

В.К. Шитиков, Т.Д. Зинченко

## КОМПЛЕКСНЫЕ КРИТЕРИИ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ: ЭКСПЕРТНЫЙ И СТАТИСТИЧЕСКИЙ ПОДХОД

Одной из фундаментальных задач исследования водных экосистем является количественная оценка пороговых значений антропогенной нагрузки, при которых сохраняется структурная и функциональная устойчивость гидроценозов, т.е. нахождение критической точки необратимых изменений в биологических системах [1539]. Согласно биотической концепции контроля природной среды [1482], для любой экологической системы можно найти такие пределы изменения многофакторных внешних воздействий, при которых сохраняют относительную стабильность признаки, отличающие фоновую («здоровую») экосистему от импактной («нарушенной»). Очевидно, устанавливать такие параметры нормального состояния экосистемы и степени ее отклонения от этой нормы нужно применительно к определенным практическим нуждам человека (обеспеченность чистой водой, рыбохозяйственное значение, удобства рекреации и т.д.).

В природоохранной практике с разной степенью распространения используются четыре принципиально разных методики экологической диагностики водных объектов [3056]:

- оценка качества воды по абиотическим показателям;
- биоиндикация, или использование параметров качества биотических систем;
- раздельное использование абиотических и биотических параметров и последующее сравнение конечных результатов;
- построение математических зависимостей биотических показателей от абиотических факторов.

*Абиотические показатели*  $X_1, X_2, \dots, X_m$  могут быть получены в результате гидрохимического или инструментального контроля качества воды, биотестирования, а также расчетными и балансовыми методами (оценки сброса загрязняющих веществ и другие модельные характеристики). Оценка уровня антропогенного воздействия осуществляется путем сравнения полученных значений с ПДК или нормативами ПДС, что считается неоправданной экстраполяцией границ толерантности, найденных в лабораторных условиях, на существенно многовидовые экосистемы, где действуют сложные комплексы сотен факторов различной природы [3073 (глава IV)]. Поэтому диагностика состояния водной среды по одним лишь абиотическим показателям связана с высокой вероятностью недоучета некоторых важных факторов, лимитирующих устойчивость биотических систем и влияющих на здоровье человека.

Концепция экологической толерантности [1603] и представления о приоритете биологического контроля [8] предполагает тесную причинно-следственную связь между уровнями воздействия  $X_1, X_2, \dots, X_m$  и *факторами состояния*  $Y_1, Y_2, \dots, Y_p$  изучаемых биологических сообществ. Согласно терминологии, принятой в аут- и демэкологии [2789], разнообразие критерии, оценивающие реакцию биоты на внешние возмущающие воздействия, называют также *функциями отклика* (или просто *откликом*) экосистемы. Рубрикатор биотических показателей рассмотрим на примере макрозообентоса, который является одним из лучших биоиндикаторов пресноводных водоемов и наиболее отчетливо отражает не только общее состояние водной среды, но и локальные структурно-функциональные особенности экосистемы в градиентах внешних воздействий.

Поскольку известные методы биоиндикации существенно различаются по степени подробности учета структуры сообществ макрозообентоса, в качестве отклика используются различные расчетные показатели, характеризующие:

- все сообщество организмов в целом в пределах изучаемых биотопов (местообитаний);
- отдельные группы и ценозы бентонтов различных видов, объединяемые исследователями по принципу филогенетического, структурного или функционального сходства;
- видовые компоненты сообщества на уровне «низших определяемых таксонов» [227].

По каждой из перечисленных групп наиболее распространенными показателями являются (курсивом отмечены индексы, непосредственно использованные в наших расчетах):

- среднестатистические *биомасса* макрозообентоценоза в целом и его *численность*, средняя масса особи в сообществе и показатели удельной и абсолютной продуктивности (*траты на обмен*, ассимилируемая энергия, *продукция*, различные рост-обменные коэффициенты  $P/R$ ,  $K_2$  и т.д.);
- *биотический индекс* Вудивисса и многочисленные индексы, рассчитываемые как удельное обилие бентосных организмов, выделенных по таксономическому принципу (*индексы Пареле, Балушкиной* и др.), либо объединенных единой трофической (*доля обилия хищных видов, соотношение видов разных трофических групп*) или эколого-ценотической стратегией (соотношение видов *r*- и *k*-стратегов);
- *общее количество* видов, входящих в сообщество, *среднее число* видов в пробе, показатели видового разнообразия (*информационный индекс Шеннона*, индекс Симпсона), степень сапробности водоема, показатели изменения видового состава (меры дистанции по отношению к видам, характерным для фоновых условий).

Перечисленные характеристики сообществ макрозообентоса имеют различный уровень причинно-следственной взаимосвязи с внешними воздействиями, и, соответственно, модели с их участием имеют весьма разную биоиндикационную ценность.

В представленном списке нетрудно отметить наличие трех типов биотических показателей: *а)* непосредственные данные гидробиологического мониторинга (численность и биомасса организмов разных видов), *б)* суммарные значения количественных показателей для таксонов рангом выше вида и групп видов и *в)* различные индексы расчетного характера. Поскольку до сих пор не существует (да и не может существовать) универсального метода оценки экологического состояния речных систем, доля предлагаемых расчетных индексов постоянно растет. Подробная классификация и расчетная схема большинства из них представлена в известных литературных обзорах [230, 1599]; детальное описание 16 биотических индексов, используемых в мировой практике, приводит и В.П. Семенченко [2420]. При всем различии способов количественного выражения признаков этого типа, их объединяет общий принцип: в основе каждого лежит представленный в виде некоторого экспертного обобщения анализ распределения натуральных показателей обилия организмов по градиенту загрязнения (например, по градиенту органических веществ в воде).

Однако индивидуальные гидробиологические показатели, основанные на видовом богатстве, обилии и разнообразии сообществ, не всегда адекватно оценивают качество воды, поскольку в значительной мере зависят не только от антропогенного воздействия, но и от естественных особенностей биотопа. Из-за резистентной емкости экосистемы ее реакция имеет сложный характер и на ранних стадиях антропогенной сукцессии увеличение воздействия факторов может не вызывать изменение биотических показателей, а даже несколько их увеличивать [2114]. Поэтому при экологической диагностике гидроэкосистем целесообразно использовать показатели обеих категорий: как основные характеристики абиотической среды, так и биоты.

Первым шагом к нормированию антропогенных нагрузок является комплексная количественная оценка уровней факторов воздействия, вызывающих неблагоприятное состояние экосистемы. Нетрудно заметить, что в условиях резко возросшей за последние десятилетия многокомпонентности загрязнения окружающей среды однозначная диагности-

ка водных объектов по всему комплексу из десятков и сотен гидрохимических показателей представляет собой достаточно нетривиальную проблему. Несмотря на разработку различных комбинированных систем классификации поверхностных водоемов и «интегральных» индексов оценки их загрязненности, нет как общепринятой методики оценки качества вод по абиотическим факторам, так и отчетливой концепции путей ее создания (подробнее см. главу 3 работы [3005]).

В последнее десятилетие в странах ЕС и США реализуется планомерный переход от чисто химического контроля окружающей среды к биологическому, который претерпел значительный прогресс в плане стандартизации методов и понятий, что сделало биоиндикацию наиболее перспективным и недорогим инструментом определения качества воды. На базе американской системы RPBs (Rapid Bioassessment Protocols) и британской RIVPACS (River Invertebrate Prediction and Classification System) созданы подробные протоколы [3169] описания условий среды обитания различных сообществ организмов (в частности, перифитона, макрозообентоса и рыб) и математические средства интеркалибровки «метрик»<sup>1</sup>. Так в рамках RPBs функционирует подсистема PBMS (Performance-Based Methods System), обеспечивающая единообразное представление факторов абиотической среды и параметров состояния биогидроценозов в 20-балльной шкале для каждой точки отбора проб и их сопоставление с эталонным створом с целью окончательного ранжирования условий обитания. Для статистической оценки класса качества вод при мультистворном варианте в системе RPBs используется дискриминантный анализ, позволяющий идентифицировать комбинации переменных, обеспечивающих наилучшее разделение тестируемых и эталонных водоемов [3377]. Заключительным этапом является интеграция полученных данных, которая включает в себя установление взаимосвязей между биологическими показателями и экологическими условиями створов, а также представление соответствующего картографического материала по бассейну исследуемой реки.

В то же время высказываемые критические замечания [4281] относительно системы RPBs и ее основного протокола IBI свидетельствуют об излишней безапелляционности формируемых выводов, существенном математическом примитивизме схем обработки, недостаточной адекватности выбора и свертки метрик. В частности, Б. Тейлор [4299] отмечал, что мультиметрические индексы являются весьма произвольными комбинациями отдельных факторов, причем высокие значения некоторых метрик склонны нивелировать низкие значения других показателей.

Существенным толчком к развитию и совершенствованию методов биоиндикации в странах ЕС стала Европейская Рамочная директива (Water Framework Directive – WFD), принятая Европейским парламентом в Вене в 2000 г. (цит. по: [2420]). WFD и тесно связанная с ней информационная сеть EuroWaterNet образует статистически стратифицированную систему унифицированных стандартов, приспособленную для решения конкретных задач охраны использования и управления водными ресурсами. Согласно директиве вводится специальная процедура создания интеркалибровочной сети стран ЕС для оценки биологического состояния водных объектов каждого типа, реестр которых должен был утвержден в 2004 г. В связи с этим становится все более актуальной разработка научно обоснованных комплексных критериев-индикаторов состояния пресноводных экосистем, которая продолжает оставаться и чрезвычайно сложной задачей.

Обобщенные<sup>2</sup> индексы (или комплексные критерии качества) являются, как правило, результатом произвольной математической операции над группой из  $p$  исходных показателей  $b_j$ ,  $j = 1, 2, \dots, p$ , описывающих тестируемый объект или их совокупность. Подавляющее распространение при этом получила процедура тривиального суммирования,

---

<sup>1</sup> Термином «метрика» в данном контексте обозначают любую характеристику биоты, которая изменяется некоторым предсказуемым путем с увеличением антропогенной нагрузки.

<sup>2</sup> Часто здесь используют прилагательное «интегральный», хотя авторы никаких операций с интегралами в расчетах не проводят.

основанная на гипотезе *аддитивности* индивидуальных вкладов  $b_j$  в комплексный показатель  $I_p$  и осуществляющая вычисление по одной из следующих формул:

- простая сумма  $I_p = \sum_{j=1}^p b_j$  (1);
- взвешенная сумма  $I_p = \sum_{j=1}^p a_j \cdot b_j$  (2);
- простое среднее  $I_p = \frac{1}{p} \sum_{j=1}^p b_j$  (3);
- взвешенное среднее  $I_p = \left( \sum_{j=1}^p a_j \cdot b_j \right) / \sum_{j=1}^p b_j$  (4),

где  $a_j$  – заранее заданные весовые коэффициенты, оценивающие относительную важность  $j$ -го показателя в конструкции обобщенного критерия. Нетрудно заметить, что если принять значения  $a_j$ , равные 1, то формула (2) сводится к (1), а (4) – к (3). Также информационно эквивалентными являются формулы (1) и (3), которые отличаются лишь постоянным множителем  $1/p$ : если линейно изменить масштаб шкалы измеряемого показателя (например, оценивать рост не в дюймах, а в сантиметрах), то предупорядоченность между собой оцениваемых объектов никак не изменится.

В литературе встречаются также упоминания о мультипликативных индексных моделях (5), критериях, использующих формулы теории информации (6), или более экзотических построениях:

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

Предоставим читателю приятную возможность самому убедиться в том, что в представленные «эталонные» выражения (1)–(6) укладывается практически все множество формул количественной экологии, используемых для оценки степени доминирования, биоразнообразия, сапробности, качества вод, балансовых материально-энергетических показателей и т.д.

Ключевым моментом в конструировании любого комплексного критерия качества поверхностных вод являются ответы на традиционные вопросы:

- какое подмножество исходных показателей из общего числа имеющихся метрик выбрать для обобщения?
- как сделать индивидуальные показатели соизмеримыми между собой?
- какой вариант формулы (1)–(6) использовать для свертки и что может послужить основой для расчета весовых коэффициентов  $a_j$ ?

Именно этими нюансами отличаются между собой версии «интегральных индексов» и их терминологических клонов, предложенные различными авторами [228, 261, 633, 660, 662, 1095, 1911]. Основные характеристики опубликованных методов представлены в табл. 1. Во всех этих случаях разработчики осуществляли отбор и количественную оценку информативности каждого из исходных показателей, опираясь на свой гидробиологический опыт и выступая в качестве *экспертов*.

Возможные споры о том, какой из индексов более работоспособен, математически разрешаются достаточно просто. Значения каждого из обобщенных индексов в той или иной степени отражают свойства *статистических совокупностей* экологических объектов, однородных<sup>3</sup> в определенном смысле. Из всех возможных вариантов схем вычисления комплексного критерия необходимо выбрать оптимальный, т.е. который обеспечивает минимум ошибки при прогнозировании на широком множестве примеров. При этом рассчитанные величины результирующего индекса должны оказаться близкими для однородных экологических объектов и, наоборот, иметь значимые отличия для водоемов, находящихся в качественно различном состоянии. Количественно ошибка прогнозирования зависит от степени вариации значений принятого критерия по тестируемым совокупностям (т.е. ти-

<sup>3</sup> Любая совокупность *однородна*, если множества всех входящих в нее объектов идентичны или практически идентичны во всем пространстве изучаемых признаков.

пам водоемов), которую можно оценить в соответствии с рекомендуемыми статистическими критериями.

Таблица 1

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

Авторы, источник	Наименование показателя	Формула обобщения	Количество и список обобщаемых показателей	Вид исходных данных	Способ диагностики
А.И. Баканов [228]	<b>КИСС</b> – комбинированный индекс состояния сообщества	Взвешенное среднее (4)	<b>4</b> (численность организмов в пробе бентоса; биомасса; число видов; индекс разнообразия Шеннона)	Порядковый номер ранга	Сравнение со средним значением
	<b>КИЗ</b> – комбинированный индекс загрязнения	Простое среднее (3)	<b>3</b> (биомасса; олигохетный индекс Пареле; средняя сапробность)	Порядковый номер ранга	Сравнение со средним значением
Е.В. Балушкина [261]	<b>IP</b> – интегральный показатель	Взвешенная сумма (2)	<b>4</b> (индекс сапротоксикозности; олигохетный индекс Гуднайта–Уитлея; хирономидный индекс Балушкиной; биотический индекс Вудивисса)	Натуральные значения	По диапазонам, заданным экспертно
Т.Д. Зинченко, Л.А. Выхристюк [1095]	<b>ИИЭС</b> – интегральный индекс экологического состояния экосистемы	Простое среднее (3)	<b>12</b> ( <i>гидрохимические</i> : ХПК, азот NH <sub>4</sub> ; NO <sub>3</sub> ; NO <sub>2</sub> ; фосфаты; фенолы; <i>гидробиологические</i> : численность; биомасса; число видов; индекс разнообразия Шеннона; биотический индекс Вудивисса; олигохетный индекс Пареле)	Преобразованные значения в баллах	По диапазонам, заданным экспертно
Д.Б. Гелашвили, Т.Д. Зинченко, Л.А. Выхристюк, А.А. Карандашова [660]	<b>ИИЭС<sub>М</sub></b> – интегральный индекс экологического состояния экосистемы (модификация)	Взвешенное среднее (4)	<b>12</b> (те же, что и в предыдущей строке)	Преобразованные значения в баллах	По диапазонам, заданным экспертно

Очевидно, что корректное усреднение исходных показателей с использованием формул (1)–(6) возможно, если суммируемые величины измерены в однотипных шкалах и имеют одинаковую размерность. Так как биотические показатели макрозообентоса (например, численность организмов, доля олигохет или индекс Вудивисса) имеют принципиально различную природу и размах значений, они должны быть приведены к единой сопоставимой шкале безразмерного типа. Для этого традиционно выполняется одна из следующих процедур:

- центрирование и нормировка значений исходного показателя на некотором принятом числовом интервале (чаще всего от 0 до 1): при этом изменяются статистические моменты и размах, но сохраняется закон распределения эмпирической выборки;
- расчет граничных значений диапазонов и преобразование количественной шкалы индивидуального показателя в порядковую шкалу баллов: несмотря на некоторую потерю точности, часто удается подобрать закон распределения преобразованной выборки, обеспечивающий оптимальную контрастность и информационную значимость исходных данных;

- преобразование количественных шкал исходных показателей в обобщенные шкалы критериев качества с использованием «функций желательности» [1911, 2794, 3073].

В разделе 5 статьи «Методы синтетического картографирования территории», представленной в настоящем сборнике, детально рассматриваются все перечисленные выше этапы и алгоритмы получения комплексных показателей, в том числе методы препроцессинга исходных данных и их преобразование в сопоставимые шкалы. В настоящей публикации мы остановимся на таких аспектах, как способы взвешивания информативности частных показателей и процедуры их селекции при построении комплексных критериев качества поверхностных вод. Для решения этих проблем традиционно используются два подхода: *неформальный* – с учетом знаний и опыта квалифицированных экспертов и *формальный* – на основе методов прикладной математической статистики.

#### Экспертный подход к многокритериальному оцениванию качества вод

Процедура *многокритериального экспертного оценивания* (МЭО) используется для принятия решений экспертами в плохо формализованных ситуациях, возникающих при решении ряда технических, экономических, социологических, военных и других задач. Используемый в процедуре МЭО итерационный метод Дельфы (от названия древнегреческого города, известного своим оракулом) представляет собой «ряд последовательно осуществляемых процедур, направленных на формирование группового мнения экспертов о проблемах, по которым ощущается недостаток информации» [347, с. 100]. При этом под «экспертом» может пониматься как конкретное лицо, компетентное в рассматриваемой области, так и любая расчетная методика, автомат или компьютерная программа, предоставляющая ответы на поставленные вопросы в виде числа.

В основу метода положены следующие предпосылки:

- имеется некоторый коллектив из  $r$  экспертов (экспертный совет), перед которым ставится задача оценить качество тестируемого объекта;
- эксперты составляют набор из  $p$  *частных критериев качества* (ЧКК), которые на основе апостериорной информации позволяют оценить в заданной численной шкале отдельные свойства изучаемого объекта, влияющие на комплексную оценку качества;
- после вычисления значений ЧКК эксперты по установленной процедуре формируют массив *экспертных оценок* (ЭО), численно ранжируя как долевой вклад каждого ЧКК и/или его относительную важность, так и уровень компетентности каждого эксперта;
- массивы ЧКК и ЭО подвергаются математической статистической обработке и последовательной корректировке с целью получения конечного экспертного прогноза.

Пусть для обработки представляются следующие исходные данные:

- $b_{ij} (i = \overline{1, r}; j = \overline{1, p})$  – частные критерии оценки качества вод (ЧКК), представляющие собой непосредственные показатели по результатам полевых наблюдений на водоеме или расчетные индексы, сформированные  $i$ -м экспертом;
- $G_{ik} (i, k \in \overline{1, r})$  – экспертная оценка (ЭО) уровня компетентности экспертов, данные  $i$ -м экспертом  $k$ -му ( $G_{ii}$  – самооценки,  $i = \overline{1, r}$ );
- $a_{ij} (i = \overline{1, r}; j = \overline{1, p})$  – ЭО важности ЧКК, данные  $i$ -м экспертом  $j$ -му ЧКК.

Оценки  $G_{ik}, b_{ij}, a_{ij} \in (\lambda^-, \lambda^+)$  измеряются в баллах, причем  $\lambda^-$  – минимальная ценность или ее отсутствие;  $\lambda^+$  – максимальная ценность. Заданный диапазон и количество градаций шкалы баллов не оказывают принципиального влияния на результат прогноза, но удобно, если она является единой для всех экспертных оценок: можно принять, например,  $\lambda^- = 0$ , а  $\lambda^+ = 6$  баллов.

Тогда обобщенная средневзвешенная статистическая оценка (СВ СО) частных критериев качества будет вычисляться по формуле

$$I_p = \sum_{j=1}^p \bar{a}_j \bar{b}_j / \sum_{j=1}^p \bar{a}_j; \quad I_p \in (\lambda^-, \lambda^+), \quad (7)$$

где

$$\bar{b}_j = \sum_{i=1}^r \bar{G}_i b_{ij} / \sum_{i=1}^r \bar{G}_i, \quad j = \overline{1, p}; \quad \bar{a}_j = \sum_{i=1}^r \bar{G}_i a_{ij} / \sum_{i=1}^r \bar{G}_i, \quad j = \overline{1, p};$$

$\bar{G}_j$  – СВ СО уровня компетентности  $i$ -го эксперта, найденная итеративными методами.

Показано [2912], что средневзвешенные статистические оценки (7) в наибольшей степени отвечают интуитивному представлению о простом и справедливом обобщении. Использование другого способа усреднения на основе цензурированных или винзорированных средних, медиан и т.д. было бы в данном случае не вполне обоснованным. Например, медианная статистическая оценка центра распределения ЭО будет игнорировать крайние оценки, что несправедливо по отношению к активным или компетентным экспертам, взявшим на себя смелость нетривиального решения. Нетрудно заметить, что в случае одного эксперта формула (7) сводится к формуле (4).

С использованием расчетных схем многокритериального экспертного оценивания может быть сформировано сколь угодно большое семейство обобщенных индексов, оценивающих степень влияния антропогенных факторов на устойчивость и биоразнообразие экосистем. Рассмотрим описанный подход на примере бентофауны 41 водоема и водотока бассейна Верхней (Учинский канал, бассейн р. Колокша), Средней и Нижней Волги (малые и средние реки – притоки Куйбышевского и Саратовского водохранилища).

В табл. 2 представлены список и средние значения отобранных показателей по сообществам донных организмов в натуральном выражении на всем массиве данных. Отдельно в качестве самостоятельных были выделены показатели хирономидофауны (отряд Diptera, сем. Chironomidae), которая традиционно характеризуется отличными биоиндикационными свойствами [1094]. Для каждого из частных критериев качества были назначены экспертные оценки (ЭО)  $a_j$  относительной важности (информативности) каждого из них в баллах от 1 до 4.

Таблица 2

Показатели макрозообентоса, использованные при формировании обобщенных критериев (в шапке таблицы ЭО – экспертные оценки, ГК – метод главных компонент, РА – регрессионный анализ)

Категория	Показатель	Обозначение	Среднее	Веса информативности, баллы		
				ЭО	ГК	РА
Макрозообентос в целом	Число видов в пробе	<b>S</b>	13,44 ± 0,91	3	3,8	2,8
	Разнообразие по Шеннону	<b>H</b>	2,368 ± 0,09	2	3,7	4,0
	Видовой состав	<b>A</b>	48,33 ± 7,82	2	3,4	3,6
	Индекс Вудивисса	<b>V</b>	4,492 ± 0,23	3	3,2	3,8
	Численность, экз./м <sup>2</sup>	<b>N</b>	3884 ± 582	3	4,0	2,3
	Биомасса, г/м <sup>2</sup>	<b>B</b>	17,17 ± 7,17	2	3,8	1,9
Сообщество хирономид	Число видов в пробе	<b>S_ch</b>	8,103 ± 0,81	4	3,8	3,3
	Разнообразие по Шеннону	<b>H_ch</b>	1,903 ± 0,11	4	3,7	2,0
	Видовой состав	<b>A_ch</b>	25,47 ± 3,84	4	3,9	2,8
	Численность, экз./м <sup>2</sup>	<b>N_ch</b>	2314 ± 474	4	3,8	2,4
	Биомасса, г/м <sup>2</sup>	<b>B_ch</b>	2,682 ± 0,84	2	3,5	1,0
Абиотические факторы	Класс качества вод		3,536 ± 0,12	2		
	Загрязнение по ИЗВ		2,494 ± 0,21	3		

Результаты, полученные сапробиологическим методом, показали низкую биоиндикационную ценность по сравнению с перечисленными показателями, в первую очередь, из-за низкой адаптированности системы сапробности к условиям малых рек изученных ре-

гионов. Индекс Гуднайта–Уитлея, учитывающий соотношение численности олигохет к численности всего макрозообентоса, по нашим данным также показал слабо выраженную зависимость от уровня химического загрязнения водотоков. Выполненный корреляционный анализ зависимости между гидробиологическими индексами и такими общими показателями водоема, как площадь водосбора и средняя скорость течения рек, также не выявил достоверной статистической связи между ними.

Интенсивность воздействия абиотических факторов на макрозообентоценозы оценивалась следующим образом:

- с использованием данных гидрохимического анализа в соответствии с действующей методикой [3073] рассчитывался индекс загрязнения воды ИЗВ;
- в соответствии с требованиями ГОСТ 17.1.3.07–82 определялись классы качества воды по гидрохимическим и микробиологическим показателям;
- рассчитывались значения *индекса качества воды (ИКВ)* как обобщенная средневзвешенная оценка этих двух показателей.

Весь массив гидробиологических показателей был переведен в 6-балльную шкалу, причем интервалы диапазонов для выделения баллов каждого показателя выбирались нами с учетом характера статистического распределения вариационных рядов, а также с учетом опыта экспертов-гидробиологов.

*Индекс плотности бентоса (ИБП)*<sup>4</sup> определим как обобщенную средневзвешенную статистическую оценку в соответствии с формулой (7):

$$ИПП = \sum_{j=1}^p a_j b_j / \sum_{j=1}^p a_j ,$$

где  $p = 6$  – количество обобщаемых показателей зообентоса (см. табл. 2),  $b_1, b_2, \dots, b_p$  – значения суммируемых признаков в баллах,  $a_1, a_2, \dots, a_p$  – экспертные оценки (веса), оценивающие относительную важность каждого показателя. По аналогичному списку показателей ( $p = 5$ , за исключением индекса Вудивисса) отдельно может быть рассчитан *индекс плотности хирономид (ИПХ)*.

Представляет определенный методический интерес рассмотреть статистическую взаимосвязь между рассчитанными обобщенными показателями. Выполним стандартный регрессионный анализ и проанализируем следующие линейные уравнения зависимости индексов плотности гидробионтов от интенсивности загрязнения:

$$ИПБ = 4,43 - (0,401 \pm 0,097) \cdot ИКВ,$$

(коэффициент корреляции  $R = 0,54$ , статистическая значимость уравнения по критерию Фишера  $F(1, 41) = 17,01, p \cong 0$ ; см. график на рис. 1);

$$ИПХ = 3,13 - (0,25 \pm 0,12) \cdot ИКВ,$$

( $R = 0,31, F(1, 41) = 4,2, p = 0,047$ ).

Полученные уравнения свидетельствуют о достаточно высокой биоиндикационной способности зообентоса и семейства Chironomidae, в частности, для оценки уровня загрязнения малых рек.

Между обоими обобщенными индексами плотности гидробионтов существует тесная корреляционная связь:

$$ИПХ = -0,7 + (0,77 \pm 0,12) \cdot ИПБ,$$

( $R = 0,7, F(1,41) = 39,2, p \cong 0$ , см. рис. 2),

что предполагает возможность разработки методики сокращенного гидробиологического экспресс-анализа пресноводных водоемов на основании показателей обилия хирономид.

<sup>4</sup> Комбинируя составом частных показателей, видом расчетных формул (1)–(6) и значениями взвешивающих коэффициентов, легко можно получить сотни и тысячи различных вполне работоспособных индексов. Самая большая трудность при этом – придумать им солидное название и фонетически благозвучную сокращенную аббревиатуру.



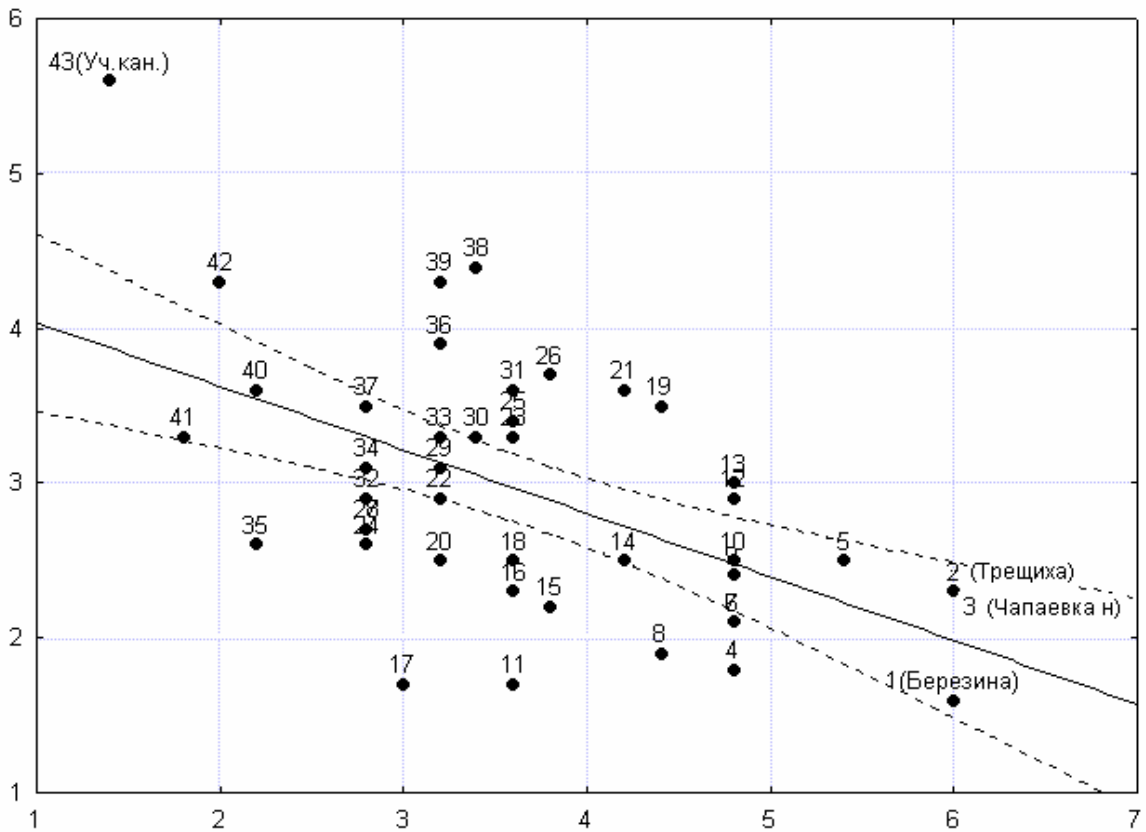


Рис. 1. Зависимость индекса плотности бентоса **ИПБ** (по оси ординат) от индекса качества воды **ИКВ** (по оси абсцисс). Названия рек приведены в табл. 3

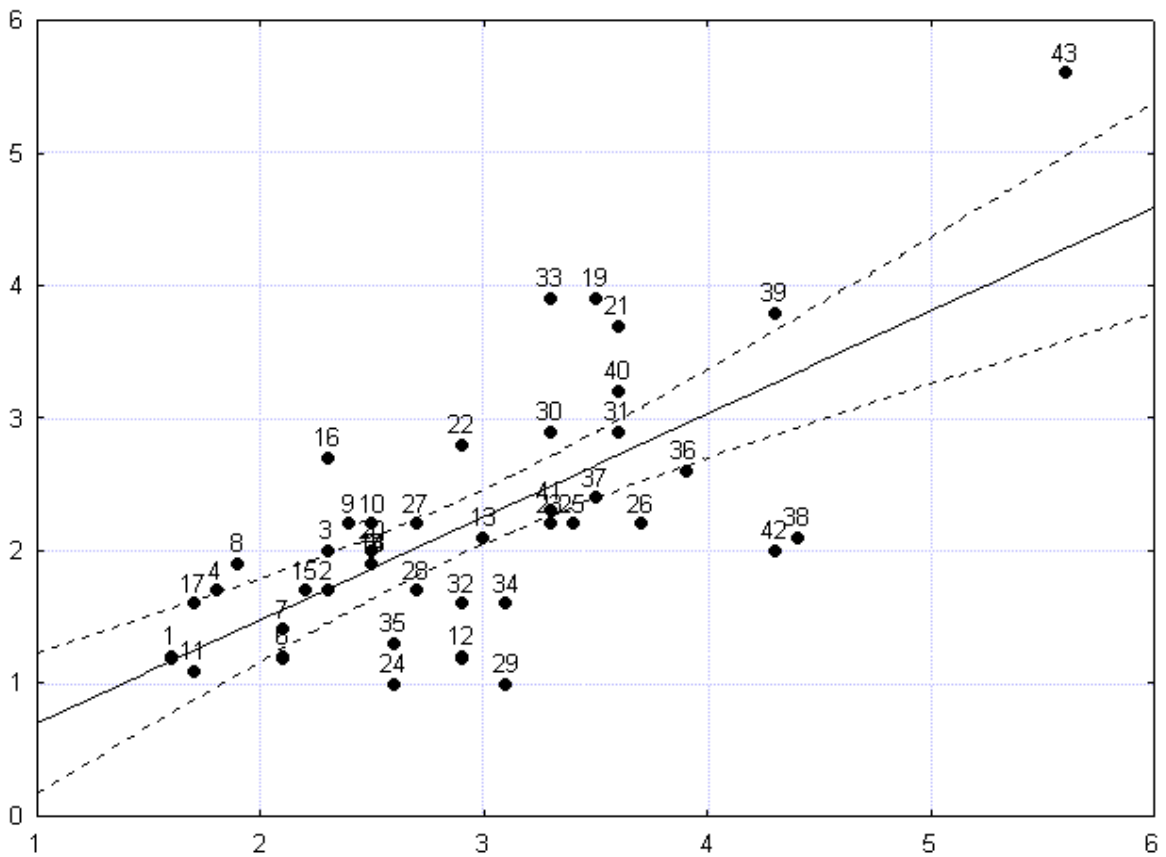


Рис. 2. Зависимость индекса плотности хирономид **ИПХ** (по оси ординат) и индекса плотности бентоса **ИПБ** (по оси абсцисс). Названия рек приведены в табл. 3

Следует подчеркнуть, что экспертные оценки объединяют опыт высококвалифицированных специалистов и данные литературы для определенного типа объектов – лотических экосистем, приуроченных к конкретному региону. Однако особенностью предложенного подхода является неизбежный субъективизм при ранжировании частных показателей и определении границ состояния сообщества или экосистемы в целом.

#### Статистический подход к многокритериальному оцениванию качества вод

Свертывание информации в многомерном пространстве биотических параметров и абиотических факторов до индикаторов (индексов) приемлемой размерности является стандартной задачей математической статистики, которая может быть решена с использованием различных широко известных концепций, приемов и алгоритмов [170, 3005].

Рассмотрим список из 11 гидробиологических показателей, представленных в табл. 2. Зададимся целью найти для каждого частного критерия качества оценку (вес) его информативности  $a_j$ . Сначала будем рассматривать биотические показатели изолированно, не учитывая их причинно-следственные связи с абиотическими факторами.

Эффективным средством редукции данных за счет снижения количества анализируемых переменных является метод главных компонент (ГК). Имеется, по крайней мере, три основных типа принципиальных предпосылок, обуславливающих возможность практически «безболезненного» перехода от большего числа исходных показателей состояния (признаков) анализируемого объекта к существенно меньшему числу наиболее информативных переменных. Это, во-первых, дублирование информации, доставляемой взаимосвязанными показателями; во-вторых, низкая информативность показателей, мало меняющихся при переходе от одного объекта к другому (малая вариабельность показателя); в-третьих, возможность агрегирования, т.е. простого или взвешенного суммирования некоторых физически или информационно однотипных показателей.

В общем виде математическая суть метода заключается в представлении  $p$  исходных переменных  $B$  в виде линейной комбинации из  $m$  факторов  $F$  ( $p \gg m$ ):

$$\begin{array}{ccccccccc}
 B_1 & B_2 & \dots & & B_p & \Rightarrow & F_1 & \dots & F_m \\
 \hline
 \boxed{\phantom{0}} & \boxed{\phantom{0}} & \boxed{\phantom{0}} & \boxed{\phantom{0}} & \boxed{\phantom{0}} & & \boxed{\phantom{0}} & \boxed{\phantom{0}} & \boxed{\phantom{0}} \\
 \hline
 \end{array} ,$$

рассчитанных так, чтобы наилучшим способом (с минимальной погрешностью) представить  $X$ . При этом модель главных компонент имеет вид:

$$F_k = \sum_{j=1}^p c_{jk} b_j , \tag{8}$$

где латентные переменные  $F_k$ ,  $k = 1, \dots, m$ , называются *главными компонентами*, а коэффициенты пропорциональности (регрессии)  $c_{jk}$  – *факторными нагрузками*.

Анализ главных компонент исходной таблицы гидробиологических показателей размерностью 11×41 показал, что первые два члена факторной модели объясняют 62,4% общей дисперсии переменных (соответственно первая ГК – 34,7%, вторая – 27,4%). Визуализация результатов представления исходных переменных в виде двухмерного среза факторного пространства представлена на рис. 3. По отношению к водным экосистемам величины главных компонент могут рассматриваться как показатели определенного типа ассоциирования индивидуальных признаков. Например, можно предположить, что первый фактор оценивает численность организмов и равномерность биоразнообразия по Шеннону; второй фактор структурно обозначен числом видов в пробе и их таксономической представленностью по Вудивиссу.

В своей методике [1911] М.А. Новиков считает, первая главная компонента отражает основную часть качественной оценки акваторий, и предлагает использовать в качестве весов информативности  $a_j$  исходных переменных при конструировании комплексных показателей коэффициенты факторных нагрузок  $c_{j1}$  в уравнении первой главной компоненты.

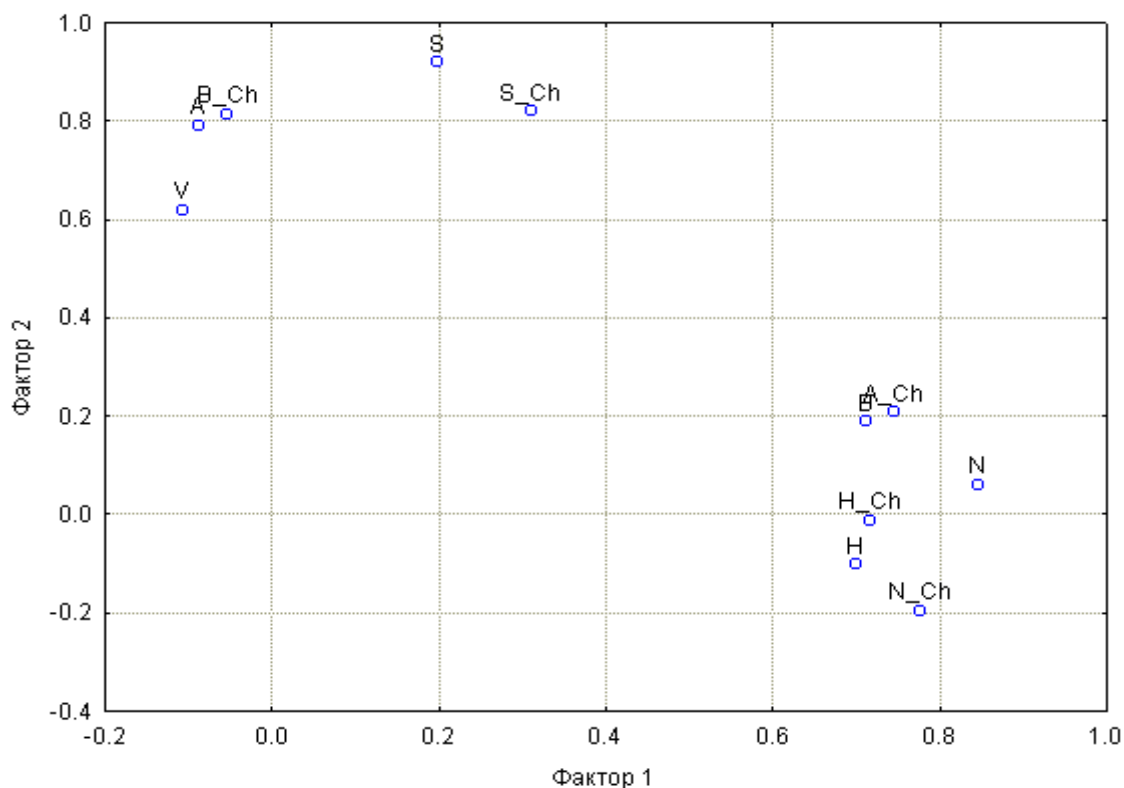


Рис. 3. График отображения факторных нагрузок в пространстве двух главных компонент (обозначение меток показателей см. в табл. 2)

Нам представляется более точным вести расчет коэффициентов  $a_j$  в выражении (4) по формуле взвешенной евклидовой дистанции

$$a_j = \left[ \sum_{k=1}^m d_k^2 (c_{jk} - c_{k \min})^2 \right]^{0.5}, \quad (9)$$

где  $m$  – число информационно значимых главных компонент по критерию Кэттелла;  $d_k$  и  $c_{k \min}$  – доля объясненной общей дисперсии и минимальное значение  $k$ -й главной компоненты. Для нашего случая двухмерной факторной диаграммы значимость каждого показателя определяется как взвешенное расстояние на рис. 3 от смещенного начала координат до соответствующей анализируемой точки. Значения  $a_j$ , вычисленные по формуле (9), были пересчитаны в диапазон значений от 0 до 4 баллов и помещены в табл. 2. Поскольку с точки зрения анализа двух главных компонент все 11 использованных гидробиологических показателей имеют приблизительно одинаковую информационную ценность, то результаты их взвешивания оказались численно близки: статистический разброс не превысил 1 балла.

Предположим теперь, что таблица  $B$  исходных гидробиологических показателей  $11 \times 41$  в баллированной шкале дополнена вектором-столбцом  $Y$  индекса качества воды (ИКВ), отражающим влияние абиотических факторов. При расчете значений весовых коэффициентов  $a_j$  будем теперь исходить не из особенностей внутренней ассоциативности таблицы  $B$ , а из уровня коррелированности каждого частного показателя  $b_j$  с независимым «эталоном»  $Y$ . Иными словами, вместо оценивания без использования внешнего ре-

гулятора выполним «обучение с учителем», где обучающую роль играет предварительное разбиение водоемов на классы по гидрохимическим показателям.

Наиболее распространенным способом нахождения взвешивающих множителей  $a_j$ , оценивающих информативность независимых переменных  $b_i$  относительно некоторого прогноза  $y$  выходного параметра объектов, является построение модели множественной регрессии:

$$y = \alpha_0 + \sum_{j=1}^p \alpha_j b_j, \text{ где } \alpha_0 - \text{свободный член.} \quad (10)$$

Идеология и вычислительные аспекты регрессионного анализа подробно описаны нами в статье настоящего сборника "Методы синтетического картографирования территории".

Получим уравнение полной множественной регрессии 11 гидробиологических показателей от уровня загрязнения **ИКВ**. Обратим внимание, что все коэффициенты модели оказались значимыми по  $t$ -критерию, а само уравнение – значимо в целом (коэффициент множественной корреляции  $R = 0,66$ ;  $F(11, 31) = 2,17$ ;  $p < 0,044$ ). Определим веса  $a_j$  индивидуальных гидробиологических показателей следующим образом. Поскольку зависимость между антропогенным воздействием и откликом биоты носит обратно пропорциональный характер, то максимальный по величине стандартизованный коэффициент регрессии ( $\alpha = 0,343$  для биомассы хирономид) будет соответствовать минимальному значению веса информативности 1 и, наоборот, минимальный коэффициент ( $\alpha = -0,41$  для индекса Шеннона по численности бентоса) – максимальному весу 4. Остальные веса, представленные в табл. 2, нормируются между этими крайними значениями.

Веса информативности, сформированные на основе коэффициентов регрессии, более контрастным образом оценивают частные биотические индексы, чем полученные методом главных компонент. В этом случае они ранжируют не абстрактную ценность показателя вообще, а конкретную чувствительность отклика по отношению к уровню загрязнения, т.е. биоиндикационную ценность. Характерно, что баллы максимальной информативности получили традиционные показатели видового богатства и биотический индекс Вудивисса, а минимальные баллы – биомасса общего бентоса и группы хирономид.

С использованием описанных методов легко рассчитать для каждого водотока весь набор обобщенных критериев качества вод (см. табл. 3), осуществить классификацию объектов и провести сравнительный анализ различных методов. Поскольку у нас отсутствуют (да и не могут быть) истинные количественные оценки «здоровья экосистемы» тестируемых водотоков, выполним ранжирование адекватности каждого комплексного критерия, полученного на основе гидробиологических показателей, косвенным путем – по тесноте его корреляционной связи с **ИКВ** по гидрохимическим показателям. Результаты получились, в некотором смысле, методически неординарными: при использовании коэффициента корреляции Спирмена наибольшим сходством обладают ранговые последовательности водотоков, сформированных индексами **ИКВ** и **ИПБ**. Гидробиологический индекс **ГБИ ЭО**, рассчитанный на основе уже 11 показателей вместо 6 с теми же экспертными оценками весов, показал существенно более скромные результаты.

С учетом этого можно сделать вывод, что механическое расширение списка обобщаемых частных показателей без тщательной оценки информативности каждого из них далеко не всегда приводит к росту адекватности результирующего комплексного критерия. Свидетельством тому же является использование процедуры селекции переменных при построении регрессионной модели (10): после исключения 4-х малоинформативных признаков коэффициент ранговой корреляции Спирмена между **ИКВ** и **ГБИ РА** получил максимальное значение.

Таблица 3

## Сравнительная оценка рассчитанных комплексных критериев качества воды

№ пп	Водоток	<i>ИКВ</i>	<i>ИПБ</i>	<i>ИПХ</i>	<i>ГБИ ЭО</i>	<i>ГБИ ГК</i>	<i>ГБИ РА</i>	<i>КИКВ</i>
1	Березина	6,0	1,6	1,2	1,5	1,4	1,2	1,3
2	Трещиха	6,0	2,3	1,7	1,9	2,1	2,1	1,7
3	Чапаевка (нижн. теч.)	6,0	2,3	2,0	2,3	2,3	2,2	1,7
4	Петровка	4,8	1,8	1,7	2,0	1,9	1,6	2,0
5	Бузулук	5,4	2,5	1,9	2,3	2,2	2,3	2,1
6	Гза	4,8	2,1	1,2	1,7	1,7	1,6	2,1
7	Журавлиха	4,8	2,1	1,4	1,9	1,9	1,8	2,2
8	Запрудка	4,4	1,9	1,9	1,8	1,9	1,5	2,3
9	Самара	4,8	2,4	2,2	2,3	2,3	1,8	2,3
10	Тростянка	4,8	2,5	2,2	2,3	2,4	2,2	2,3
11	Уса	3,6	1,7	1,1	1,5	1,4	1,3	2,6
12	Сега	4,8	2,9	1,2	2,1	2,1	2,1	2,6
13	Сок (нижн. теч)	4,8	3,0	2,1	2,8	2,6	2,3	2,6
14	Б.Черемшан	4,2	2,5	1,9	2,2	2,3	2,4	2,7
15	Черновка	3,8	2,2	1,7	2,0	2,0	1,8	2,7
16	Домашка	3,6	2,3	2,7	2,2	2,4	2,3	2,8
17	Таволжанка	3,0	1,7	1,6	1,7	1,6	1,6	2,8
18	Маза	3,6	2,5	1,9	2,1	2,2	2,2	2,9
19	Муранка	4,4	3,5	3,9	3,5	3,7	3,6	3,1
20	Тайдаков	3,2	2,5	2,0	2,2	2,2	2,1	3,2
21	Талкыш	4,2	3,6	3,7	3,5	3,6	2,7	3,2
22	Хорошенькая	3,2	2,9	2,8	2,8	2,8	2,6	3,3
23	Чапаевка (верх. теч.)	3,6	3,3	2,2	2,8	2,9	2,8	3,4
24	Колокша	2,8	2,6	1,0	1,7	1,8	1,9	3,4
25	Съезжая	3,6	3,4	2,2	2,8	2,8	2,4	3,4
26	Б.Кинель	3,8	3,7	2,2	3,1	3,0	2,9	3,4
27	Камышла	2,8	2,7	2,2	2,7	2,6	2,5	3,4
28	Кучка	2,8	2,7	1,7	2,4	2,3	2,1	3,5
29	Сосновка	3,2	3,1	1,0	2,0	2,1	2,2	3,5
30	Ток	3,4	3,3	2,9	3,3	3,4	3,3	3,5
31	Юмратка	3,6	3,6	2,9	3,1	3,3	3,5	3,5
32	Салмыш	2,8	2,9	1,6	2,2	2,2	2,4	3,5
33	Колочка	3,2	3,3	3,9	3,5	3,5	2,4	3,6
34	Кондурча	2,8	3,1	1,6	2,5	2,4	2,2	3,7
35	М.Кинель	2,2	2,6	1,3	2,0	2,0	2,0	3,7
36	Малый Сок	3,2	3,9	2,6	3,1	3,2	3,1	3,8
37	Семига	2,8	3,5	2,4	3,2	3,1	2,8	3,8
38	Тома	3,4	4,4	2,1	3,4	3,4	3,5	4,0
39	Сок (верх. теч.)	3,2	4,3	3,8	3,8	3,9	3,2	4,0
40	Турханка	2,2	3,6	3,2	3,4	3,4	3,4	4,2
41	Сарбай	1,8	3,3	2,3	2,9	2,9	3,1	4,2
42	Байтуган	2,0	4,3	2,0	3,2	3,3	3,5	4,7
43	Учинский канал	1,4	5,6	5,6	5,7	5,6	4,8	5,6
Значения критерия Спирмена			-0.49	-0.19	-0.35	-0.34	-0.40	

*Примечание.* В шапке таблицы использованы следующие условные обозначения: *ИКВ* – индекс качества воды по 2 абиотическим показателям; *ИПБ* – индекс плотности бентоса по 6 показателям; *ИПХ* – индекс плотности хирономид по 5 показателям; *ГБИ* – общий гидробиологический индекс по всем 11 показателям, в котором веса определены методами экспертных оценок {ЭО}; главных компонент {ГК} и регрессионного анализа {РА} соответственно; *КИКВ* – комплексный критерий качества воды.

В настоящей работе использование математической статистики носило характер предварительного этапа поиска в ее обширном арсенале наиболее результативных методов комплексации. Необходима дальнейшая планомерная работа, начиная с уточнения исходных концептуальных предпосылок и кончая широкомасштабным компьютерным экспериментом на репрезентативном массиве данных.

Для непосредственного ранжирования водных объектов по обобщенному критерию качества, учитывающему как обилие гидробионтов и сбалансированность экосистемы, так и гидрохимическое загрязнение водоемов, может быть рассчитан комплексный индекс качества воды (**КИКВ**), например, по формуле:

$$\text{КИКВ} = \frac{[\text{ИПБ} \cdot B_1 + (7 - \text{ИКВ}) \cdot B_2]}{B_1 + B_2},$$

где  $B_1$  и  $B_2$  – весовые коэффициенты, соизмеряющие информативность каждой составляющей. Разность значений 7 и **ИКВ** использовалась, чтобы преодолеть обратный характер зависимости между обоими показателями (см. рис. 1).

На основании **КИКВ** легко провести классификацию водоемов по обобщенному критерию качества вод, установив следующие градации:

- реки в состоянии *экологического бедствия* – **КИКВ** < 2,5 (Березина, Трещиха, Чапаевка в устьевом течении, Петровка, Бузулук, Тростянка, Уса, Журавлиха, Сега, Самара);
- реки с *относительно благополучным* экологическим состоянием – **КИКВ** ≥ 4 (Учинский канал, Сарбай, Байтуган, Сок в верхнем течении, Камышла);
- реки, находящиеся в *предкризисном* и *кризисном* экологическом состоянии – **КИКВ** от 2,5 до 4 (остальные реки, см. табл. 3).