Самарская Лука: проблемы региональной и глобальной экологии.
2018. – Т. 27, № 1. – С. 191-198.

УДК 574+51.001.572

ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ЛОТИЧЕСКИХ СИСТЕМ: КОМПЛЕКСНЫЕ КРИТЕРИИ ОЦЕНКИ

© 2018 Э.В Абросимова, А.Г. Розенберг, В.К. Шитиков, Т.Д. Зинченко

Институт экологии Волжского бассейна РАН, г. Тольятти (Россия)

Поступила 11.12.2017

Представлены результаты анализа некоторых комплексных показателей оценки качества поверхностных вод, используемых обычно при проведении мониторинговых исследований водотоков. На примере данных многолетних исследований экологического состояния рек Волжского бассейна показаны некоторые оценочные способы получения информативности частных показателей и процедуры их отбора (экспертный и статистический подходы) при построении интегральных индексов и критериев качества воды малых рек разного типа и уровня антропогенной нагрузки.
Ключевые слова: качество воды, интегральные показатели, малые реки, Волжский бассейн.

Abrosimova E.V., Rozenberg A.G., Shitikov V.K., Zinchenko T.D. Environmental state of lotic systems: complex evaluation criteria. – In this article, we present the results of the analysis of some complex indicators for assessing the quality of surface waters usually used in monitoring watercourses. Using the example of the data of long-term studies of the environmental status of the rivers of the Volga Basin, we demonstrate some evaluation methods for obtaining the informative value of particular indicators and the procedure for selecting them (expert and statistical approaches) in constructing integral indices and water quality criteria for small rivers of different types and levels of anthropogenic load.
Key words: water quality, integrated indicators, small rivers, the Volga Basin.

Одной из фундаментальных задач исследования водных экосистем является количественная оценка пороговых значений антропогенной нагрузки, при которых сохраняется структурная и функциональная устойчивость гидроценозов. Согласно биотической концепции контроля природной среды (Левич, 1994), 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»).

В природоохранной практике с разной степенью распространения используются различные методики экологической диагностики водных объектов (Шуйский и др., 2004):

- оценка качества воды по абиотическим показателям;
- биоиндикация или использование параметров качества биотических систем;
- использование абиотических и биотических параметров с последующим сравнением конечных результатов;
- построение математических зависимостей биотических показателей от абиотических факторов.

Абиотические показатели 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). Следует учитывать то обстоятельство, что оценка состояния водной среды по абиотическим показателям связана

Абросимова Элина Владимировна, научный сотрудник, a-elina-v@yandex.ru; *Розенберг Анастасия Геннадьевна*, кандидат биологических наук, chicadivina@yandex.ru; *Шитиков Владимир Кириллович*, доктор биологических наук, stok1946@gmail.com; *Зинченко Татьяна Дмитриевна*, доктор биологических наук, профессор, zinchenko.tdz@yandex.ru

с высокой вероятностью недоучета некоторых важных факторов, лимитирующих устойчивость биотических систем и влияющих на здоровье человека.

Концепция экологической толерантности (Максимов, 1991 а, б) и представления о приоритете биологического контроля (Абакумов, 1991) предполагает тесную причинно-следственную связь между уровнями воздействия и факторами состояния изучаемых биологических сообществ. Рубрикатор биотических показателей рассмотрим на примере макрозообентоса лотических систем Волжского бассейна, который является одним из лучших биоиндикаторов при оценке «здоровья» пресноводных водоемов (Зинченко и др., 2014).

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

- сообщество таксонов в пределах изучаемых биотопов;
- отдельные ценозы гидробионтов различных видов, объединяемые по принципу филогенетического, структурного или функционального сходства;
- видовые компоненты сообщества на уровне «низших определяемых таксонов» (Баканов, 1997).

По каждой из перечисленных групп наиболее распространенными показателями являются (курсивом отмечены индексы, непосредственно использованные в наших расчетах (подробно см. Шитиков, Зинченко, 2005):

- *биомасса* сообщества макрозообентоса и его численность, средняя масса особи в сообществе и показатели удельной и абсолютной продуктивности (*траты на обмен*, ассимилируемая энергия, продукция, различные рост-обменные коэффициенты $\boldsymbol{P/R}$, $\boldsymbol{K_2}$ и т.д.);
- биотический индекс Вудивисса и многочисленные индексы, рассчитываемые как удельное обилие организмов бентоса (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 взаимосвязи с внешними воздействиями и, соответственно, модели с их участием имеют разную биоиндикационную ценность.

В представленном списке выделяется наличие трех типов биотических показателей: непосредственные данные гидробиологического мониторинга (численность и биомасса организмов разных видов); суммарные значения количественных показателей для таксонов рангом выше вида и групп видов и различные индексы расчетного характера. Поскольку не существует универсального метода оценки экологического состояния речных систем, количество предлагаемых расчетных индексов постоянно растет.

При всем различии способов количественного выражения признаков разных методов, их объединяет общий принцип некоторого экспертного обобщения и анализ распределения натуральных показателей обилия организмов по градиенту загрязнения (например, по градиенту органических веществ в воде).

При экологической диагностике гидроэкосистем целесообразно использовать показатели обеих категорий: как основные характеристики абиотической среды, так и биоты.

Несмотря на разработку различных комбинированных систем классификации поверхностных водоемов и "интегральных" индексов оценки их загрязненности, общепринятой методики оценки качества вод по абиотическим факторам не существует, в связи со специфическими характеристиками функционирования различных водных объектов в естественных условиях и при воздействии антропогенных факторов.

Существенным толчком к развитию и совершенствованию методов биоиндикации в странах ЕС стала Европейская Рамочная директива (Water Framework Directive – WFD, Семенченко, 2004) и тесно связанная с ней информационная сеть EuroWaterNet , которая 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. В связи с этим, до настоящего времени актуальной ос-

тается разработка научно-обоснованных комплексных критериев-индикаторов состояния пресноводных экосистем, которая продолжает оставаться чрезвычайно сложной задачей.

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

- какое количество показателей из числа имеющихся метрик выбрать для обобщения?
- как сделать индивидуальные показатели соизмеримыми между собой?
- какой вариант формул использовать для комплексирования критериев и что может послужить основой для расчета весовых коэффициентов?

Основные характеристики некоторых методов представлены в табл. 1. Значения каждого из обобщенных индексов отражают свойства статистических совокупностей экологических объектов (Шитиков, Зинченко, 2011).

Из всех возможных вариантов схем вычисления комплексного критерия необходимо выбрать оптимальный, т.е. который обеспечивает минимум ошибки при прогнозировании на используемом множестве примеров. Рассчитанные величины индекса должны оказаться близкими для типологически сходных экологических объектов и, наоборот, иметь значимые отличия для водоемов, находящихся в качественно различном состоянии.

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 (1998)	**КИСС** – комбинированный индекс состояния сообщества	Взвешенное среднее (4)	**4** (численность организмов в пробе бентоса; биомасса; число видов; индекс разнообразия Шеннона)	Порядковый номер ранга	Сравнение со средним значением
	КИЗ – комбинированный индекс загрязнения	Простое среднее (3)	**3** (биомасса; олигохетный индекс Пареле; средняя сапробность)	Порядковый номер ранга	Сравнение со средним значением
Е.В. Балушкина (1997)	**IP** – интегральный показатель	Взвешенная сумма (2)	**4** (индекс сапротоксобности; олигохетный индекс Гуднайта-Уитлея; хирономидный индекс Балушкиной; биотический индекс Вудивисса)	Натуральные значения	По диапазонам, заданным экспертно
Т.Д. Зинченко и др. (2000)	**ИИЭС** – интегральный индекс экологического состояния экосистемы	Простое среднее (3)	**12** (***гидрохимические***: ХПК, азот NH_4; NO_3; NO_2; фосфаты; фенолы; ***гидробиологические***: численность; биомасса; число видов; индекс разнообразия Шеннона; биотический индекс Вудивисса; олигохетный индекс Пареле)	Преобразованные значения в баллах	По диапазонам, заданным экспертно
Д.Б. Гелашвили и др. (2002)	**ИИЭС$_{М}$** – интегральный индекс экологического состояния экосистемы (модификация)	Взвешенное среднее (4)	**12** (те же, что и в предыдущей строке)	Преобразованные значения в баллах	По диапазонам, заданным экспертно

Детальный анализ этапов и алгоритмов получения комплексных показателей, в том числе, методов преобразования исходных данных в сопоставимые шкалы представлен ранее в публикации (Шитиков, Зинченко, 2005, с. 167).

Представленная нами процедура многокритериального экспертного оценивания (МЭО) используется обычно для принятия решений экспертами в ситуациях, возникающих при решении ряда

технических, экономических, социологических и других задач, по которым ощущается недостаток информации» (Бешелев, Гурович, 1980, с. 100). В основу метода положены следующие предпосылки:

- имеется некоторый коллектив экспертов (экспертный совет), перед которым ставится задача оценить качество тестируемого объекта;
- эксперты составляют набор из частных критериев качества (ЧКК), которые на основе имеющейся информации могут оценить в заданной численной шкале отдельные свойства изучаемого объекта, влияющие на комплексную оценку качества;
- после вычисления значений ЧКК эксперты 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.

С использованием расчетных схем многокритериального экспертного оценивания может быть сформировано большое количество обобщенных индексов, оценивающих степень влияния антропогенных факторов на устойчивость и биоразнообразие экосистем.

В табл. 2 представлены список и средние значения отобранных нами показателей по сообществам донных организмов при проведении многолетнего гидробиологического мониторинга состояния водотоков Волжского бассейна. В качестве самостоятельных показателей были выделены характеристики таксоценов хирономид (Diptera, Chironomidae), которые традиционно характеризуются отличными биоиндикационными свойствами (Зинченко, 2009, 2011). Высокое видовое разнообразие хирономид, как важнейшего компонента донной фауны поверхностных вод и их значительное количество в донных сообществах водных экосистем позволяют накапливать обширные массивы информации о локальных и обширных местообитаниях, подверженных воздействию различных факторов среды (Зинченко, 2011). На основе полученных обобщенных данных о состоянии экосистем поверхностных вод выявлены структурные характеристики хирономидного таксоцена, как информативного показателя при решении теоретических и прикладных задач типизации водотоков. Для каждого из частных критериев качества вод были установлены экспертные оценки (ЭО) 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	***S***	13,44 ± 0,91	3	3,8	2,8
	Разнообразие по Шеннону	***H***	2,368 ±0,09	2	3,7	4,0
	Видовой состав	***A***	48,33 ±7,82	2	3,4	3,6
	Индекс Вудивисса	***V***	4,492 ±0,23	3	3,2	3,8
	Численность, экз./м^2	***N***	3884 ±582	3	4,0	2,3
	Биомасса, г/м^2	***B***	17,17 ±7,17	2	3,8	1,9
Сообщество хирономид	Число видов в пробе	***S*_ch**	8,103 ±0,81	4	3,8	3,3
	Разнообразие по Шеннону	***H*_ch**	1,903 ±0,11	4	3,7	2,0
	Видовой состав	***A*_ch**	25,47 ±3,84	4	3,9	2,8
	Численность, экз./м^2	***N*_ch**	2314 ±474	4	3,8	2,4
	Биомасса, г/м^2	***B*_ch**	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		

Интенсивность воздействия абиотических факторов на донные сообщества оценивалась с использованием данных гидрохимического анализа в соответствии с методикой; рассчитывался индекс загрязненности воды ***ИЗВ*** или ***УКИЗВ*** (РД 5.2.24.643-2002 «Метод комплексной оценки степени загрязненности поверхностных вод по гидрохимическим показателям»; в соответствие с требованиями ГОСТ 17.1.3.07–82) определялись классы качества воды; рас-

считывались значения индекса качества воды (***ИКВ***) как обобщенная средневзвешенная оценка этих двух показателей.

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

Индекс плотности бентоса (***ИБП***) определим как обобщенную средневзвешенную статистическую оценку в соответствии с формулой (7):

$$\boldsymbol{ИПБ} = \sum_{j=1}^{p} \boldsymbol{a}_j \boldsymbol{b}_j \Big/ \sum_{j=1}^{p} \boldsymbol{a}_j \ ,$$

где $\boldsymbol{p}$ = 6 – количество обобщаемых показателей зоообентоса (см. табл. 2), $\boldsymbol{b}_1, \boldsymbol{b}_2, \ldots, \boldsymbol{b}_p$ – значения суммируемых признаков в баллах, $\boldsymbol{a}_1, \boldsymbol{a}_2, \ldots, \boldsymbol{a}_p$ – экспертные оценки (веса), оценивающие относительную важность каждого показателя. По аналогичному списку показателей ($\boldsymbol{p}$ = 5 за исключением индекса Вудивисса) отдельно может быть рассчитан *индекс плотности хирономид* (***ИПХ***).

Для оценки статистической взаимосвязи между рассчитанными обобщенными показателями был выполнен стандартный регрессионный анализ и анализ линейных уравнений зависимости индексов плотности гидробионтов от интенсивности загрязнения:

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

(коэффициент корреляции $\boldsymbol{R}$ = 0.54, статистическая значимость уравнения по критерию Фишера $\boldsymbol{F}(1, 41) = 17{,}01$, $\boldsymbol{p} \cong 0$);

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

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

Полученные уравнения свидетельствуют о достаточно высокой биоиндикационной значимости зообентоса и таксонов семейства Chironomidae для оценки уровня загрязнения малых рек.

Между обобщенными индексами плотности гидробионтов существует тесная корреляционная связь:

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

($\boldsymbol{R}$ = 0.7, $\boldsymbol{F}(1,41)$= 39.2, $\boldsymbol{p} \cong 0$, см. рис. 1), что предполагает возможность разработки методики сокращенного гидробиологического экспресс-анализа поверхностных вод на основании показателей обилия хирономид.

Следует подчеркнуть, что экспертные оценки объединяют опыт высококвалифицированных специалистов и литературные сведения для определенного типа объектов – лотических экосистем, приуроченных к конкретному региону (Зинченко и др., 2016). Предложенный подход не лишен субъективизма при ранжировании показателей и определении границ состояния сообщества водных объектов. В связи с этим, 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 (Шитиков и др., 2003, 2011).

Статистический подход к многокритериальному оцениванию качества вод представлен нами ранее для малых рек Волжского бассейна (Шитиков, Зинченко, 2005).

Таблица 3 (начало)

Сравнительная оценка рассчитанных комплексных критериев качества воды

№	Водоток	*ИКВ*	*ИПБ*	*ИПХ*	*ГБИ ЭО*	*ГБИ ГК*	*ГБИ РА*	*КИКВ*
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**	2.8	2.7	2.6	2.8	2.2	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

Таблица 3 (окончание)

№	Водоток	ИКВ	ИПБ	ИПХ	ГБИ ЭО	ГБИ ГК	ГБИ РА	КИКВ
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	**Тишерек**	2.2	3.1	3.9	3.5	3.3	3.4	4.0
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.

С помощью предложенных методов легко рассчитать для каждого водотока набор обобщенных критериев качества вод (см. табл. 3), осуществить классификацию объектов и провести сравнительный анализ различных методов. 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***, по формуле:

$$\boldsymbol{КИКВ} = \frac{[\boldsymbol{ИПБ} \cdot \boldsymbol{B}_1 + (7 - \boldsymbol{ИКВ}) \cdot \boldsymbol{B}_2]}{\boldsymbol{B}_1 + \boldsymbol{B}_2},$$

где $\boldsymbol{B}_1$ и $\boldsymbol{B}_2$ – весовые коэффициенты, соизмеряющие информативность каждой составляющей. Разность значений 7 и ***ИКВ*** использовалась, чтобы преодолеть обратный характер зависимости между обоими показателями.

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

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

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Таким образом, в условиях возросшей за последние десятилетия антропогенной нагрузки на водные экосистемы, однозначная диагностика водных объектов, в том числе и лотических систем, по всему комплексу множества гидро-

химических и гидробиологических показателей, представляет собой достаточно нетривиальную проблему. Несмотря на разработку различных комбинированных систем классификации поверхностных водоемов и интегральных индексов оценки их загрязненности (Абакумов, 2001; Адлер и др., 1976; Количественные методы.., 2005; Особенности пресноводных..., 2011), не существует общепринятой методики оценки качества вод. Вместе с тем, сравнительная оценка рассчитанных комплексных критериев качества воды позволила нам провести ранжирование более 40 малых рек, из которых только 6 водотоков можно отнести к относительно благополучным (табл. 3).

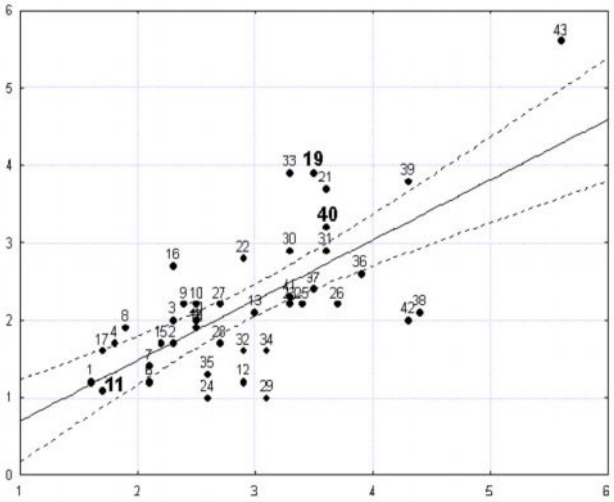

Рис. 1. Зависимость индекса плотности хирономид *ИПХ* (по оси ординат) и индекса плотности бентоса *ИПБ* (по оси абсцисс). Названия рек приведены в табл. 3. Выделены реки, оценка качества воды по которым проведена в июле 2017 г.

При сопряженном воздействии комплекса разных по силе и направленности антропогенных факторов, выявление характерных особенностей структуры донных сообществ для водотоков разного типа позволяет использовать совокупность структурных показателей для разработки научно-обоснованных интегральных критериев для оценки степени трансформации водных экосистем.

По-видимому, одним из подходов оценки экологического состояния лотических систем, да и поверхностных вод в целом, является их комплексная классификация с учетом водосборных площадей с использованием разных биоиндикационных показателей (Зинченко и др., 2016). Некоторая часть из проведенных исследований представлена в настоящей статье, где подчеркивается необходимость междисциплинарного подхода при исследовании водотоков. Это позволяет выявлять и анализировать внешние воздействия на водные экосистемы и наземные сообщества, взаимодействия между различными таксоценами планктонных и донных сообществ, апробировать и внедрять унифицированные методические подходы к исследованию и анализу состояния экосистем водотоков.

Исходя из знаний об экологической ситуации равнинных рек Волжского бассейна, можно констатировать, что они являются эталонным объектом проведения детальных исследований для выработки конкретных рекомендаций по сбалансированному природопользованию и обобщению данных о состоянии экосистем в условиях современного состояния антропогенной нагрузки и климатических изменений.

Работа выполнена при финансовой поддержке гранта РФФИ 17-44-630197.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Абакумов А.И. Моделирование сообществ с учетом неопределенности данных // Сиб. экол. журн. 2001. Т. 8, №5. С.559-563

Абакумов В.А. Экологические модификации и развитие биоценозов // Экологические модификации и критерии экологического нормирования: Тр. междунар. симпоз. Л.: Гидрометиоиздат, 1991. С. 18-40

Адлер Ю.П., Маркова Е.В., Грановский Ю.В. Планирование эксперимента при поиске оптимальных условий. М.: Наука, 1976. 279 с.

Баканов А.И. Использование характеристик разнообразия зообентоса для мониторинга состояния пресноводных экосистем // Мониторинг биоразнообразия. М., 1997. С. 278-282.

Баканов А.И. Использование комбинированных индексов для мониторинга пресноводных водоемов по зообентосу // Водные ресурсы. 1998. Т. 25, № 5. С. 108-111.

Балушкина Е.В. Применение интегрального показателя для оценки качества вод по структурным характеристикам донных сообществ // Тр. ЗИН РАН. 1997. Т. 272. С. 266-293.

Бешелев С.Д., Гурович Ф.Г. Математико-статистические методы экспертных оценок. М.: Статистика, 1980. 263 с.

Гелашвили Д.Б., Зинченко Т.Д., Выхристюк Л.А., Карандашова А.А. Интегральная оценка экологического состояния водных объектов по гидрохимическим и гидробиологическим

показателям // Изв. СамНЦ РАН. 2002. Т. 4, № 2, С. 270-279.

Зинченко Т.Д. Биоиндикационная роль хирономид (Diptera, Chironoimidae) в водных экосистемах: проблемы и перспективы // Успехи современной биологии, 2009. Т. 129, № 3. С. 257-270.

Зинченко Т.Д. Эколого-фаунистическая характеристика хирономид (Diptera, Chironomidae) малых рек бассейна Средней и Нижней Волги (Атлас). Тольятти: Кассандра, 2011. 258 с.

Зинченко Т.Д., Выхристюк Л.А., Шитиков В.К. Методологический подход к оценке экологического состояния речных систем по гидрохимическим и гидробиологическим показателям // Изв. Самар. НЦ РАН, 2000. Т. 2, № 2. С. 233-243.

Зинченко Т.Д., Головатюк Л.В., Абросимова Э.В., Промахова Е.В. Применение биотических идентификаторов для оценки качества поверхностных вод (на примере малых рек бассейна нижней Волги) // Астрахан. вестн. экологического образования. 2016. № 3(37). С. 61-72.

Зинченко Т.Д., Шитиков В.К., Головатюк Л.В., Номоконова В.И., Попченко В.И., Абросимова Э.В. Экосистемный подход к проблеме биоиндикации рек бассейна Средней и Нижней Волги (Обзор) // Астрахан. вестник экологического образования. 2014. № 1(27). С. 58-67.

Количественные методы экологии и гидробиологии (сб. науч. тр., посвященный памяти А.И. Баканова) / Отв. ред. чл.-корр. РАН Г.С. Розенберг. Тольятти: СамНЦ РАН, 2005. 404 с.

Левич А.П. Биотическая концепция контроля природной среды // Докл. РАН. 1994. Т. 337, № 2. С. 257-259

Максимов В.Н. Проблемы комплексной оценки качества природных вод (экологические аспекты) / Гидробиол. журн. 1991а. Т. 27, № 3. С. 8-13.

Максимов В.Н. Ранговый метод оценки сходства сообществ при анализе состояния экосистем // Экологические модификации и критерии экологического нормирования. Л.: Гидрометеоиздат, 1991б. С. 329-338.

Особенности пресноводных экосистем малых рек Волжского бассейна / под ред. Г.С. Розенберга, Т.Д. Зинченко; ИЭВБ РАН. Тольятти: Кассандра, 2011. 322 с.

Семенченко В.П. Принципы и системы биоиндикации текучих вод. Минск: Орех, 2004. 125 с.

Шитиков В.К., Зинченко Т.Д. Комплексные критерии экологического состояния водных объектов: экспертный и статистический подход // Количественные методы экологии и гидробиологии (Сб. науч. тр., посвященный памяти А.И. Баканова). 2005. С. 134-147

Шитиков В.К., Зинченко Т.Д. Статистические методы анализа видовой структуры сообществ на примере речного макрозообентоса // Журн. общей биологии. 2011. Т. 72, № 5. С. 356-368.

Шитиков В.К., Розенберг Г.С., Зинченко Т.Д. Количественная гидроэкология. Методы системной идентификации. Тольятти: ИЭВБ РАН, 2003. 463 с

Шитиков В.К., Зинченко Т.Д., Розенберг Г.С. Макроэкология речных сообществ: концепции, методы, модели. Тольятти: Кассандра, 2011. 256 с.

Шуйский В.Ф., Максимова Т.В., Петров Д.С. Изоболический метод оценки и нормирования многофакторных антропогенных воздействий на пресноводные экосистемы по состоянию макрозообентоса. СПб.: МАНЭБ, 2004. 304 с.