

УДК 504.4.062.2(574)

**К КОНЦЕПЦИИ КОМПЛЕКСНОЙ ОЦЕНКИ КАЧЕСТВА  
ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД**

Канд. геогр. наук М.Ж. Бурлибаев  
Канд. техн. наук Л.М. Павличенко  
О.Г. Шестернева

*Рассматриваются концептуальные пути ввода комплексной оценки качества поверхностных вод, как интегрального показателя, в единую систему мониторинга экосистемы, без учета которых решение стратегических задач по охране и восстановлению природных водных экосистем теряют всякий смысл.*

В Законе Республики Казахстан "Об охране окружающей среды", принятом в августе 1997 года, несколько статей посвящены мониторингу окружающей среды, включая водные объекты страны. Такой интерес к проблеме мониторинга водных объектов не случаен, так как в последнее время проблемы чистой воды и охраны водных экосистем становятся все более острыми и глобальными. В республике наблюдаются повсеместные трудности в обеспечении отраслей экономики водными ресурсами из-за количественного и качественного их истощения, в первую очередь связанного с зарегулированностью естественного хода речного стока, безвозвратным забором больших объемов воды и загрязнением поверхностных и подземных водных объектов страны. Практическая гидрохимия большое внимание уделяет разработке научных и методологических основ комплексного мониторинга загрязнения водных объектов. Но, к сожалению, многие разработанные методологические и методические подходы к комплексной оценке качества поверхностных вод не нашли практического использования по различным причинам, среди которых не последнюю роль сыграла наукоемкость и сложность их применения для

практических целей. В настоящее время используются Методические рекомендации по формализованной комплексной оценке качества поверхностных и морских вод по гидрохимическим показателям [16]. Однако отсутствие комплексности при оценке качества поверхностных вод, а также ряд допущенных логических ошибок в самой методике привели к выводу о недостаточности ведения такого мониторинга для получения адекватной оценки состояния загрязненности природных вод. По этой причине стала необходимой разработка новых научно-методологических основ интегральной комплексной оценки качества природных вод, направленных, во-первых, на анализ загрязнения водных объектов по всем контролируемым ингредиентам, а во-вторых, на учет ответной реакции компонентов, составляющих водную экосистему, на воздействие загрязнения. Для выполнения второй части такой постановки задачи необходима сеть режимных гидробиологических наблюдений, охватывающих водные объекты хотя бы на уровне гидрохимических наблюдений, но при нынешнем экономическом состоянии страны и финансовых трудностях пока эта цель недостижима. Тем не менее, даже при сложившихся обстоятельствах можно проводить комплексные оценки качества вод, основываясь на режимных гидрохимических данных, для получения оперативной информации по загрязненности с целью оповещения водопотребителей (водопользователей) и принятия мер по предотвращению последствий аварийных сбросов сточных вод. Следует отметить, что в настоящей работе под комплексной оценкой качества поверхностных вод подразумеваются исследования и оценка загрязненности водного потенциала, ибо перед нами не стояла и не стоит задача определения ни питьевого, ни ирригационного и так далее качества поверхностных вод суши. В связи с отсутствием методических рекомендаций по количественным оценкам совместного влияния загрязняющих веществ (синергизм, антагонизм) на гидробионтные и бентосные сообщества при комплексной оценке общего загрязнения водных объектов как наиболее приемлемый в настоящее время был принят вариант определения кратности превышения содержания ингредиента над собственной предельно допустимой концентрацией, используемый в гидрохимии. Этот показатель в последнее время приобрел широкое распространение и стал более известным как индекс загрязненности вод (*ИЗВ*). Системность оценки каче-



ства природных вод (*КПВ*) обеспечивается переводом внимания исследователей с изучения свойств водного объекта на выявление систематизирующих отношений между приоритетными показателями и условиями формирования качества воды.

В работе [4] понятие "состояние водных экосистем" или "экологическое состояние реки" подразумевало соотношение параметров взаимосвязанных элементов-факторов водной экосистемы (живых организмов, воды, растворенных и твердых веществ, донных осадков, растворенных газов и т.д.), характеризующих эту систему на однородном участке водного объекта в определенный промежуток времени. При этом конкретные входные функции (солнечная радиация, потоки загрязняющих веществ, взвешенных наносов и др.) трансформируются в выходные функции (изменение массы гидробионтов, сток химических и загрязняющих веществ и пр.) и вызывают соответствующую реакцию гидробионтов. При современном уровне исследований (мониторинга), когда может быть получена полная информация о гидрологических, гидрохимических, санитарно-гидробиологических, токсикологических, радиоэкологических, физико-химических и других показателях воды, оценка качества воды должна приближаться к оценке экологического состояния водного объекта в целом. Следует также отметить, что современные комплексные оценки качества природных вод, осуществляемые отдельно гидробиологическими и гидрохимическими методами зачастую не находят точек соприкосновения, будучи подчиненными решению разноплановых задач. Такая обособленность, в свою очередь, приводит к невозможности интегральной оценки водных объектов как с позиции экологических требований в целом, так и с учетом частных водопользователей и водопотребителей. Поэтому становится понятным стремление многих исследователей как-то унифицировать современные методы и методологические подходы по комплексной оценке качества природных вод, чтобы они отвечали требованиям различных отраслей экономики.

Самые жесткие требования к качеству поверхностных вод предъявляются для рыбохозяйственных нужд по токсикологическим критериям, исходя из условий совместимости гидробионтов, бентосных сообществ и загрязняющих веществ водных объектов. Именно гидробиологами и ихтиологами впервые было введено в практику по-

нятие водной токсикологии, впоследствии ставшее самостоятельным направлением научных изысканий и изучающее влияние токсических веществ на ихтиофауну. При этом общий потенциал загрязняющих веществ водных объектов разделяется по происхождению на органические и неорганические, с дальнейшей их классификацией на резорбтивные яды и яды локального воздействия. В качестве определяющих факторов при оценке динамики степени токсичности различных загрязняющих ингредиентов рыбохозяйственниками предъявляются жесткие требования к таким показателям поверхностных вод, как температура, газовый состав, жесткость, рН, скорость течения воды и инсоляция. Таким образом, рыбохозяйственное лимитирование охватывает весь список ингредиентов, по которым в настоящее время ведется полный гидрохимический анализ водотоков и водоемов, независимо от их органического или неорганического происхождения.

Отличаясь между собой по специфике требований, водопотребители в целом охватывают, весь перечень анализов по гидрохимическим показателям. Требования потребителей к оперативной информации по оценке качества поверхностных вод для получения максимально возможных объемов сведений предъявляются по следующей схеме загрязненности по группам: общей минерализации; ионов тяжелых металлов; загрязнителей органического происхождения; биогенных элементов; хлорорганических пестицидов; ядовитых веществ; газового режима [8].

Наиболее приоритетным из существующих методов контроля качества поверхностных вод является контроль по гидробиологическим показателям, дающими возможность прямой оценки состояния водных объектов по экологическим соображениям. При этом главной целью гидробиологического контроля *КПВ* является установление наличия или отсутствия темпов процесса самоочищения водотоков и водоемов, способных поддерживать гидробиологические сообщества в состоянии равновесного развития, без изменения целостности экосистемы. Основные концептуальные подходы разработки методов гидробиологического контроля при этом основываются на принципах: учета баланса вещества и энергии в водных объектах; а также целостности структуры экосистемы и ее поддерживающих компонентов. Таким образом, организация и контроль *КПВ* по гидробиологическим показателям должен производиться, исходя из особенностей качественной



модели самой экосистемы с учетом специфики функционирования основных трофических звеньев и составляющих его доминант.

В общих представлениях, гидробиологические методы контроля *КПВ* сводятся к установлению связи между состоянием гидробиоценозов и качеством воды, к количественной оценке биопродуктивности популяции организмов в экосистеме за различные периоды как с нарушенным, так и естественным гидрологическими режимами. Результаты контроля попадания загрязняющих веществ в биосферу и частота превышения ими ориентировочно допустимого уровня (*ОДУ*) или предельно допустимых концентраций свидетельствуют, что практически во всех водных объектах обнаружены заметные нарушения как в жизнедеятельности, так и самих организмах гидробионтных и бентосных сообществ. Необходимо иметь в виду, что эффект накопления загрязняющих веществ в водных экосистемах намного опаснее, чем в наземных экосистемах, так как в относительно анаэробных условиях скорость реагирования жизненной фаши на загрязняющие вещества намного выше. Поэтому реакции, протекающие на организменном, популяционном и биоценотическом уровнях, могут быть положены в основу гидробиологического мониторинга как одного из основных объективных методов контроля качества поверхностных вод.

Однако, несмотря на привлекательность такого подхода, эти гидробиологические методы контроля качества вод не получили широкого распространения в основном из-за сложности строения и взаимодействия субъектов (биоты) и объектов (абиоты). Например, показатели, отражающие состояние жизнедеятельности планктона и бентоса, подвержены значительным колебаниям как естественного, так и антропогенного характера, что, в свою очередь, затрудняет однозначное выявление последствий загрязнения. С другой стороны, трудность заключается в том, что состав загрязняющих веществ, приобретая свойства эмерджентности или констелляций в водной среде, также вызывает различные последствия загрязнения своим разнообразным воздействием на биоту. Тем не менее, каждый токсикант обладает определенным механизмом воздействия на клетки, ткани, органы и организмы в целом и обуславливает специфический механизм реагирования - ответные реакции на изменения, вызванные загрязнителем. При этом гидробионтные и бентосные сообщества, их популя-

ции обнаруживают разную чувствительность и устойчивость к различным токсикантам. Очевидно, что, несмотря на некоторую устойчивость гидробионтов и гидробиоценозов, токсическое воздействие загрязняющих веществ вызывает угнетение физиологических процессов, замедляет рост организмов, повышает число летальных исходов и т.д.

При одновременном действии всего перечня анализируемых элементов по гидрохимическим показателям на гидробионты влияние каждого из них может быть независимым или совокупным. В первом случае, то есть при независимом влиянии, общий потенциал воздействия приобретает эффект аддитивности конечных результатов. Во втором случае наблюдается эффект синергизма, когда суммарный эффект воздействия оказывается выше сумм отдельных воздействий. Также нередки случаи, когда фиксируется эффект антагонизма, то есть результат совместного действия ниже аддитивного. Для гидробиологического контроля качества поверхностных вод немаловажным компонентом является обнаружение кумулятивного эффекта - сверхвысокое содержание токсикантов в организме, характеризуемых более высокой скоростью поступления, чем скорость выведения токсикантов из организма.

Из вышеизложенного следует, что, наравне с выявлением количественных характеристик динамики гидробионтных и бентосных сообществ в зависимости от различных химических загрязняющих ингредиентов и их токсичности, при гидробиологическом контроле качества поверхностных вод немаловажным, а в иных случаях определяющим фактором служат такие показатели, как чувствительность и устойчивость к токсикантам, эмерджентность (синергизм, антагонизм) и кумулятивный эффект загрязняющих веществ. В настоящее время многообразие биологических процессов и ответных реакций организмов на внешние возмущающие воздействия породило множество методик биологических оценок качества поверхностных вод. В бывшем СССР (в том числе и в Казахстане) и за рубежом применяются и используются различные системы оценок и бонитировок, основанные на определении таких показателей, как бактериологические показатели, индекс температурности дна, индекс качества, количество продукционных характеристики сообществ, выделение индикатор-



ных организмов, использование комплексных структур и функциональных оценок состояния биоты [3, 7, 9, 19, 20].

Применение гидробиологических методов оценки качества вод привлекает тем, что здесь адекватно затрагивается вопрос водной токсикологии с определением тех границ, при которых внешние факторы среды обитания переходят физиологические пределы и становятся вредными для организма гидробионтных и бентосных сообществ. При таком подходе к этому вопросу, то есть освещении водной токсикологии, неизбежной становится задача дополнительного обоснования предельно допустимых концентраций тех или иных ингредиентов, исходя из позиции безвредных концентраций. Решение такой задачи основывается на конструкции цели: диагностика интоксикации гидробионтных и бентосных сообществ; распознавание токсичности водной среды; выяснение механизма действия всего перечня токсических (загрязняющих) веществ; выяснение метаболизма токсиканта в организме гидробионтных сообществ. Чему служат подтверждением существующие классификации загрязняющих веществ Р. Н. Вигельта, Х. Р. Элліса, В. В. Хлопина, В. А. Дурилина, Е. В. Веселова и др.

К сожалению, в настоящее время в Казахстане рамки гидробиологических методов определения качества поверхностных вод ограничены только выявлением количественных характеристик фито- и зоопланктона, бентоса.

Как ранее нами подчеркнуто, методы комплексной оценки должны основываться на синтезе гидрохимических и гидробиологических подходов, так как только в этом случае достигается действительная интегральная оценка, удовлетворяющая требованиям различных водопотребителей и водопользователей, а также проводится целостная оценка состояния отдельных водных экосистем [ 8 ].

Согласно "Методическим рекомендациям", в официально выпускаемых с 1988 г. "Ежегодниках качества поверхностных и морских вод и эффективности проведенных водоохраных мероприятий по территории Республики Казахстан" [ 12 ], предназначенных для органов управления и организации, связанных по роду своей деятельности с использованием природных вод и охраной природы, при анализе загрязненности и выявлении тенденции ее изменения, как основной показатель используется индекс загрязненности вод (ИЗВ). При

этом количество анализируемых загрязняющих ингредиентов строго ограничивается, то есть для поверхностных вод шестью и для морских вод четырьмя ингредиентами. В расчет, как обязательное условие, данные по пестицидам не принимаются. В состав этих лимитируемых ингредиентов включены как обязательные показатели растворенного кислорода и биохимическое потребление кислорода (*БПК<sub>d</sub>*). Этими "Методическими рекомендациями" формула для расчета *ИЗВ* речных вод предлагается следующая:

$$ИЗВ_p = \frac{1}{6} \sum_{i=1}^6 \frac{C_i}{ПДК_i}, \quad (1)$$

а для морских вод:

$$ИЗВ_p = \frac{1}{4} \sum_{i=1}^4 \frac{C_i}{ПДК_i}, \quad (2)$$

где  $C_i$  - концентрация  $i$ -того вещества;  $ПДК_i$  - предельно-допустимая концентрация  $i$ -того вещества; 6 и 4 - строго лимитируемое, не включающее пестициды, количество показателей (ингредиентов), берущихся для расчета, имеющих наибольшие значения, независимо от того, превышают они  $ПДК$  или нет, включая показатели растворенного кислорода и  $БПК_d$  (стиль и орфография авторов [ 12, 16 ]). Хотя следует отметить, что эти же расчетные формулы, приводимые в Ежегодниках, по 1993 год, имели постоянный вид (здесь исключена очевидная, но повторяемая из года в год опечатка -  $ПДК$  должна находиться под знаком суммы и иметь индексе принадлежности):

$$ИЗВ_p = k \cdot \sum_{i=1}^n \frac{C_i}{n \cdot ПДК_i}, \quad (3)$$

Здесь  $k$  - коэффициент водности, определяемый из соотношения.

$$k = Q_1 / Q_2 \quad (4)$$

где  $Q_1$  - расход воды за год,  $Q_2$  - расход воды среднееголетний.



"Методическими рекомендациями", вычисление *ИЗВ* с учетом водности года регламентируется производить только в тех случаях, когда наблюдается резкое отличие в водности из года в год. Однако краткий обзор приводимых "Ежегодников" по 1993 год включительно, однозначно регламентирует определение *ИЗВ* с учетом водности года. При постановке задачи согласно формуле ( 3 ) в многоводные годы ( $k > 1$ ) получим завышенные значения *ИЗВ*, а в маловодные ( $k < 1$ ) - заниженные, т.е. в маловодные годы нам рекомендуют употреблять воду более низкого качества при одних и тех же концентрациях загрязнителей. Таким образом, определение *ИЗВ* с учетом водности года приводит к фальсификации оценки. Индекс загрязнения должен вычисляться без учета водности года, поскольку при определении концентрации ингредиентов водность года учитывается автоматически, на что указывали О. А. Алекин [ 1, 2 ] и А. М. Никаноров [ 17 ].

В "Методических рекомендациях" по целесообразности лимитирования анализируемых ингредиентов никакого обоснования не содержится, кроме двух пояснений при расшифровке применяемых формул [ 12, 16 ]. Известно, что при современном развитии промышленности, сельского хозяйства и других отраслей экономики используется множество различных веществ, так или иначе связанных с родом их деятельности, многие из которых попадают в водные объекты. Например, яды промышленных сточных вод, попадая в водотоки и водоемы, губительно действуют на воспроизводство рыбных запасов, уничтожают нерестилища и нагульные угодья, ограничивают миграционные способности, снижают резистентность организма, вызывают болезни и т.д. Водотоки и водоемы, будучи в активной зоне гидравлической связи между поверхностными и подземными водами, имея в водном потенциале загрязняющие (зачастую опасные) вещества, играют огромную роль и в антропогенном загрязнении подземных вод, что, в свою очередь, небезопасно для населения, использующего эти воды для питья. При этом загрязняющие вещества изменяют физические, физико-химические и химические свойства воды вплоть до нарушения биологического равновесия и процессов самоочищения в водных объектах. Кроме того, "Методические Рекомендации" не учитывают разделение загрязняющих веществ по их влиянию на гидробионтные и бентосные сообщества. Изучение загрязняющих веществ, по сути включающий весь перечень анализируемых ингредиентов как

органического, так и неорганического происхождения, позволило подразделить их по токсичности влияния на следующие группы ядов: локального действия; нервно-паралитического действия; гемолитические; протоплазматические; энзиматические; наркотического и комбинированного действия [ 15 ].

Необходимо отметить, что отдельные требования к биогенным элементам, независимо от естественного или антропогенного происхождения, основываются на их активном участии в жизнедеятельности водных организмов и все возрастающие антропогенные нагрузки со стороны этих элементов зачастую приводит водные объекты к эвтрофированию. Также отдельно предъявляется требование к газовому режиму ( по растворенному кислороду ), как к общему показателю благополучия водного объекта.

Наконец, все загрязнители, по которым проводятся гидрохимические анализы, необходимо разделить на несколько групп по токсичности влияния в зависимости от их концентрации:

- чрезвычайно высокотоксичные и опасные вещества, вызывающие гибель гидробионтов в концентрациях до 1 мг/л (ДДТ, ГХЦГ, элементарный фосфор, фтор, цианиды и т.д.);

- сильнотоксичные и весьма опасные вещества, вызывающие гибель гидробионтов в концентрациях 1÷10 мг/л;

- умеренно токсичные вещества, вызывающие гибель гидробионтов в концентрациях 10÷100 мг/л;

- слаботоксичные вещества, вызывающие гибель гидробионтов в концентрациях выше 100 мг /л;

- очень слаботоксичные вещества, вызывающие гибель гидробионтов в концентрациях свыше 1000 мг/л.

Таким образом, весь перечень гидрохимических показателей, по которым выпускаются ежегодники качества поверхностных вод, по требованиям рыбохозяйственного лимитирования, а также по генетическому происхождению, применению, химическому строению и токсичности влияния на гидробионтное и бентосное сообщества можно разделить на условные группы с целью дальнейшей формулировки требований к отдельным группам элементов, объединенным по

критерию токсичности.

Как ранее отмечалось, в критикуемых "Методических рекомендациях" [ 12, 16 ], выбранные 6 и 4 элементов (в том числе обяза-



тельные растворенный кислород и *БПК<sub>5</sub>*) соответственно для поверхностных и морских вод, ориентируются всего лишь на максимальные концентрации (независимо от наличия или отсутствия превышения *ПДК*) и абсолютно не учитывают ни класс опасности самих ингредиентов, ни токсичность их влияния и т.д. - осуществляется набор случайных загрязнителей. В этой связи определенный интерес представляет перечень анализируемых ингредиентов, по которым из года в год ведутся определения *ИЗВ* для отдельных речных бассейнов (табл.1). Как показывает анализ данных таблицы 1, при определении *ИЗВ* постоянными показателями в расчетном ряду являются растворенный кислород, *БПК<sub>5</sub>* и фенолы. По другим показателям такого постоянства не отслеживается. Например, для р. Сырдарья азот аммонийный, начиная с 1988 года по 1996 год, в перечень ингредиентов для определения *ИЗВ* попадает 7 раз, за исключением 1991 и 1992 годов. Азот нитритный за те же периоды присутствует в пяти расчетах, тогда как в 1988, 1991, 1992 и 1994 годах этот ингредиент не был включен в список, по которому определяли *ИЗВ*. Далее, азот нитратный присутствует в трех и отсутствует в семи расчетах по определению *ИЗВ*. Такие ингредиенты, как фенол и нефтепродукты, постоянно включаются для ведения расчетов *ИЗВ* (за исключением 1995 года для нефтепродуктов). За этот же период из представителей тяжелых металлов, медь трижды (1991, 1992 и 1995 годы), включалась для расчетов *ИЗВ*. Общий анализ ингредиентов показывает, что в перечень загрязняющих веществ для определения *ИЗВ* ни разу не были включены представители хлорорганических пестицидов и ядовитых веществ, хотя, как показывают данные "Ежегодников качества поверхностных вод", они не только присутствуют, но зачастую превышают свои *ПДК*.

С учетом частой повторяемости органических веществ, включение в обязательный перечень ингредиентов *БПК<sub>5</sub>* по крайней мере, вызывает недоумение, ибо *БПК<sub>5</sub>* тоже есть интегральный показатель загрязненности водного объекта легко окисляемыми органическими веществами через биохимическое потребление кислорода. Анализ загрязнения р. Сырдарья показывает, что водный потенциал максимально загрязняется именно за счет хлорорганических пестицидов. Тем не менее рассматриваемые "Методические рекомендации" изначально были ориентированы не на учет пестицидов, несмотря на их класс опасности и большую токсичность для водных организмов.

Аналитический обзор перечня ингредиентов, по которым определяются индексы загрязнения вод для р. Сырдарья по [12]

Год	Ингредиенты для вычисления <i>ИЗВ</i>							
	O <sub>2</sub>	БПК	NH <sub>4</sub>	NO <sub>2</sub>	NO <sub>3</sub>	Фенол	Н.п.	Сu
1988	+	+	+	-	+	+	+	-
1989	+	+	+	+	-	+	+	-
1990	+	+	+	+	-	+	+	-
1991	+	+	-	-	+	+	+	+
1992	+	+	-	-	+	+	+	+
1993	+	+	+	+	-	+	+	-
1994	+	+	+	-	-	+	+	+
1995	+	+	+	+	-	+	-	+
1996	+	+	+	+	-	+	+	-

Примечание: Н. п. - нефтепродукты.

Результаты применения "Методических рекомендаций" также показывают, что при определении *ИЗВ* такой же подход был избран и в отношении представителей ядовитых веществ и за редким исключением тяжелых металлов, когда из всего перечня этой группы предпочтение отдавалось меди и цинку. Следует также подчеркнуть, что кислородный режим водных объектов очень динамичен во времени и пространстве. В зависимости от совокупности ряда факторов ( в основном гидро- и термодинамических) может иметь место как недонасыщение, так и перенасыщение воды кислородом. Поэтому в случае классификации водного объекта по загрязненности невозможно однозначно утверждать о недонасыщенности или перенасыщенности кислородом в прямой зависимости от фотосинтеза или окислительно-восстановительных процессов органических веществ, потому как кислород в поверхностные и грунтовые воды попадает в основном из воздуха, чему во многом способствует скорость течения, турбулентность и ветровое волнение, характерные для поверхностных вод. С повышением температуры вода теряет кислород и наоборот. Поэтому так называемые *ИЗВ* по кислороду, предлагаемые методикой, не



должны анализироваться вкупе с общим *ИЗВ*, так как они являются разноплановыми показателями. В таком случае, целесообразно вести речь об отдельном анализе водного объекта по кислородному режиму на предмет благополучия или ущемленности.

Тема классификации загрязненности поверхностных и морских вод по полученным значениям индекса загрязненности заслуживает отдельного рассмотрения, ибо формальное соблюдение требований к *ИЗВ* не спасло от очевидных погрешностей в построении самой конструкции квалификационных оценок. Так, авторами существующих "Методических рекомендаций" предложены 7 классов качества воды, а именно: 1 класс - очень чистая; 2 класс - чистая; 3 класс - умеренно загрязненная; 4 класс - загрязненная; 5 класс - грязная; 6 класс - очень грязная; 7 класс - чрезвычайно грязная. То есть использована классификация профессора С. М. Драчева, предложенная еще в 1964 году [ 11 ] на заре становления научных исследований водных объектов с учетом антропогенных нагрузок. Классификация С. М. Драчева применима только для водоемов, кроме того, она производится только по бактериологическим показателям санитарного состояния именно водоемов, где основным критерием существования того или иного класса загрязненности служит четкое число колонии кишечной палочки в единице объема поверхностных вод. При градации различных классов загрязненности С. М. Драчев опирается на фундаментальные выводы таких наук, как санитарная гигиена и эпидемиология. В 1987 году Минздравом СССР была утверждена гигиеническая классификация водных объектов по степени загрязнения, в основу которой кроме бактериологических требований С. М. Драчева включены органолептические, токсикологические и санитарные требования. Гигиеническая классификация разработана для водных объектов двух категории водопользования. К первой категории относятся водные объекты, использующиеся в качестве источника для централизованного или нецентрализованного хозяйственно-питьевого водоснабжения, а также для водоснабжения предприятий пищевой промышленности; ко второй - водные объекты, использующиеся для культурно-бытовых, рекреационных и спортивных целей. Для каждой категории использования водных объектов разработаны различные оценочные показатели, исходя из ранее перечисленных четырех видов требований к качеству природных вод. В этой классификации водные

объекты по степени загрязненности подразделяется на четыре класса: допустимая, умеренная, высокая и чрезвычайно высокая степень загрязнения. Допустимая степень загрязнения фиксирует пригодность водного объекта для всех видов водопользования без каких-либо ограничений. Умеренная - свидетельствует об опасности для населения, использующего водные объекты данной категории для хозяйственно-питьевых и культурно-бытовых целей. Высокая показывает, что использование водных объектов для хозяйственно-питьевых целей запрещается полностью, как непригодных. Также вводятся ограничения для их использования в культурно-бытовых целях. Чрезвычайно высокой степенью загрязнения - когда водные объекты признаются абсолютно непригодными для всех видов водопотребления и водопользования из-за опасности для здоровья населения.

Сравним степени загрязненности по рекомендациям Госкомгидромета СССР и Минздрава СССР на примере р. Сырдарья. По данным [ 12 ] качество воды р. Сырдарья практически постоянно определяется III классом загрязненности, лишь иногда (в квартальном разрезе), переходит в IV класс. Рекомендация Госкомгидромета СССР (1988) не позволяет определить категорию ограничения в водопотреблении речного стока данного объекта. Согласно рекомендациям Минздрава СССР, сток р. Сырдарья относится к категории высокой степени загрязненности, т. е. полностью запрещается использование ее водного потенциала в хозяйственно-питьевых целях, использование же для культурно-бытовых нужд резко ограничивается хотя бы по такому показателю, как загрязненность по сульфатам, не говоря уже о хлорорганических пестицидах и ионах тяжелых металлов. По содержанию хлорорганических пестицидов вода р. Сырдарья, также непригодна для использования в рыбохозяйственных целях, как водный объект с высокой степенью загрязнения.

Таким образом, вынуждены дополнительно констатировать о том, что формальное соблюдение требований системности к индексам загрязненности вод не спасло разработчиков [ 16 ] от очевидных погрешностей построения самой конструкции оценки качества поверхностных вод, поскольку в данном случае не только не соблюдается иерархия основных и вспомогательных целей, но и произошла замена и подмена самого понятия качества поверхностных вод, что, в свою очередь, привело к подгонке полученных *ИЗВ* под имеющиеся



качество вод, на полном игнорировании органолептических, токсикологических, санитарно-гигиенических, биологических и рыбохозяйственных требований. Несостоятельность таких оценок подтверждается данными, приведенными в информационно-экологическом бюллетене Республики Казахстан за второй квартал 1998 года по вспышке болезней в Кызылординской области. В условиях дефицита чистых подземных вод, жители отдельных населенных пунктов, вынуждены были использовать для хозяйственно-питьевых целей воду из р. Сырдарья, что привело к вспышке инфекционных и почечно-легочных заболеваний [ 13 ]. Например, число заболевших острыми кишечными болезнями превысило на 1337 человек показатели за предыдущие годы, брюшным тифом переболело 3439 человек.

Проблема изучения загрязненности природных вод, в том числе их комплексная оценка, включает в себя целый ряд самостоятельных и в то же время тесно взаимосвязанных между собой задач. Например, разработка методик комплексного анализа должна удовлетворять задачам определения как больших, так и малых концентраций загрязняющих ингредиентов, изучению процессов смешения и разбавляемости сточных вод природными от одного створа к другому, выявления самоочищающей способности водного объекта, изучению химических, физико-химических, физико-географических, макро- и микро гидробиологических, гидрохимических закономерностей трансформации загрязняющих веществ в естественных водоемах и водотоках, нормированию качества как природных, так и загрязненных вод и т.д.

Накопление и развитие знаний о токсичности, а также о влиянии различных загрязняющих веществ на гидробионтные и бентосные сообщества поверхностных вод, заболеваемости населения, непрерывное расширение количества обнаруживаемых загрязняющих веществ придает особую актуальность разработке правовых и нормативных документов, отражающих требования к качеству поверхностных вод, правилам и методам контроля, обеспечивающим единство измерений на всех водных объектах республики. За рубежом установление таких требований методам комплексной оценки качества осуществляется на международных и национальных уровнях. Так, при разработке национальных стандартов практически все страны Европы за основу приняли Директиву 80.778 (ЕС). Ряд стран, такие, как Япо-

ния, ЮАР и другие, в качестве базовых документов для разработки национальных стандартов используют нормативы Агентства по охране окружающей среды США (нормативы EPA).

Для выполнения этой комплексной оценки одним из необходимых условий является наличие научно обоснованных систематических наблюдений как по всем обязательным показателям, так и по степени загрязненности водных объектов. Комплексная оценка качества поверхностных вод в настоящее время затруднена, т.к. базируется на сопоставлении и сравнении средних концентраций отдельных ингредиентов, которые вытекают из совокупности эпизодических и случайных наблюдений. До сих пор нет обязательных срочных наблюдений за гидрохимическим режимом, как у других гидрометеорологических величин, ни по времени, ни по количеству проб, ни по ингредиентам. В силу чего современный смысл получаемой гидрохимической информации о содержании химических элементов в водной толще, донных отложениях и гидробионтах остается нераскрытым полностью с точки зрения токсичности влияния на живые организмы, а также из-за слабой координации и синтезированной гидрохимических, гидробиологических, водно- и ихтиотоксикологических исследований. Поэтому будет целесообразным чтобы всякая комплексная оценка базировалась на отслеживании откликов отдельных видов водных организмов, сообществ и экосистем в целом на воздействие как отдельных ингредиентов, так и совокупности, и накоплении регулярных сведений, характеризующих основные параметры изменчивости экосистемы. Без такого регулярного контроля, целостной комплексной оценки и прогнозирования последствий загрязненности водных объектов на ранних этапах перестройки гидробиоценозов под антропогенной нагрузкой, экологические катастрофы неминуемы и могут возникать внезапно, что, в свою очередь, может привести к самым серьезным последствиям.

Предлагаемые нами методы оценки качества поверхностных вод будут полностью основываться на анализе существующих гидрохимических показателей, кстати, в настоящее время стандарт устанавливает методы испытаний поверхностных вод по 75 основным контролируемым показателям качества воды. Необходимо привлекать в расчетные ряды максимум возможных показателей, где за критерий оценки степени загрязненности поверхностных вод будут принимать-



ся предельно допустимые концентрации загрязняющих веществ, на основании санитарных правил и норм (САНПИН), часть "Охрана поверхностных вод от загрязнения" за № 4630-88, утвержденных 04.06.1988 г. Минздравом СССР и действующих на территории Республики Казахстан, согласно приказу начальника Департамента санитарно-эпидемиологической службы Минздрава РК № 408 от 18.08.1997 г., а также дополнительного перечня № 3 ПДК для вод рыбохозяйственных водоемов (№ 12-04-11 от 27.12.1991 г.).

Необходимо подчеркнуть, что даже строгое соблюдение ПДК не дает полной гарантии сохранения качества поверхностных вод на безвредном и безопасном уровне водопотребления и водопользования. Например, известно, что некоторые тяжелые металлы (не говоря о ядовитых и хлорорганических веществах) при концентрациях менее ПДК подавляют самоочищающие и другие внутриводоемные процессы. Фосфаты, а также другие представители биогенных элементов могут вызвать эвтрофирование при концентрациях в несколько раз меньших, чем ПДК и требования ГОСТов на питьевую воду. Это, в свою очередь, приводит ко вторичному загрязнению водных объектов и ухудшению качества воды по мутности, цветности, БПК и др. По мнению академика В. И. Лукьяненко, необходимо определение ПДК на основании физиологических и биохимических экспериментов; а ныне существующие ПДК, определяемые для всей экосистемы в целом, исходя из санитарной гигиены и других критериев, выражение бессмысленное, - идентичное "нормальной патологии" [ 14 ]. Поэтому, чтобы четко отслеживать и уяснить степень происходящих и предстоящих экологических изменений в водных объектах, как суммарный результат общего загрязнения, необходимо иметь комплексную оценку и систему сравнения, построенную по единому принципу использования гидрохимических показателей, достаточно репрезентативно характеризующих существенные особенности самого процесса загрязнения и водных экосистем в целом. Такая системная характеристика, включающая количественные градации показателей, представляет собой классификацию загрязненности, которая, при условии ее универсальности и стандартности, позволит объективно оценивать, контролировать и прогнозировать экологическое состояние и биопродуктивность водных объектов. В конечном счете такой подход должен отразиться в научно-обоснованных рекомендациях по опера-

тивному вмешательству с целью прекращения загрязнения, охране водных ресурсов и т.д. Это означает, что показатели состава загрязняющих веществ и свойств воды, характеризующие в совокупности природные и антропогенные качества, рассматриваются как индикаторы структурно-функционального состояния используемых водных ресурсов. Например, такие гидрохимические показатели, как степень минерализации и ионный состав поверхностных вод, являются определяющими не только для хозяйственно-бытовых, технических и ирригационных целей, но и для всего видового состава гидробионтных и бентосных сообществ всех уровней и звеньев. Поэтому эти водопотребители и водопользователи нуждаются как в определении общей загрязненности, так и в отдельном индексе загрязненности водных объектов по группе главных ионов. Сами водные объекты, исходя из эвтрофирования и вторичного загрязнения, предъявляют особые требования к содержанию в воде загрязняющих веществ, биогенного и органического происхождения. Очевидны требования гидробионтных и бентосных сообществ к этим веществам, не только как к элементам, необходимым для нормального функционирования, но и как к загрязняющим веществам, максимально потребляющим растворенный кислород для окислительно-восстановительных процессов. Также известны жесткие требования гидробионтных и бентосных сообществ, исходя из понятий чувствительности и устойчивости к токсическому воздействию загрязняющих веществ, происходящих из группы семейственности, таких, как тяжелые металлы и хлорорганические пестициды. Кроме органических веществ локального воздействия, являющихся представителями группы хлорорганических веществ, известны требования к ядовитым веществам нервно-паралитического и прямого воздействия: фтор, нитробензол, цианиды, мышьяк, сероводород и т.д. Выше нами оговаривалось, что практически все химические вещества водного объекта в той или иной мере в прямой зависимости от концентрации являются или приобретают качества токсичных ингредиентов как органического, так и неорганического происхождения. По степени токсичности влияния на различные части организма все эти загрязняющие вещества подразделяются на ядовитые вещества локального, нервно-паралитического, гемолитического, протоплазматического, энзиматического и наркотического действия. Причем у всех этих токсичных ингредиентов различны не только сте-



пень и вид влияния, но и критические концентрации, при которых начинаются проявления признаков токсичности.

При общей оценке качества поверхностных вод необходимо иметь в виду, что выше перечисленные ингредиенты также играют существенную роль в изменении физико-химического свойства поверхностных вод ввиду различного своего химического происхождения. Таким образом, наравне с загрязнением водного потенциала, необходимо также получение показателей загрязненности по отдельным группам элементов, предварительно объединенных между собой по идентичности, по таким показателям как генетическое происхождение, химическое строение, применение, одинаковость влияния, токсичность и др. Исходя из этого положения, весь перечень ингредиентов, по которым ведутся гидрохимические анализы, разделены нами на следующие условные группы:

- главные ионы (Ca, Mg,  $\Sigma(\text{Na}+\text{K})$ ,  $\text{SO}_4$ , Cl и др.);
- биогенные элементы ( $\text{NH}_4$ ,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{NO}_3$ ,  $\text{P}_{\text{орг}}$ , фосфаты, Si и др.);
- тяжелые металлы (Cu, Zn, Pb, Cd,  $\text{Cr}^3$   $\text{Cr}^6$ , Mn, Hg,  $\text{Hg}^2$ , Ni, Co, Sn, Bi, Mo,  $\text{Fe}^2$ ,  $\text{Fe}^3$  и др.);
- ядовитые вещества (CN, SCN, F,  $\text{H}_2\text{S}$ , AS, нитробензол и др.);
- органические вещества (нефтепродукты, смолы, углеводы, жиры, фенолы, СПАВ и др.);
- хлорорганические пестициды (ДДТ, ДДД, ДДЭ, ГХЦГ, севин ялан, дикофол, гексахлорбензол и др.).

Такое объединение загрязняющих веществ на условные группы не противоречит учениям О. А. Алекина, А. М. Никанорова, Е. И. Посохова и др., аналогично подходящих к изучению химического состава природных вод. Для придания определяемым ИЗВ признаков комплексности оценки в рамках гидрохимических показателей воспользуемся критерием, введенным в гидрохимическую практику В. А. Емельяновой,

$$N = (n' / n) 100 \% \geq 10 \%, \quad (5)$$

где N - условный показатель комплексности загрязненности; n' - число ингредиентов и показателей качества, привлекаемых для определения ИЗВ; n - общее число нормируемых ингредиентов и показателей качества в данном створе (гидрохимическом районе) водного объекта.

Таким образом, оценка качества поверхностных вод действительно становится комплексной в случае, если условный показатель превышает 10 %. При этом следует оговориться, что общий *ИЗВ* для отдельных условных групп, может быть определен с помощью всех ингредиентов, входящих в эту группу, независимо от превышения или не превышения своих *ПДК*. При таком определении *ИЗВ* необходимо в специальной графе итоговой таблицы указать на те ингредиенты, за счет которых собственно, происходит загрязнение поверхностных вод. Также имеет смысл определение группового *ИЗВ*, исходя из фактически загрязняющих ингредиентов, превышающих в данном случае собственные *ПДК*. Как видно, при такой постановке вопроса, получаемые *ИЗВ* приводят к двоякому результату, т.е. если в первом случае *ИЗВ* является средневзвешенным и нивелированным показателем загрязненности, то во втором случае является действительным показателем загрязненности, исходящим из фактического загрязнения. Например, определение *ИЗВ* для каждой группы производится

$$ИЗВ_j = \frac{1}{n_j} \sum_{i=1}^{n_j} \frac{C_i}{ПДК_i} \quad (6)$$

где *ИЗВ<sub>j</sub>* - индекс загрязненности вод *j*-ой группы; *C<sub>i</sub>* - *i*-ая концентрация ингредиента из *j*-ой группы, мг/л; *ПДК<sub>i</sub>* - *i*-ая предельно-допустимая концентрация, соответствующая *C<sub>i</sub>*, мг/л; *n<sub>j</sub>* - количество ингредиентов из *j*-ой группы, участвующих в определении *ИЗВ*.

При этом водные объекты подлежат такому же классифицированию по показателям растворенного кислорода и *БПК<sub>5</sub>*, согласно СанПин 4630-88 в отдельности. Результаты сопоставительного анализа *ИЗВ*, полученных по предлагаемой и существующей методикам демонстрируют постоянное занижение последними в результате необоснованного учета коэффициента водности года и показателя растворенного кислорода, из соотношения *ПДК<sub>i</sub> / C<sub>i</sub>* (см. табл. 2). Немаловажную роль сыграл и тот факт, что существующие "Методические рекомендации" прямым образом исключают из расчетного ряда *ИЗВ* хлороорганические пестициды. Размах колебания загрязнения пестицидами для р. Сырдарья составляет от отсутствия до 212 кратного превышения *ПДК*, зафиксированного в период половодья 1991 года, тогда как общие колебания за анализируемый период составляют от отсутствия



до 46 кратного превышения ПДК. Постоянством превышения хлорорганическими пестицидами над ПДК отличаются как межень, так и периоды весеннего половодья и паводков (см. табл. 2). Следует отметить, что в "Ежегодниках качества поверхностных и морских вод и эффективности проведенных природоохранных мероприятий по территории Республики Казахстан" за 1995 и 1996 годы появился отдельный раздел индексов загрязненности вод речных бассейнов Казахстана, вычисленных по эпизодическим, срочным данным высокого и экстремально высокого загрязнения, которые не дают полной годовой картины [ 12 ].

Таблица 2

Классификация воды р. Сырдарья по степени загрязнения

Показатели	Периоды	1989	1990	1991	1992	1993
Главные ионы	половодье	0,841	1,709	0,745	3,876	3,148
	межень	0,944	2,184	3,069	4,658	4,405
	год	0,893	1,947	1,907	4,267	4,405
Тяжелые металлы	половодье	0,680	1,409	0,873	1,138	0,689
	межень	0,491	0,774	0,485	0,285	0,488
	год	0,586	1,092	0,679	0,712	0,589
Органические вещества	половодье	0,320	4,067	0,700	0,967	0,817
	межень	1,961	2,326	1,171	0,870	1,074
	год	1,141	3,197	0,936	0,919	0,946
Хлорорганические пестициды	половодье	16,333	5,167	212,1	20,095	4,333
	межень	46,509	24,747	7,593	19,611	0,018
	год	24,741	14,954	109,8	20,095	2,176
Ядовитые вещества	половодье	0,484	1,164	0,178	-	0,609
	межень	0,323	0,825	0,261	-	0,594
	год	0,404	0,995	0,200	-	0,602
Биогенные вещества	половодье	0,531	0,340	0,191	0,382	0,177
	межень	0,860	0,297	0,230	0,193	0,195
	год	0,696	0,319	0,211	0,288	0,186
$ИЗВ_{\Sigma}$		5,857	3,751	5,256	5,256	1,379
$ИЗВ_{\Sigma}$ по [12]		1,1	1 - 2,5	1 - 2,5	1 - 2,5	1 - 2,5

Возможен еще один вариант определения и классификации загрязненности поверхностных вод по гидрохимическим показателям - с учетом класса опасности ингредиентов. На современном этапе есть множество методов комплексной оценки качества поверхностных вод по токсичности загрязняющих ингредиентов на гидробионтные и бентосные сообщества, основывающиеся на классе опасности.

Например, известны работы В. В. Метелева и др. [ 15 ], Л. П. Брагинского и др. [ 5, 6 ], В. И. Лукьяненко [ 14 ], где определение качества поверхностных вод, с точки зрения токсичности загрязняющих веществ, построено на суммарной эквивалентной массе загрязняющих ингредиентов с учетом их индивидуальной опасности, суммарной опасности группы объединенных элементов по классам вредности, коэффициента опасности отдельного загрязняющего вещества в данной группе вредности, эквивалентной массы загрязняющего вещества, суммарной эквивалентной массы загрязняющих веществ. Многие из этих исследовательских работ по сути своей являются попытками выразить токсичность загрязняющих веществ с помощью приведения их вредности через первый и второй классы опасности, поскольку многочисленные медико-биологические, санитарно-эпидемиологические и токсикологические исследования показывают, что преобладающее влияние на здоровье населения оказывают именно загрязняющие ингредиенты с первым и вторым классом опасности. Известно также, что "Руководство по контролю загрязнения атмосферы" [ 18 ], при определении индекса загрязненности атмосферного воздуха (*ИЗА*), рекомендует приведение количественной характеристики отдельной примеси к вредности диоксида серы с первым классом опасности. Поэтому, исходя из международных стандартов обеспечения здоровья и необходимости при расчете *ИЗВ* принципа приоритета здоровья населения, считаем весьма важным определение загрязненности поверхностных вод с учетом класса опасности загрязняющих ингредиентов. При этом *ИЗВ* рассчитывается как отношение фактической концентрации вещества к произведению коэффициента класса опасности на *ПДК*. Такое выражение, то есть введение в расчетную формулу коэффициента класса опасности в санитарной токсикологии принято называть коэффициентом изоэффективности. Таким образом, индекс загрязненности вод (*ИЗВ<sub>вод</sub>*) с учетом класса опасности ориентирован на показатели, характеризующие раз-



личную степень опасности химических соединений для человека по их токсичности, кумулятивности, способности вызывать отдаленные побочные эффекты во взаимосвязи с лимитирующими показателями вредности. Следует также подчеркнуть, что определяемые *ИЗВ* с учетом класса опасности могут служить индикативной величиной при определении соединений, подлежащих первоочередному контролю в поверхностных водах; установлению последовательности первоочередных водоохраных мер; обосновании адресных рекомендаций конкретному загрязнителю поверхностных вод, по замене высокоопасных ингредиентов на менее опасные в технологических процессах. Для более четкого определения токсикологической роли загрязняющих веществ при оценке уровня их влияния на водный потенциал, в рекомендуемом варианте расчета *ИЗВ<sub>в</sub>* весь перечень анализируемых ингредиентов группируются на следующие условные классы по признакам опасности:

- первый класс опасности (Hg, γ-ГХЦГ, элементарный фосфор и т.д.);
- второй класс опасности (Na, Ca, ДДЦ, ДДТ, ДДЭ, дикафол, NO<sub>2</sub>, Si, Pb, Se, Mo, Co, Cd, Ag, CN, SCN, Al, As, F, B и др.);
- третий класс опасности (Mg, Cl, нитробензол, гексахлорбензол, NH<sub>4</sub>, NO<sub>3</sub>, Fe<sup>2</sup>, Fe<sup>3</sup>, Cu, Zn, Ni, Cr<sup>3</sup>, Cr<sup>6</sup>, V, Ti, и др.);
- четвертый класс опасности (SO<sub>4</sub>, ксантогенаты, фурфурол, ГХЦГ, севин, ялан, фенол, нефтепродукты и др.).

Необходимо заметить, что в ранее упомянутых санитарных правилах и нормах элементы 1-го класса опасности названы - как чрезвычайно опасные; элементы 2-го класса опасности - как высокоопасные; элементы 3-го класса опасности - как опасные; элементы 4-го класса опасности - как умеренно опасные.

Формула для расчета *ИЗВ<sub>в</sub>* из каждой группы запишется теперь в виде:

$$ИЗВ_j = \frac{1}{n_j} \sum_{i=1}^{n_j} \frac{C_i}{K_{онПДК_i}} \quad (7)$$

где *ИЗВ<sub>в</sub>* - индекс загрязненности вод с учетом класса опасности; *K<sub>он</sub>* - класс опасности *i*-го загрязняющего ингредиента, остальные обозначения прежние. Индексы загрязненности вод определяются за год,

по месяцам, в периоды весеннего половодья и летне - осенне - зимней межени. В соответствии с требованием к нормативно - чистым водам, показатели *ИЗВ* должны быть меньше - 2. Воды умеренного уровня загрязнения имеют *ИЗВ* от 2 до 6, высокого уровня загрязнения фиксируются при *ИЗВ* от 6 до 10, чрезвычайно высокого уровня загрязнения - при *ИЗВ* больше 10. Полученные результаты загрязнения стока р. Сырдарья, с учетом класса опасности загрязняющих ингредиентов, приведены в таблице 3. Подводя черту вышесказанному, считаем целесообразным, что в современных условиях комплексная оценка загрязненности вод водотоков и водоемов должна производиться на основе вовлечения в расчетные ряды *ИЗВ* полного перечня гидрохимических показателей.

Таблица 3

Динамика внутригодового состояния загрязненности  
вод р. Сырдарья в створе Аманотколь с учетом класса опасности

Условные группы	Индексы загрязненности вод по месяцам с учетом класса опасности загрязняющих веществ					
	месяцы					
	1	3	5	7	9	11
	2	4	6	8	10	12
1 класс опасности	138,300	74,667	61,330	14,000	1,500	0,000
2 класс опасности	4,000	1,500	1,500	0,000	196,667	2,500
3 класс опасности	0,381	0,398	0,333	0,358	0,432	0,416
4 класс опасности	0,311	0,455	0,418	0,328	0,429	0,347
5 класс опасности	0,334	0,279	0,301	0,183	0,194	0,163
6 класс опасности	0,216	0,395	0,205	0,096	0,104	0,095
7 класс опасности	0,990	1,263	1,071	1,134	0,870	0,751
8 класс опасности	1,460	0,886	1,243	1,703	1,199	0,662

При этом конструкция построения методических рекомендаций включает следующие основные направления обработки аналитического материала: выделение приоритетных групп загрязняющих ингредиентов по числу и составу, на основе условной группировки всего перечня анализируемых компонентов; проведение дифферен-



цированной оценки характера загрязненности вод по величине индекса загрязненности вод; проведение дифференцированной оценки загрязняющих веществ по классу опасности; отдельной классификации загрязненности по величине растворенного кислорода и биохимической потребности кислорода.

Поскольку для современной комплексной оценки качества поверхностных вод необходима не только гидрохимическая информация, но и оперативные данные по использованию водных и земельных ресурсов, а также полноценная гидробиологическая информация, необходимы дальнейшие исследования.

### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Алевкин О. А. Общая гидрохимия. - Л.: Изд-во ЛГУ, 1948. - 186 с.
2. Алевкин О. А. Основы гидрохимии. - Л.: Гидрометеониздат, 1970. - 444 с.
3. Алимов А.Ф., Бульон В. В., Гутельмахер Б. Л. Применение биологических и экологических показателей для определения степени загрязнения природных вод // Водные ресурсы. - 1979. - № 5. - С. 137-150.
4. Богачев В. П., Павличенко Л. М., Попов Ю. М. Комплексная оценка качества природных вод: подходы и методы // Вестник КазГУ. Серия географическая. - 1995. - Вып. 2. - С. 151 - 162.
5. Брагинский Л. П. Некоторые принципы классификации пресноводных экосистем по уровням токсической загрязненности // Гидробиол. журнал. - 1985. -Т. 21, № 6. - С. 65 - 74.
6. Брагинский Л. П., Величко И. М., Щербань Э. П. Пресноводный планктон в токсической среде. - Киев: Наукова думка, 1987. - 180 с.
7. Браун В. М. Рыбы как индикаторы качества воды // Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям. - Л.: Гидрометеониздат, 1977. - С. 194 - 208.
8. Бурлибаев М. Ж., Истомина О. С., Попов Ю. М. К вопросу об определении индекса загрязнения вод // Гидрометеорология и экология. - 1997. - № 4. - С. 126 - 132.

9. Вудивис Ф. Э. Биотический индекс р. Трент. Макробеспозвоночные и биологические обследования // Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям. - Л.: Гидрометеиздат, 1977. - С. 132 - 161.
10. Долгоносов Б. М., Кочарян А. Г. Системный подход к назначению предельно-допустимых сбросов (ПДС) // Вода: экология и технология. Материалы III Международного конгресса. - М.: СИБИКО Интернэшнл, 1998. - С. 394 - 396.
11. Драчев С. М. Борьба с загрязнением рек, озер и водохранилищ промышленными и бытовыми стоками. - М.: Наука, 1964. - 274 с.
12. Ежегодники качества поверхностных и морских вод и эффективности проведенных водоохраных мероприятий по территории Республики Казахстан (за 1988...1996 гг.). - Алматы: Казгидромет, 1997. - 208 с.
13. Информационный экологический бюллетень Республики Казахстан (II квартал 1998 г.). - Алматы: Конжык, 1998. - 130 с.
14. Лукьяненко В. И. Общая ихтиотоксикология. - М.: Легпищепром, 1983. - 320 с.
15. Метелев В. В., Канаев А. И., Дзасохова Н. Г. Водная токсикология. - М.: Колос, 1971. - 248 с.
16. Методические рекомендации по формализованной комплексной оценке качества поверхностных и морских вод по гидрохимическим показателям / Госкомгидромет СССР, Управление наблюдений и контроля загрязнения природной средой. - М., 1988. - 12 с.
17. Никаноров А. М. Гидрохимия. - Л.: Гидрометеиздат, 1989. - 351 с.
18. Руководство по контролю загрязнения атмосферы. РД 52.04.186-89. - М.: Финансы и статистика, 1991. - 696 с.
19. Селезнев В. А. Изучение взаимодействия абиотических и биотических компонент экосистем средней и нижней Волги (антропогенное воздействие на качество вод водохранилищ Волги) // Вода: экология и технология. Материалы III Международного конгресса. - М.: СИБИКО Интернэшнл, 1998. - С. 124 - 127.
20. Такташов В. А., Борисов Н. П. Стандартизация в области



контроля качества воды // Вода: экология и технология. Материалы III Международного конгресса. - М.: СИБИКО Интернэшнл, 1998. - С. 320 - 322.

Казахский научно-исследовательский институт  
мониторинга окружающей среды и климата

Казахский национальный государственный  
университет им. аль-Фараби

### БЕТКІ СУЛАРДЫҢ САПАСЫН КОМПЛЕКСТІК БАҒАЛАУ ТҮСІНІСІНЕ

Геогр. ғ. канд.	М. Ж. Бүрлібаев
Техн. ғ. канд.	Л. М. Павличенко
	О. Г. Шестернева

Бұл мақалада беткі сулардың сапасын комплекстік бағалау жүйесін, интегралдық көрсеткіш ретінде экосистемалардың бірлестік мониторинг жүйесіне енгізу жөнінде негізгі пікірлер мен жолдары көтерілген, өйткені табиғи су экосистемаларын қорғау және қалпына келтіру деген стратегиялық міндеттер осы тұрғыдан шешілмейтін болса, олардың шын мағынасы жойылады.