


## Актуальные вопросы биоиндикации водных экосистем: российский опыт и перспективы

Т.Е. Павлюк  

 t.pavluk@mail.ru

ФГБУ «Российский научно-исследовательский институт комплексного использования и охраны водных ресурсов», Уральский филиал, г. Екатеринбург, Россия

### АННОТАЦИЯ

**Актуальность.** Методы биологической оценки (биоиндикации) состояния водных экосистем по макрозообентосу достаточно объективно указывают на степень негативного воздействия загрязняющих веществ и иной критической хозяйственной деятельности на водные объекты. Спектр существующих методов биоиндикации довольно широк, однако не все они одинаково эффективно и объективно дают оценку трансформациям водной экосистемы. В данной статье представлен комплексный анализ методов биоиндикации, имеющих разные принципы и критерии оценки, приведен рейтинг их популярности и эффективности. **Методы.** Выполнен аналитический обзор научной информации по применяемым в России методам биоиндикации. **Результаты.** Показано, что эффективно проводить мероприятия по реабилитации водных объектов невозможно без корректной оценки их экологического состояния. Классические методы биоиндикации достаточно репрезентативно отражают экологическое состояние вод при условии их локальной адаптации, а также при подтверждении результатов оценки одного метода рядом других биотических и гидрохимических индексов. Предпочтение следует отдавать универсальным и интегральным методам биоиндикации вод (ИТК, mini SASS, энтропийный индекс), поскольку они позволяют сопоставлять разные по генезису и климатическим зонам реки, упрощают процедуру картирования качества вод на больших территориях.

**КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА:** методы биоиндикации, биологический мониторинг, макрозообентос, водные экосистемы.

**Для цитирования:** Павлюк Т.Е. Актуальные вопросы биоиндикации водных экосистем: российский опыт и перспективы // Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление. 2024. № 4. С. 108–126. DOI:10.35567/19994508-2024-4-108-126.

Дата поступления 01.07.2024.

### TOPICAL ISSUES OF THE AQUATIC ECOSYSTEMS BIOINDICATION: RUSSIAN EXPERIENCE AND PROSPECTS

Timur E. Pavluk  

 t.pavluk@mail.ru

Russian Research Institute for Integrated Water Management and Protection Ural branch, Ekaterinburg, Russia

### ABSTRACT

**Relevance.** Methods of the aquatic ecosystems state bio/indication by macro/zoo/benthos sufficiently objectively indicate the degree of the pollutants and other critical economic activities'

negative impact upon water bodies. The range of currently available methods of bio/indication is rather wide; however, not all of them equally objectively and effectively produce assessment of aquatic system transformations. This article presents integrated analysis of the bio/indication methods of different principles and assessment criteria, and it gives rating of their popularity and effectiveness. **Methods.** Analytical review of scientific information on the methods of bio/indication applied in Russia has been performed. **Results.** It has been shown that effective rehabilitation of water bodies is impossible without correct assessment of their ecological status. Classical methods of bio/indication representationally enough reflect ecological status of waters provided their local adaptation, as well as conformation of the assessment results of one method by a number of other results of biotic and hydro/chemical indices. Universal and integral water bio/indication methods (TCI [trophic completeness index], mini SASS, and entropy index), are to be preferred as they enable to compare rivers different in terms of genesis and climate zones, and simplify the procedure of water quality mapping on the vast territories.

**Keywords:** bioindication methods, biological monitoring, macro/zoo/benthos, aquatic ecosystems.

**For citation:** Pavluk T.E. Topical issues of the aquatic ecosystems bioindication: Russian experience and prospects. *Water Resources of Russia: Problems, Technologies, management*. 2024. No. 4. P. 108–126. DOI:10.35567/19994508-2024-4-108-1026.

Received 01.07.2024.

## ВВЕДЕНИЕ

Водные ресурсы, являясь одним из базовых компонентов окружающей среды, претерпевают в последние десятилетия глобальные изменения, перераспределение по климатическим зонам, подобные тем, что испытывают большинство стран в отношении климата. Эти изменения разнонаправленные, чаще всего негативные для экономик и населения, не привязаны к границам и политическим режимам в государствах разных макрорегионов.

Глобальная озабоченность состоянием водных ресурсов крупных бассейнов мира была главным лейтмотивом дискуссий на международной конференции ЮНЕСКО «Великие реки мира –2021» (World's Large Rivers - состояние и будущее больших рек мира), прошедшей в рамках Года науки и технологий в России на базе географического факультета МГУ совместно с Венским университетом природных ресурсов и наук о Земле (University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna, Austria). Более 200 ученых из 41 страны мира обсудили проблемы и вызовы, стоящие сегодня в области гидрологии, гидроэкологии и гидрохимии, исследования русловых процессов и загрязнения рек, управления водным хозяйством, а также утвердили ряд инициатив по международному взаимодействию и изучению изменений больших рек. В частности, было принято решение по формированию Международной панели экспертов по изучению изменений больших рек (Intergovernmental Panel on river change, IPRC). Предполагается, что эта программа, реализуемая под эгидой ЮНЕСКО, станет аналогом известной программы по изменению климата IPCC (Intergovernmental Panel on climate change).

Важным направлением в области контроля изменений водных экосистем является биологический мониторинг и методы биоиндикации, используемые для выявления негативных структурных изменений, разрушающих экологические связи внутри сообществ водных организмов. Обнаружить и формализовать эти негативные экологические изменения можно с помощью методов биоиндикации и биотестирования. Подавляющее большинство существующих методов биоиндикации основано на изучении донных беспозвоночных – макрозообентоса.

Стандартизированные еще в СССР и до сих пор широко используемые в России методы биоиндикации, базирующиеся, как правило, на сапробной чувствительности организмов<sup>1</sup>, часто выдают неудовлетворительные результаты, занижающие или завышающие фактическое состояние водного объекта. В связи с этим постоянно проводятся исследования по анализу и совершенствованию методов биоиндикации экологического состояния водных объектов разного генезиса [1].

### МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

В представленном обзоре методов биологического анализа качества вод или методов оценки экологического состояния водных объектов, иначе называемых биоиндикацией, приведены материалы III Конференции по биоиндикации, прошедшей в Санкт-Петербурге в 2017 г. [1], материалы 12 съезда ГБО (Гидробиологическое общество) при РАН [2] и других информационных источников.

Анализ исследований последних десятилетий показал, что в России спектр используемых методов биоиндикации достаточно стабилен. По частоте применения можно привести следующий перечень индексов: Шеннона-Вивера, сапробности Пантле и Букка, Вудивисса, Гуднайта-Уитлея, Балускиной, ЕРТ, ВМWP, Multimetric index (MMIF), ASPT. Несмотря на то что индексы сапробности, Вудивисса и Гуднайта-Уитлея имеют ряд существенных недостатков, проявляющихся в грубой недооценке, либо переоценке экологической ситуации на конкретных водотоках, они неизменно остаются популярными вследствие простоты в использовании и того факта, что они официально внесены в ГОСТ 17.1.3.07-82 «Правила контроля качества воды водоемов и водотоков»<sup>1</sup>. Это обстоятельство позволяет федеральной системе по мониторингу окружающей среды Росгидромета использовать их как обязательные методы для оценки качества воды поверхностных водных объектов.

В основе всех перечисленных систем биоиндикации лежит использование организмов макрозообентоса как индикаторов загрязнения воды и донных отложений. К макрозообентосу относят виды водных организмов, имеющих линейный размер более 2 мм и обитающих на донных грунтах, субстратах, погруженных растениях. Эти животные имеют повсеместное распростране-

<sup>1</sup>ГОСТ 17.1.3.07-82 Охрана природы. Гидросфера. Правила контроля качества воды водоемов и водотоков.

ние, что позволяет получать сопоставимые результаты оценки для всех регионов, особенно при использовании универсальных и интегральных методов биоиндикации, например, ИТК [3, 4], КИСС [5], КИЗ [6], mini SASS<sup>2</sup>.

В рамках данного исследования практики применения методов биоиндикации вод по организмам макрозообентоса проведен анализ частоты их использования, обозначены преимущества и недостатки методов, рассмотрены перспективы дальнейшего развития прикладных исследований биологического анализа состояния водных экосистем.

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Интерес к методам биологического анализа водных экосистем в России не ослабевает уже несколько десятилетий, что подтверждается регулярным проведением тематических конференций, школ и семинаров как международного, так и регионального формата. Например, в 2006, 2011 и 2017 годах были организованы международные конференции по теме «Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем», на которых обсуждались методы биоиндикации и критерии оценки экологического состояния вод [1, 7, 8]. В настоящее время биологическим методам оценки состояния водных экосистем отдается приоритет перед химическими и физическими методами. В частности, это было продемонстрировано положениями Европейской директивы по воде – основном документе Евросоюза по контролю за состоянием и управлением качеством водных ресурсов<sup>3</sup>. Основная цель директивы – достижение «хорошего экологического статуса» для всех водных систем. Очевидно, что для определения экологического статуса биологическая составляющая, основанная на данных о сообществах водных организмов, является решающей [9].

Экологическое восстановление бассейнов рек стимулирует возобновление утраченных экологических функций, вносит вклад в рост биологического разнообразия. Еще одной причиной повышения статуса биологического контроля в мониторинге экосистем можно указать тот факт, что сообщества водных организмов отражают совокупное воздействие факторов среды на качество поверхностных вод.

В настоящее время в прикладных исследованиях по гидробиологии методы биоиндикации используются в каждом случае, когда речь заходит об экологическом состоянии водного объекта. Каким методам биологической оценки отдают предпочтение гидробиологи и экологи России и сопредельных стран показано в табл. 1, составленной по материалам III Международной конференции по биоиндикации в мониторинге пресноводных экосистем [1].

Наиболее популярным компонентом гидробиоценоза, который привлекается для биоиндикации вод, является сообщество макрозообентоса (табл. 1).

<sup>2</sup> Mini SASS – Интернет ресурс с описанием глобального метода биоиндикации рек mini SASS, анализом и представлением результатов по макрозообентосу: [www.minisass.org](http://www.minisass.org)

<sup>3</sup> Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of The Council of 23 October 2000 establishing a Framework for Community Action in the Field of Water Policy (Water Framework Directive).

**Таблица 1.** Предпочтения в использовании методов биоиндикации в гидробиологических исследованиях

Table 1. Preferences in the bioindication methods in hydro/biological researches

Метод, в порядке снижения популярности	Количество докладов, в кото- рых использован метод биоиндикации, %	Компонент гидробиоценоза, для которого применяется метод, % от группы			
		зообентос	зооплан- ктон	фито- планктон	фитопе- рифитон
Индекс Шеннона – Винера	<b>21,0</b>	<b>11,0</b>	4,5	4,5	1,0
Индекс сапробности Пантле и Букка	13,0	2,8	4,6	<b>5,5</b>	1,0
Индекс Вудивисса	<b>6,4</b>	<b>6,4</b>			
Индекс Гуднайта –Уитлея	<b>6,4</b>	<b>6,4</b>			
Индекс Балушкиной	3,7	3,7			
ЕРТ	2,8	2,8			
BMWP	1,8	1,8			
Multimetric index	1,8	1,0			1,0
ASPT	1,0				

*Примечание:* голубой – частое использование метода; розовый – регулярное использование; светло-зеленый – редкое использование метода.

*Индекс Шеннона–Винера (повсеместно упоминаемый просто как индекс Шеннона).* Достаточно широко в современных гидробиологических исследованиях используется информационный подход – индекс Шеннона [10], который указывает на некую нормальность распределения видов в структуре сообщества организмов. Зачастую не качество воды, а другие экологические факторы водной среды приводят к низким значениям данного индекса, что затрудняет интерпретацию полученных величин.

$$H = -\sum_{i=1}^k P_i \cdot \log_2 P_i \quad (1)$$

где H – значение индекса Шеннона;

P – доля особей i-го вида среди всех особей сообщества;

K – количество видов в сообществе.

Этот индекс суммирует большое количество информации о численности и видовом составе организмов, учитывая число видов и степень их доминирования, и, скорее всего, несет информационную нагрузку для исследователей, но не описывает организационные особенности экосистемы [11]. Информацию следует рассматривать как некую характеристику внутренней организации системы, которая проявляется при воздействии объектов и процессов.

*Индекс сапробности.* Следующим по популярности является индекс сапробности Пантле и Букка [12]. Авторы наделили каждый вид-индикатор своей степенью сапробности, которая колеблется от 0 до 4. Количество (обилие) попавших в пробу особей каждого вида оценили следующим образом: 1 – единично и очень редко; 3 – редко и часто; 5 – много и масса.

В 1961 г. этот метод модифицировали М. Zelink и Р. Marvan [13], а в 1967 г. метод Пантле и Бука модифицировал V. Sladecsek [14]. По формуле производился расчет сапробности исследуемого участка водоема:

$$S = \Sigma s \cdot h / \Sigma h, \quad (2)$$

где  $S$  – величина индекса сапробности;

$h$  – оценка обилия каждого вида-индикатора;

$s$  – степень сапробности вида-индикатора.

Метод Пантле–Букка в классической модификации Сладечека имеет два существенных недостатка: требует сбора и обработки количественных проб (что весьма трудоемко) и определения животных до вида (что не всегда возможно). Кроме того, известные для этого индекса списки видов-индикаторов составлены в Западной Европе и не включают многие виды европейской и восточной частей территории России. Основным недостатком метода, отмеченным В.А. Абакумовым и В.В. Полищуком [15], является также условие, что он предполагает строгую принадлежность определенного вида к одной зоне сапробности, чего практически не бывает, а вид встречается, как правило, в зонах с разным содержанием органического вещества. В ряде модификаций индекса сапробности вместо индикаторных видов используются роды или даже семейства гидробионтов.

*Индекс Вудивисса* – еще один хорошо известный метод системы биологического анализа вод. Автор разработал его в 1956 г., основываясь на богатом фактическом материале [16]. При выборе ключевых групп индикаторами изменения качества воды от «очень загрязненной» до «чистой» Вудивисс выбрал организмы, наиболее широко распространенные в бассейне р. Трент: Plesoptera, Ephemeroptera, Trichoptera, Gammarus, Asellus, Tubificidae и Chironomus thummi. Он проанализировал около 500 проб и отметил, что поденки *Baetis rhodani* несколько выносливее к загрязнению, чем остальные представители этого семейства и подобны в этом отношении Trichoptera. А поскольку *B. rhodani* встречается очень часто, исследователь включил этот вид в систему классификации наряду с Trichoptera.

Многие работы посвящены различным аспектам применения и региональной адаптации индекса Вудивисса в России. Так, Н.А. Дзюбан и Н.Б. Слободчиков [17] отметили, что данный метод доступен, экономичен по затратам, но имеет один недостаток: на 57 % шкала организмов состоит из гетеротопных видов, численность которых подвержена резким колебаниям в связи с вылетом имаго. Поэтому при одно-двухразовом отборе проб представители этой группировки организмов могут не встретиться, хотя и обитают в водотоке, и река получит заниженный индекс. В других случаях ситуация с загрязнением реки по индексу Вудивисса выглядит лучше, чем есть на самом деле [18].

*Индекс Гуднайта–Уитлея* очень специфичен [19], он относительно хорошо работает при органическом загрязнении воды бытовыми стоками, но уже при появлении производственных стоков (соли металлов, нефтепродукты) дает искаженные оценки качества воды. Этот показатель определяется по количественным пробам макробентоса. Считается, что доля олигохет тем больше, чем сильнее загрязнена вода и дно (т. е. чем больше органических веществ). Индекс очень чувствителен к типу грунта, удовлетворительно работает лишь на мягких грунтах (илах и песках), где могут жить олигохеты:

$$A=O/B \times 100, \tag{3}$$

где А – величина олигохетного индекса;

О – число олигохет в пробе;

В – число всех особей макрозообентоса в пробе.

Олигохетный индекс дает значительную погрешность при определении качества воды, в странах ЕС практически не используется из-за малого числа градаций качества [9].

*Индекс Балушкиной* – еще один хорошо известный метод биоиндикации [20] – основан на использовании в качестве биоиндикаторов представителей семейства хирономид. Под влиянием загрязнения происходит снижение числа видов хирономид и смена их видового состава. В частности, при загрязнении воды закономерно изменяется соотношение численности личинок, принадлежащих к подсемействам Chironomidae, Orthoclaadiinae, Tanipodinae. Предложенный индекс, отражающий это соотношение, может служить для качественной оценки загрязненности вод:

$$K = (a_t + 0.5 a_{ch}) / a_o, \tag{4}$$

где К – величина индекса Балушкиной;

$a_t$ ,  $a_{ch}$  и  $a_o$  – смещенные относительные численности отдельных групп хирономид: Tanipodinae ( $a_t$ ), Chironomidae ( $a_{ch}$ ), Orthoclaadiinae и Diamesinae ( $a_o$ ), соответственно:

$$a = N + 10,$$

где N – относительная численность особей всех видов данного подсемейства в процентах от общей численности особей всех хирономид.

Индекс Балушкиной может варьировать в диапазоне от 0.136 до 11.5 (табл. 2).

**Таблица 2.** Величины индекса Балушкиной (IB) и качество воды [9]

Table 2. The index of Balushkina (IB) values and water quality [9]

Значения индекса (IB)	Степень загрязнения
0,136 – 1,08	чистые
1,08 – 6,5	умеренно загрязненные
6,5– 9,0	загрязненные
9,0– 11,5	грязные

По мнению В.П. Семенченко [9], преимуществом предложенного индекса является то, что его расчет прост и не требует тщательного определения видового состава личинок хирономид, при этом он достаточно реально отражает степень загрязнения. Однако на величину индекса может влиять сезонная динамика вылета отдельных систематических групп хирономид, а также размер пробы, особенно в тех случаях, когда численность хирономид невелика. Кроме того, в связи с тем, что в основе расчета индекса используются только хирономиды, индекс в большей степени отражает состояние донных отложений, и в меньшей – качество воды.

Хорошие результаты данный индекс демонстрирует при оценке экологического состояния водоемов – озер, водохранилищ, прудов, заливов. Однако индекс IB дает значительную погрешность при определении качества воды рек.

*ЕРТ индекс.* Следует отметить популярность индекса ЕРТ, поскольку он требует учета всего трех отрядов личинок насекомых: поденок, веснянок и ручейников (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera). По данным [21], индекс ЕРТ показывает наиболее сильную корреляцию с другими биотическими индексами. Для расчета данного индекса необходимо определение личинок насекомых до вида. Однако оценочная шкала по индексу ЕРТ существенно различается по странам и бассейнам рек: например, шкала для альпийских рек совершенно не подойдет для рек равнинной части в Поволжье. Для каждого бассейна, климатической зоны необходима разработка своей размерности оценочной шкалы. Так, для рек Среднего Урала вполне рабочей оказалась шкала штата Северная Каролина (табл. 3)<sup>4</sup>.

**Таблица 3.** Пример ранжирования индекса ЕРТ по классам качества и его величины

Table 3. An example of EPT index ranking by quality classes and its value

Класс	Отлично (I)	Хорошо (II)	Умеренное загрязнение (III)	Загрязненное состояние (IV)	Очень плохое состояние (V)
Значение индекса	ЕРТ > 27	21–27	14–20	7–13	0–6

Существует модификация индекса ЕРТ, в которой выражается суммарная доля видов поденок + веснянок + ручейников среди всего перечня видов макрозообентоса, обитающих на конкретном участке реки. Индекс не подходит для оценки экологического качества стоячих водоемов, где просто по условиям почти не обитают веснянки и поденки, вследствие чего качество воды будет недооценено.

*Индекс ВМВП.* Еще одним хорошо известным среди гидробиологов индексом для оценки экологического качества воды в реках является Biological Monitoring Working Party Index (BMWP) [22, 23]. Индекс разработан Институтом пресноводной экологии (Великобритания) в рамках системы RIVPACS, которая является основной для оценки состояния текучих вод в Великобритании и Австралии. Данный индекс широко используется в странах ЕС.

<sup>4</sup>NCDEHNR. 1997. North Carolina Department of Environment, Health, and Natural Resources. Standard operating procedures for biological monitoring. Environmental Sciences Branch Biological Assessment Group. Division of Water. Water Quality Section. SWRP. 1996. Student Watershed Research.



По методологии каждому таксону макрозообентоса в пробах присваивается определенный балл, затем баллы суммируются. Полученная сумма указывает на состояние гидробиоценоза на участке реки (табл. 4).

**Таблица 4.** Величины индекса BMWP и качество воды [9]

Table 4. The BMWP index values and water quality [9]

Значение индекса	Класс и оценка качества
>150	Отличное (I)
101–150	Очень хорошее (II)
51–100	Хорошее (III)
26–50	Невысокое (IV)
<25	Плохое (V)

Индекс BMWP подвергался различным региональным модификациям: для Испании [24], Германии [25], Польши [26] и других стран. Индекс BMWP достаточно объективно оценивает качество воды в реках, но не рекомендуется для стоячих водоемов, оценки получаются заниженными. Также следует отметить, что данный метод биоиндикации лучше работает в адаптированном для каждого региона, страны виде, т. к. не обладает универсальностью.

*Мультипараметровые индексы.* Достаточно стабильным остается интерес к мультипараметровым индексам, таким как мультипараметровый индекс макробеспозвоночных Фландрии [27] – Multimetrix Macroinvertebrate Index Flanders (MMIF). Данный индекс включает расчет по пяти критериям: общее число таксонов макрозообентоса; индекс ЕРТ; число чувствительных таксонов макрозообентоса с баллом устойчивости >5, кроме таксонов из группы ЕРТ; индекс Шеннона–Винера; средний балл чувствительности всех таксонов макрозообентоса.

Индекс позволяет сравнить наблюдения с фоновыми условиями водного объекта в хорошем состоянии при использовании коэффициента экологического качества (EQR). Водные объекты подразделяются на пять категорий, которые отражают «очень плохое» (0,00–0,19), «плохое» (0,20–0,39), «умеренное» (0,40–0,59), «хорошее» (0,60–0,79) и «очень хорошее» (0,80–1,00) состояние качества воды. Индекс MMIF зависит от типа водного объекта, его оценка специфична и всегда должна увязываться с ним. В частности, выделяется восемь типов водотоков, определяемых размером водосборной площади, и четыре типа озерных экосистем, выделяемых по водородному показателю и минерализации воды. Результаты оценок экологического состояния по мультипараметровым индексам стабильны, но территориально и климатически специфичны, хорошо работают на локальных территориях, для которых они были разработаны.

Одной из новейших разработок в группе мультипараметровых индексов является комплексный мультиметрический индекс Т.А. Горбуновой, разрабо-

танный для рек региона Большого Сочи [28]. Рассчитанный мультиметрический индекс (ММИ) представляет взвешенное среднее пяти методов оценки: индекс видового разнообразия Шеннона, индекс разнообразия Маргалефа, индекс доминирования Бергер-Паркера, биотический индекс, характеризующий степень толерантности гидробионтов к эвтрофикации среды – QMCI [29] и определение хронической токсичности речной воды по стандартизированной методике на основании показаний выживаемости 50 % тест-объектов (LT50) по четырехбалльной системе Строганова<sup>5</sup>. Мультиметрический индекс демонстрирует чувствительность к факторам воздействия, вызывающим эвтрофикацию водоема. При этом наблюдается сравнительно слабая корреляция ММИ и его компонентов с концентрацией взвешенных веществ. В свою очередь, отмечена высокая зависимость биотических показателей от прозрачности воды и интенсивности осадконакопления, как следствия поступления в водоем взвешенных веществ. Это может объясняться тем, что организмы макрозообентоса не демонстрируют краткосрочной реакции на залповые сбросы твердого стока, но в ответ на изменившиеся условия существования в сообществах наблюдаются структурные изменения – затруднение физиологических процессов, разрушение субстрата и привычной кормовой базы.

*Индекс ASPT.* Последним в ряду популярных в России индексов биоиндикации следует упомянуть ASPT (Average Score Per Taxon Index). Данный индекс является производным от BMWP и рассчитывается по формуле:

$$ASPT = BMWP / \text{число обнаруженных таксономических групп.}$$

В отличие от BMWP данный индекс имеет семь градаций качества воды (табл. 5).

**Таблица 5.** Величины индекса ASPT и качество воды [9]  
Table 5. The ASPT index values and water quality [9]

ASPT значение	Качество воды	Рейтинг
5+	прекрасное	7
4,5–4,9	очень хорошее	6
4,1–4,4	хорошее	5
3,6–4,0	посредственное	4
3,1–3,5	скорее плохое	3
2,1–3,0	плохое	2
0–2,0	очень плохое	1

<sup>5</sup> ГОСТ Р 56236-2014 (ИСО 6341:2012) Вода. Определение токсичности по выживаемости пресноводных ракообразных *Daphnia magna* Straus. Национальный Стандарт Российской Федерации. Вода. Дата введ. 2016.01.01. 40 с.

Индекс ASPT имеет свойство уменьшать вклад случайных таксономических групп, обнаруженных в таксонах с высокой балльной оценкой. В связи с этим, наряду с BMWP, совместное использование этих двух индексов позволяет более реалистично оценивать качество воды [9]. В то же время данный индекс, при определенных условиях, переоценивает качество воды, т. к. содержит недостаточное количество устойчивых к загрязнению таксонов, в частности, личинок двукрылых насекомых [30].

### Разработки последних лет

подавляющее большинство методов биоиндикации идеально работают для автохтонного региона, водного бассейна, на материале которого шла разработка конкретного метода. При проведении биотической оценки состояния водной экосистемы в другом экорегионе начинают проявляться отклонения в интерпретации истинного состояния водного объекта, возникают широкие флуктуации, пере- и недооценки уровня антропогенного воздействия на водный объект. В таких случаях для минимизации ошибок приходится прибегать к привлечению нескольких методов биоиндикации с последующим усреднением полученных оценок, либо проводить региональную адаптацию метода к специфическим условиям региона.

Все чаще предлагается иной подход – внедрение универсальных, глобальных методов биоиндикации, слабочувствительных к региональным особенностям водных экосистем. Такой универсальностью обладают, как ни странно, информационные индексы, например, Шеннона–Винера, и ряд относительно новых глобальных индексов, таких как ИТК (индекс трофической комплектности) [3, 4], mini-SASS (Stream Assessment Scoring System) [8], энтропийный индекс водных экосистем<sup>6</sup> [31].

*Индекс трофической комплектности (ИТК)* был разработан как индикатор функционирования речных, но оказался вполне работоспособным для малопроточных и озерных экосистем [3, 4]. ИТК принадлежит к группе индексов, основанных на трофических отношениях, учитывающих присутствие трофических групп в сообществе макрозообентоса. В основе индекса лежит гипотеза полной реализации трофических связей в гидробиоценозе при нормальном протекании биологических процессов (все трофические ниши реализованы и заняты). В методе ИТК предлагается оригинальная трофическая классификация макрозообентоса. Если антропогенное воздействие фундаментально затрагивает передачу энергии и органического вещества в экосистеме, то структура макрозообентоса также изменяется, сначала исчезают чувствительные виды, а затем и целые трофические группы макрозообентоса.

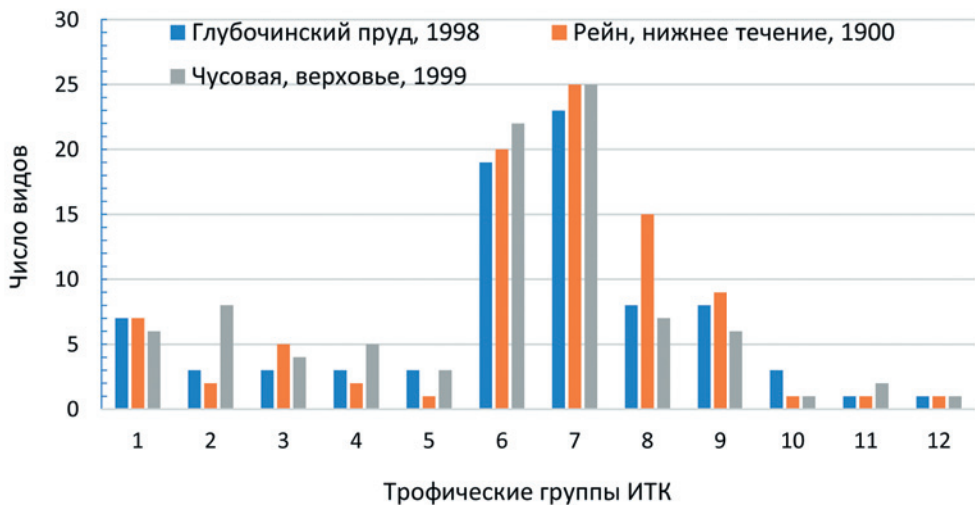
Работоспособность ИТК проверялась на основе данных, полученных с множества рек, в разной степени подверженных антропогенному воздействию. В чистых реках, водосборный бассейн которых превышает 70 км<sup>2</sup>, трофическое разнообразие макрозообентоса реализуется полностью, независимо от порядка водотока и его географического расположения (рисунок).

<sup>6</sup> Патент РФ RU2721713C1. Способ оценки экологического состояния водных объектов / Трофимчук М.М. Заявл. 21.10.2019. Оpubл. 21.05.2020.

Реки же с величиной бассейна менее 70 км<sup>2</sup> входят в категорию малых рек, ручьев, где часто не наблюдается полной реализации всех трофических ниш. ИТК в таких реках будет недооценивать экологическое качество, но при условии выбора чистого фонового участка данный метод биоиндикации также хорошо применим для сопоставления ситуации на контрольных створах с выбранным фоном. На эту функциональную особенность малых рек также обращено внимание в упомянутом выше методе ММIF, где реки с площадью водосборного бассейна менее 50 км<sup>2</sup> выделяются как системы особого типа со своей оценочной шкалой [27]. Так, в исследованиях на р. Комаровка (юг Дальнего Востока) заметное увеличение таксономического разнообразия было установлено до водосборной площади 60–70 км<sup>2</sup> [32], причем не только в отношении альгоценоза, но и макрозообентофауны [33]. При возрастании площади бассейна темпы увеличения таксономического разнообразия гидробиоценоза практически не изменялись.

Трофическая структура макрозообентоценоза по ИТК обладает динамической стабильностью, статистически значимой сезонной вариации результатов не обнаружено. Имеются определенные наработки в установлении причинно-следственных связей между типом антропогенного воздействия и характерными изменениями в трофической структуре макрозообентоса.

Программа с открытым онлайн доступом помогает рассчитать значение индекса ИТК по видовому составу макрозообентоса на участке водного объекта (MaTroS)<sup>7</sup>.



**Рисунок.** Распределение видов макрозообентоса по трофическим группам ИТК в водных объектах разного генезиса и экорегионов.

Figure. Distribution of the macro/zoo/benthos species by TCI trophic groups in water bodies of different genesis and eco/regions.

<sup>7</sup> MaTroS-онлайн. Программа по расчету значения ИТК. Режим доступа: <http://macro.nemi-ekb.ru/index.php?r=site/login>.

*Глобальная система оценки водотоков (miniSASS).* MiniSASS (Stream Assessment Scoring System) – это метод биоиндикации водотоков разработан для широкой общественности, отличается простотой, может использоваться для мониторинга общего состояния речных экосистем. По составу проб макрозообентоса в зависимости от того, какие группы обнаружены, можно определить общее экологическое благополучие реки и качество воды. От пользователя требуется минимальная квалификация, позволяющая различать 13 групп донных организмов. Итоговая пятибалльная оценка показывает класс здоровья реки, варьирующийся от «естественного» до «очень плохого». Результаты могут быть размещены на открытой интернет-платформе Google Earth (miniSASS) для всеобщего обозрения, анализа, обмена данными. С помощью miniSASS можно следить за качеством воды в реках любого региона, исследовать причины, по которым ухудшилось качество воды и принимать участие в мероприятиях по улучшению состояния водных ресурсов.

Изначально индекс miniSASS разрабатывался для Южной Африки, но опыт показал его адекватное использование на всех континентах без каких-либо региональных изменений (Эфиопия, Индия, Зимбабве, Австралия, Канада, ЮАР и др.). Данный метод биоиндикации принадлежит к так называемым инструментам «гражданской науки», когда широкие слои общества привлекаются к исследованиям состояния природных ресурсов.

Справочные таблицы с иллюстрациями помогают пользователям установить наличие повсеместно распространенных водных беспозвоночных из 13 групп с разным уровнем чувствительности к загрязнению воды. Степени чувствительности обнаруженных групп беспозвоночных суммируются и делятся на число групп, определяется среднее значение чувствительности исследуемого сообщества для участка реки, устанавливается категория, класс качества воды по табл. 6.

**Таблица 6.** Значения индекса mini SASS и соответствующие классы качества воды [MiniSASS]

Table 6. The mini SASS index values and corresponding water quality classes [MiniSASS]

Экологическое состояние (класс)		Категория водотока, реки	
		Песчаный грунт	Каменистый грунт
I	Природные фоновые условия	> 6,9	> 7,2
II	Хорошие условия, небольшие изменения	5,6 – 6,8	6,2 – 7,2
III	Среднее состояние, умеренные изменения	5,4 – 5,8	5,7 – 6,1
IV	Плохое состояние, значительные изменения в качестве воды	4,8 – 5,3	5,3 – 5,6
V	Очень плохое состояние, критические изменения в качестве воды	< 4,8	< 5,3

*Энтропийный индекс водных экосистем.* Это оригинальное решение проблемы интегральной оценки экологического состояния водных объектов получено в области термодинамики с ее макроскопическими подходами в описании сложных самоорганизующихся систем. Основой для расчета изменения энтропии водных экосистем в зависимости от условий существования выбраны гидрохимические показатели, такие как концентрация растворенного кислорода и температура воды<sup>6</sup> [31].

На ряде практических примеров продемонстрировано применение энтропийного индекса для оценки экологического состояния широкого спектра водных объектов различной типологии, генезиса, с различными гидрологическими и гидрохимическими характеристиками и уровнем загрязнения.

Состояние водных экосистем на основе изменения их энтропии рассчитывается с помощью энтропийного индекса по формуле:

$$\Delta S_t = \ln T_2 / T_1, \tag{5}$$

где  $\Delta S_t$  – величина энтропийного индекса;

$T_1$  – температура воды в водном объекте (по шкале Кельвина);

$T_2$  – температура воды (по шкале Кельвина), соответствующая равновесной концентрации кислорода (100 % насыщения) для измеренной концентрации кислорода в воде (Патент РФ RU2721713C1).

В табл. 7 дана градация классов состояния водной экосистемы по значению изменения энтропии.

**Таблица 7.** Классификация экологического состояния вод по энтропийному индексу [31]

Table 7. Water ecological quality classification in terms of the entropy index [31]

Класс состояния	Энтропийный индекс	Экологическое состояние
1	-0,123 – 0,062	предельно благополучное
2	0,063 – 0,124	благополучное
3	0,125 – 0,187	удовлетворительное
4	0,188 – 0,249	неблагополучное
5	0,250 – 0,312	предельно неблагоприятное

В основе данного метода лежит представление о биотическом балансе вещества и энергии, сбалансированности процессов первичного фотосинтетического продуцирования и деструкции органического вещества. Изменение баланса, вызванное как естественными причинами, так и негативными антропогенными воздействиями, сопровождается соответствующим изменением энтропии водной экосистемы. Таким образом, изменение энтропии экосистемы (энтропийный индекс) характеризует изменение ее состояния. Рост энтропии свидетельствует об ухудшении условий существования экосистемы, усилении процессов деградации.

Хотя сам метод прямо не принадлежит к биологическим методам индикации, тем не менее, он базируется на функциональных процессах, протекающих в экосистемах. Несмотря на свою привлекательность и хорошую теоретическую обоснованность в терминах термодинамики, его эффективность и соразмерность с истинными методами биоиндикации (оценка по составу и структуре гидробионтов) требуют дополнительной апробации на результатах прикладных исследований водных экосистем.

### ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Корректная оценка экологического состояния водного объекта актуальна для управления и рационального использования водных ресурсов, принятия своевременных решений по предотвращению негативных последствий хозяйственной деятельности, сохранению и восстановлению водных экосистем. Определение нормального для данных физико-химических условий водной среды состояния водной экосистемы позволяет оценить эффективность проводимых мероприятий по реабилитации водных объектов.

Классические методы биоиндикации, построенные на принципах биоразнообразия и чувствительности гидробионтов к негативным факторам водной среды, достаточно репрезентативно отражают экологическое состояние вод при условии их локальной адаптации, а также при подтверждении результатов оценки одного метода рядом других биотических и гидрохимических индексов.

В последние годы приходит понимание того, что универсальные и интегральные методы биоиндикации вод (ИТК, mini SASS, энтропийный индекс) предпочтительнее для использования, поскольку позволяют сопоставлять разные по генезису и климатическим зонам водные объекты, упрощают процедуру картирования качества вод на больших территориях. Изначально приспособленные для специфических типов рек и регионов индексы всегда будут требовать адаптации в условиях использования в новом регионе.

Вопрос сходимости результатов биоиндикации по универсальным методам, построенным на разных функциональных принципах (трофическая структура, устойчивость крупных таксонов к негативным факторам, термодинамическое равновесие в экосистеме) требует дальнейшей проверки, практических тестов по интеркалибрации результатов.

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем III: Мат-лы Межд. конф. / под ред. В.А. Румянцева, И.С. Трифионовой. СПб.: Свое издательство, 2017. 400 с.
2. XII Съезд Гидробиологического общества при РАН: тезисы докладов, г. Петрозаводск, 16 сентября – 20 сентября 2019 г. / отв. ред. Н. В. Ильмаст. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2019. 575 с.
3. Pavluk T.I., Abraham bij de Vaate & Heather A. Leslie. Development of an Index of Trophic Completeness for benthic macroinvertebrate communities in flowing waters. *Hydrobiologia* Vol. 427. Kluwer Academic Publishers, 2000. P. 135–141.
4. Bij de Vaate A., Pavluk T. Practicability of the Index of Trophic Completeness for running waters. *Hydrobiologia*. Vol. 519. No. 1–3. Kluwer Academic Publisher, 2004. P. 49–60.
5. Баканов А.И. Способ ранжирования гидробиологических данных в зависимости от экологической обстановки в водоеме // Биология внутренних вод. 1997. № 1. С. 53–58.
6. Баканов А.И. Использование комбинированных индексов для мониторинга пресноводных водоемов по зообентосу // Водные ресурсы. 1999. Т. 26. № 1. С. 108–111.
7. Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем: сборник материалов Межд. конф., Санкт-Петербург, 23–27 октября 2006 г. / ред. В. А. Румянцев, И. С. Трифионова. СПб.: ЛЕМА, 2007. 338 с.
8. Материалы II Международной конференции «Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем». Санкт-Петербург, 10–14 октября 2011 г. 224 с.
9. Семенченко В.П. Принципы и системы биоиндикации текучих вод. Мн.: Орех, 2004, 125 с.
10. Одум Ю. Экология: в 2-х т. М.: Мир, 1986. Т. 1. 328 с., Т. 2. 376 с.
11. Алимов А.Ф. Элементы теории функционирования водных экосистем. СПб.: Наука, 2000. – 147 с.
12. Pantle E. and Buck H. Die Biologische Uberwachung der Gewässer und Die Darstellung der Ergebnisse. *Gas- und Wasserfach*, 1955. Vol. 96, No. 18. P. 1–604.
13. Zelinka M., Marvan P. Zur Präzisierung der biologischenklassifikation der Reinheit fließender Gewässer. *Archive of Hydrobiology*. 1961. Vol. 57. P. 389–407.
14. Sládeček, V. The ecological and physiological trends in the saprobiology. *Hydrobiologia*. 1967. Vol. 30. P. 513–526. DOI:10.1007/BF00964030.
15. Абакумов В.А., Полищук В.В. Сопоставление систем биологической индикации, апробированных во время совместных советско-английских исследований на базе Института гидробиологии АН УССР / Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям. Л.: Гидрометеиздат, 1981. С. 81–117.
16. Woodiwiss F.S. The biological system of stream classification used by the Trent River Board. *Chemistry and Industry*. 1964.No. 14. P. 443–447.
17. Дзюбан Н.А., Слободчиков Н.Б. Индикация пресных вод по макрозообентосу // 5 съезд Всесоюзного гидробиологического общества. Ч. 2. Тольятти, 1986. С. 189–190.
18. Павлюк Т.Е. Использование трофической структуры сообществ донных беспозвоночных для оценки экологического состояния водотоков: автореф. дис. ... кан. биол. наук. Екатеринбург, 1998. 204 с.
19. Goodnight C. Y., Whitley L. S. Oligochaetas as indicators of pollution. *Proceedings of 15th International Waste Conference*, 1961.Vol. 106.
20. Балушкина Е.В. Хируномиды как индикаторы степени загрязнения воды : в кн. Методы биологического анализа пресных вод. Л., 1976. С. 106–118.
21. Mandaville, S.M. Benthic Macroinvertebrates in Freshwater. *Taxa Tolerance Values, Metrics, and Protocols*, Project H-1. 2002. Soil &Water Conservation Society of Metro Halifax, Nova Scotia, A58.
22. Wright J.F., Furse M.T., Armitage P.D. RIVPACS – a technique for evaluating the biological quality of rivers in the UK. *European Water Pollution Control*. 1993. Vol. 3 (4). P. 15–25.
23. Leeds-Harrison P.B., Quinton J. N., Walker M. J. Harrison K. S., Tyrrel S. F., Morris J., Mills H. T. Buffer Zones in headwater catchments. Report on MAFF/English Nature Buffer Zone Project CSA 2285. Cranfield University, Silsoe, UK, 1996. 22 pp.



24. Alba-Tercedor J., Sánchez-Ortega A. Un metodo rapido u simple para evaluar la calidad bioljgica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell. *Limnetica*, 1988. Vol. 4. P. 51–56.
25. Tittizer T. Erlauterungen und Kommentare zu // Resolutions of Meeting of ISO/TC 147/SC 5/ WG 6/N 22. Bundesanstalt fur Gewasserkunde, 1981.
26. Dumnicka, E., Jelonek M., Klich M., Kwandrans J., Wojtal A. & Zurek R., 2006. Ichthyofauna i status ekologiczny wo«d Wisły, Raby, Dunajca i Wisłoki (Ichthyofauna and ecological status of Vistula, Raba, Dunajec and Wisłoka Rivers). Instytut Ochrony Przyrody PAN, Krakow (in Polish).
27. Gabriels W., Lock K., De Pauw N., Goethals P. L.M. Multimetric Macroinvertebrate Index Flanders (MMIF) for biological assessment of rivers and lakes in Flanders (Belgium). *Limnologia - Ecology and Management of Inland Waters*. 2010. Vol. 40, Iss. 3. P. 199–207. DOI:10.1016/j.limno.2009.10.001.
28. Горбунова Т.А. Разработка и апробация мультиметрического биотического индекса для оценки экологического состояния рек на территории Большого Сочи // Системы контроля окружающей среды. 2019. № 3 (37). С. 51–59. DOI: 10.33075/2220-5861-2019-3-51-59.
29. Горбунова Т.А. Использование биотических индексов ИМС и QИМС для оценки экологического состояния водотоков горного и предгорного кластера на примере рек на территории Большого Сочи // Инновации и инвестиции. 2019. № 2. С. 110–117.
30. Камра Е., Artemiadou V., Lazaridou-Dimitriadou M. Ecological quality of the River Axios (N. Greece) during spring and summer. *Belgian Journal of Zoology*. 2000. Vol. 130. P. 21–27.
31. Трофимчук М.М. Практическое применение энтропийного индекса для оценки экологического состояния водных экосистем. // Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление. 2024. № 2. С. 23–37. DOI: 10.35567/19994508-2024-2-23-37.
32. Богатов В.В., А.С. Федоровский, Т.В. Никулина. Роль гидрологических факторов в формировании видового разнообразия сообществ водорослей (на примере реки Комаровки, Приморский край, Россия) // Экология, 2013, № 6. С. 428–435.
33. Bogatov V.V., Nikulina T.V., Vshivkova T.S., Relationship between the Biodiversity of Phytoand Zoobenthos in the Continuum of the Model Mountain River Komarovka (Primorye, Russia). *Russian Journal of Ecology*. 2010. Vol. 41. No. 2. P. 167–172.

## REFERENCES

1. Bio/indication in the freshwater ecosystems' monitoring III: Mat-ly Mezhd. conf. pod red. V.A. Rummyantseva, I.S. Trigonovoy [*Proceedings of International Conference edited by V.A. Rummyantseva, I.S. Trigonovoy*]. St. Petersburg: Svoye izdatelstvo, 2017. 400 p.
2. XII Congress of RAS Hydro/biological Society: abstracts of the reports, Petrozavodsk, September 16 – September 20, 2019. Edited by N. V. Ilmast. Petrozavodsk: RAS Karelia Scientific Center, 2019. 575 p.
3. Pavluk T.I., Abraham bij de Vaate & Heather A. Leslie. Development of an Index of Trophic Completeness for benthic macroinvertebrate communities in flowing waters. *Hydrobiologia* Vol. 427. Kluwer Academic Publishers, 2000. P. 135–141.
4. Bij de Vaate A., Pavluk T. Practicability of the Index of Trophic Completeness for running waters. *Hydrobiologia*. Vol. 519. No. 1–3. Kluwer Academic Publisher, 2004. P. 49–60.
5. Bakanov A.I. A method of the hydro/biological data ranking in terms of ecological conditions in a water body. *Biologia vnutrennikh vod [Biology of inland waters]*. 1997. No. 1. P. 53–58.
6. Bakanov A.I. The use of combined indices for the freshwater water bodies monitoring in respect of zoo/benthos. *Vodniye resursy [Water resources]*. 1999. Vol. 26. No. 1. P. 108–111.
7. Bio/indication in freshwater ecosystems' monitoring: proceedings of International Conference, St. Petersburg, October 23–27, 2006. Edited by V.A. Rummyantsev, I.S. Trigonova. St. Petersburg: LEMA, 2007. 338 p.
8. Proceedings of II International conference “Bio/indication in the freshwater ecosystems' monitoring”. St. Petersburg, October 10–14, 2011. 224 p.
9. Semenchenko V.P. Principles and systems of the running waters bio/indication. Mn.: Orekh, 2004, 125 p.
10. Odum Y. Ecology: in 2 volumes. M.: Mir, 1986. Vol. 1. 328 p., Vol. 2. 376 p.
11. Alimov A.F. Elements of the theory of aquatic ecosystems' functioning. St. Petersburg: Nauka, 2000. – 147 p.

12. Pantle E. and Buck H. Die Biologische Überwachung der Gewässer und Die Darstellung der Ergebnisse. Gas- und Wasserfach, 1955. Vol. 96, No. 18. P. 1–604.
13. Zelinka M., Marvan P. Zur Präzisierung der biologischenklassifikation der Reinheit fließender Gewässer. Arch. Hydrobiol. 1961. Vol. 57. P. 389–407.
14. Sládeček, V. The ecological and physiological trends in the saprobiology. Hydrobiologia. 1967. Vol. 30. P. 513–526. DOI:10.1007/BF00964030.
15. Abakumov V.A., Poishchuk V.V. Comparison of the biological indication systems approved during the joint Soviet-British studies based at the Institute of Hydro/biology of Academy of Sciences of the Ukrainian Soviet Socialist Republic. Scientific foundations of the surface waters quality control by hydro/biological indicators. L.: Gidrometeoizdat, 1981. P. 81–117.
16. Woodiwiss F.S. The biological system of stream classification used by the Trent River Board. Chemistry and Industry. 1964. No. 14. P. 443–447.
17. Dzyuban N.A., Slobodchikov N.B. Indication of freshwater by macro/zoo/benthos. V-th Congress of the All-Union Hydro/biological Society. Part 2. Togliatti, 1986. P. 189–190.
18. Pavluk T.E. The use of the trophic structure of the bottom invertebrates' communities for assessment of the watercourses ecological status: abstract of the thesis for Candidate of Biological Sciences. Ekaterinburg, 1998. 204 p.
19. Goodnight C. Y., Whitley L. S. Oligochaeta as indicators of pollution. Proceedings o 15th International Waste Conference, 1961.Vol. 106.
20. Balushkina E.V. Chironomids as indicators of the water pollution degree: v kn. Metody biologicheskogo analiza presnykh vod [*Methods of freshwater biological analysis*]. L., 1976. P. 106–118.
21. Mandaville, S.M. Benthic Macro/invertebrates in Freshwater. Taxa Tolerance Values, Metrics, and Protocols, Project H-1. 2002. Soil &Water Conservation Society of Metro Halifax, Nova Scotia, A58.
22. Wright J.F., Furse M.T., Armitage P.D. RIVPACS – a technique for evaluating the biological quality of rivers in the UK. European Water Pollution Control. 1993. Vol. 3 (4). P. 15–25.
23. Leeds-Harrison P.B., Quinton J. N., Walker M. J. Harrison K. S., Tyrrel S. F., Morris J., Mills H. T. Buffer Zones in headwater catchments. Report on MAFF/English Nature Buffer Zone Project CSA 2285. Cranfield University, Silsoe, UK, 1996. 22 pp.
24. Alba-Tercedor J., Sánchez-Ortega A. Un metodo rapido u simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell. Limnetica, 1988. Vol. 4. P. 51–56.
25. Tittizer T. Erläuterungen und Kommentare zu. Resolutions of Meeting of ISO/TC 147/SC 5/WG 6/N 22. Bundesanstalt fur Gewasserkunde, 1981.
26. Dumnicka, E., Jelonek M., Klich M., Kwandrans J., Wojtal A. & Zurek R., 2006. Ichthyofauna i status ekologiczny wo«d Wisły,Raby, Dunajca i Wisłoki (Ichthyofauna and ecologicalstatus of Vistula, Raba, Dunajec and Wisłoka Rivers). Instytut Ochrony Przyrody PAN, Krako«w (in Polish).
27. Gabriels W., Lock K., De Pauw N., Goethals P. L.M. Multimetric Macroinvertebrate Index Flanders (MMIF) for biological assessment of rivers and lakes in Flanders (Belgium). Limnologica – Ecology and Management of Inland Waters. 2010. Vol. 40, Iss. 3. P. 199–207. DOI:10.1016/j.limno.2009.10.001.
28. Gorbunova T.L. Development and approval of the multi/metric biotic index for assessment of the rivers ecological state on the Greater Sochi territory. Sistemy kontrolya okruzhayushchey sredy [*Environment control systems*]. 2019. No. 3 (37). P. 51–59. DOI: 10.33075/2220-5861-2019-3-51-59.
29. Gorbunova T.L. The use of IMC and QIMC biotic indices for assessment of the mountain and piedmont clusters watercourses' ecological state with the rivers of the Greater Sochi territory as examples. Innovatsiyi i investitsiyi [*Innovations and investments*]. 2019. No. 2. P. 110–117.
30. Kampa E., Artemiadou V., Lazaridou-Dimitriadou M. Ecological quality of the River Axios (N. Greece) during spring and summer, Belgian Journal of Zoology. 2000.Vol. 130. P. 21–27.
31. Trofimchuk M.M. The entropy index practical application for assessment of aquatic ecosystems ecological status. *Water Sector of Russia: Problems, Technologies, Management*. 2024. No. 2. P. 23–37. DOI: 10.35567/19994508-2024-2-23-37.

32. Bogatov V.V., Fedorovskiy A.S., Nikulina T.V. The role of hydrological factors in formation of the algae communities' species diversity (the Komarovka River, Maritime Kray, Russia as a study case). *Ekologia [Ecology]*, 2013, No. 6. P. 428–435.
33. Bogatov V.V., Nikulina T.V., Vshivkova T.S., Relationship between the Biodiversity of Phytoand Zoobenthos in the Continuum of the Model Mountain River Komarovka (Primorye, Russia). *Russian Journal of Ecology*. 2010. Vol. 41. No. 2. P. 167–172.

**Сведения об авторе:**

**Павлюк Тимур Евгеньевич**, канд. биол. наук, зав. сектором гидробиологических исследований, ФГБУ «Российский научно-исследовательский институт комплексного использования и охраны водных ресурсов», Уральский филиал, Россия, 620049, Екатеринбург, ул. Мира 23; ORCID 0000-0002-4615-9717; e-mail: T.Pavluk@mail.ru.

**About the author:**

Pavluk Timur Evgenievich, PhD in biology, head of Sector of Hydrobiological Research, RosNIIVH (Ural Affiliate), Russia, 620049, Yekaterinburg, Mira St. 23; ORCID 0000-0002-4615-9717; e-mail: T.Pavluk@mail.ru.