гидробиологические			
				биомасса фитопланктона, мг/л (ФП)	фитомасса нитчатых водорослей, кг/м ² (НВ)	валовая продукция фитопланктона, г О ₂ ·м ⁻² ·хсут ⁻¹ (А)	индекс самоочищения, самозагрязнения, сут (А/В)
1 Предельно чистая	1 Предельно чистая	1	Менее 0,4	Менее 0,1	Менее 0,1	Менее 1,50	1,0
2 Чистая	2а Очень чистая	2	0,4—0,7	0,1—0,5	0,1—0,2	1,55—3,00	1,0
	2б Вполне чистая	3	0,8—1,2	0,6—1,0	0,3—0,5	3,05—4,50	0,9 1,1
3 Удовлетворительной чистоты	3а Достаточно чистая	4	1,3—1,6	1,1—2,0	0,6—1,0	4,55—6,00	0,8 1,2
	3б Слабо загрязненная	5	1,7—2,1	2,1—5,0	1,1—1,5	6,05—7,50	0,7 1,3—1,5
4 Загрязненная	4а Умеренно загрязненная	6	2,2—4,0	5,1—10,0	1,6—2,0	7,55—9,00	0,6 1,6—2,0
	4б Сильно загрязненная	7	4,1—7,0	10,1—50,0	2,1—2,5	9,05—10,50	0,5 2,1—2,5
5 Грязная	5а Весьма грязная	8	7,1—10,0	50,1—100,0	2,6—3,0	10,55—12,00	0,2—0,4 2,6—5,0
	5б Предельно грязная	9	Более 10,0	Более 100	Более 3,0	Более 12,00	Менее 0,2 Более 5,0

Т а б л и ц а 6. Обобщенная эколого-санитарная оценка качества воды (советский участок Дуная); многолетние данные

Значения	Количество показателей	Сумма рангов	Среднее значение ранга	Разряд качества воды	Зона сапробиости
Минимальные	15	38	2,53	2а—2б «очень чистая — вполне чистая»	α-β-олигосапробная
Преобладающие	15	72,5	4,83	3а—3б «достаточно чистая — слабо загрязненная»	β'-β''-мезосапробная
Максимальные	15	102	6,80	4а—4б «умеренно загрязненная — сильно загрязненная»	α'-α''-мезосапробная

функционального состояния водных экосистем. Большинство этих показателей характеризуют не только качество воды, но одновременно и трофность водных объектов, если судить о ней по водной массе. Поэтому все гидрхимические и гидробиоло-

Бактериологические показатели			Биоиндикация сапробности	
численность бактерио- планктона, млн кл/мл (БП)	численность сапрофитных бактерий, тыс. кл/мл (ГБ)	численность бактерий группы кишечной палоч- ки, тыс. кл/л (ВГКП)	индекс са- пробности (ИС)	наименование зон сапробности
Менее 0,3	Менее 0,1	Менее 0,003	Менее 0,5	Ксеносапробная
0,3—0,5	0,1—0,5	0,003—0,5	0,5—1,0	β-олигосапробная
0,6—1,5	0,6—1,0	0,6—2,0	1,1—1,5	α-олигосапробная
1,6—2,5	1,1—3,0	2,1—6,0	1,6—2,0	β' } β-мезосапробная
2,6—5,0	3,1—5,0	6,1—10,0	2,1—2,5	β'' }
5,1—7,0	5,1—7,0	11,0—50,0	2,6—3,0	α' } α-мезосапробная
7,1—10,0	7,1—10,0	51,0—100,0	3,1—3,5	α'' }
10,1—20,0	10,1—100,0	110,0—1000,0	3,6—4,0	β-полисапробная
Более 20,0	Более 100,0	Более 1000,0	Более 4,0	α-полисапробная

гические показатели эколого-санитарной классификации качества вод объединены под рубрикой «Трофические показатели» и в пределах соответствующих классов и разрядов согласуются с бактериологическими показателями и индексами сапробности, которые также характеризуют не только качество воды, но и трофность водного объекта. В значительной степени эколого-санитарная классификация качества вод согласуется с классификацией трофности пресных водоемов по первичной продукции В. В. Бульона (1978) и биогидрохимическими классификациями озер и водохранилищ И. В. Баранова (1982). Поэтому 5 классов качества вод в экологической классификации могут ориентировочно характеризовать соответствующие (в порядке возрастания) уровни трофности: 1 — олиготрофность, 2 — мезотрофность, 3 — евтрофность, 4 — политрофность, 5 — гипертрофность.

Классификация качества вод, принятая водохозяйственными органами стран — членов СЭВ

Данная классификация систематизирует качество поверхностных вод на основе определенных критериев (Единые критерии качества вод, 1982; Водохранилища и их воздействие на окружающую среду, 1986). Нормативы качества вод — это допустимые (предельные) величины показателей физико-химического состава и биологического состояния вод и их свойства, отвечающие требованиям различных потребителей.

Приняты 2 вида классификации воды: с позиции экологического благополучия и пригодности воды для использования. При классификации первого вида (табл. 7, 8) вводятся следующие классы качества воды: I — очень чистая; II — чистая; III — очень незначительно загрязненная; IV — незначительно загрязненная; V — сильно загрязненная; IV — очень загрязненная. Второй вид классификации (табл. 9)

Т а б л и ц а 7. Нормативы качества поверхностных проточных вод с экологических позиций

Показатель	Класс качества воды					
	I	II	III	IV	V	VI
<i>А. Общезфизические показатели и показатели неорганических веществ</i>						
Температура, °С	<20	25	25	30	30	>30
pH	6,5—8,0	6,5—8,5	6,5—8,5	6,0—8,5	6,0—9,0	6,0—9,0
Растворенный кислород, мг/л	>8	6	5	4	2	<2
Насыщенность кислородом, %	>90	75	60	40	20	<20
Удельная электропроводность, мк С/см	>400	700	1100	1300	1600	≥1600
Общее количество растворенного вещества, мг/л	<300	500	800	1000	1200	>1200
Общее количество взвешенных веществ, мг/л *	<20	30	50	100	200	>200
Общая жесткость, Н°	<15	20	30	40	50	>50
Хлориды, мг/л	<50	150	200	300	500	>500
Сульфаты, мг/л	<50	150	200	300	400	>400
Железо (общее количество), мг/л	<0,5	1	1	5	10	>10
Марганец (общее количество), мг/л	<0,05	0,1	0,3	0,8	1,5	>1,5
Аммоний N, мг/л	<0,1	0,2	0,5	2,0	5,0	>5,0
Нитриты N, мг/л	<0,002	0,005	0,02	0,05	0,1	>0,1
Нитраты N, мг/л	<1	3	5	10	20	>20
Фосфаты PO ₄ , мг/л	<0,025	0,2	0,5	1,0	2,0	>2,0
Общий фосфор PO ₄ , мг/л	<0,05	0,4	1,0	2,0	3,0	>3,0
<i>Б. Общие показатели органических веществ</i>						
Химическая потребность в кислороде (перманганатная), мг O ₂ /л	<5	10	20	30	40	>40
Химическая потребность в кислороде (бихроматная), мг O ₂ /л	<15	25	50	70	100	>100
Биохимическая потребность в кислороде (БПК ₅), мг O ₂ /л	<2	4	8	15	25	>25
Органический углерод, мг/л	<3	5	8	12	20	>20
Экстрагируемые вещества, мг/л **	<0,2	0,5	1,0	3,0	5,0	>5,0

Показатель	Класс качества воды					
	I	II	III	IV	V	VI

Органический азот, мг/л	<0,5	1,0	2,0	5,0	10,0	>10,0
-------------------------	------	-----	-----	-----	------	-------

В. Показатели неорганических промышленных загрязняющих веществ

Ртуть, мкг/л	<0,1	0,2	0,5	1	5	>5
Кадмий, мкг/л	<3	5	10	20	30	>30
Свинец, мкг/л	<10	20	50	100	200	>200
Мышьяк, мкг/л	<10	20	50	100	200	>200
Медь, мкг/л	<20	50	100	200	500	>500
Хром (общее количество), мкг/л	<20	50	100	200	500	>500
Хром (3 ⁺), мкг/л	<20	100	200	500	1000	>1000
Хром (6 ⁺), мкг/л	0	20	20	50	100	>100
Кобальт, мкг/л	<10	20	50	100	500	>500
Никель, мкг/л	<20	50	100	200	500	>500
Цинк, мкг/л	<0,2	1,0	2,0	5,0	10,0	>10,0
Легко освобождаемые цианиды, мг/л	0	0	0,05	0,1	0,2	>0,2
Общее количество цианидов, мг/л	0	0	0,5	1,0	2,0	>2,0
Фториды, мг/л	<0,2	0,5	1,0	1,5	3,0	>3,0
Свободный хлор, мг/л	0	0	0	0,05	0,1	>0,1
Сульфиты, мг/л	0	0	0	0,01	0,02	>0,02

Г. Показатели органических промышленных загрязняющих веществ

Анионоактивные детергенты, мг/л	0	0,5	1,0	2,0	3,0	>3,0
Фенолы летучие, мг/л	<0,002	0,01	0,05	0,1	1,0	>1,0
Производные нефти, мг/л	0	0,05	0,1	0,3	1,0	>1,0

Д. Биологические показатели

Сапробность (индекс Пантле-Букка)	<1,0	1,5	2,5	3,5	4,0	>4,0
Модификация Сладчека	Ксено	Олиго	Бета-мезо	Альфа-мезо	Поли	Гипер
Коли-титр (фекального типа)	1	0,1	0,01	0,001	0,001	<0,001
Общая численность микроорганизмов	<5 · 10 ⁵	<10 ⁶	<3 · 10 ⁶	<5 · 10 ⁶	<10 ⁷	>10 ⁷

Показатель	Класс качества воды					
	I	II	III	IV	V	VI
Снижение интенсивности биохимической трансформации ***	0	0	<10 %	<30 %	<70 %	>70 %

Примечания. 1. Приведенные нормативы показателей, не нормируемых в отдельных странах (органический азот, общий фосфор, численность микроорганизмов и др.), следует рассматривать как ориентировочные. 2. Для стран, где фоновое содержание отдельных показателей значительно ниже приведенных в табл. 7, возможны свои градации величин этих показателей. 3. Предлагаемые величины биогенных элементов разработаны с учетом возрастающих масштабов евтрофирования поверхностных вод. 4. Показатели тяжелых металлов разработаны согласно экспериментальным данным по способности их накапливаться в гидробионтах и отрицательно влиять на экосистему, а также с учетом достижений в области химического анализа качества вод.

* Значения, полученные при резком изменении расхода воды, следует исключить. При определении взвешенных веществ естественного происхождения необходим индивидуальный подход. ** Экстракция с помощью четыреххлористого углерода. Гравиметрическое измерение. *** Унифицированные методы исследования качества вод. Методы биологического анализа вод.— М., 1976. — Ч. 3.

Таблица 8. Показатели и нормативы качества непроточных вод

Показатель	Период, место отбора проб	Класс качества воды					
		I	II	III	IV	V	VI
Средний процент насыщения воды кислородом *	Пик летней стагнации, гипolimнион	≥60	≥20	≥10	≥0	0	0
Содержание растворенного кислорода *, мг O ₂ /л	Пик летней стагнации, у дна	≥4	≥2	≥1	≥0	0	0
ХПК (биохимическая), мг O ₂ /л **	Пик летней стагнации, слой эпилимниона	≤10	≤20	≤30	≤50	≤100	>100
Фосфаты PO ₄ , мг/л	Весенняя циркуляция, поверхностный слой	≤0,01	≤0,02	≤0,04	≤0,08	≤0,1	>0,1
Общий фосфор, мг/л **	Весенняя циркуляция и летняя стагнация (среднее значение), поверхностный слой	≤0,025	≤0,05	≤0,1	≤0,2	≤0,3	>0,3
Азот неорганический, мг/л	Весенняя циркуляция, поверхностный слой	≤0,1	≤0,2	≤0,4	≤0,8	≤1,0	>1,0
Общий азот, мг/л **	Весенняя циркуляция и летняя стагнация (среднее значение), поверхностный слой	≤0,5	≤1,0	≤1,5	≤2,0	≤5,0	>5,0

Показатель	Период, место отбора проб	Класс качества воды					
		I	II	III	IV	V	VI
Удельная электропроводность, мк/см	Весенняя циркуляция, поверхностный слой	150	250	300 ***	500	1000	1000
Хлорофилл <i>a</i> , мг/м ³	Весенняя циркуляция и летняя стагнация (среднее значение), поверхностный слой	3	8	15	30	60	60
Сухая масса сестона, определенная весовым методом, мг/л	То же	2	4	8	15	30	30
Прозрачность по диску Секки, м	Весенняя циркуляция и летняя стагнация (среднее значение)	6	4	2	1	0,5	0,5
Местные биологические наблюдения	Круглый год, целое озеро	Применять согласно принятой в стране практике биологического анализа					

Примечания. 1. Приведены наиболее распространенные апробированные показатели. Показатели содержания тяжелых металлов, нефтепродуктов, поверхностно-активных веществ, коли-титр, отношение продукции фитопланктона к деструкции и др. после уточнения могут быть включены в состав используемых показателей.

* Только для стратифицированных озер. ** Пробы сырой воды без предварительной подготовки. *** Возможны чистые водоемы с более высокими показателями электропроводности.

Таблица 9. Качество вод, используемых для различных целей

Показатель	Величина	
	желательная	допустимая

1. Воды, используемые для питьевого водоснабжения

Г р у п п а А

Температура *1 °С	15	20
pH *2	6,5—8,5	6,5—8,5
Общее количество растворенных веществ, мг/л	400	800
Жесткость общая *3 (H°)	15	20
Хлориды, мг/л	100	300
Сульфаты, мг/л	100	400
Железо (общее), *4 мг/л	0,3	0,5
Марганец (общий) *4, мг/л	0,05	0,1
Аммоний N, мг/л	0,05	1,0
Нитриты N *5, мг/л	0	0,002
Нитраты N *5, мг/л	5	10

Показатель	Величина	
	желательная	допустимая
Г р у п п а Б		
ХПК (перманганатная), мг O ₂ /л	5	10
ХПК (бихроматная), мг O ₂ /л	15	25
БПК ₅ , мг O ₂ /л	3—4	5
Экстрагируемые вещества, ССl ₄ *1, мг/л	0,2	0,5
Г р у п п а В		
Ртуть, мкг/л	—	1
Кадмий, мкг/л	—	10
Свинец, мкг/л	—	50
Мышьяк, мкг/л	—	50
Медь, мкг/л	—	1000
Хром (общий) *6, мкг/л	—	—
Никель, мкг/л	—	100
Цинк, мг/л	—	5
Легко освобождаемые цианиды, мг/л	—	0,05
Общее количество цианидов *6, мг/л	—	—
Фториды, мг/л	1,0	1,5
Г р у п п а Г		
Анионоактивные детергенты *6, мг/л	—	—
Летучие фенолы *6, мг/л	—	—
Производные нефти *6, мг/л	—	—
Специфические показатели		
Цветность, мг Pt/л	10	20—30
Запах *8	—	—
Барий, мг/л	0,1	1,0—4,0
Бор, мг/л	0,5	1,0
Селен, мкг/л	—	10,0
Серебро, мкг/л	—	50,0
Ванадий, мкг/л *6	—	—
II. Воды, используемые в сельском хозяйстве для орошения		
Г р у п п а А *7		
pH *8	6,0—8,5	5,0—9,0
Общее количество растворенных веществ, мг/л	500	1200
Хлориды, мг/л	300	400
Железо (общее), мг/л	1,5	10
Марганец (общий), мг/л	0,2	0,8
Г р у п п а В *9, 10, 11		
Ртуть, мкг/л	5	5
Кадмий, мкг/л	—	30
Свинец, мкг/л	—	200
Мышьяк, мкг/л	—	200
Медь, мкг/л	—	500

Показатель	Величина	
	желательная	допустимая
Хром (общий), мкг/л	—	500
Кобальт, мкг/л	—	500
Никель, мкг/л	—	500
Цинк, мг/л	—	10
Фториды, мг/л	1,5	—

Группа Г

Специфические показатели

Процентный эквивалент натрия *12	35	45
Алюминий, мг/л	—	20
Бериллий, мкг/л	—	200
Бор, мг/л	0,5	1,0
Литий, мг/л *9	0	2,0
Молибден, мкг/л	—	50
Селен, мкг/л	—	20
Ванадий, мкг/л	—	1000

III. Величины показателей качества вод, обеспечивающих сохранение ихтиофауны проточных вод

Группа А

Температура, °С	—	28
Максимальная летняя температура для разведения рыб семейства лососевых, °С	—	20
pH *13	6,5—8,0	6,5—8,5
Количество растворенного O ₂ *14, мг/л	>6,0	4,0
То же для рыб семейства лососевых, мг/л	—	6,0
Общее количество растворенного вещества, мг/л	400	800
Общее количество взвешенных веществ *15, мг/л	—	—
Железо (общее) *15, мг/л	—	—
Аммоний N *16, мг/л	0,1	0,5
Фосфаты PO ₄ *16, мг/л	0,05	0,2
Общий фосфор PO ₄ *16, мг/л	0,1	0,5

Группа Б *16

ХПК (бихроматная), мг O ₂ /л	<15	25
БПК ₅ *15 мг O ₂ /л	<2	3
Органический углерод, мг/л	<2	6
Органический азот, мг/л	—	2

Группа В

Ртуть, мкг/л	—	0,2—1,0
Кадмий, мкг/л	—	5
Свинец, мкг/л	—	100
Мышьяк, мкг/л	—	50
Медь *15, мкг/л	—	—
Хром (общий) *15, мкг/л	—	—
Никель, мкг/л	—	—

Показатель	Величина	
	желательная	допустимая
Цинк *15, мг/л	—	—
Легкоосвобождаемые цианиды, мг/л	—	0,002
Общее количество цианидов, мг/л	—	0,02—0,05
Г р у п п а Г		
Анионоактивные детергенты *15, мг/л	—	0,1—0,5
Летучие фенолы *15, мг/л	—	0,01
Производные нефти, мг/л	—	0,05
IV. Воды, используемые для животноводства (водопой)		
Г р у п п а А		
pH	6,5—8,5	6,5—9,0
Общее количество растворенных веществ, мг/л	600	2000
Аммоний N, мг/л	0,2	0,5
Нитриты N, мг/л	0,01	0,02
Нитраты N, мг/л	5	10
Г р у п п а В		
Ртуть, мкг/л	—	1
Кадмий, мкг/л	—	30
Свинец, мкг/л	—	100
Мышьяк, мкг/л	—	50
Медь, мкг/л	—	1000
Хром (общий), мкг/л	—	100
Кобальт, мкг/л	—	1000
Никель, мкг/л	—	1000
Цинк, мг/л	—	25
Легко освобождаемые цианиды, мг/л	—	0,02
Цианиды (общие), мг/л	—	0,5
Г р у п п а Г		
Анионоактивные детергенты, мг/л	—	0,5
Летучие фенолы, мг/л	—	0,01
Производные нефти, мг/л	—	0,05
Специфические показатели		
Алюминий, мг/л	—	10
Бор, мг/л	—	5
Селен, мкг/л	—	50
Ванадий, мкг/л	—	200

Примечания. Наличие других специфических веществ, не указанных в таблице, в том числе пестицидов, определяется с учетом национальных стандартов. Для веществ, имеющих физиологическое значение, желательная концентрация устанавливается согласно гигиеническим рекомендациям.

*1 — Рекомендуемые величины в зависимости от климатических условий отдельных стран могут отклоняться от этих значений.

*2 — Допустимы и величины pH 6,0—9,0, если они характерны для естественного состояния вод.

*3 — Единица измерения жесткости в отдельных странах будет изменена в связи с введением новой системы измерения.

*4 — При более сложной водоподготовке допустимая величина может быть более высокой.

*5 — Предварительная величина, требующая уточнения.

*6 — Допустимая величина устанавливается согласно национальным стандартам.

*7 — В связи с тем, что желаемые и допустимые величины показателей группы А в значительной степени зависят от типа почвы, вида возделываемых культур и технологии орошения, они должны рассматриваться дифференцированно в зависимости от конкретных условий.

*8 — Для орошения щелочных почв могут быть использованы воды, имеющие рН менее 6,0.

*9 — При ином принципе нормирования указанных соединений в отдельных странах могут быть применены национальные стандарты.

*10 — Целесообразно оценивать пригодность воды для орошения также на основе опытов по определению их токсичности для растений.

*11 — Величина показателей группы В определяется на основе сельскохозяйственных рекомендаций.

*12 — Процентный эквивалент натрия — эквивалент натрия, выражаемый в процентах общего эквивалента катионов. Предельные величины могут быть изменены в зависимости от типа почв, общей минерализации и состава присутствующих анионов.

*13 — В отдельных странах допустимая величина рН в зависимости от природных условий может быть более низкой.

*14 — Предельно допустимые величины растворенного кислорода, по желанию отдельных стран, могут быть выражены не только в миллиграммах, но и в процентах.

*15 — Нормативы устанавливаются согласно национальным стандартам.

*16 — В ряде случаев более высокие концентрации аммония, фосфатов и общего фосфора, а также показатели группы В не влияют отрицательно на иктиофауну.

предусматривает 3 степени качества вод: 1-я — вода пригодная; 2-я — допустимая при соответствующих методах обработки; 3-я — непригодная. Несоответствие хотя бы одного показателя данного класса нормативным величинам является причиной ее перевода в более низкий класс.

* * *

Сопоставление характеристик качества воды Дуная по эколого-санитарной классификации и классификации СЭВ с позиций экологического благополучия показывает, что использование последней занижает оценку степени загрязнения как по большинству отдельных ингредиентов, так и по обобщенным показателям (табл. 10).

Т а б л и ц а 10. Сопоставительная оценка качества воды Дуная на советском участке по эколого-санитарной классификации качества вод (1) и нормативам качества поверхностных проточных вод с экологических позиций (2)

Показатель	Минимальные (наилучшие)			Преобладающие				Максимальные (наихудшие)		
	величины	классы		величины	классы		величины	классы		
		1	2		1	2		1	2	
рН	7,5	2	1	7,8—8,2	2—3	1—2	8,3	3	2	
NH ₄ ⁺ , мг N/л	0,1	2	1	0,4—0,6	3—4	2—4	1,5	4	4	
NO ₂ ⁻ , мг N/л	0	1	1	0,01—0,02	3	3	0,07	4	5	
NO ₃ ⁻ , мг N/л	0,1	2	1	0,8—1,0	3	1	2,0	4	2	
PO ₄ ³⁻ , мг P/л	0,01	2	1	0,1—0,2	4	2	0,32	5	3	
O ₂ % насыщения	120	1	1	70—90	2—3	2	60	4	3	
ПО, мг O/л	2,5	2	1	5—6	2	1—2	10,5	4	3	
БО, мг O/л	7,5	2	1	14—18	2	1—2	38,8	4	3	
БПК ₅ , мг O ₂ /л	0,4	2	1	2,0—4,0	3—4	2	7,0	4	3	
ИС	1,8	3	3	1,9—2,1	3	3	2,6	4	4	
БП, млн кл/мл	3,7	3	4	3,7—11,8	3—5	4—5	26,7	5	6	
БГКП, тыс. кл/л	3,0	3	1	3,0—7,0	3	1—2	49,5	4	3	
В среднем	—	2	1	—	3	2	—	4	3	
Общая оценка качества воды	Чис-тая	Очень чистая		Удов-летвори-тель-ной чис-тоты	Чис-тая	—	За-гряз-нен-ная	Очень незна-читель-ная	но за-гряз-ненная	

ПРИМЕР РАСЧЕТА РК, БПК_{полн} И БИОМАССЫ ФИТОПЛАНКТОНА В ИСКУССТВЕННЫХ ВОДОТОКАХ

Расчет выполнен на примере канала Днепр — Донбасс. Расчетный период — август 1985 г., условия квазистационарные. Из головного водосточника — Днепродзержинского водохранилища — в искусственный водоток поступает фитопланктон, в котором доминируют синезеленые водоросли. Исходные данные по качеству воды: $C_{БПК} = 3,3 \text{ г O}_2/\text{м}^3$, $C_{РК} = 6,9 \text{ г O}_2/\text{м}^3$, $C_{B_{1B}} = 1,8 \text{ г/м}^3$.

Канал разбивают на расчетные участки, границами которых являются насосные станции. Составляют характеристики абиотической части участков (табл. 11), вычисляют параметры биотической части канала (табл. 12) по расчетным участкам на основе соотношений раздела 3.3.2, ссылки на которые указаны в табл. 12.

Т а б л и ц а 11. Параметры абиотической части экосистемы канала Днепр — Донбасс на расчетных участках (1—9)

Параметры	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
I	23 100	20 900	18 200	13 800	28 000	14 400	14 000	18 000	11 000	9000
v_x	0,24	0,24	0,24	0,24	0,24	0,24	0,24	0,24	0,24	0,24
χ	59,9	58,6	59,2	58,6	60,1	59,2	58,6	59,8	58,0	59,2
ω	187,1	172,0	177,6	172,0	190,0	177,6	172,0	183,8	166,1	177,6
h	4,65	4,40	4,50	4,40	4,70	4,50	4,40	4,60	4,30	4,50
$h_{кк}$	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0
$h_{э}$	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0
ω_3	5,85	4,70	1,66	10,14	8,68	1,44	21,30	5,90	1,1	6,6
χ_{21}	29,9	29,3	47,4	51,6	51,3	47,4	41,0	41,8	43,5	47,4
χ_{22}	0,42	0,32	0,10	—	—	—	—	—	4,2	—
χ_{23}	30,0	29,3	11,8	7,0	9,1	11,8	17,6	8,0	14,5	11,8
η_{21}	0,50	0,50	0,80	0,80	0,80	0,80	0,70	0,70	0,75	0,80
η_{22}	0,30	0,20	0,10	—	—	—	—	—	0,60	—
η_{23}	0,5	0,5	0,2	0,12	0,15	0,20	0,30	0,30	0,25	0,20
k_{f1}	0,46	0,46	0,46	0,46	0,46	0,46	0,46	0,46	0,46	0,46

Примечание. Размерность см. приложение 1.

Расчеты производили последовательно для каждого расчетного участка. На основе исходных данных — значений $C_{БПК}$, $C_{РК}$, $C_{B_{1B}}$ — в начальном створе нулевого участка и материалов табл. 11 вычисляли значения $C_{БПК}$, $C_{РК}$ и $C_{B_{1B}}$ для конечного створа нулевого участка, которые принимали в качестве исходных для расчетов 1-го участка. При этом величину $C_{B_{1B}}$ корректировали, учитывая влияние насосной станции, разделяющей участки, по экспоненте 23. Затем процедуру повторяли для 2-го и последующих участков.

Полученные расчетные значения (табл. 12) сопоставляли с натурными измерениями качества воды в канале Днепр — Донбасс в расчетный период; это позволило определить, что погрешность системы расчетов составляет 10—20 %.

Таблица 12. Параметры биотической части экосистемы канала Днепр — Донбасс и расчетные значения $C_{\text{БПК}}$ и $C_{\text{В1В}}$ на границах расчетных участков (1—9)

Параметры	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Источник расчета параметров (номер формулы)
$B_{1В}$	1,80	0,88	0,42	0,41	0,46	0,50	0,47	0,59	0,68	0,75	Исходные данные, расчет
a_1	0,19	0,26	1,06	1,06	1,08	1,08	1,04	1,03	0,90	0,90	3.15
$r_{1В}$	0,12	0,09	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	3.23
$k_{1Г}$	0,18	0,20	0,20	0,20	0,20	0,21	0,21	0,20	0,20	0,20	3.25; 3.26
ξ	0,21	0,21	0,18	0,18	0,18	0,18	0,18	0,18	0,18	0,18	Исходные данные
P_1	-0,47	-0,26	0,14	0,14	0,09	0,04	0,20	0,21	0,22	0,19	3.1; 3.12; 3.28
\bar{B}_{21}	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	Исходные данные 3.33
a_{21}	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	3.34
$r_{21В}$	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	3.37
$k_{21Г}$	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17	$k_{1Г}$
P_{21}	-0,09	-0,06	-0,05	-0,10	-0,08	-0,08	-0,08	-0,08	-0,08	-0,08	3.35; 3.40; 3.1
B_{22}	400	800	250	0	0	0	0	0	1200	0	Исходные данные
a_{22}	0,017	0,017	0,017	0,017	0,017	0,017	0,017	0,017	0,017	0,017	3.42
r_{22}	0,004	0,004	0,004	0,004	0,004	0,004	0,004	0,004	0,004	0,004	3.44
P_{22}	0,01	0,02	0,003	0	0	0	0	0	0,039	0	3.43; 3.45; 3.1
\bar{B}_{23}	4800	2150	2600	1700	1000	1300	1300	2200	1750	1750	3.50
P_{23}	-0,42	-0,20	-0,01	-0,01	-0,01	-0,02	-0,04	-0,03	-0,03	-0,03	3.48
B_{34}	0,21	0,35	0,18	0,28	0,22	0,13	0,35	0,18	0,17	0,15	Исходные данные
a_{34}	2,4	1,6	2,6	2,0	2,4	3,1	1,6	2,7	2,8	2,9	3.60
r_{34}	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	3.62
$k_{34Г}$	0,80	1,06	1,32	1,26	1,30	1,22	1,09	1,30	1,2	1,2	3.64; 3.65
P_{34}	-0,07	-0,02	-0,02	-0,10	-0,10	-0,02	-0,07	-0,05	-0,01	-0,06	3.59; 3.66; 3.1
$C_{\text{БПК}}$	3,30	2,38	2,01	2,05	2,02	1,91	1,85	1,90	1,92	2,09	
$C_{\text{ПК}}$	6,90	6,48	6,45	6,90	7,07	7,32	7,43	7,56	7,74	8,00	
$C_{\text{В1В}}$	1,80	0,88	0,42	0,41	0,46	0,50	0,47	0,59	0,68	0,75	

Примечания. 1. В рассмотренном примере подсистемы $i = 31$, $i = 32$, $i = 33$ в расчете не учитывались ввиду незначительности их в составе общей продукционно-деструкционной характеристики водной экосистемы данного объекта. 2. Размерность см. в приложении 3; a_i, r_i, k_i, P_i — 10^{-5} .

ПРИМЕРЫ РАСЧЕТОВ ПОТЕНЦИАЛЬНОЙ И ПРОМЫСЛОВОЙ РЫБОПРОДУКТИВНОСТИ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

1. Ориентировочный расчет промысловой и потенциальной рыбопродуктивности по уровню первичной продукции фитопланктона (на примере Днепровско-Бугского лимана).

Уровень годовой первичной продукции на акватории Днепровско-Бугского лимана, судя по данным за 1981—1984 гг., колеблется в пределах 500—750 г С · м⁻² · год⁻¹, т. е. является типичным гиперевтрофным водоемом (Жукинский, Журавлева, Иванов и др., 1989). Используя коэффициент 11,3 (Бульон, 1983), годовую первичную продукцию можно пересчитать на килокалории, что будет составлять 5700—8500 ккал/м², в среднем 7100 ккал/м². Ориентировочные величины промысловой рыбопродуктивности (по уловам) определяем по минимальной (5700 ккал/м²) и средней (7100 ккал/м²) годовой первичной продукции, исходя из того, что высокий уровень первичной продукции в Днепровско-Бугском лимане бывает сравнительно редко, а сопряженное с ним обильное «цветение» воды, вызываемое синезелеными водорослями, отрицательно влияет на промысловые запасы рыб, вызывая иногда их летние заморы.

Ожидаемые величины удельной промысловой рыбопродуктивности рассчитываются по уравнению (3.100) следующим образом: $P_{p-реал}^I = (1,8 \pm 0,9) \cdot 10^{-3} \times 5700 = 5,2 - 15,4$ ккал · м⁻² · год⁻¹, в среднем 10,3 ккал/м², или же 52—154 кг/га, в среднем 103 кг/га; $P_{p-реал}^{II} = (1,8 \pm 0,9) \cdot 10^{-3} \cdot 7100 = 6,4 - 19,2$ ккал · м⁻² · год⁻¹, в среднем 12,8 ккал/м², или же 64—192 кг/га, в среднем 128 кг/га. В 1976—1979 гг. средняя промысловая рыбопродуктивность водоемов Днепровско-Бугской устьевой области составила 55,8 кг/га (Романенко, Окснюк, Жукинский и др., 1984), что близко к минимальным расчетным величинам. В 1931—1940 гг. в Днепровско-Бугской устьевой области величина промысловой рыбопродуктивности составляла 72—80 кг/га, причем только за счет естественного воспроизводства (Романенко, Окснюк, Жукинский и др., 1984). Эта реальная величина приближается к средней минимальной величине расчетной промысловой рыбопродуктивности (103,0 кг/га).

Максимальные величины расчетной промысловой рыбопродуктивности (154—192 кг/га) свидетельствуют о наличии больших резервов, которые при сложившейся системе ведения рыбного хозяйства (интенсивность промысла, масштабы естественного и искусственного воспроизводства рыбных запасов) не используются. К этим резервам, по-видимому, можно отнести необлавливаемую часть промысловых стад малоценных видов и недоступную промыслу часть ценных видов, учитывая, однако, то обстоятельство, что величины расчетной промысловой рыбопродуктивности, соответствующие всей Днепровско-Бугской устьевой области, должны быть сравнительно ниже таковых, соответствующих только Днепровско-Бугскому лиману.

Для расчета потенциальной рыбопродуктивности Днепровско-Бугского лимана считаем, что коэффициент изъятия рыб (k_p) в нем равен 0,3. Эта величина k_p близка к истинной, поскольку рыбный промысел в этом водоеме довольно интенсивен.

$$P_{p-потенц}^I = \frac{103}{0,3} = 343 \text{ кг/га}; \quad P_{p-потенц}^{II} = \frac{128}{0,3} = 427 \text{ кг/га}.$$

Такой уровень сравним с уровнем рыбопродуктивности крупных прудов, в которых рыба выращивается только на естественной кормовой базе.

Ориентировочный расчет промысловой и потенциальной рыбопродуктивности по уровню первичной продукции фитопланктона можно производить и более простым путем: с помощью итоговых процентов (0,1—0,3), являющихся отношением первичной и конечной продукции. $P_{p-реал}^I = \frac{5700 \cdot (0,1 - 0,3)}{100} \cdot 10 = 57 - 171$ кг/га, в

среднем 114 кг/га. $P_{p-реал}^{II} = \frac{7100 \cdot (0,1 - 0,3)}{100} \cdot 10 = 71 - 213$ кг/га, в среднем

142 кг/га.

Минимальные величины расчетной промысловой рыбопродуктивности Днепровско-Бугского лимана соответствуют реальной рыбопродуктивности этого водоема в 1976—1979 и 1931—1940 гг., а средние и максимальные величины можно считать завышенными, указывающими на существование резервов и ошибок в расчетах,

Потенциальная рыбопродуктивность, как и в предыдущем случае, рассчитывается с помощью $k_p = 0,3$; средние ее величины равны 380 и 473 кг/га. Чтобы величина промысловой рыбопродуктивности Днепровско-Бугского лимана была близка величине его потенциальной рыбопродуктивности, необходимо изменить организацию промысла, улучшить условия естественного воспроизводства ценных аборигенных видов рыб, расширить масштабы воспроизводства растительноядных и осетровых рыб, сазана (карпа), а также разработать биотехнику и наладить искусственное разведение ценных рыб-моллюсков (черного амура, вырезуба, кутума).

2. Упрощенный расчет потенциальной и промысловой рыбопродуктивности по уровню развития основных группировок беспозвоночных животных (на примере Днепровско-Бугского лимана):

а) по зоопланктону

Среднегодовые величины биомассы зоопланктона ($B_{зп}$) в Днепровско-Бугском лимане в период 1970—1984 гг. колебались в пределах 6—72 кг/га, в зависимости от комплекса абиотических и биотических факторов, составляя в среднем 58,5—60 кг/га (табл. 13). $P/B_{зп}$ принимаем равным 15, тогда $P_{1зп} = 60 \cdot 15 = 900$ кг/га.

Таблица 13. Среднегодовые величины биомассы зоопланктона Днепровско-Бугского лимана в разные годы

Год	1970	1971	1981	1982	1984	В среднем
Биомасса зоопланктона, кг/га	5,9	28,6	53,1	72,0	71,1	58,5

Примечание. Данные В. С. Полищука (Жукинский, Журавлева, Иванов и др., 1989).

Допускаем, что рыбы используют 80 % зоопланктона, т. е. $k_{1зп} = 0,8$. Вычисляем годовую продукцию зоопланктона, съеденного рыбами: $P_{2зп} = 900 \cdot 0,8 = 720$ кг/га. Кормовой коэффициент для рыб-зоопланктофагов ($k_{2зп}$) принимаем равным 6. Вычисляем потенциальную рыбопродуктивность по рыбам-зоопланктофагам: $P_{р-потенц(зп)} = \frac{720}{6} = 120$ кг/га. Коэффициент изъятия рыб при промысле (k_p) принимаем равным 0,3. Вычисляем промысловую рыбопродуктивность по рыбам-зоопланктофагам: $P_{р-реал(зп)} = 120 \cdot 0,3 = 36$ кг/га.

б) по макрозообентосу

Среднегодовые величины биомассы макрозообентоса ($B_{зб}$) в Днепровско-Бугском лимане в 1978—1984 гг. изменялись в зависимости от водности Днепра в пределах 45—235 г/м², в среднем 55 г/м² для общего макрозообентоса, и в пределах 13—182 г/м², в среднем 17 кг/га «мягкого» зообентоса (Жукинский, Журавлева, Иванов и др., 1989) (табл. 14). Расчеты производим по биомассе общего макрозообентоса — 55 г/м², или 550 кг/га, принимая во внимание доли мягкого зообентоса и моллюсков.

$P/B_{зб}$ принимаем равным 5, учитывая продолжительность вегетационного сезона в Днепровско-Бугском лимане. С помощью этого коэффициента вычисляем общую годовую продукцию макрозообентоса:

$P_{1зб} = 550 \cdot 5 = 2750$ кг/га. Коэффициент использования рыбами годовой продукции макрозообентоса ($k_{1зб}$) принимаем равным 0,3. Следовательно, рыбы утилизируют следующее количество годовой продукции макрозообентоса: $P_{2зб} = 2750 \cdot 0,3 = 825$ кг/га.

Кормовой коэффициент для рыб-бентофагов ($k_{2зб}$) принимаем равным 15. Вычисляем потенциальную рыбопродуктивность по рыбам-зообентофагам: $P_{р-потенц(зб)} =$

$= \frac{825}{15} = 55$ кг/га. Коэффициент изъятия рыб промыслом (k_p) принимаем равным

0,3. Вычисляем промысловую рыбопродуктивность по рыбам-зообентофагам: $P_{р-реал(зб)} = 55 \cdot 0,3 = 16,5$ кг/га.

Т а б л и ц а 14. Среднегодовые величины биомассы общего и мягкого макрозообентоса в годы разной водности Днестра

Год	1978 (средний по водности)	1981 (многоводный)	1984 (маловодный)	В среднем
Биомасса общего зообентоса — $B_{зб(общ)}$, г/м ²	49,1	71,7	44,8	55,2 ≈ 55
В том числе:				
мягкого зообентоса — $B_{зб(м)}$, г/м ²	13,4	19,0	17,8	16,7 ≈ 17
моллюсков, г/м ²	35,7	52,7	27,0	38,5 ≈ 39

П р и м е ч а н и е. Данные Т. Г. Мороз (Жукинский, Журавлева, Иванов и др., 1989).

в) расчет суммарной рыбопродуктивности

Средняя величина общей потенциальной рыбопродуктивности лимана ($P_{р-потенц(общ)}$) равна сумме величин его потенциальной рыбопродуктивности по рыбам-зоопланктофагам и рыбам-зообентофагам: $P_{р-потенц(общ)} = 120 + 55 = 175$ кг/га.

Средняя величина общей промысловой рыбопродуктивности ($P_{р-реал(общ)}$) равна сумме величин его промысловой рыбопродуктивности по рыбам — зоопланктофагам и рыбам — зообентофагам: $P_{р-реал(общ)} = 36 + 16,5 = 52,5$ кг/га. Полученная величина близка к средней величине изымаемой рыбопродуктивности в Днепроовско-Бугской устьевой области в 1931—1940 и 1976—1979 гг. (Романенко, Оксюк, Жукинский и др., 1984) и к минимальным величинам промысловой рыбопродуктивности, оцениваемой по уровню первичной продукции фитопланктона (1-й способ расчетов). Однако полученная цифра гораздо ниже средних величин промысловой рыбопродуктивности, оцениваемой 2-м способом (52 кг/га против 103—128 кг/га и 114—142 кг/га), хотя коэффициент изъятия рыб (k_p) был одинаковый (0,3). Такое расхождение можно объяснить тем, что величина потенциальной рыбопродуктивности ($P_{р-потенц}$), рассчитанная 2-м способом (175 кг/га), существенно меньше средних величин $P_{р-потенц}$, рассчитанных 1-м способом (427 кг/га и 380—473 кг/га). Это объяснимо, если учесть, что при расчете потенциальной рыбопродуктивности 2-м способом не принимались во внимание такие важные кормовые ресурсы рыб, как фитопланктон, бактериопланктон и взвешенный детрит, а также зоофитос. Расчеты свидетельствуют, что при интенсивном развитии фитопланктона в Днепроовско-Бугском лимане запасы sestона (фитопланктон, бактериопланктон, детрит и зоопланктон) таковы, что за счет ежегодного зарыбления этого водоема двухлетками белого толстолоба, промысловая рыбопродуктивность может быть увеличена максимально на 30—32 кг/га (Романенко, Оксюк, Жукинский и др., 1984), в среднем же на 20,0 кг/га. Кроме того, значительная часть моллюсков (прежде всего крупных), составляющих приблизительно 40 % макрозообентоса, не используется рыбами как корм из-за недостаточной численности промысловых стад популяций рыб-моллюскоедов.

3. Расчет потенциальной и промысловой рыбопродуктивности на основе биотического баланса (на примере Киевского водохранилища).

Биотический баланс Киевского водохранилища в период становления его гидро-биологического режима (1967—1969 гг.) составил Я. Я. Цеев на основании материалов, собранных коллективом специалистов-гидробиологов разного профиля. Подробное изложение исходных данных и обоснование принятых в биотическом балансе показателей дано ранее (Киевское водохранилище, 1972). Здесь приведен пример заполнения матрицы биотического баланса (табл. 15) и способ расчета потенциальной и промысловой рыбопродуктивности водохранилища. Способы расчета биомассы (B), продукции (P) и деструкции (T) указаны для каждой группы организмов. Траты энергии на обмен (T), состоящие из суммы трат фитопланктона (404 ккал), бактериопланктона (1089 ккал) и зоопланктона (310 ккал), сходны с величиной деструкции (2050 ккал/м²), которую определили в водоеме скляночным методом. Пищевые потребности бактериопланктона, зоопланктеров-фильтраторов, нехищного зоомезобентоса, зоомакробен-

Таблица 15. Биотический баланс Киевского водохранилища по данным 1967 г.

Группировки первично- и вторичнопродукентов	<i>B</i>	<i>P</i>	<i>B/P</i>	<i>k₂</i>	<i>T</i>	<i>T/B</i>	<i>A</i>	<i>R</i>
<i>Автотрофы</i>								
Фитопланктон	18	1211	62	—	404	22	1615	—
Фитомикробентос	10,4	704	68	—	176	17	880	—
Нитчатые водоросли	40	660	16,5	—	220	5,5	880	—
Высшая растительность	160	176	1,1	—	35	0,22	211	—
Первичная продукция	—	2751	—	—	835	—	3586	—
<i>Гетеротрофы</i>								
Бактериопланктон	13,4	726	54	0,4	1089	83	1815	1815
<i>Зоопланктон</i>								
Фильтраторы	7,6	199	26	0,4	299	39	498	622
Хищный	0,49	6,9	14	0,4	10,4	21	17,3	21,6
<i>Зоомезобентос</i>								
Нехищный	1,03	6,04	5,9	0,3	12,1	11,7	18,4	22,7
Хищный	0,12	1,2	10	0,3	1,8	15	3,0	3,8
<i>Зоомакробентос</i>								
Нехищный	39,9	148,3	3,7	0,3	347,6	8,7	496,5	620,7
Крупные моллюски	3,5	5,3	1,5	0,3	12,2	3,5	17,5	21,9
Хищный	0,71	3,0	4,3	0,3	7,0	9,9	10,0	12,5
<i>Зоофитос</i>								
Нехищный	3,6	10,8	3	0,3	24,2	6,7	34,6	44,2
Хищный	1	2,9	2,9	0,3	6,7	6,7	9,6	12,0

тоса и зоофитоса ($Rf = 3146$ ккал) почти удовлетворяются первичной продукцией ($P_1 = 2751$ ккал) минус 395 ккал. В связи с этим продукцию бактериопланктона и всех нехищных зоопродукентов можно рассматривать как остаточную продукцию 2-го трофического уровня ($P_2 = 1095 - 395 = 695$ ккал/м²). Рацион хищных беспозвоночных организмов 3-го трофического уровня составляет всего 50 ккал/м². Продукция хищных беспозвоночных (14 ккал/м²) вместе с остаточной продукцией 2-го трофического уровня (659 ккал/м²) составляет резерв энергетических запасов, используемых рыбами, накапливается в грунтах в виде органического детрита, а также используется водоплавающими птицами и взрослыми особями (имаго) насекомых-амфибионтов (Киевское водохранилище, 1972). В планктонной подсистеме остаток продукции 2-го трофического уровня вместе с продукцией 3-го трофического уровня составляют пищевой резерв для рыб-зоопланктофагов (≈ 322 ккал/м²). В бентической подсистеме аналогичный резерв для рыб-зообентофагов составляет ≈ 148 ккал/м². Если принять кормовой коэффициент рыб равным 10, то потенциальная рыбопродуктивность Киевского водохранилища составляла в 1967 г. 322 кг/га по рыбам-зоопланктофагам и 148 кг/га — по рыбам-зообентофагам (всего 470 кг/га). Судя по реальной промысловой продуктивности (8,2 кг/га), коэффициент изъятия рыб в результате промысла в Киевском водохранилище в 1967—1968 гг. был невелик ($k = 0,02$). В последующие годы интенсивность промысла повысилась. Если принять коэффициент изъятия равным 0,05, то расчетная промысловая рыбопродуктивность составит 23,5 кг/га, что соответствует максимальной реальной промысловой рыбопродуктивности водохранилища (6,9—23,0 кг/га), наблюдаемой в 1971—1980 гг. (Киевское водохранилище, 1972; Жукин-ский, Окснюк, Цеб и др., 1976; Сухойван, 1987).

СПИСОК УСЛОВНЫХ ОБОЗНАЧЕНИЙ, ПРИНЯТЫХ В РАБОТЕ

Обозначение	Характеристика	Размерность *
<i>1. Характеристика абиотических компонентов экосистем водных объектов; гидротехнические параметры</i>		
H_n	Гидротехнические параметры (конструктивные и технологические)	—
$n = 1$	Размещение трассы водотока на местности	—
$n = 11$	тип водоисточника искусственного водотока	—
$n = 12$	размещение водозабора на реке или на акватории водохранилища	—
$n = 2$	Головной водозабор искусственного водотока	—
$n = 21$	конструкция водозабора	—
$n = 22$	противопланктонные защитные сооружения	—
$n = 3$	Насосные станции, ГЭС, ГАЭС, плотины	—
$n = 31$	количество	шт.
$n = 32$	напор	м
$n = 4$	Форма поперечного сечения водного объекта	—
$n = 41$	ширина по верху	м
$n = 42$	глубина	м
$n = 43$	заложение откосов	—
$n = 5$	Характер грунтового ложа; тип крепления береговых откосов	—
$n = 6$	Применение различных типов биоплато с использованием высшей водной растительности в качестве биофильтра	—
$n = 7$	Скоростной режим	м/с
$n = 71$	регулирование времени пребывания воды в водном объекте	с
	назначение лимитирующей скорости течения	м/с
$n = 8$	Режим водоподачи	—
$n = 9$	Транспортирующая способность потока по отношению к взвешенным веществам	г/м ³
x	Координата по длине водного объекта	м
y	То же по ширине	м
z	по глубине	м
Ox	Ось абсцисс, направленная вдоль водного объекта, совпадающая с основным (транзитным) течением воды	—
Oy	Ось ординат, направленная поперек водного объекта	—
Oz	Ось аппликат, направленная вертикально вниз (или вверх)	—
D_x	Коэффициент турбулентной диффузии в направлении оси абсцисс	м ² /с
D_y	То же оси ординат	м ² /с
D_z	оси аппликат	м ² /с
v	Скорость течения	м/с
\vec{v}	Вектор осредненной скорости течения	—

Обозначение	Характеристика	Размерность *
v_x	Составляющая скорости течения в направлении оси абсцисс	м/с
v_y	То же оси ординат	м/с
v_z	оси аппликат	м/с
$v_{\vec{z}}$	Скорость ветра	м/с
v_{Φ}	Вектор скорости фильтрации подземных вод	—
$v_{x\Phi}$	Составляющая скорости фильтрации в направлении оси абсцисс	см/с
$v_{y\Phi}$	То же оси ординат	см/с
$v_{z\Phi}$	оси аппликат	см/с
h	Глубина водного объекта	м
h_i	То же i -подсистемы	м
h_{ik}	компенсационного горизонта для i -подсистемы	м
h_{1k}	для планктонной подсистемы	м
$h_{1\alpha}$	эвфотной зоны для i -подсистемы	м
$h_{1\beta}$	для планктонной подсистемы	м
l	Длина расчетного участка	м
S	Площадь водного объекта	м ²
W	Объем водной массы	м ³
W_0	То же в начальный момент	м ³
W_t	через некоторое время	м ³
Q	Расход воды в водном объекте	м ³ /с
Q_i	То же на i -участке	м ³ /с
Q_{Φ}	в виде фильтрации подземных вод	м ³ /с
Q_k	в области (камере)	м ³ /с
Q_{oc}	в виде осадков	м ³ /с
$Q_{ис}$	в виде испарения	м ³ /с
$Q_{бв}$	безвозвратного водопотребления	м ³ /с
q	Удельный расход воды (на единицу площади водного зеркала)	м/с (сут)
q_{oc}	То же в виде осадков	м/с (сут)
$q_{ис}$	испарения	м/с (сут)
q_{Φ}	фильтрации подземных вод	м/с (сут)
$q_{бв}$	безвозвратного водопотребления	м/с (сут)
ω	Площадь живого сечения водного объекта	м ²
ω_1	То же, занимаемая планктонной подсистемой	м ²
ω_2	подсистемой высшей водной растительности (ВВР)	м ²
ω_{3i}	компонентами подсистемы ВВР	м ²
ω_{31}	планктоном в подсистеме ВВР	л ²
χ	Смоченный периметр поперечного сечения водного объекта	м
χ_{2i}	То же, занимаемый компонентами подсистемы	
	бентоса	м
χ_{21}	микробентосом	м
χ_{22}	макрофитобентосом	м
χ_{23}	макрозообентосом	м
χ_3	подсистемой ВВР	м
χ_{32}	бентосом в подсистеме ВВР	м
k_{fi}	Коэффициент формы русла для i -подсистемы	—
k_{f1}	То же для планктонной подсистемы	—

Обозначение	Характеристика	Размерность *
k_{f21}	для микробентоса	—
k_{f3}	для подсистемы ВВР	—
η_{21}	Коэффициент, учитывающий особенности русла, влияющие на развитие микробентоса	—
η_{22}	То же макрофитобентоса	—
η_{23}	макрозообентоса	—
$h_{гс}$	Напор гидротехнических сооружений	м
$h_{нс}$	То же насосных станций	м
$\beta_{нс}$	Коэффициент экспоненты, описывающей воздействие напора насосных станций на биомассу фитопланктона	—
$\alpha_{нс}$	Коэффициент каскадности насосных станций	—
$t_{нс}$	Время добегаания воды от предыдущей до последующей насосной станции	с
T	Температура	°С
N_k	Число камер (участков)	шт.
i	Индекс подсистемы, камеры, участка или створа водного объекта (для подсистемы — ставится внизу символа, для камер, участков, створов — вверху)	—

2. Характеристики биотических компонентов экосистем водных объектов

i	Индекс подсистемы и ее составляющих	—
$i = 1$	Подсистема планктона	—
$i = 2$	Подсистема бентоса	—
$i = 21$	Микробентос	—
$i = 22$	Макрофитобентос	—
$i = 23$	Макрозообентос	—
$i = 3$	Подсистема высшей водной растительности	—
$i = 31$	Планктон в сообществах ВВР	—
$i = 32$	Бентос в сообществах ВВР	—
$i = 33$	Высшие водные растения (ВВР)	—
$i = 34$	Перифитон на ВВР	—
(i)	Индекс трофического уровня	—
(1)	1-й трофический уровень	—
(2)	2-й трофический уровень	—
(3)	3-й трофический уровень	—
P_i	Продукционно-деструкционная характеристика i -подсистемы, приведенная к единице объема воды	$г\ O_2 \cdot м^{-3} \cdot с^{-1}$
$P_{БПК}$	Характеристика, описывающая интенсивность продукционно-деструкционных процессов, или чистую продукцию органического вещества, обуславливающую изменение концентрации БПК _{полн} в водном объекте	$г\ O_2 \cdot м^{-3} \cdot с^{-1}$
$P_{РК}$	То же растворенного кислорода	$г\ O_2 \cdot м^{-3} \cdot с^{-1}$
A_i	Валовая первичная продукция органического вещества в i -подсистеме	$г\ O_2 \cdot м^{-3} (м^{-2}) \cdot с^{-1}$
A_1	То же фитопланктона	$г\ O_2 \cdot м^{-3} \cdot с^{-1}$
A_{21}	микробиобентоса	$г\ O_2 \cdot м^{-2} \cdot с^{-1}$

Обозначение	Характеристика	Размерность *
A_{22}	макрофитобентоса	$г O_2 \cdot м^{-2} \cdot с^{-1}$
A_{21}	фитопланктона в сообществах ВВР	$г O_2 \cdot м^{-3} \cdot с^{-1}$
A_{32}	фитобентоса в сообществах ВВР	$г O_2 \cdot м^{-2} \cdot с^{-1}$
A_{34}	в перифитоне на ВВР	$г O_2 \cdot м^{-2} \cdot с^{-1}$
P_{23}	Чистая продукция высших водных растений	$г O_2 \cdot м^{-2} \cdot год^{-1}$
$P_{33БПК}$	Прирост $C_{БПК}$ при разложении фитомассы ВВР	$г O_2 \cdot м^{-2} \cdot с^{-1}$
R_i	Общая деструкция органического вещества (дыхание) в i -подсистеме	$г O_2 \cdot м^{-3} (м^{-2}) \cdot с^{-1}$
R_1	То же в подсистеме планктона	$г O_2 \cdot м^{-3} \cdot с^{-1}$
R_2	в подсистеме бентоса	$г O_2 \cdot м^{-2} \cdot с^{-1}$
R_{21}	в микробентосе	$г O_2 \cdot м^{-2} \cdot с^{-1}$
R_{22}	в макрофитобентосе	$г O_2 \cdot м^{-2} \cdot с^{-1}$
R_{23}	в макрозообентосе	$г O_2 \cdot м^{-2} \cdot с^{-1}$
R_{31}	в планктоне в сообществах ВВР	$г O_2 \cdot м^{-3} \cdot с^{-1}$
R_{32}	в бентосе в сообществах ВВР	$г O_2 \cdot м^{-2} \cdot с^{-1}$
R_{34}	в перифитоне на ВВР	$г O_2 \cdot м^{-2} \cdot с^{-1}$
R_{iB}	Дыхание водорослей в i -подсистеме	$г O_2 \cdot м^{-3} (м^{-2}) \cdot с^{-1}$
$R_{iЖ}$	То же животных	$г O_2 \cdot м^{-3} (м^{-2}) \cdot с^{-1}$
R_{i5}	бактерий	$г O_2 \cdot м^{-3} (м^{-2}) \cdot с^{-1}$
$R_{i6 \max}$	бактерий максимальное (в зависимости от концентрации растворенного кислорода)	$г O_2 \cdot м^{-3} (м^{-2}) \cdot с^{-1}$
R'_{16}	Бактериальная деструкция биомассы фитопланктона	$г O_2 \cdot м^{-3} \cdot с^{-1}$
R_{1B}	Дыхание водорослей в планктоне (фитопланктоне)	$г O_2 \cdot м^{-3} \cdot с^{-1}$
R_{21B}	То же в микробентосе (микрфитобентоса)	$г O_2 \cdot м^{-2} \cdot с^{-1}$
R_{34B}	в перифитоне на ВВР (эпифитных водорослей)	$г O_2 \cdot м^{-2} \cdot с^{-1}$
$R_{1Г}$	Гетеротрофное дыхание (бактерий и беспозвоночных) в планктоне	$г O_2 \cdot м^{-3} \cdot с^{-1}$
$R_{21Г}$	То же в микробентосе	$г O_2 \cdot м^{-2} \cdot с^{-1}$
$R_{34Г}$	в перифитоне на ВВР	$г O_2 \cdot м^{-2} \cdot с^{-1}$
a_i	Удельная первичная продукция единицы биомассы, или продукционная способность водорослей в i -подсистеме	$г O_2 \cdot г^{-1} \cdot с^{-1}$
a_{i0}	То же водорослей в i -подсистеме на оптимальной глубине	$г O_2 \cdot г^{-1} \cdot с^{-1}$
$a_{i0 \max}$	максимальная при $B_{iB} \rightarrow \min$	$г O_2 \cdot г^{-1} \cdot с^{-1}$
a_1	фитопланктона	$г O_2 \cdot г^{-1} \cdot с^{-1}$
a_{10}	на оптимальной глубине	$г O_2 \cdot г^{-1} \cdot с^{-1}$
$a_{10 \max}$	максимальная при $B_{1B} \rightarrow \min$	$г O_2 \cdot г^{-1} \cdot с^{-1}$

Обозначение	Характеристика	Размерность *
a_{10H}	на оптимальной глубине при содержании биогенных элементов, достаточном для достижения максимальных значений продукционной способности фитопланктона	$г O_2 \cdot г^{-1} \cdot с^{-1}$
a_{21}	микрофитобентоса	$г O_2 \cdot г^{-1} \cdot с^{-1}$
a_{210}	на оптимальной глубине	$г O_2 \cdot г^{-1} \cdot с^{-1}$
a_{210max}	максимальная при $B_{21B} \rightarrow \min$	$г O_2 \cdot г^{-1} \cdot с^{-1}$
a_{22}	макрофитобентоса	$г O_2 \cdot г^{-1} \cdot с^{-1}$
a_{34}	эпифитных водорослей	$г O_2 \cdot г^{-1} \cdot с^{-1}$
a_{340}	на оптимальной глубине	$г O_2 \cdot г^{-1} \cdot с^{-1}$
a_{340max}	максимальная при $B_{34B} \rightarrow \min$	$г O_2 \cdot г^{-1} \cdot с^{-1}$
\bar{a}_i	приведенная усредненная в i -подсистеме	$г O_2 \cdot г^{-1} \cdot с^{-1}$
\bar{a}_1	фитопланктона в толще воды	$г O_2 \cdot г^{-1} \cdot с^{-1}$
\bar{a}_{21}	микрофитобентоса по площади дна	$г O_2 \cdot г^{-1} \cdot с^{-1}$
\bar{a}_{22}	макрофитобентоса по площади дна	$г O_2 \cdot г^{-1} \cdot с^{-1}$
\bar{a}_{31}	фитопланктона в сообществах ВВР	$г O_2 \cdot г^{-1} \cdot с^{-1}$
\bar{a}_{32}	фитобентоса в сообществах ВВР	$г O_2 \cdot г^{-1} \cdot с^{-1}$
k_{31}	Коэффициент, отражающий снижение продукционной способности фитопланктона в сообществах ВВР	—
k_{32}	То же фитобентоса	—
r_i	Удельное дыхание (деструкция) единицы биомассы организмов в i -подсистеме	$г O_2 \cdot г^{-1} \cdot с^{-1}$
r_{iB}	То же водорослей	$г O_2 \cdot г^{-1} \cdot с^{-1}$
$r_{iЖ}$	животных	$г O_2 \cdot г^{-1} \cdot с^{-1}$
r_{1B}	фитопланктона	$г O_2 \cdot г^{-1} \cdot с^{-1}$
r_{21B}	микрофитобентоса	$г O_2 \cdot г^{-1} \cdot с^{-1}$
r_{22B}	макрофитобентоса	$г O_2 \cdot г^{-1} \cdot с^{-1}$
r_{23H}	макрозообентоса (моллюсков) n -размерной группы	$г O_2 \cdot экз^{-1} \cdot с^{-1}$
r_{34B}	эпифитных водорослей	$г O_2 \cdot г^{-1} \cdot с^{-1}$
k_{i6}	Коэффициент бактериальной деструкции органического вещества в i -подсистеме, описывающий зависимость R_{i6} от $C_{БПК}$	$с^{-1} \cdot M^{-3}(M^{-2})$
k_{iP}	То же гетеротрофной деструкции органического вещества в i -подсистеме	$с^{-1} \cdot M^{-3}(M^{-2})$
k_{1P}	в планктоне	$с^{-1} \cdot M^{-3}$
k_{21P}	в микробентосе	$с^{-1} \cdot M^{-2}$
k_{34P}	в перифитоне на ВВР	$с^{-1} \cdot M^{-2}$
$k_{iP} max$	максимальный при $C_{БПК} \rightarrow \min$, $C_{РК} \rightarrow \max$ в i -подсистеме	$с^{-1} \cdot M^{-3}(M^{-2})$
$k_{1P} max$	в планктоне	$с^{-1} \cdot M^{-3}$
$k_{21P} max$	в микробентосе	$с^{-1} \cdot M^{-2}$

Обозначение	Характеристика	Размерность *
$k_{34г \max}$	в перифитоне на ВВР	$c^{-1} \cdot m^{-2}$
B_i	Биомасса организмов в i -подсистеме	$г/м^3 (M^2)$
$B_{iв}$	То же водорослей в i -подсистеме	$г/м^3 (M^2)$
$B_{iж}$	животных в i -подсистеме	$г/м^3 (M^2)$
$B'_{1в}$	фитопланктона	$г/м^3$
$B'_{1в}$	в водоисточнике водотока	$г/м^3$
$B''_{1в}$	перед водозабором	
$B_{1в}$	перед насосной станцией	$г/м^3$
$B_{1ж}$	зоопланктона	$г/м^3$
$B_{21в}$	микроритобентоса	$г/м^2$
$\bar{B}_{21в}$	приведенная по глубине водного объекта	$г/м^2$
B_{22}	макроритобентоса	$г/м^2$
B_{23}	макрозообентоса	$г/м^2$
$B_{31в}$	фитопланктона в сообществах ВВР	$г/м^3$
$\bar{B}_{32в}$	фитобентоса в сообществах ВВР, приведенная по глубине водного объекта	$г/м^2$
$B_{34в}$	эпифитных водорослей	$г/г$ сырой массы растения
B_{33}	Фитомасса высших водных растений	$г/м^2$
B'_{33}	То же погруженной части ВВР	$г/м^2$
N_n	Численность моллюсков n -размерной группы	$экз./м^2$
w_n	Масса одной особи моллюсков n -размерной группы	$г$
μ_1	Кислородный эквивалент фитопланктона	$г O_2/г$
μ'_{33}	То же ВВР	$г O_2/г$
γ_1	Коэффициент, отражающий долю прироста биомассы фитопланктона в валовой первичной продукции	—
ξ	То же скорость выедания фитопланктона зоопланктоном	c^{-1}
δ_1	превышение отмершей биомассы над минерализованной	—
δ'_1	превышение скорости отмирания фитопланктона над скоростью его деструкции	c^{-1}
δ_{33}	долю легко доступного органического вещества в общей фитомассе ВВР	%
$\gamma'_{23}, \gamma''_{23}$	связь дыхания и биомассы моллюсков	—
k'_{1v}	влияние скорости течения на биомассу фитопланктона	—
$k'_{1в3в}$	влияние взвешенных веществ на величину продукционной способности фитопланктона	—
k'_T	зависимость первичной продукции от температуры	—
k''_T	зависимость дыхания от температуры	—
k_{PK}	Коэффициент, соответствующий величине концентрации кислорода, при которой $R_{i6} = 0,5R_{i6\max}$	$г O_2/м^3$
k_N	То же концентрации азота, при которой первичная продукция достигает половины максимального значения	$г N/м^3$

Обозначение	Характеристика	Размерность *
k_p	концентрации фосфора, при которой первичная продукция достигает половины максимального значения	г P/м ³
β_i	Коэффициенты экспонент, отражающих при различных условиях связь продукционной способности и биомассы водорослей i -подсистемы	—
β_1	То же фитопланктона	—
β_{21}	микрофитобентоса	—
β_{34}	эпифитных водорослей	—
β'_1	Коэффициенты экспоненты, отражающей зависимость продукционной способности фитопланктона на оптимальной глубине (a_{10}) от $C_{взв}$	—
β''_{ir}	Коэффициенты экспонент, отражающих зависимость коэффициента гетеротрофной деструкции (k_{ir}) от $C_{БПК}$ в i -подсистеме	—
β'''_{1r}	То же в планктоне	—
β'''_{21r}	в микробентосе	—
β'''_{34r}	в перифитоне на ВВР	—
β'''_{ir}	Коэффициент экспоненты, отражающей зависимость коэффициента гетеротрофной деструкции (k_{ir}) от $C_{РК}$ в i -подсистеме	—
β''''_{1r}	То же в планктоне	—
β''''_{21r}	в микробентосе	—
β''''_{34r}	в перифитоне на ВВР	—
τ_{33}	Время поступления в воду и разложения ВВР	с
α_i	Весовой коэффициент приведения к единице объема водной массы расчетных величин продукционно-деструкционных характеристик i -подсистемы	—; м ⁻¹
α_1	То же планктона	—
α_{21}	микробентоса	м ⁻¹
α_{22}	макрофитобентоса	м ⁻¹
α_{23}	макрозообентоса	м ⁻¹
α_3	высшей водной растительности	м ⁻¹
α_{31}	планктона в сообществах ВВР	—
α_{32}	бентоса в сообществах ВВР	м ⁻¹

3. Характеристика качества воды и водоохранных мероприятий

C_j	Концентрация j -ингредиента в воде	г/м ³
C_j^i	То же в i -расчетном створе	г/м ³
C_{j0}	в начальном расчетном створе	г/м ³
C_{jl}	на расстоянии l	г/м ³
$C_{jф}$	в подземных водах	г/м ³
$C_{jв}$	в поверхностных водах	г/м ³
$C_{jос}$	в атмосферных осадках	г/м ³
$C_{jдн}$	в донных грунтах	г/м ²
$C_{БПК}$	Величина БПК _{полн} в воде	г O ₂ /м ³

Обозначение	Характеристика	Размерность *
$C_{0БПК}$	То же в начальном расчетном створе	$г\ O_2/м^3$
$C_{РК}$	Концентрация растворенного кислорода в воде	$г\ O_2/м^3$
$C_{РК}^н$	Равновесная концентрация растворенного кислорода в воде (при 100 % насыщения)	$г\ O_2/м^3$
D	Дефицит кислорода в воде	$г\ O_2/м^3$
$C_{ВЗВ}$	Концентрация взвешенных веществ в воде	$г/м^3$
$C_{В1В}$	Концентрация (биомасса) фитопланктона (как загрязняющая примесь)	$г/м^3$
k_1	Константа, описывающая скорость трансформации загрязняющего вещества в воде	$с^{-1}$
k_2	То же скорость атмосферной реэрации водного объекта	$с^{-1}$
λ_j	скорость распада j -радиоактивной примеси	$с^{-1}$
G_j	Интенсивность потребления кислорода на процессы химического окисления в i -подсистеме	$г\ O_2 \cdot м^{-3} \cdot с^{-1}$
t	Время	$с$
Z_j	Сброс сточных вод, содержащих j -примеси	$г \cdot м^{-3} \cdot с^{-1}$
Z_j^i	То же в i -расчетном створе	$г \cdot м^{-3} \cdot с^{-1}$
f	Функция, отражающая интенсивность источника	—
f_j	То же поступления j -примеси	$г \cdot м^{-3} \cdot с^{-1}$
f_j^i	в i -расчетном створе	$г \cdot м^{-3} \cdot с^{-1}$
M_j	Масса j -ингредиента	$г$
m_j	Массовый поток j -ингредиента	$г \cdot м^{-2} \cdot с^{-1}$
L	Оператор, описывающий массоперенос примесей	—
U_m	Водоохранные мероприятия на водосборной площади	—
ζ	Коэффициенты эффективности противопланктонных защитных мероприятий на водозаборном узле	—
a_m, b_m	Коэффициенты стоимостной функции очистных сооружений	—
q_m	Удельный расход воды на очистных сооружениях	$м^3/с$ (сут, год)
I	Общий стоимостной функционал	руб.
$I_{СВК}$	Стоимость скорректированного водоохранного комплекса	руб.
$I_{БВК}$	То же базисного водоохранного комплекса	руб.
$I_{КВК}$	компенсационного водоохранного комплекса	руб.
I_1	гидротехнического объекта, конструктивные и технологические параметры которого определены с учетом требований охраны вод	руб.

Обозначение	Характеристика	Размерность *
I_2	водоохранных сооружений на водосборной площади (базисных и компенсационных)	руб.
I_3	сооружений водоподготовки в зоне потребления стока	руб.
V	Допустимые управления	—
4. Характеристика рыбопродуктивности водных объектов		
$P_{фп}$	Годовая удельная первичная продукция фитопланктона	ккал · м ⁻² · год ⁻¹
$P_{р-реал(общ)}$	Общая промысловая (реальная) рыбопродуктивность, оцениваемая по удельной величине улова	ккал · м ⁻² · год ⁻¹ , или кг/га
$P_{р-потенц(общ)}$	Общая потенциальная (возможная) рыбопродуктивность	ккал/м ² , или кг/га
k_p	Коэффициент изъятия рыб промыслом	—
$k_{фп/р}$	Коэффициент, отражающий соотношение между первичной продукцией фитопланктона и промысловой рыбопродуктивностью	—
$B_{зп}$	Удельная биомасса зоопланктона	г/м ³ , или кг/га
$P/B_{зп}$	Коэффициент, отражающий отношение годовой удельной продукции зоопланктона к его удельной биомассе	—
$P_{1зп}$	Годовая удельная продукция зоопланктона	г/м ² , или кг/га
$k_{1зп}$	Коэффициент использования зоопланктона рыбами	—
$P_{2зп}$	Доля удельной годовой продукции зоопланктона, выедаемой рыбами	г/м ² , или кг/га
$P_{р-потенц(зп)}$	Потенциальная рыбопродуктивность водного объекта по рыбам-зоопланктофагам	кг/га
$k_{2зп}$	Коэффициент, отражающий отношение количества усвоенного рыбами зоопланктона к приросту ихтиомассы рыб-зоопланктофагов (кормовой коэффициент)	—
$P_{р-реал(зп)}$	Промысловая рыбопродуктивность, оцениваемая по удельной величине уловов рыб-зоопланктофагов	кг/га
$B_{зб}$	Удельная биомасса макрозообентоса	г/м ² , или кг/га
$P/B_{зб}$	Коэффициент, отражающий отношение годовой удельной продукции макрозообентоса к его удельной биомассе	—
$P_{1зб}$	Годовая удельная продукция макрозообентоса	г/м ² , или кг/га
$k_{1зб}$	Коэффициент использования макрозообентоса рыбами	—
$P_{2зб}$	Доля годовой продукции макрозообентоса, выедаемой рыбами	г/м ² , или кг/га
$P_{р-потенц(зб)}$	Потенциальная удельная рыбопродуктивность водного объекта по рыбам-зообентофагам	кг/га

Продолжение приложения 3

Обозначение	Характеристика	Размерность *
k_{236}	Коэффициент, отражающий отношение количества усвоенного рыбами макрозообентоса к приросту ихтиомассы рыб-зообентофагов	—
$P_{p-реал(36)}$	Промысловая рыбопродуктивность, оцениваемая по удельной величине уловов рыб-зообентофагов	кг/га

* Приведена размерность, принятая в системах расчетов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Авакян А. Б. Водохранилища и окружающая среда.— М. : Знание, 1982.— 48 с.
- Авакян А. Б., Корнилов Б. А., Литвинов А. С., Яковлев В. Н. Прогноз экологических условий в бассейне Волги в связи с территориальным перераспределением водных ресурсов // Вод. ресурсы.— 1986.— № 5.— С. 122—127.
- Авакян А. Б., Салтанкин В. П., Шаранов В. А. Водохранилища.— М. : Мысль, 1987.— 325 с.
- Агре А. Л., Корогодин В. И. О распределении радиоактивных загрязнений в непроточном водоеме // Мед. радиология.— 1960.— 5, № 1.— С. 67—73.
- Айзатуллин Т. А., Лебедев Ю. Н. Моделирование трансформации органических загрязнений в экосистемах и самоочищение водотоков и водоемов.— М., 1977.— С. 8—74.— (Итоги науки и техники / ВИНТИ. Сер. Общая экология. Биоэкология. Гидробиология; Т. 4).
- Александров А. К. Охрана среды обитания рыб — важнейшая задача органов рыбоохраны // Рыбное хоз-во.— 1984.— № 4.— С. 54—55.
- Александров А. Р., Котов Ю. С., Биланов Ф. С. Распределение тяжелых металлов в основных элементах водных экосистем // V Всесоюз. конф. по водной токсикол. (Одесса, 18—22 апр., 1988 г.) : Тез. докл.— М., 1988.— С. 4.
- Алексеев В. А. Система токсобности и ее место в унифицированной системе качества вод СССР // Вод. ресурсы.— 1984.— № 5.— С. 76—87.
- Алимов А. Ф., Бульон В. В., Винберг Г. Г. и др. Общие итоги изучения биологической продуктивности пресных вод по Международной биологической программе // Гидробиол. журн.— 1983.— 19, № 4.— С. 74—90.
- Анисова С. Н. Рыбохозяйственные нормативы для предотвращения загрязнения водоемов от вредных веществ // Рыбное хоз-во.— 1984.— № 4.— С. 58—59.
- Аравин В. И., Нумеров С. Н. Теория движения жидкостей и газов в недеформируемой пористой среде.— М. : Гостехиздат, 1953.— 616 с.
- Ауниньш Э. А. Изменение баланса растворенного кислорода равнинной реки северо-запада как признак наступающего процесса ее евтрофирования // Антропогенное евтрофирование природных вод. II Всесоюз. совещ. по антропогенному евтрофированию природных вод (Звенигород, 19—23 декаб. 1977 г.) : Тез. докл.— Черногоровка, 1977.— С. 200—206.
- Баранов И. В. Основы биопродукционной гидрохимии.— М. : Лег. и пищ. пром-сть, 1982.— 110 с.
- Бек М. Е. Моделирование содержания растворенного кислорода на участке реки, далеком от эстуария // Математические методы контроля загрязнения воды.— М. : Мир, 1981.— С. 165—200.
- Бекяшев К. А. Охрана природы и рыбохозяйственное законодательство.— М. : Лег. и пищ. пром-сть, 1981.— 152 с.
- Березнер А. С., Хубларян М. Г. Система обеспечения принятия решений по водохозяйственным проектам (по материалам Европейского симпозиума «Подходы и методы принятия решений при планировании использования водных ресурсов») // Вод. ресурсы.— 1987.— № 2.— С. 180—182.

- Беспмятных Г. П., Кротов Ю. А.* Предельно допустимые концентрации химических веществ в окружающей среде.— Л. : Химия, 1985.— 528 с.
- Биологические процессы и самоочищение на загрязненном участке реки (на примере верхнего Днепра).*— Минск : Изд-во Белорус. ун-та, 1972.— 192 с.
- Большаков В. Н.* Экологическое прогнозирование // Новое в жизни, науке, технике. Сер. Биология.— М. : Знание, 1983.— № 5.— 64 с.
- Большаков В. Н.* Экологическое прогнозирование природной среды // Методы на экологическите экспертизы в световнита практика.— Свищов, 1984.— С. 308—331.
- Брагинский Л. П.* Некоторые принципы классификации пресноводных экосистем по уровням токсической загрязненности // Гидробиол. журн.— 1985.— 21, № 6.— С. 65—74.
- Брагинский Л. П.* Биопродукционные аспекты водной токсикологии // Там же.— 1988.— 24, № 3.— С. 74—83.
- Брагинский Л. П., Величко И. М., Щербань Э. П.* Пресноводный планктон в токсической среде.— Киев : Наук. думка, 1987.— 179 с.
- Бульон В. В.* Первичная продукция планктона внутренних вод разного типа.— Л., 1978.— 25 с.
- Бульон В. В.* Первичная продукция планктона внутренних водоемов.— Л. : Наука, 1983.— 150 с.
- Бульон В. В., Винберг Г. Г.* Соотношение между первичной продукцией и рыбопродуктивностью водоемов // Основы изучения пресноводных экосистем.— Л., 1981.— С. 5—10.
- Бурдин К. С.* Основы биологического мониторинга.— М. : Изд-во Моск. ун-та, 1985.— 158 с.
- Буянов Н. И., Антоненко Т. М.* Концентрация цезия-137 в гидробионтах, воде и грунтах водоемов с различным минеральным составом воды // Вопр. ихтиологии.— 15, вып. 1 (90).— С. 176—179.
- Васильев Ю. С.* Влияние плотин и водохранилищ на окружающую среду.— М. : Энергоиздат, 1982.— Вып. 7.— 144 с.
- Васильев Ю. Ф., Хрисанов Н. И.* Экологические аспекты гидроэнергетики.— Л. : Изд-во Ленингр. ун-та, 1984.— 247 с.
- Веригин Н. Н.* Некоторые вопросы химической гидродинамики, представляющие интерес для мелиорации и гидротехники // Изв. АН СССР.— 1953.— № 10.— С. 1369—1382.
- Винберг Г. Г.* Поток энергии в экосистеме евтрофного озера // Докл. АН СССР.— 1969.— 186, № 1.— С. 198—201.
- Винберг Г. Г.* Температурный коэффициент Вант-Гоффа и уравнение Аррениуса в биологии // Журн. общ. биологии.— 1983.— 44, № 1.— С. 31—41.
- Винберг Г. Г., Печень Г. А., Грезе В. Н. и др.* Методы определения продукции водных животных.— Минск : Вышэйш. шк., 1968.— 247 с.
- Владимиров В. И., Сухойван П. Г., Бугай К. С.* Размножение рыб в условиях зарегулированного стока реки (на примере Днепра).— Киев : Изд-во АН УССР, 1963.— 396 с.
- Водохранилища и их воздействие на окружающую среду.*— М. : Наука, 1986.— 367 с.
- Волков И. В., Горбачев С. А.* Лимитирование токсикологической нагрузки на водоем — основа рационального водопользования // Рыбное хоз-во.— 1988.— № 6.— С. 61—63.
- Ворович И. И., Горелов А. С., Горстко А. Б. и др.* Рациональное использование водных ресурсов бассейна Азовского моря. Математические модели.— М. : Наука, 1981.— 360 с.
- Врочинский К. К., Телитченко М. М., Мережко А. И.* Гидробиологическая миграция пестицидов.— М. : Изд-во Моск. ун-та, 1980.— 170 с.
- Вторжение в природную среду. Оценка воздействия.*— М. : Прогресс, 1983.— 192 с.
- Гавришова Н. А.* Методика расчета комплексного рангового показателя качества воды // Гидробиол. журн.— 1981.— 17, № 1.— С. 95—98.
- Галкин Л. М.* Задачи при построении математических моделей самоочищения водоемов и водотоков // Самоочищение и диффузия на внутренних водоемах.— Новосибирск : Наука, 1980.— С. 7—47.

- Галкин Л. М., Агафонова В. Т. Влияние отравляющих веществ на динамику численности одноклеточных организмов в средах с ограниченными ресурсами // Моделирование переноса вещества и энергии в природных системах.— Новосибирск : Наука, 1984.— С. 155—160.
- Галлахер Л., Хоббс Дж. Д. Распространение загрязнений в эстуарии // Математические модели контроля загрязнения воды.— М. : Наука, 1981.— С. 229—243.
- Гамбурцев Э. В. Лесосплав, лесные полосы и рыбное хозяйство // Рыбное хоз-во.— 1984.— № 4.— С. 55—57.
- Голубкин Б. Н. Рыбхозхозяйственный контроль за проектированием и строительством объектов народного хозяйства // Там же.— 1984.— № 4.— С. 52—53.
- Гольдберг В. М., Газда С. Гидробиологические основы охраны подземных вод от загрязнения.— М. : Недра, 1984.— 262 с.
- ГОСТ 17.1.2.04—77. Охрана природы. Гидросфера. Показатели состояния и правила таксации рыбохозяйственных водных объектов.— Введ. 01.07.78.— (Система стандартов по информ., биол. и изд. делу).
- ГОСТ 17.1.5.02—80. Охрана природы. Гидросфера. Гигиенические требования к зонам рекреации водных объектов.— Введ. 01.07.82.— (Там же)
- ГОСТ 25900—83. Вода для орошения юга Украины. Общие требования к составу и свойствам.— Введ. 01.07.84.— (Система стандартов по информ., биол. и изд. делу).
- ГОСТ 2761—84. Источники централизованного хозяйственно-питьевого водоснабжения. Гигиенические, технические требования и правила выбора.— Введ. 01.01.86.— (Система стандартов по информ., биол. и изд. делу).
- Гребс Р. Участок Майн — Дунай по долине реки Альтмоль. Планирование ландшафта на крупной водной магистрали 1972—1984 гг. // Актуальные проблемы охраны природной среды в Советском Союзе и Федеративной Республике Германии: Тр. II симпоз. (Москва, Кишинев, 23—30 апр. 1984 г.).— Л. : Гидрометеониздат, 1987.— Т. 2.— С. 236—245.
- Гришанин К. В. Динамика русловых потоков.— Л. : Гидрометеониздат, 1979.— 312 с.
- Гусев Д. И., Марей А. Н., Гнеушева Г. И. и др. Гигиеническая оценка водоемов-охладителей атомных электростанций // Тр. Ин-та экологии раст. и животных.— 1978.— Вып. 110.— С. 8—14.
- Демченко М. Ф., Вятчанина Л. И., Ерко В. М. Рыбхозхозяйственное освоение Кременчугского водохранилища.— М., 1986.— 74 с.— (Обзор информации. Сер. Рыбхозхозяйственное использование внутренних водоемов. ЦНИИТЭИРХ; Вып. 2).
- Дончева А., Звонкова Т., Казаков Л., Калуцков В. Географическое обоснование экологических экспертиз при размещении крупных промышленных комплексов черной, цветной металлургии и теплоэнергетики // Методите на экологическите экспертизи в световнита практика.— Свищов, 1984.— С. 142—163.
- Дубинина В. Г. Экономно использовать воду // Рыбное хоз-во.— 1988.— № 6.— С. 22—26.
- Единые критерии качества вод.— М. : СЭВ, Совещание руководителей водохозяйственных органов стран — членов СЭВ, 1982.— 69 с.
- Еременко Е. В. Математическое моделирование формирования качества воды для целей управления и планирования охраны вод // Управление качеством природных вод.— Харьков : ВНИИ по охране вод, 1980.— С. 22—30.
- Еременко Е. В. Моделирование качества воды в целях охраны вод // Вод. ресурсы.— 1987.— № 3.— С. 39—48.
- Жадин В. И. Донные биоценозы реки Оки и их изменение за 35 лет // Загрязнение и самоочищение р. Оки.— М. ; Л. : Наука, 1964.— С. 226—287.
- Жданова Г. А., Карпезо Ю. И., Примак А. Б., Фриновская Т. В. Роль зоопланктона в процессе самоочищения в каналах // Гидробиол. журн.— 1988.— 24, № 4.— С. 39—42.
- Жукинский В. Н. Институт гидробиологии АН УССР (Исторический очерк и современная деятельность) // Там же.— 1969.— 5, № 2.— С. 3—13.
- Жукинский В. Н., Журавлева Л. А., Иванов А. И. и др. Днепровско-Бугская эстуарная экосистема.— Киев : Наук. думка, 1989.— 240 с.
- Жукинский В. Н., Оксичук О. П. Методологические основы экологической классификации качества поверхностных вод суши // Гидробиол. журн.— 1983.— 19, № 2.— С. 59—67.

- Жукинский В. Н., Оксюк О. П., Олейник Г. Н., Кошелева С. И. Принципы и опыт построения экологической классификации качества поверхностных вод суши // Там же.— 1981.— 17, № 2.— С. 38—49.
- Жукинский В. Н., Оксюк О. П., Циб Я. Я., Георгиевский В. Б. Проект унифицированной системы для характеристики континентальных водоемов и водотоков и ее применение для анализа качества вод // Там же.— 1976.— 12, № 6.— С. 103—111.
- Жукинский В. Н., Романенко В. Д. Современное состояние изучения и сохранения генофонда рыб и других гидробионтов в водоемах УССР // Генетические ресурсы растений и животных Украинской ССР.— Киев : Наук. думка, 1987.— С. 160—173.
- Журавлева Л. А., Линник П. Н. О факторах, формирующих экстремальные ситуации в гидробиологическом режиме Днепровско-Бугского лимана // Гидробиол. журн.— 1989.— 25, № 3.— С. 69—73.
- Иванов А. И. Фитопланктон устьевых областей рек Северо-Западного Причерноморья.— Киев : Наук. думка, 1982.— 211 с.
- Изразль Ю. А., Филипова Л. М., Инсарова Г. Э. и др. К проблеме оценки и прогноза изменений состояния экосистемы // Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем.— Л. : Гидрометеониздат, 1985.— С. 9—26.
- Изразль Ю. А., Петров В. Н., Авдюшин С. И. и др. Радиоактивное загрязнение природных сред в зоне аварии на Чернобыльской атомной электростанции // Метеорология и гидрология.— 1987.— № 2.— С. 5—18.
- Ильенко А. И., Криволуцкий Д. А. Радиоэкология.— М. : Знание, 1971.— 32 с.
- Иоффе Ц. И. Формирование донной фауны в водохранилищах СССР и опыт их классификации / Изв. НИИ озер. и реч. рыб. хоз-ва.— 1961.— 50.— С. 341—381.
- Йоргенсен С. Э. Управление озерными системами.— М. : Агропромиздат, 1985.— 160 с.
- Каплин В. Т. Превращение органических соединений в водоемах и водотоках // Качество вод и научные основы их охраны : Тр. IV Всесоюз. гидрол. съезда.— 1976.— Т. 9.— С. 54—63.
- Караушев А. В. Речная гидравлика.— Л. : Гидрометеониздат, 1969.— 416 с.
- Караушев А. В. Транспорт наносов и растворимых веществ в зарегулированных реках // Динамика и термика рек и водохранилищ.— М. : Наука, 1984.— С. 97—109.
- Киевское водохранилище.— Киев : Наук. думка, 1972.— 460 с.
- Клайн В. Методология за экологическа експертиза, базирана върху конкретни изследвания в Холандия // Методите на екологическите експертизи в световната практика.— Свищов, 1984.— С. 388—403.
- Коган Ш. И., Любзнов Ю. Е., Садыков Х. С. и др. Водоемы Южного Туркменистана.— Ашхабад : Илим, 1985.— 224 с.
- Кондратьев К., Зуев В., Соловьев Л. Гроза над биосферой // Правда.— 1987.— 11 июля.
- Кондратьюк В. Г. Кислородный баланс и реэрация водотоков // Вод. ресурсы.— 1977.— № 2.— С. 27—40.
- Константинов А. С. Общая гидробиология.— М. : Высш. шк., 1986.— 472 с.
- Короленко П. И. Основные понятия и термины биологического мониторинга (в порядке обсуждения) // Гидрохимические материалы.— 1984.— 89.— С. 94—105.
- Крехтова Г. Оценка воздействия на окружающую среду // Методите на екологическите експертизи в световната практика.— Свищов, 1984.— С. 59—98.
- Кроске Х. Использование на екологическата експертиза в системата на планиране в Германската Демократична Република // Там же.— С. 378—387.
- Кудерский Л. А. Особенности экосистем равнинных водохранилищ // Биологические ресурсы водоемов Балтийского моря : Материалы XXII научн. конф. по изуч. водоемов Прибалтики (Вильнюс, окт. 1987 г.).— Вильнюс, 1987.— С. 96.
- Кузин А. М. Проблемы современной радиобиологии.— М. : Знание, 1987.— 63 с.
- Лаврик В. И. О двух краевых задачах неустановившейся конвективной диффузии в случае фильтрации грунтовых вод со свободной поверхностью // Укр. мат. журн.— 1976.— 28, № 5.— С. 677—681.
- Лаврик В. И. Теоретични дослідження процесів забруднення та засолення підземних вод // Вісн. АН УРСР.— 1979.— № 2.— С. 63—70.
- Лаврик В. И. Решение задач массопереноса водорастворимых веществ в случае

- зависимости коэффициента конвективной диффузии от скорости фильтрации // Некоторые задачи массопереноса и фильтрации подземных вод.— Киев : Ин-т математики АН УССР, 1981.— С. 3—24.
- Лаврик В. И. Об одной математической модели определения и прогнозирования качественного состава поверхностных вод // Гидробиол. журн.— 1986.— 22, № 2.— С. 75—78.
- Лаврик В. И. Математическое моделирование процессов формирования качества подземных вод при их взаимодействии с поверхностными водами // Материалы Междунар. симп. по контролю качества и управлению подземных вод (Дрезден, 23—28 марта 1987 г.)— Дрезден, 1987.— 12 с.
- Лаврик В. И., Добрынский В. А., Рогаль И. В. Некоторые математические модели и методы исследования процессов загрязнения подземных вод // Математика и проблемы водного хозяйства.— Киев : Наук. думка, 1986.— С. 100—123.
- Лаврик В. И., Дао Минь Нгок, Власюк А. П. Математическое моделирование процессов изменения качественного состава поверхностных и подземных вод при их взаимодействии (препринт 86.52).— Киев, 1986.— 60 с.— (Препр. АН УССР. Ин-т математики; 86—52).
- Лацицкий И. И. Биопродукционные возможности Цимлянского водохранилища и степень использования кормовых ресурсов рыбами // Тр. Волгогр. отд. ГосНИОРХ.— 1974.— 8.— С. 83—115.
- Лаукс Д. П. Модели управления поверхностной водой. Вопросы качества // Системный подход к управлению водными ресурсами.— М. : Наука, 1985.— С. 214—245.
- Лебединский Ю. П., Потравний С. М., Краснянский Б. Ю. Управління природокористуванням.— Київ : Урожай, 1987.— 254 с.
- Лемешев М. Интенсификация производства и рациональное природопользование // Коммунист.— 1986.— № 17.— С. 18—29.
- Леонов А. В. Математическое моделирование трансформации соединений фосфора в пресноводных экосистемах (на примере оз. Балатон).— М. : Наука, 1986.— 152 с.
- Леонов А. В., Айзатуллин Т. А. Кинетика и механизм трансформации соединений биофильных элементов (С, О, N, P, S) в водных экосистемах.— М., 1977.— С. 75—137. Итоги науки и техники. (ВИНИТИ. Сер. Общая экология. Биоценология. Гидробиология; Т. 4).
- Лимнологические и ихтиологические исследования озера Севан // Тр. Севан. гидробиол. станции.— 1985.— 20.— 259 с.
- Линник П. Н. Формы миграции и некоторые закономерности поведения марганца и меди в воде Дуная и водоемов Северо-Западного Причерноморья // Гидробиология Дуная и лимнов Северо-Западного Причерноморья.— Киев : Наук. думка, 1986.— С. 52—66.
- Линник П. Н. Состояние тяжелых металлов в природных водах как важная характеристика при оценке их токсичности // V Всесоюз. конф. по водной токсикол. (Одесса, 18—22 апр. 1988 г.) : Тез. докл.— М., 1988.— С. 47—48.
- Липа О. Л., Федоренко А. П. Заповідники та пам'ятки природи України.— Київ : Урожай, 1969.— 186 с.
- Лисицын Е. Н. Охрана природы в зарубежных странах.— М. : Агропромиздат, 1987.— 215 с.
- Лукьяненко В. И. Экологические аспекты ихтиотоксикологии.— М. : Агропромиздат, 1987.— 240 с.
- Малаярская А. Я., Карасина Ф. М. Некоторые аспекты токсичности фитопланктона / Гидробиол. журн.— 1988.— 24, № 4.— С. 55—62.
- Маринов Х. Проблемы за пространствена пределност в развитието на производителните сили при съвременната екологическа обстановка // Методите на екологическите експертизи в световната практика.— Свищов, 1984.— С. 42—58.
- Маринов Х., Механджиев М., Ботев В., Ненков М. Экологизация и экологическая экспертиза.— Свищов, 1981.— 582 с.
- Марчук Г. И. Математическое моделирование в проблеме окружающей среды.— М. : Наука, 1982.— 304 с.
- Маслов В. Гадкие утята и лебеди науки. О новых отраслях знания и консерватизме // Правда.— 1987.— 9 июня,

- Маслова О. В., Шебунина Н. А.* Экологические аспекты циркуляции стойких пестицидов в экосистемах низовьев рек // Сб. науч. тр. ВНИИ гигиены и токсикол. пестицидов, полимеров и пластмасс.— 1987.— № 17.— С. 31—33.
- Методите на екологическите експертизи в световната практика.*— Свищов, 1984.— 460 с.
- Методические рекомендации по установлению предельно допустимых концентраций загрязняющих веществ для воды рыбохозяйственных водоемов.*— М.: Изд-во ВНИРО, 1985.— 88 с.
- Мунн Р. Е.* Предисловие к книге «Вторжение в природную среду. Оценка воздействий».— М.: Прогресс, 1983.— С. 7—8.
- Нормы радиационной безопасности НРБ-76 и основные санитарные правила работы с радиоактивными веществами и другими источниками ионизирующих излучений ОСП-72/80.*— М.: Энергоиздат, 1981.— 95 с.
- Оганесян Р. О.* Нарушение взаимодействий в системе «вода — донные отложения» как одна из причин евтрофирования озера Севан // Изучение взаимодействий в системе «вода — донные отложения» (Севан, 6—9 окт. 1987 г.): Материалы Респуб. семинара.— Ереван, 1987.— С. 43—48.
- Оганесян Р. О., Парпаров А. С.* Изменение морфометрии озер как евтрофирующий фактор // I съезд гидробиологов Молдавии (Кишинев, апр. 1986): Тез. докл.— Кишинев: Штинца, 1986.— С. 106—107.
- Оганесян Р. О., Парпаров А. С.* О возможности управления ресурсами озера Севан // V съезд Всесоюз. гидробиол. о-ва (Тольятти, 15—19 сент., 1986 г.): Тез. докл.— Куйбышев, 1986.— Ч. 2.— С. 273—275.
- Оганесян Р. О., Парпаров А. С., Симомян А. А.* Биологические аспекты Севанской проблемы // Биол. журн. Армении.— 1977.— № 10.— С. 101—106.
- Одум Ю.* Основы экологии.— М.: Мир, 1975.— 470 с.
- Одум Ю.* Экология.— М.: Мир, 1986.— Т. 1.— 328 с.; Т. 2.— 376 с.
- О'Коннор Д.ж., Томанн В., Ди Торо М.* Экологические модели // Системный подход к управлению водными ресурсами.— М.: Наука, 1985.— С. 280—312.
- Оксиюк О. П.* Водоросли каналов мира.— Киев: Наук. думка, 1973.— 207 с.
- Оксиюк О. П., Жукинский В. Н.* Методические приемы использования эколого-санитарной классификации поверхностных вод суши // Гидробиол. журн.— 1983.— 19, № 5.— С. 63—67.
- Оксиюк О. П., Жукинский В. Н., Полищук В. С. и др.* Оценка влияния пусков воды из Каховского водохранилища на эколого-санитарную ситуацию и биопродуктивность Днепровско-Бугской устьевой области.— Киев, 1988.— 144 с.— Рукоп. деп. в ВИНТИ, № 4768—В 88.
- Оксиюк О. П., Жукинский В. Н., Харченко Т. А. и др.* Инженерная гидробиология: содержание, определение, задачи, методы // Гидробиол. журн.— 1987.— 23, № 6.— С. 38—43.
- Оксиюк О. П., Олейник Г. Н., Карпезо Ю. И. и др.* Первичная продукция и деградация органического вещества в канале Днепр — Донбасс как фактор формирования качества воды.— Киев, 1987.— 141 с.— Рукоп. деп. в ВИНТИ, № 676 — В 87.
- Оксиюк О. П., Олейник Г. Н., Стольберг Ф. В.* Гидробиологические процессы формирования качества воды и их регулирование в каналах межбассейновых перебросок стока // Круговорот вещества и энергии в водоемах.— Иркутск, 1981.— Вып. 7.— С. 100—102.
- Оксиюк О. П., Олейник Г. Н., Шевцова Л. В. и др.* Гидробиология каналов Украинской ССР.— Киев: Наук. думка, 1990.— 000 с.
- Оксиюк О. П., Стольберг Ф. В.* Управление качеством воды в каналах.— Киев: Наук. думка, 1986.— 176 с.
- Олейник Г. Н.* Бактериофлора каналов.— Киев: Наук. думка, 1983.— 184 с.
- Орлоб Д. Т.* Модели эстуария // Системный подход к управлению водными ресурсами.— М.: Наука, 1985.— С. 246—279.
- Оуэнс М.* Биогенные элементы, их источники и роль в речных системах // Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям.— Л.: Гидрометеоздат, 1977.— С. 54—64.
- Охрана водных ресурсов.*— М.: Колос, 1979.— 247 с.
- Петрова Т.* Экологические аспекты размещения промышленности и экологическая

- экспертиза в Японии // Методите на екологическите експертизи в световната практика.— Свищов, 1984.— С. 445—457.
- Плис Ю. М.* Моделирование некоторых процессов, формирующих качество воды в Невской губе // Проблемы охраны вод.— Харьков, 1977.— Вып. 8.— С. 120—125.
- Полетаев П.* В ответе перед природой. // Правда.— 1987.— 5 июня.
- Поликарпов Г. Г.* Развитие радиэкологических исследований на морских и пресноводных водоемах СССР // Гидробиол. журн.— 1987.— 22, № 6.— С. 29—38.
- Полубаринова-Кочина П. Я.* Теория движения грунтовых вод.— М.: Наука, 1977.— 510 с.
- Правила охраны поверхностных вод от загрязнения сточными водами.*— М.: Стройиздат, 1975.— 31 с.
- Приймаченко А. Д.* Фитопланктон и первичная продукция Днепра и днепровских водохранилищ.— Киев: Наук. думка, 1981.— 278 с.
- Природные заповедные объекты Украинской ССР.*— М.: Изд-во ГУГК СССР и АН УССР, 1977.
- Проценко А.* После Чернобыля // Правда.— 1988.— 6 авг.
- Распопов И. М.* Фитомасса и продукция макрофитов Онежского озера // Микробиология и первичная продукция Онежского озера.— Л.: Наука, 1973.— С. 123—143.
- Редкие и исчезающие растения и животные Украины.* Справочник.— Киев: Наук. думка, 1988.— 254 с.
- Реймерс Н. Ф., Яблоков А. В.* Словарь терминов и понятий, связанных с охраной живой природы.— М.: Наука, 1982.— 144 с.
- Решетников Ю. С.* Сиговые рыбы в северных экосистемах // Вопр. ихтиологии.— 1979.— 19, № 3.— С. 419—433.
- Ринальди С.* Моделирование процесса загрязнения рек // Теория систем в приложении к проблемам защиты окружающей среды.— Киев: Виш. шк., 1981.— С. 153—178.
- Романенко В. Д., Окснюк О. П., Жукинский В. Н.* Гидробиологические аспекты экологического обоснования межбассейновых перебросок стока // Вод. ресурсы.— 1983.— № 2.— С. 141—151.
- Романенко В. Д., Окснюк О. П., Жукинский В. Н. и др.* Экологические проблемы межбассейновых перебросок стока.— Киев: Наук. думка, 1984.— 256 с.
- Рябов А. К., Сиренко Л. А.* Искусственная аэрация природных вод.— Киев: Наук. думка, 1982.— 204 с.
- Садыков О. Ф.* Популяционные аспекты экотоксикологии // Экотоксикология и охрана природы.— М., 1988.— С. 108—126.
- Сафьянов Г. А.* Эстуарии.— М.: Мысль, 1987.— 188 с.
- Севастьянов В. И.* Особенности формирования качества воды в водохранилищах энергокомплексов // Гидробиол. журн.— 1987.— 23, № 2.— С. 10—16.
- Сиренко Л. А., Щербак А. В.* Днепр и его водохранилища // Природа Украинской ССР. Моря и внутренние воды.— Киев: Наук. думка, 1987.— С. 81—93.
- Скадовский С. Н., Мессинева М. А., Успенская В. И., Телитченко М. М.* Перспективы улучшения качества воды канала Северный Донец — Донбасс направленным регулированием биоценозов водных организмов // Тр. Всесоюз. гидробиол. о-ва.— 1963.— 14.— С. 124—129.
- Смирнова Н. Н.* Аккумуляционная способность высших водных растений устьевых областей рек Северо-Западного Причерноморья // Гидробиология Дуная и лиманов Северо-Западного Причерноморья.— Киев: Наук. думка, 1986.— С. 133—151.
- СанПиН 3907-85.* Санитарные правила проектирования, строительства и эксплуатации водохранилищ / Минздрав СССР.— М., 1987.— 22 с.
- СНиП 1.02.81-85.* Инструкция о составе, порядке разработки, согласования и утверждения проектно-сметной документации на строительство предприятий, зданий и сооружений / Госстрой СССР.— М., 1986.— 40 с.
- СНиП 2.06.01-86.* Гидротехнические сооружения. Основные положения проектирования / Госстрой СССР.— М., 1987.— 30 с.
- Соколов В. Е.* Предисловие к книге «Экологическое прогнозирование».— М.: Наука, 1979.— С. 5—6.

- Солоневская А. В.* Сток фитопланктона нижней Оби // Гидростроительство и рыбное хозяйство в нижней Оби.— Тюмень, 1966.— С. 77—91.
- Стольберг Ф. В., Анищенко Л. Я.* Водоохранные комплексы систем переброски стока // Гидротехника и мелиорация.— 1982.— № 6.— С. 71—75.
- Сукач И. С.* Возможности использования берегового биоплато для регулирования качества воды в каналах // Регулирование качества природных вод : Сб. науч. трудов.— Харьков : Всесоюз. НИИ по охране вод, 1984.— С. 136—141.
- Сухойван П. Г.* Рыбные ресурсы Днепра, его водохранилищ и устьевой области // Природа Украинской ССР. Моря и внутренние воды.— Киев : Наук. думка, 1987.— С. 127—134.
- Сухоруков Г. А.* Об одном классе моделей прогноза и оптимизации водоохранных мероприятий // Проблемы охраны вод.— Харьков : ВНИИ по охране вод.— 1979.— С. 94—102.
- Телитченко М. М.* Самоочищение водоемов и вопросы водоснабжения // Гидробиол. журн.— 1966.— 2, № 2.— С. 37—40.
- Телитченко М. М.* Токсические метаболиты некоторых массовых форм гидробионтов и их констатация // Летучие биологически активные соединения биогенного происхождения.— М. : Изд-во Московск. ун-та, 1971.— С. 28—32.
- Технология* устранения обростания дрейссеной трубопроводов оросительных систем.— Киев : Наук. думка, 1986.— 32 с.
- Тимашев И. Е.* Канадский опыт изучения последствий межбассейновых перебросок речного стока // Геогр. и природ. ресурсы.— 1983.— № 1.— С. 181—186 с.
- Тисен Х.* Оценка на влиянието върху околната среда в Канада // Методите на екологическите експертизи в сетовната практика.— Свищов, 1984.— С. 428—432.
- Титар В. М., Курандина Д. П., Анохин Ю. Л.* Изучение солёности ризистентности паразитологических организмов в связи с изменением гидрологического режима Днепровско-Бугского лимана : Тез. докл. симпоз. гидропаразитологов при IV съезде Всесоюз. гидробиол. о-ва.— Киев : Наук. думка, 1981.— С. 46—48.
- Топачевский А. В., Цееб Я. Я., Сиренко Л. А.* Техничко-биологические условия проектирования, реконструкции и режима эксплуатации водохранилищ ГЭС.— Киев : Наук. думка, 1974.— 40 с.
- Тюрин П. В.* Рыбохозяйственная классификация водохранилищ и методика определения их рыбопродуктивности // Изв. НИИ озер. и реч. рыб. хоз-ва.— 1961.— 50.— С. 429—444.
- Умнов А. А.* Математическая модель биотического круговорота веществ и энергии, происходящего в загрязненной реке // Биологические процессы и самоочищение на загрязненном участке реки.— Минск : Изд-во Белорус. ун-та, 1972.— С. 157—182.
- Управление* природной средой. Социально-экономический и естественнонаучные аспекты.— М. : Наука, 1979.— 163 с.
- Фальковская Л. Н., Каминский В. С., Пааль Л. Л., Грибовская И. Ф.* Основы прогнозирования качества поверхностных вод.— М. : Наука, 1982.— 181 с.
- Филь С. А.* Эффективность рыбохозяйственного освоения днепровских водохранилищ и пути ее повышения // Рыбное хоз-во.— Киев, 1988.— № 42.— С. 6—10.
- Фрид Ж.* Загрязнение подземных вод.— М. : Недра, 1981.— 304 с.
- Харченко Т. А., Ляшенко А. В.* О параметрах, характеризующих уровень энергообмена у дрейссены // Круговорот вещества и энергии в водоемах. Структура, продуктивность и функционирование сообществ водных организмов : Материалы X Всесоюз. лимнол. совещ. Листвничное на Байкале, 4—6 сент. 1985 г.— Иркутск, 1985.— Вып. 3.— С. 147—148.
- Хендерсон—Селлерс Б.* Инженерная лимнология.— Л. : Гидрометеоздат, 1987.— 335 с.
- Холлинг К. С., Базыкин А. Д., Бруннелл П. и др.* Экологические системы. Адаптивная оценка и управление.— М. : Мир, 1981.— 397 с.
- Хубларян М. Г., Фролов А. П.* Моделирование процессов интрузии в эстуариях и подземных водоносных горизонтах.— М. : Наука, 1988.— 144 с.
- Цееб Я. Я., Сиренко Л. А., Жукинский В. Н. и др.* Современные проблемы улучшения санитарно-биологического состояния и повышения биологической продуктивности днепровских водохранилищ.— Киев : Наук. думка, 1976.— 72 с.

- Черногоренко М. И., Комарова Т. И., Кулаковская О. П.* Эколого-паразитологическая характеристика водных животных Килийской дельты Дуная // Лимнологические исследования Дуная.— Киев : Наук. думка, 1969.— С. 359—367.
- Черногоренко М. И., Титар В. М., Курандина Д. П. и др.* Гидропаразитологическая ситуация и ее прогноз в водоемах комплекса Дунай — Днепр : Тез. докл. симпозиума гидропаразитологов при IV съезде Всесоюз. гидробиол. о-ва.— Киев : Наук. думка, 1981.— С. 48—50.
- Шикломанов Н. А., Григорьев В. Ю.* К проблеме оценки влияния крупных водохозяйственных проектов на окружающую среду // Гидротехн. стр-во.— 1987.— № 10.— С. 52—55.
- Шушкин А. И.* Математическое и аналоговое моделирование в задачах водоохраны // Математика и проблемы водного хозяйства.— Киев : Наук. думка, 1986.— С. 130—147.
- Яблоков А. В., Остроумов С. А.* Охрана животного мира : проблемы и перспективы.— М. : Знание, 1979.— 64 с.
- Apted K. W., Novak P.* Some studies of oxygen up take at weirs // Department of Civil Engineering, University of New-Castle upon Tyne, Great Britain.— 1973.— 2, В. 23—1.— P. 116—140.
- Baxter R. M., Claude P.* Environmental effects of dams and impoundments in Canada: past experience and future prospects // Water Research Institute, Burlington, Ontario.— Land Directorate Ottawa, Ontario, 1979.— P. 1—94.
- Chen C. W.* Concepts and utilities of ecologic model // J. Sanit. Eng. Div., Proc. Amer. Soc. Civ. Eng.— 1970.— 96, N 5.— P. 1085—1097.
- Dee N., Baker J. K., Duke K. L.* An environment evolution system for water resource planning // Water Resour. Res.— 1973.— 9.— P. 523—535.
- Dobbins W. E.* BOD and oxygen relationships in streams // J. Sanit. Eng. Div., Proc. Amer. Soc. Civ. Eng.— 1964.— 90, N 3.— P. 53—78.
- Hartmann J.* Veränderungen in kulturbedigt eutrophierenden Seen // Schweiz. Z. Hydrol.— 1977.— 39, N 2.— S. 243—254.
- Kellerhals R., Church M., Davies L. B.* Morphological effects of interbasin river diversions // Can. J. Civ. Eng.— 1979.— 6.— P. 18—31.
- Koeman J. H.* Ecotoxicological evolution : the eco—side of the problem // Ecot. Envir. Safety.— 1982.— 6, N 4.— P. 358—362.
- Kroske H.* Möglichkeiten zur Anwendung ökologisch—ökonomischer Einschätzungen (Environment Impact Assessment) im Planungsprozess von Umweltabnahmen // Nachr. Mensch-Umwelt.— 1987.— 15, N 3.— S. 2—13.
- Leopold L. B., Clarke F. E., Hanshaw B. B., Balsley J. R.* A procedure for evolving environmental impact.— Washington, 1971.— 13 p.
- Messier D., Ingram R. G., Roy D.* Physical and biological modification in response to la Grande hydroelectric Complex // Can. Inland Seas.— 1986.— P. 403—424.
- Munn R. E.* Biometeorological methods.— New York : Academ. Press, 1970.— 336 p.
- O'Connor D. T., Dobbins W. E.* The mechanism of reaeration in natural streams // Trans. Amer. Soc. Civ. Eng.— 1958.— 123.— P. 222—232.
- O'Neill R. V.* Error analyses of ecological models, deciduous forest biome // Wemo rep.— 71/ Nat. Lab. Oak Ridge.— 1971.— N 15.— P. 16—28.
- Pascoe D.* The role of aquatic toxicity in predicting and monitoring pollution effects // Acta biol. hung.— 1987.— 38, N 1.— P. 47—58.
- Petts G. E.* Impounded rivers. Perspectives for ecological management.— Chichester etc. : Wiley a. sons, 1984.— 326 p.
- Stephan Ch.* Are the guidelines for deriving numerical national water quality criteria for the protection of aquatic life and its uses based on sound judgments? // Aquat. Toxicol. and Hazard Assessment: 7th Symp., Milwaukee, Wisc., 17—19 Apr., 1983.— Philadelphia (Pa), 1985.— P. 515—526.
- Streeter H. W., Phelps E. B.* A study of the pollution and natural purification of the Ohio River // U. S. Publ. Health Service Bull.— 1925.— N 146.— 75 p.
- The functioning of fresh-water ecosystems (International Biological Programme.— Cambridge etc.— Cambridge Univ. Press, 1980.— 340 p.*
- Uhlmann D.* Hydrobiologie : Ein Grundriß für Ingenieure and Naturwissenschaftler.— 2 Aufl.— Jena : Fischer, 1982.— 315 S.
- Willemssen J.* Fishery-aspects of eutrophication // Hydrobiol. Bull.— 1980.— 14, N 1—2.— P. 12—21.

ОГЛАВЛЕНИЕ

Предисловие	3
Введение	5
Глава 1. Общие положения	9
1.1. Место экологической оценки в общей оценке техногенного воздействия на природную среду	9
1.2. Современное состояние экологической оценки в мировой науке и практике	13
1.3. Область применения гидроэкологической оценки	19
1.4. Основные принципы гидроэкологической оценки	22
1.5. Состав гидроэкологической оценки	26
1.6. Пути и средства управления воздействием гидротехнического строительства на водные объекты. Разработка экологических требований и рекомендаций	32
Глава 2. Основные методы гидроэкологической оценки воздействия технических объектов на водные экосистемы	41
2.1. Методические подходы, используемые при гидроэкологической оценке воздействия	41
2.2. Математическое и имитационное моделирование при гидроэкологической оценке	46
2.2.1. Математическое и имитационное моделирование процессов формирования качества воды в пресноводных экосистемах	46
2.2.2. Математические модели кислородного режима и процессов биохимического самоочищения	59
2.3. Методы прогнозирования воздействия технических объектов на водные экосистемы	67
2.3.1. Общая минерализация и ионный состав воды	67
2.3.2. Кислородный режим, содержание органического вещества и биогенных элементов	73
2.3.3. Гидробиологические и бактериологические показатели качества воды. Биопомехи. Паразитологическая ситуация	83
2.3.4. Эколого-токсикологическая и радиоэкологическая ситуации	90
2.3.5. Ихтиофауна и рыбопродуктивность	106
2.3.6. Ценные гидрозкосистемы, гидробиоценозы, гидробионты и их генофонд	114
2.4. Методы оценочного анализа гидротехнического воздействия	118
2.5. Методика разработки водоохранных мероприятий при гидротехническом строительстве	132
Глава 3. Методические рекомендации	136
3.1. Программа и последовательность гидроэкологической оценки	136
3.2. Особенности гидротехнического воздействия на разные типы водных объектов	147
3.3. Системы расчетов для гидроэкологической оценки воздействия	149

3.3.1. Система расчетов кислородного режима, БПК _{полн} и биомассы фитопланктона	149
3.3.2. Система расчетов водоохранных мероприятий при гидротехническом строительстве	174
3.3.3. Системы расчетов рыбопродуктивности	180
Глава 4. Примеры экологической оценки воздействия гидротехнического строительства на водные объекты	186
4.1. Днепро-Бугская устьевая область	186
4.2. Канал Днепр — Донбасс	197
4.3. Различные водные объекты	202
Заключение	212
Приложение 1. Классификации качества вод	216
Экологическая классификация качества поверхностных вод суши	216
Классификация качества вод, принятая водохозяйственными органами стран — членов СЭВ	221
Приложение 2. Пример расчета РК, БПК_{полн} и биомассы фитопланктона в искусственных водотоках	230
Примеры расчетов потенциальной и промысловой рыбопродуктивности водных объектов	232
Приложение 3. Список условных обозначений, принятых в работе	236
Список литературы	246

Научное издание

**Романенко Виктор Дмитриевич, Оксюк Ольга Петровна,
Жукинский Валерий Николаевич, Стольберг Феликс Владимирович,
Лаврик Владимир Иванович**

ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ВОЗДЕЙСТВИЯ ГИДРОТЕХНИЧЕСКОГО СТРОИТЕЛЬСТВА НА ВОДНЫЕ ОБЪЕКТЫ

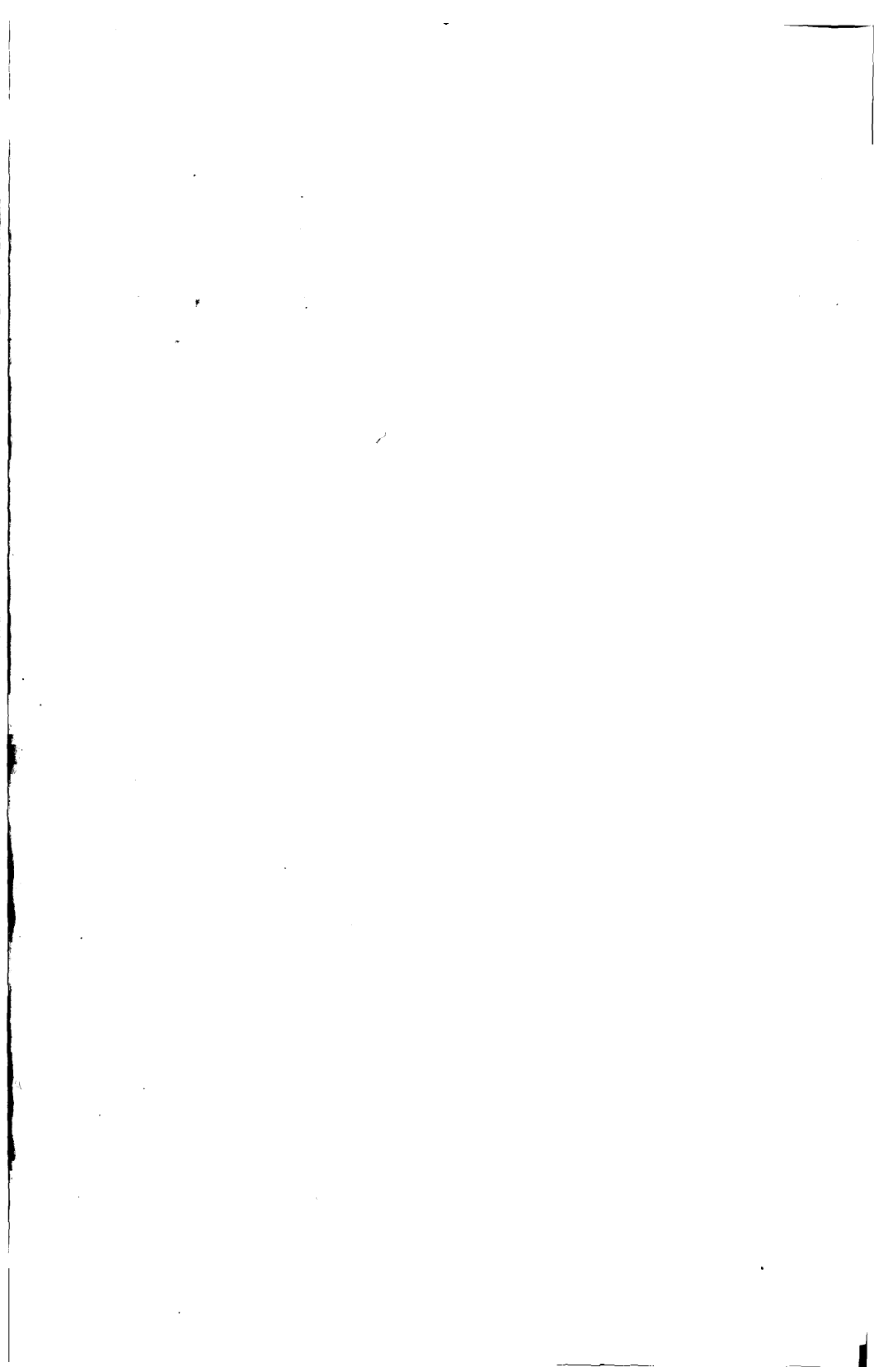
Оформление художника *А. Л. Омельянюка*. Художественный редактор *Р. И. Калыш*.
Технические редакторы *Г. Р. Боднер, Г. М. Ковалева*. Корректоры *Е. Н. Семенюк, Л. Н. Регета, Л. М. Тищенко*

ИБ 10701

Сдано в набор 27.06.89. Подп. в печ. 01.03.90. БФ 01034. Формат 60×90/16. Бум. тип. № 1
Лит. гарн. Выс. печ. Усл. печ. л. 16,0. Усл. кр.-отт: 16,0. Уч.-изд. л. 19,89. Тираж 1000
экз. Заказ 9—2307 Цена 4 р. 30 к.

Издательство «Наукова думка». 252601, Киев, ул. Рефина, 3.

Отпечатано в матриц Головного предприятия республиканского производственного объединения «Полиграфкига». 252057, Киев, ул. Довженко, 3 в Нестеровской городской типографии 292310, Нестеров, Львовской обл. ул. Горького, 8. Зак. 1462.



3 этап работы:

- определение всех конт.
- проект без воз.
- проект с воз.

Уточнение методов проекта
по каждому вопросу, разработка всех
мероприятий и путей их реализации

2-6, 8-12, 11-71

