

УДК 574.587

БИОТИЧЕСКИЕ ИНДЕКСЫ И МЕТРИКИ ЗООБЕНТОСА В ОЦЕНКЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ КРУПНОЙ РЕКИ СМЕШАННОГО ТИПА

© 2022 г. А. В. Андрианова^а, *, Ю. В. Шанько^а

^аИнститут вычислительного моделирования СО РАН, Россия 660036 Красноярск, Академгородок, 50, стр. 44

*e-mail: AndrAV@icm.krasn.ru

Поступила в редакцию 03.06.2021 г.

После доработки 15.09.2021 г.

Принята к публикации 23.09.2021 г.

Исследовано современное состояние сообществ зообентоса в крупной сибирской р. Чулым. Рассчитаны биоиндикационные индексы для определения качества воды. Применение интегрального показателя позволило провести оценку качества вод в единой системе, соответствующей российским нормативам. Высокое качество воды (“условно чистая”) выявлено в среднем течении, где река имеет полугорный характер, а также при трансформации от полугорного к равнинному типу. Снижение качества воды (“грязная”) зафиксировано в условиях равнинного течения. Показано, что при оценке экологического состояния водных объектов методами биоиндикации необходимо учитывать естественные факторы окружающей среды, в частности тип донных отложений.

Ключевые слова: макрозообентос, биотические индексы, метод главных компонент, интегральный показатель, класс качества вод, тип грунта

DOI: 10.31857/S0367059722020032

Усиление антропогенного влияния на водные объекты на протяжении последних 50 лет привело к необходимости усиленного мониторинга качества поверхностных вод, развитию методов оценки качества, поисков объективных критериев, комплексных показателей качества вод. Известно, что контроль качества водной среды посредством химических методов не позволяет дать полную характеристику вредного воздействия антропогенных факторов на биологические сообщества. Во многих зарубежных странах химический контроль качества воды уступает место биологическому, поскольку приоритет оценки состояния экосистем по биологическим показателям стал очевидным [1–3]. Отечественные гидробиологи [4–6] все больше уделяют внимания методам и подходам, предлагаемым Европейской Рамочной Водной Директивой, рекомендующей проводить биологический контроль состояния водных объектов.

Известно, что организмы зообентоса широко применяются в качестве перспективных индикаторов для оценки состояния речных экосистем как в отечественных [6–8], так и в зарубежных исследованиях [2, 9–11]. Существует многообразие методов оценки экологического состояния водных объектов по структурно-функциональным характеристикам зообентоса, однако все они ба-

зируются на общем подходе, при котором не учитываются такие факторы, как разграничение между естественной динамикой сообществ и антропогенной трансформацией, региональные и локальные особенности водных экосистем и конкретных речных бассейнов [3, 6].

Река Чулым — одна из больших рек Сибири и самый крупный правобережный приток средней Оби. Бассейн Чулыма — один из наиболее обжитых районов Красноярского края, в котором находятся пять городов с большими промышленными предприятиями. Интенсивным использованием водных объектов в промышленных целях нанесен непоправимый ущерб экосистемам в бассейне Чулыма, особенно во второй половине XX в. в период развития ГРЭС Канско-Ачинского топливно-энергетического комплекса. Разбавляющая природная способность реки уже фактически исчерпана [12].

Цель данного исследования — оценка экологического состояния модельного водотока смешанного типа (с выраженными горными, полугорными и равнинными участками) по составу и структуре донных сообществ с использованием интегрального биоиндикационного показателя и статистического анализа данных.

Таблица 1. Характеристика станций отбора проб зообентоса в р. Чулым

№ станции	Место отбора	Координаты, с.ш./в.д.	Тип грунта	Число проб
1	пос. Копьево	55°02′/89°51′	ПГС	6
2	дер. Березовый лог	55°08′/90°40′	Песок, ил; М	8
3	пос. Балахта	55°22′/91°36′	ПГС, ил; М	8
4	дер. Курбатово	55°35′/91°10′	ПГС	10
5	дер. Подсосное	55°49′/91°01′	ПГС, ил; М	8
6	дер. Красный Яр	55°59′/91°01′	ПГС; М	8
7	дер. Большой Сереж	56°00′/90°41′	ПГС, ил	8
8	г. Назарово, выше плотины ГЭС	56°03′/90°20′	Ил	5
9	г. Назарово, ниже плотины ГЭС	56°02′/90°14′	ПГС, ил	3
10	дер. Ершово	55°56′/89°21′	ПГС	5
11	г. Боготол	56°10′/89°34′	ПГС; М	5
12	дер. Красновка	56°26′/90°25′	ПГС; М	5
13	пос. Новобирилюссы	56°58′/90°39′	ПГС, ил	5
14	дер. Промбор	57°19′/90°22′	ПГС; М	5
15	Старица Большая Ладожская	57°26′/90°03′	Ил, песок	5
16	Начало заказника “Чулымский”	57°28′/89°51′	ПГС, ил	4
17	Середина заказника “Чулымский”	57°29′/89°35′	Песок	4
18	Конец заказника “Чулымский”	57°28′/89°14′	Песок	4

Примечание. ПГС – песчано-галечная смесь; М – присутствуют макрофиты.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Материалом для исследования послужили пробы зообентоса, собранные в р. Чулым весной и осенью 2016 г. на участке протяженностью 800 км от истока реки в пределах Республики Хакасия и Красноярского края. Рельеф поверхности сложный, в бассейне хорошо различаются горная, холмистая и равнинная части. Отбор проб весной провели на 7 станциях, расположенных в горно-холмистой местности, осенью участок исследования расширили (18 станций) до границы с Томской областью, где река имеет уже типично равнинный характер. Протяженность р. Чулым составляет 1733 км, площадь бассейна – 134 тыс. км², русло реки подразделяется на участки верхнего, среднего и нижнего течения. Ширина реки колеблется от 90 до 500 м, скорость течения 0.3–0.5 м/с [12, 13].

Сбор, фиксацию донных беспозвоночных и дальнейшую обработку проб выполняли согласно общепринятым методикам [14]. Отбор грунта производили в доступной прибрежной зоне (рипаль) с использованием кругового скребка Дулькейта (площадь захвата 1/9 м²). Глубина отбора проб варьировала от 0.4 до 0.8 м. Координаты станций отбора проб, типы грунта и количество собранного материала приведены в табл. 1. Всего проанализировано 106 количественных проб зообентоса.

Для оценки качества воды по донным сообществам использовали комплексный подход, вклю-

чающий анализ 11 биоиндикационных показателей, в том числе традиционно используемых в отечественных гидробиологических исследованиях: количество видов в сообществе (n); индекс видового разнообразия Шеннона (H) [15]; хирономидный индекс Балушкиной (K). Остальные индексы и метрики рекомендованы Европейской Рамочной Водной Директивой: EPT Index (суммарное число видов – EPT_n или суммарная относительная численность – EPT_N поденок, веснянок и ручейников), $BMWP$ (Biological Monitoring Working Party Index) и его производное $ASPT$ (Average Score Per Taxon Index), FBI (Family Biotic Index). Методики расчета индексов, а также их соответствие категориям качества вод подробно рассмотрены во многих зарубежных и отечественных работах [2, 3, 5, 10]. Кроме того, были использованы показатели, основанные на соотношении высоко чувствительных и нечувствительных к загрязнению видов макрозообентоса: EPT/Ch – отношение суммарной численности (EPT_N) и числа видов (EPT_n) поденок, веснянок и ручейников к хирономидам.

Статистический анализ данных проводили с использованием программы “R” [16]. Отдельно для весны и осени по каждому из 11 индексов проводился дисперсионный анализ (с уровнем значимости 0.05), позволяющий выявить степень влияния типов грунта на биоиндикационные показатели. Для построения интегрального показателя

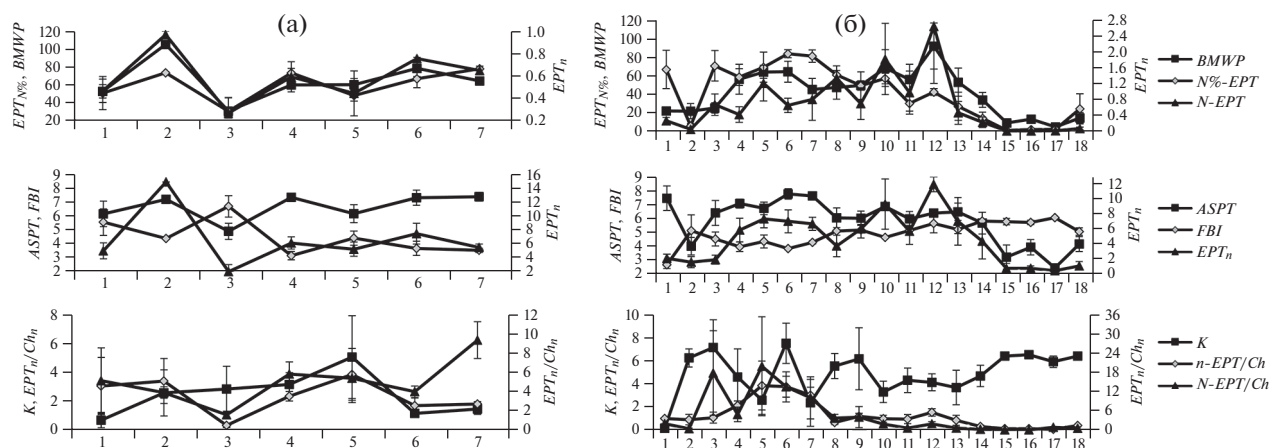


Рис. 1. Значения биотических индексов и метрик на исследованных станциях в р. Чулым весной (а) и осенью (б).

теля и разбиения станций на группы по качеству воды применяли метод *k*-средних (*k*-means), при котором минимизируется сумма квадратов расстояний от точек кластеров до центров этих кластеров, и метод главных компонент, предназначенный для выявления скрытых факторов, влияющих на данные.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Подробная информация о структуре, видовом составе и количественном развитии донных сообществ р. Чулым изложена ранее в работе [17]. В реке обнаружено 170 видов и таксонов более высокого ранга макробеспозвоночных, широко распространенных в Палеарктике и Голарктике и характерных для горных и предгорных водотоков различных регионов [18]. Весной видовой состав представлен 95 таксонами, осенью расширился до 134. Зообентос состоял преимущественно из личинок амфибионтных насекомых: хирономид, веснянок, поденок и ручейников. Наибольшее количество видов (54) отмечено в семействе хирономид. Индикаторная группа *EPT* представлена 67 видами, из них 34 относятся к ручейникам, 25 — к поденкам и 8 — к веснянкам. Среди индикаторных таксонов в зообентосе р. Чулым наиболее значимы семейства поденок *Ephemeridae*, *Ephemerellidae*, *Caenidae*, *Heptageniidae*, ручейников *Hydropsychidae*, *Lepidostomatidae*, *Sericostomatidae*, *Leptoceridae*, веснянок *Perlodidae*, *Chloroperlidae*.

На исследованном участке р. Чулым меняет характер от горного до равнинного, что сопровождается замедлением течения и увеличением илистых отложений в русле. В этой связи наблюдалась закономерная перестройка таксономической структуры зообентоса: от верховья к низовью увеличивалась доля хирономид в общей численности, при этом снижалась доля группы *EPT* [17].

Изменение биоиндикационных показателей по профилю реки и между сезонами. Индекс видового разнообразия Шеннона (*H*) достигал 4.5 бит/экз., среднее значение весной равнялось 2.8 ± 0.2 бит/экз., осенью снизилось до 2.4 ± 0.1 бит/экз. Наибольшие показатели (число видов 22–30 и значения $H > 3$ бит/экз.) зафиксированы весной в верховье (ст. 2) и осенью в среднем течении (ст. 9–14) в переходных сообществах, отражающих естественную трансформацию реки от полугорного к равнинному типу. Дополнительное поступление биогенов из верхнего бьефа Назаровской ГЭС, расположенной между станциями 8 и 9, также способствует увеличению видового разнообразия зообентоса.

Индекс *EPT* весной достигал максимальных величин в верховье (ст. 2, рис. 1). Осенью пики видового богатства и численности группы *EPT* обнаружены на ст. 12, где река носит черты перехода к равнинному типу. В низовье реки доля *EPT* в общей численности зообентоса снижалась по продольному профилю реки до 1% (см. рис. 1). Наиболее высокие значения показателя *EPT/Ch* выявлены на верхнем участке реки, где количество видов *EPT_n* в 3–4 раза было больше, чем хирономид. Известно, что по мере загрязнения значение *EPT/Ch* уменьшается [5, 19].

С помощью индекса Балушкиной воду оценивали от “чистой” до “загрязненной”. Наилучшее качество воды отмечено на ст. 1. Следует отметить, что оценка по индексу *K* не согласуется с другими индексами и метриками, например станции 3 и 6 осенью оценены как “загрязненные”, тогда как другие показатели указывают на более высокое качество вод.

По индексу *FBI* весной наибольшее загрязнение отмечалось в верховье (ст. 1 и 3), а осенью — в низовье исследованного участка (ст. 12, 14–17).

Таблица 2. Значения биоиндикационных показателей на различных типах грунта в р. Чулым

Тип грунта	<i>n</i>	<i>H</i>	<i>EPT_n</i>	<i>EPT_n/Ch_n</i>	<i>EPT_N</i>	<i>EPT_{N%}</i>	<i>EPT_N/Ch_N</i>	<i>FBI</i>	<i>BMWP</i>	<i>ASPT</i>	<i>K</i>
Весна											
ПГС	12 ± 2	2.9 ± 0.2	7 ± 1	3.4 ± 0.6	0.54 ± 0.11	71 ± 5	6.4 ± 1.1	3.4 ± 0.3	63 ± 7	7.4 ± 0.1	2.3 ± 0.7
Ил	14 ± 1	2.8 ± 0.2	5 ± 1	1.4 ± 0.2	0.60 ± 0.10	54 ± 6	4.1 ± 0.9	4.7 ± 0.5	57 ± 8	6.3 ± 0.4	3.6 ± 1.0
Макрофиты	14 ± 2	2.8 ± 0.3	3 ± 1	0.6 ± 0.2	0.46 ± 0.2	34 ± 7	1.5 ± 0.2	6.0 ± 0.5	38 ± 9	5.0 ± 0.2	6.5 ± 2.2
Осень											
ПГС	12 ± 1	2.7 ± 0.2	5 ± 1	2.1 ± 0.3	0.53 ± 0.1	57 ± 5	5.2 ± 1.8	4.3 ± 0.2	45 ± 4	6.8 ± 0.2	4.5 ± 0.7
Ил	11 ± 2	2.2 ± 0.2	3 ± 1	0.8 ± 0.2	0.48 ± 0.18	27 ± 8	3.1 ± 1.6	5.3 ± 0.5	30 ± 6	4.7 ± 0.5	6.3 ± 0.5
Песок	7 ± 1	1.9 ± 0.3	1 ± 0	0.3 ± 0.1	0.03 ± 0.01	9 ± 7	0.5 ± 0.3	5.5 ± 0.2	8 ± 2	3.2 ± 0.3	6.3 ± 0.2
Макрофиты	14 ± 1	2.4 ± 0.3	5 ± 1	1.5 ± 0.3	0.94 ± 0.29	38 ± 9	8.4 ± 3.4	5.0 ± 0.4	49 ± 9	5.6 ± 0.5	5.4 ± 0.6

Примечание. ПГС – песчано-галечная смесь.

“Прекрасное” качество воды выявлено лишь на ст. 4 (весной) и 1 (осенью).

Согласно индексу *BMWP*, весной наихудшее качество вод отмечено на ст. 3 – “невысокое”; осенью “плохое” состояние вод зафиксировано в верховье реки (ст. 1–3) и низовье исследованного участка (ст. 15–18).

Индекс *ASPT* на большинстве станций превышал 6, что указывает на “хорошее” и “очень хорошее” качество вод согласно [3, 11].

Большинство биотических показателей продемонстрировали тенденцию ухудшения качества воды к низовью исследованного участка (ст. 15–18).

Таблица 3. Коэффициенты детерминации (R^2) при дисперсионном анализе биоиндикационных показателей в зависимости от типов грунта в различные сезоны исследования в р. Чулым

Показатели	Весна		Осень	
	R^2	<i>p</i>	R^2	<i>p</i>
<i>n</i>	0.024	0.725	0.128	0.038
<i>H</i>	0.004	0.950	0.073	0.200
<i>EPT_n</i>	0.183	0.072	0.242	0.001
<i>EPT_n/Ch_n</i>	0.302	0.013	0.188	0.010
<i>EPT_N</i>	0.030	0.671	0.249	0.001
<i>EPT_{N%}</i>	0.310	0.008	0.262	0.000
<i>EPT_N/Ch_N</i>	0.173	0.103	0.111	0.094
<i>FBI</i>	0.351	0.004	0.152	0.017
<i>BMWP</i>	0.117	0.200	0.276	0.000
<i>ASPT</i>	0.597	0.000	0.454	0.000
<i>K</i>	0.251	0.031	0.066	0.292

Примечание. Жирным шрифтом выделены коэффициенты детерминации (доли объясненной дисперсии), для которых соответствующие показатели существенно зависят ($p < 0.05$) от типа грунта.

Изменение биоиндикационных показателей в зависимости от типа субстрата. На исследованном участке реки преобладали песчано-галечная смесь (ПГС) и заиленные грунты, в низовье появился песчаный грунт. Кроме того, локально распространены заросли макрофитов, где развивается фитофильное сообщество бентонтов. Наблюдалась вариация биоиндикационных показателей в зависимости от типа грунта (табл. 2): весной при смене биотопов в ряду ПГС–Ил–Макрофиты отмечалось последовательное ухудшение качества воды по большинству показателей, за исключением количества видов (*n*), индекса видового разнообразия (*H*) и численности группы *EPT_N*. Осенью сохранилась весенняя тенденция, т.е. в песчано-галечных биотопах биотические индексы и метрики показывали наилучшее качество воды. В то же время в сообществах макрофитов по сравнению с весной отмечено улучшение качества воды по всем показателям (за исключением *n* и *H*), связанное с появлением индикаторных видов поденок и ручейников. Наихудшие показатели выявлены в песчаных биотопах. Таким образом, осенью снижение качества воды происходило при смене биотопов в последовательности ПГС–Макрофиты–Ил–Песок.

Был проведен дисперсионный анализ 11 показателей отдельно для каждого из сезонов. Нулевая гипотеза состояла в том, что значение данного показателя не зависит от типа грунта. Дисперсионный анализ (табл. 3) биоиндикационных показателей выявил, что типом грунта объяснялось 30–60% вариации данных весной и 13–45% осенью: весной нулевую гипотезу можно отвергнуть для 5 метрик (*EPT_n/Ch_n*, *EPT_{N%}*, *FBI*, *ASPT*, *K*), а осенью их количество увеличилось до 8, при этом индекс Балушкиной не вошел в их число, но добавились *n*, *EPT_n*, *EPT_N*, *BMWP*.

Оценка экологического состояния водотока по биоиндикационным показателям. Для разделения станций на группы по качеству воды был апроби-

Таблица 4. Собственные значения и доли объясненной дисперсии при анализе методом главных компонент

Показатели	Компоненты										
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Собственное значение	6.1	2.5	0.98	0.53	0.48	0.17	0.13	0.08	0.04	0.02	0.01
Доля в общей дисперсии, %	55.2	22.8	8.9	4.8	4.4	1.5	1.2	0.7	0.4	0.2	0.1
Доля накопленной дисперсии %	55.2	77.9	86.8	91.6	96.0	97.5	98.6	99.3	99.7	99.9	100

Таблица 5. Факторные нагрузки для первых двух главных компонент (PC1 и PC2)

Фактор	<i>n</i>	<i>H</i>	<i>EPT_n</i>	<i>EPT_n/Ch_n</i>	<i>EPT_N</i>	<i>EPT_N%</i>	<i>EPT_N/Ch_N</i>	<i>FBI</i>	<i>BMWP</i>	<i>ASPT</i>	<i>K</i>
PC1	0.62	0.61	0.88	0.75	0.89	0.83	0.47	−0.57	0.93	0.91	−0.52
PC2	0.76	0.71	0.39	−0.28	0.02	−0.50	−0.64	0.61	0.31	−0.26	0.06

рован статистический подход с применением метода кластеризации *k*-средних. При построении интегрального показателя применяли метод главных компонент. В качестве исходных данных были выбраны средние значения по станциям всех 11 биоиндикационных показателей за оба сезона. Результаты анализа метода главных компонент приведены в табл. 4. Очевидно, что первый фактор соответствует именно качеству воды. Поэтому в качестве интегрального показателя качества воды выбрана проекция соответствующей точки 11-мерного пространства на ось первой главной компоненты [20]. Согласно правилу Кайзера, для дальнейшего анализа оставляют компоненты с собственным числом больше 1 — в нашем случае их всего две.

Факторные нагрузки для первых двух главных компонент приведены в табл. 5. Следует отметить, что первая главная компонента имеет отрицательный коэффициент корреляции только с индексами *FBI* и *K*, которые обратно связаны с качеством воды. Удовлетворительные результаты кластеризации получаются при разбиении всех станций на четыре кластера (рис. 2). В результате получается, что чем правее центр кластера расположен на рисунке, тем лучше на соответствующих станциях качество воды.

Интегральный показатель (табл. 6), включающий совокупность всех рассчитанных индексов и метрик, позволяет провести оценку качества вод в единой системе, при этом выделенные кластеры приблизительно можно соотнести с принятым делением на классы качества вод в соответствии с действующими российскими нормативами [21]. Таким образом, наилучшее качество вод (“условно чистая”) выявлено весной на ст. 2 (район пос. Новомарьясово) и ст. 6 (район хребта Арга), осенью — на ст. 10 (д. Ершово, Назаровская петля) и 12 (д. Красновка). Минимальные значения интегрального показателя и соответственно худшее качество воды (“грязная”) зафиксированы

осенью в низовье исследованного участка в районе заказника “Чулымский” (ст. 15–18).

ОБСУЖДЕНИЕ

Известно, что в реках по мере удаления от истока происходят закономерные изменения среды обитания гидробионтов, что влечет за собой гетерогенность таксономической структуры сообществ по продольному профилю реки [22–24].

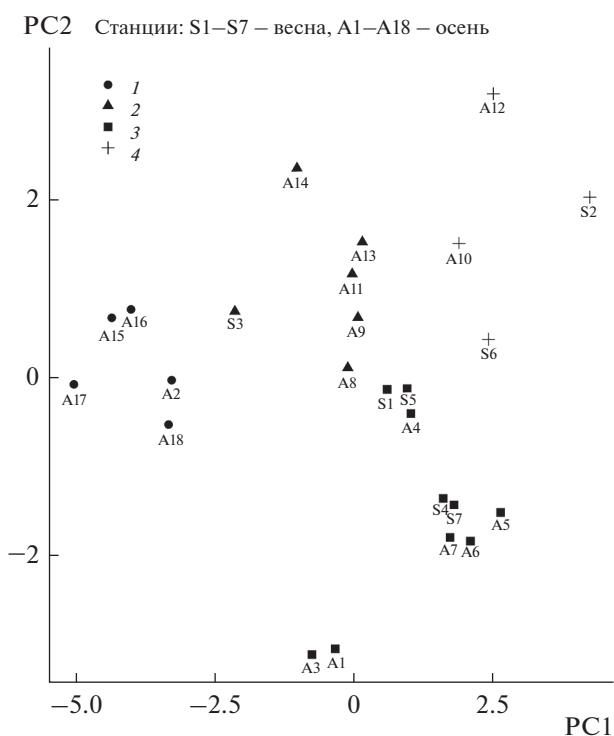

Рис. 2. Разделение исследованных станций в р. Чулым по качеству воды методом *k*-средних: 1 — грязная, 2 — загрязненная, 3 — слабо загрязненная, 4 — условно чистая.

Таблица 6. Интегральный показатель и классы качества воды в р. Чулым

Сезон	Номер станции																	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
Весна	0.6	4.3	−2.1	1.6	1.0	2.5	1.8	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
	СЗ	УЧ	3	СЗ	СЗ	УЧ	СЗ											
Осень	−0.31	−3.3	−0.7	1.1	2.7	2.2	1.8	−0.1	0.1	1.9	−0.004	2.5	0.2	−1.0	−4.3	−4.0	−5.0	−3.3
	СЗ	3	СЗ	СЗ	СЗ	СЗ	СЗ	3	3	УЧ	3	УЧ	3	3	Г	Г	Г	Г

Примечание: УЧ — условно чистая; СЗ — слабо загрязненная; 3 — загрязненная; Г — грязная; прочерк — нет данных.

При этом возможно увеличение видового богатства по мере удаления от верховьев рек [6, 18, 19], что связано с гетерогенностью условий обитания, накоплением органических веществ и дрейфом беспозвоночных. Аналогичная картина наблюдалась и в р. Чулым, а именно снижение доли представителей группы *EPT*, увеличение доли хирономид в зообентосе и возрастание индекса видового разнообразия при трансформации реки от полугорного к равнинному типу. Несмотря на то, что в настоящее время биологический контроль широко используется в оценке качества вод, применяемые биоиндикационные показатели не лишены недостатков и рекомендованы к использованию в комплексе.

Известно, что по мере увеличения загрязнения или евтрофирования водоема происходит снижение видового разнообразия [9, 19]. Однако снижение видового разнообразия может быть вызвано не только антропогенными, но и природными специфическими факторами, например однообразием биотопов в олиготрофных условиях в достаточной чистой среде [7] или же традиционной бедностью песчаных грунтов. При определенных обстоятельствах индекс видового разнообразия может быть даже выше на антропогенно напряженных участках рек, чем на фоновых [25], поскольку с ростом уровня трофии увеличивается поток пищи в донные ценозы, что может привести к снижению конкуренции и повышению видового богатства и соответственно разнообразия (до 3.5–4 бит) [1, 26]. Зачастую сложность заключается в разделении влияния природных и антропогенных воздействий на видовое разнообразие сообществ зообентоса. Поэтому использование индекса видового разнообразия при оценке качества воды требует осторожной интерпретации — целесообразно его рассматривать не как самостоятельную величину, а в совокупности с другими индексами и метриками.

Биотический индекс *EPT* широко распространен в зарубежных системах экологического мониторинга текущих вод. Показатель может быть основан на суммарной или относительной численности, а также на количестве видов представителей отрядов *Ephemeroptera*, *Plecoptera* и

Trichoptera, наименее толерантных к различным видам загрязнения. Однако индекс *EPT* не имеет нормирования по классам качества вод и во многом зависит от природных особенностей водотока. Некоторые исследователи произвольным образом проводят градацию относительной численности группы *EPT* ($EPT_{N\%}$) на 5 классов, где наилучшее качество вод соответствует значению выше 40%, а наихудшее — ниже 10% [27].

Одним из недостатков индекса *EPT/Ch* является то, что среди хирономид есть виды как толерантные, так и высокочувствительные к загрязнению среды. Известно, что под воздействием условий среды изменяется соотношение между основными подсемействами личинок хирономид *Chironominae*, *Tanypodinae*, *Orthocladiinae*. Данную закономерность учитывает индекс Балушкиной (*K*), который широко применяется в отечественных системах мониторинга. Однако также имеются разноречивые мнения по поводу использования хирономид, и в частности индекса Балушкиной, в целях биоиндикации [4, 7].

Индекс *BMWP* широко применяется в системах экологического мониторинга разных стран, но при этом используются различные градации для значений индекса [2, 8, 10, 27], что снижает надежность его интерпретации. В своем исследовании мы приняли градацию согласно работе [5]: значение *BMWP* более 150 баллов соответствует “исключительному” качеству вод, менее 25 баллов — “плохому” качеству вод.

Имеются сведения, указывающие на слабую чувствительность и склонность *ASPT* к завышению [5, 8, 25] или, напротив, занижению качества вод в песчаных биотопах слабо загрязненных рек [28]. В то же время другими авторами показано успешное применение данного показателя в биоиндикации [3, 11].

Применяя метод биоиндикации в оценке экологического состояния водных объектов, необходимо учитывать не только антропогенное воздействие, но и естественные факторы окружающей среды. Ряд исследователей указывали на взаимосвязь между типом субстрата и значениями биоиндикационных индексов [8, 10, 28]. В одном из речных бассейнов Эквадора выявлено, что удо-

влетворительное качество вод связано с твердыми, каменисто-галечными субстратами, которые преобладают в горных и полугорных участках рек [10]. В р. Чулым наблюдалась аналогичная картина: большинство биоиндикационных показателей показывали наилучшее качество воды именно в песчано-галечных биотопах по сравнению с илистыми и песчаными.

Отсутствие единой общепринятой системы ранжирования по классам качества вод снижает чувствительность использованных показателей в градиенте загрязнения, что приводит к искажению полученных значений категорий качества воды. Отдельные индексы можно привести к единообразию в соответствии с градациями по классам качества вод [8, 27]. Однако каждый из индексов, выделяя ту или иную особенность биотического сообщества, недоучитывает другие, в результате чего возникает несовпадение в оценке качества экосистем по различным показателям.

Для решения данной проблемы предлагается использовать сравнительный подход, который находит свое отражение в принципах Европейской Рамочной Водной Директивы. Согласно требованиям WFD, экологический статус реки или речного бассейна определяется по отношению к неким эталонным модельным системам [5]. Эффективность применения данного подхода отражена во многих работах [4–6, 18], однако разнообразие и неоднородность различных водных экосистем, вызванные не только антропогенными, но и природными условиями, затрудняет выбор эталонных сообществ. Усугубляет положение недостаток отечественных гидробиологических исследований на удаленных от антропогенного влияния фоновых территориях в разных климатических зонах. Гидрологическая сеть Росгидромета (Федеральная служба по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды) в Красноярском крае включает всего 137 постов, ее плотность составляет 6 тыс. км² на одну гидрологическую станцию, что явно недостаточно, особенно в условиях освоения северных территорий края [29].

При оценке экологического статуса р. Чулым выбор эталонного створа весьма затруднен в связи с активной антропогенной эксплуатацией бассейна и гидроморфологическими особенностями реки при переходе от горного к равнинному типу. Поэтому для определения качества воды в реках смешанного типа, имеющих участки с различными гидроморфологическими условиями, как вариант решения проблемы возможно применение разнообразных статистических методов, в частности кластеризации данных по совокупности нескольких биоиндикационных показателей.

Таким образом, при комплексной оценке экологического состояния реки Чулым, имеющей гидроморфологическую трансформацию от верх-

него к нижнему течению, выявлено, что биоиндикационные показатели по составу и структуре донных сообществ имели неоднородное распределение вдоль исследованного участка. Для большинства метрик и биотических индексов наблюдалось отсутствие согласованности. Одним из естественных факторов окружающей среды, влияющим на оценку экологического состояния водотока, является тип донных отложений. Например, наблюдалось снижение качества воды при смене биотопов ПГС–Макрофиты–Ил–Песок; при этом типом грунта объяснялось до 60% вариации данных. Интегральный показатель, рассчитанный по совокупности биотических индексов и метрик с привлечением статистического анализа, позволил ранжировать контрольные створы по категориям, соответствующим Российскому государственному стандарту. Наилучшее качество воды (“условно чистая”) выявлено в среднем течении, где река имеет полугорный характер, и при переходе от полугорного к равнинному типу. Ухудшение качества воды (“грязная”) зафиксировано в условиях равнинного течения.

Работа выполнена в рамках госбюджетной темы Министерства науки и высшего образования Российской Федерации № 0287-2021-0004. Авторы выражают благодарность сотрудникам Красноярского филиала “ВНИРО” (“НИИЭРВ”), принимавших участие в экспедициях.

Авторы подтверждают отсутствие конфликта интересов в материалах, изложенных в статье. В данной работе при использовании животных в качестве объектов исследования соблюдались применимые этические нормы.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Балушкина Е.В., Голубков С.М.* Биоразнообразие сообществ донных животных и качество вод эстуария р. Невы в условиях антропогенного стресса // Труды Зоологического института РАН. 2015. Т. 319. Вып. 2. С. 229–243.
2. *Sharifinia M., Mahmoudifard A., Namin J.I. et al.* Pollution evaluation in the Shahrood River: Do physico-chemical and macroinvertebrate-based indices indicate same responses to anthropogenic activities? // *Chemosphere*. 2016. V. 159. P. 584–594. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.06.064>
3. *Banagar G., Riaz B., Rahmani H., Jolodar M.N.* Monitoring and assessment of water quality in the Haraz River of Iran, using benthic macroinvertebrates indices // *Biology*. 2018. V. 73. P. 965–975. <https://doi.org/10.2478/s11756-018-0107-5>
4. *Головатюк Л.В., Зинченко Т.Д.* Биотические индексы и метрики в оценке качества воды малых рек Нижнего Поволжья (на примере рек Байтуган, Камышла, Сосновка) // Особенности пресноводных экосистем малых рек Волжского бассейна / Под ред. Розенберга Г.С., Зинченко Т.Д. Тольятти: Кассандра, 2011. С. 160–169.

5. Семенченко В.П., Разлуцкий В.И. Экологическое качество пресных вод. 2-е изд., исправл. Минск: Беларуская навука, 2011. 328 с.
6. Yanygina L.V. Macrozoobenthos as an indicator of the ecological state of mountain watercourses // Russ. J. Ecol. 2017. V. 48 (2). P. 185–190.
<https://doi.org/10.1134/S1067413617020114>
7. Безматерных Д.М. Зообентос как индикатор экологического состояния водных экосистем Западной Сибири: аналитический обзор / Гос. публич. науч.-техн. б-ка СО РАН, Ин-т вод. и экол. проблем. Сер. Экология. Новосибирск, 2007. Вып. 85. 87 с.
8. Яныгина Л.В. Донные сообщества в оценке экологического состояния малой реки Издревой // Изв. АО РГО. 2017. № 4 (47). С. 93–100.
9. Mehari A.K., Wondie A., Mingist M., Vijverberg J. Spatial and seasonal variation in the macro-invertebrates and physico-chemical parameters of the Enfranz River, Lake Tana sub-basin (Ethiopia) // Ecohydrology & Hydrobiology. 2014. V. 14. P. 304–312.
<https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2014.07.004>
10. Damanik-Ambarita M.N., Lock K., Boets P. et al. Ecological water quality analysis of the Guayas river basin (Ecuador) based on macroinvertebrates indices // Limnologica. 2016. V. 57. P. 27–59.
<https://doi.org/10.1016/j.limno.2016.01.001>
11. Mangadze T., Bere T., Mwedzi T. Choice of biota in stream assessment and monitoring programs in tropical streams: A comparison of diatoms, macroinvertebrates and fish // Ecological Indicators. 2016. V. 63. P. 128–143.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.11.029>
12. Корытный Л.М. Реки Красноярского края. Красноярск: Кн. изд-во, 1991. 157 с.
13. Глазырина Е.И., Гундризер А.Н., Залозный Н.А. и др. Биологические ресурсы водоемов бассейна реки Чулым. Томск: Изд-во Томского ун-та, 1980. 168 с.
14. Методические рекомендации по сбору и определению зообентоса при гидробиологических исследованиях водотоков Дальнего Востока России: Методич. пос. М.: Изд-во ВНИРО, 2003. 95 с.
15. Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем / Под ред. Абакумова В.А. СПб.: Гидрометеиздат, 1992. 319 с.
16. R Core Team. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. 2020. URL <https://www.R-project.org/>.
17. Андрианова А.В. Современные сведения о зообентосе реки Чулым // Международный журнал прикладных и фундаментальных исследований. 2017. № 6 (2). С. 257–261.
18. Andrianova A.V. Biotic indices and metrics in assessment of the water quality of small rivers on the territory of Ergaki nature park (south of Krasnoyarsk krai) // Contemporary Problems of Ecology. 2015. V. 8 (3). P. 358–367.
<https://doi.org/10.1134/S1995425515030038>
19. Foto Menbohan S., Tchakonte S., Ajeagah Gideon A. et al. Water quality assessment using benthic macroinvertebrates in a Periurban Stream (Cameroon) // The International J. of Biotechnology. 2013. V. 2(5). P. 91–104.
20. Strijov V., Granic G., Juric Z. et al. Integral indicator of ecological impact of the Croatian thermal power plants // Energy. 2011. V. 36 (7). P. 4144–4149.
<https://doi.org/10.1016/j.energy.2011.04.030>
21. РД 52.24.309-2016. Руководящий документ. “Организация и проведение режимных наблюдений за состоянием и загрязнением поверхностных вод суши” (утв. Росгидрометом 8.12.2016). 2016. 104 с.
22. Webster J.R. Spiraling down the river continuum: stream ecology and the U-shaped curve // J. North Am. Benthol. Soc. 2007. V. 26. P. 375–389.
<https://doi.org/10.1899/06-095.1>
23. Masikini R., Kaaya L.T., Chicharo L. Evaluation of ecohydrological variables in relation to spatial and temporal variability of macroinvertebrate assemblages along the Zigi River – Tanzania // Ecohydrology & Hydrobiology. 2018. V. 2. P. 130–141.
<https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2018.03.004>
24. Scotti A., Jacobsen D., Tappeiner U., Bottarin R. Spatial and temporal variation of benthic macroinvertebrate assemblages during the glacial melt season in an Italian glacier-fed stream // Hydrobiologia. 2019. V. 827. P. 123–139.
<https://doi.org/10.1007/s10750-018-3731-8>
25. Gorzel M., Kornijów R. The response of zoobenthos to “natural channelization” of a small river // Ecohydrology & Hydrobiology. 2007. V. 7 (1). P. 59–70.
[https://doi.org/10.1016/S1642-3593\(07\)70189-1](https://doi.org/10.1016/S1642-3593(07)70189-1)
26. Беляков В.П., Бажора А.И. Структурно-функциональные характеристики зообентоса озер, расположенных в природных и урбанистических ландшафтах Северо-Западного региона России // Журнал Сибирского федерального университета. Биология. 2016. Т. 9. Вып. 4. С. 484–498.
<https://doi.org/10.17516/1997-1389-2016-9-4-484-498>
27. Galas J., Dumnicka E., Galus-Barchan A. A comparison of various indices based on benthic macrofauna for the assessment of the ecological status of selected Carpathian streams // Oceanological and Hydrobiological Studies International Journal of Oceanography and Hydrobiology. 2014. V. 43 (2). P. 123–130.
<https://doi.org/10.2478/s13545-014-0124-0>
28. Dickens C.W.S., Graham P.M. The South African Scoring System (SASS) version 5 rapid bioassessment method for rivers // African Journal of Aquatic Science. 2002. V. 27. P. 1–10.
<https://doi.org/10.2989/16085914.2002.9626569>
29. Shaparev N.Ya., Andrianova A.V. The Yenisei River in Terms of Sustainable Water Management // Geography and Natural Resources. 2018. V. 39 (4). P. 307–315.
<https://doi.org/10.1134/S1875372818040030>