

УДК 574.63

Ю. В. Плигин, М. И. Линчук, Н. И. Железняк

**О НЕКОТОРЫХ ОСОБЕННОСТЯХ В  
ИСПОЛЬЗОВАНИИ ПРЕСНОВОДНЫХ  
МАКРОБЕСПОЗВОНОЧНЫХ ДЛЯ БИОИНДИКАЦИИ  
ОРГАНИЧЕСКОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ<sup>1</sup>**

На основании материалов комплексных исследований макрозообентоса, гидрохимических характеристик водохранилищ Днепровского каскада и литературных данных проведен анализ результатов использования макробеспозвоночных в биологической индикации качества воды гидроэкосистем различного типа. Показано, что в водоемах с замедленным водообменом и в бессточных сообществах макрозообентоса являются индикаторами сапробности в большей степени придонных горизонтов, чем всей толщи воды. Для биологической индикации загрязнения воды, в частности органического, предлагается использовать группировки макрозообентоса донных грунтов с малым содержанием органического вещества (галька, чистые и слабозаиленные пески) и зооперифитона искусственных субстратов.

**Ключевые слова:** макрозообентос, водоемы, биоиндикация, загрязнение, качество воды, сапробность, донные отложения, зооперифитон, зоофитос.

Одним из важнейших негативных последствий использования человеком водных ресурсов является разнообразное загрязнение водных объектов [7, 29, 55]. Принципиальное различие между токсическим загрязнением и органическим в том, что в природе не обнаружено водных макробеспозвоночных, использующих в качестве местообитаний токсические среды [7], в отличие от широкого спектра таксономических групп гидробионтов, адаптировавшихся в процессе филогенеза к успешному существованию как в «почти дистиллированных» водах горных ручьев (представители Perlidae, Ephemeroptera, Trichoptera) с содержанием растворенного кислорода 95—100%, так и в мелких водоемах и лужах с разлагающимися органическими веществами животного и растительного происхождения при почти полном отсутствии кислорода и наличии  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{S}$ ,  $\text{CH}_4$  (представители р. *Eristalis*, сем. Culicidae, сем. Tubificidae) [29, 68]. В таких условиях формируется ряд ценозов, в структуре которых численность популяций бентонтов имеет унимодальную зависимость вдоль градиента концентрации загрязнения [32, 60].

---

<sup>1</sup> Исследования поддержаны Программой развития приоритетных направлений научных исследований НАН Украины на 2018 г.

© Ю. В. Плигин, М. И. Линчук, Н. И. Железняк, 2018

Подобные стратегии существования популяций и ценотических структур гидробионтов легли в основу методик оценки качества воды по такому его компоненту, как сапробность [36, 59, 61, 66, 73 и др.], на основе анализа качественного состава макробеспозвоночных только *текучих вод* (ручьи, реки), без упоминания водных объектов других типов.

Целью работы является анализ результатов оценки органического загрязнения пресных вод по методикам, использующим в качестве критериев качественный состав и количественное представительство макробеспозвоночных, а также обоснование рекомендаций по уточнению результатов сапробиологических исследований в условиях водоемов с замедленным водообменом и значительными глубинами.

**Материал и методика исследований.** Работа базируется на данных обработки проб макрозообентоса (МЗБ) Киевского и Каневского водохранилищ р. Днепр, собранных в 2007—2014 гг. по стандартной сетке станций [67] и дополнительно — в мелководной зоне. Сбор и камеральная обработка проб выполнены по общепринятой методике [26, 34]. Сапробиологический анализ проб МЗБ проведен по методике Пантле и Букк [66]. Индивидуальные индексы сапробности заимствованы из литературных источников с учетом климатической зональности [47, 53, 56]. В качестве показателя содержания в воде органического вещества использовалась величина бихроматной окисляемости БО (мг О/дм<sup>3</sup>) [9, 49].

### *Результаты исследований и их обсуждение*

Существует прочно установившееся мнение, что сообщества (ценозы) организмов МЗБ при их использовании в анализе качества воды и, в частности, в сапробиологическом аспекте имеют преимущество перед другими группами гидробионтов, так как бентонты относительно малоподвижны, имеют достаточно продолжительные жизненные циклы и включают представителей многих таксономических групп с различным экологическим спектром. Находясь длительное время в пределах конкретного биотопа, эти ценозы могут подвергаться влиянию загрязняющих веществ и, реагируя изменениями своего качественного состава и количественного развития на эти воздействия, могут служить достаточно надежными индикаторами последствий загрязнения водного объекта [36, 52, 53, 63].

Как отмечалось выше, многочисленные системы и методики биологической индикации качества воды были разработаны именно для текущих вод [1, 9, 23, 57, 61, 66]. Тем не менее, многие из этих методик стали использоваться и для биоиндикации качества воды стоячих и водоемов с замедленным стоком (озера, водохранилища, лиманы, эстуарии и т. п.), и оказалось, что в водоемах со значительными глубинами полученные результаты часто не соответствуют гидрохимическим показателям толщи воды, указывая на значительно большую степень загрязнения [5, 12, 31]. В свете исследований состава органических и минеральных соединений донных отложений и их влияния на качество воды водохранилищ подобные результаты были вполне закономерны. После создания водохранилищ, по мере «старения» их экосистем на формирование качества водных масс значительное влияние начина-

ют оказывать донные отложения, особенно иловые, количество которых с течением времени возрастает за счет седиментации алохтонного стока и накопления автохтонных материалов органического происхождения. Содержание биогенных элементов в поровых (интерстициальных) водах иногда в десятки раз выше, чем в придонной воде [30, 45]. Резкое увеличение их концентрации происходит в верхнем 2—5-сантиметровом слое осадков, где обитает большинство организмов МЗБ: олигохеты, полихеты, корофииды, многие двустворчатые моллюски, личинки хирономид, которые учитываются в различных системах биоиндикации.

Содержание органических веществ (ОВ) чрезвычайно различается в донных отложениях разного типа, резко возрастая по мере увеличения заиленности (табл. 1). Установлено, что в условиях водохранилищ Днепра существует прямая корреляция возрастания численности и биомассы олигохет р. *Limnodrilus*, некоторых видов хирономид и содержания легкоокисляемых органических веществ в донных отложениях [14].

Биогенные элементы и органические вещества при искусственном или штормовом взмучивании донных отложений переходят из донных отложений в придонные слои воды и служат источником вторичного загрязнения водоемов. Их концентрация может возрасти в 5—20 раз. Снижение pH воды также приводит к десорбции биогенов и ОВ [7, 10, 30]. Таким образом, организмы инфауны находятся под значительным воздействием качественного состава интерстициальных вод.

На малых водотоках с интенсивным турбулентным перемешиванием воды и преобладанием в донных грунтах галечных и песчаных отложений результаты гидрохимических анализов и биоиндикации совпадали [8, 13]. В крупных озерах и малопроточных водохранилищах, в условиях обычной вертикальной стратификации и доминирования в донных отложениях илов, богатых органическим веществом, состав бентосных организмов индизировал гораздо более высокий уровень органического загрязнения, чем данные по бихроматной окисляемости [37, 39, 44, 45, 51, 62, 65].

Такие экстремальные факторы, как ветроволновое воздействие, развитие гипоксии, изменение скорости течения, могут исказить индикаторную роль сообществ МЗБ [42]. Ускоренное течение в верховьях водохранилища обуславливает сдвиг видового состава ценоза в сторону преобладания олигосапробов, а замедление (в низовье) — в сторону роста обилия полисапробов [24, 54]. На биотопе чистого песка фарватера реки отмечалось, что индекс сапробности воды по организмам МЗБ был ниже, чем на том же разрезе в зоне заиленного песка при замедлении скорости течения в прибрежье [33, 38].

В глубоководных заливах на фоне слабого водообмена и вертикальной стратификации водных масс происходит интенсивное илонакопление, чаще всего в виде черных восстановленных илов. В таких случаях величина бихроматной окисляемости (БО) водных масс поверхностного и придонного горизонтов может существенно различаться. Так, в заливах Киевского и Каневского водохранилищ БО в поверхностном горизонте составляла

1. Химический состав донных отложений Каховского водохранилища

Содержание ОБ, мг/100 г абс. сухого грунта	Пески	Илистые пески	Песчанистые илы	Илы
Валовое содержание				
C	188,0	955,0	1548,0	4372,0
N	23,0	115,0	193,0	474,0
P	9,6	20,6	43,2	63,7
Подвижные формы				
C	50,0	202,0	266,0	748,0
N	13,0	62,0	63,0	141,0
P	5,5	5,1	6,7	6,2

21,3—27,6 мг О/дм<sup>3</sup>, а в придонном, в зоне черных илов на глубинах 6—8 м — 36,6—37,2 мг О/дм<sup>3</sup> (табл. 2). В соответствии с методикой [27], поверхностные и придонные воды этих заливов относятся к разным категориям чистоты — от 3—4 до 5 (от «достаточно чистых» и «слабо загрязненных» до «умеренно загрязненных»). В то же время индексы сапробности, установленные по составу макрозообентоса, в этих же точках часто достигают 3,1—3,5, что понижает оценку качества воды придонных горизонтов к еще более низкому рангу — «грязным водам» [16].

На центральных подрайонах водохранилищ в зонах умеренной проточности, ветрового перемешивания водных масс содержание органических веществ в придонных горизонтах (даже на биотопах со значительными глубинами) возрастает несущественно (см. табл. 2). В таких условиях воды придонного и поверхностного горизонтов по уровню БО относятся к единой категории — «умеренно загрязненным» или «достаточно чистым» водам. На таких биотопах донные грунты, как правило, представлены серыми окисленными илами или заиленными песками с примесью раковин дрейссены. Именно в зоне таких грунтов формируются бентосные ценозы типа «*Dreissena*» [67], содержащие преимущественно мезосапробные понто-каспийские организмы (дрейссены, гаммариды, корофииды, полихеты), а установленные по составу этих ценозов индексы сапробности находятся в пределах 1,82—2,58, что адекватно отражает уровень загрязненности, соответствующий величине БО.

Подобное соотношение величины БО водных масс в поверхностном и придонном горизонтах нами отмечалось зимой, весной и в начале лета. Днепровские водохранилища являются евтрофными водоемами, и в их экосистемах ежегодно происходит более или менее интенсивное «цветение» воды синезелеными водорослями. В Киевском и Каневском водохранилищах максимальный уровень «цветения» наблюдается в конце июля — августе и завершается в конце сентября [70]. В этот период происходит интенсивное выделение водорослями экзометаболитов, постепенное отмирание водорослей, что создает в поверхностном слое воды повышенную концен-

## 2. Биотопическая характеристика и показатели качества воды на участках Киевского и Каневского водохранилищ

Участки	Глубина, м	Типы донных отложений	Баллы «заиленности»*	Индекс сапробности по зообентосу (S <sub>РВ</sub> ) и категория качества воды**	Бихроматная окисляемость (БО, мг О/дм <sup>3</sup> ) и категория качества воды**
Заливы					
1. Тегеревский	5,0	Серый ил	4	2,71 (УЗ)	$\frac{32,00}{33,60}$ (УЗ)
2. Глебовский	6,0	Черный ил	5	3,5 (Г)	$\frac{21,31}{37,23}$ (УЗ) (ДЧ)
3. Осокорки	8,0	Черный ил	5	3,10 (Г)	$\frac{27,60}{36,60}$ (СЗ) (УЗ)
4. Оболонский	17,0	Серый ил	4	3,22 (Г)	$\frac{35,56}{40,89}$ (УЗ) (УЗ)
Центральные подрайоны					
5. Толокунский	7,0	Заиленный песок с ракушей	2	2,38 (СЗ)	$\frac{29,73}{29,73}$ (СЗ) (СЗ)
6. Глебовский	4,5	Заиленный песок с ракушей	2	2,68 (УЗ)	$\frac{28,27}{29,76}$ (СЗ) (СЗ)
7. Лютежский	4,4	Заиленный песок с ракушей	2	2,45 (СЗ)	$\frac{22,62}{24,24}$ (ДЧ) (ДЧ)
8. Ровжовский	3,5	Заиленный песок с ракушей	2	1,82 (ДЧ)	$\frac{23,28}{24,83}$ (ДЧ) (ДЧ)

Продолжение табл. 2

Участки	Глубина, м	Типы донных отложений	Баллы «заилленности»*	Индекс сапробности по зообентосу ( $S_{PB}$ ) и категория качества воды**	Бихроматная окисляемость ( $BO_2$ , мг $O_2/дм^3$ ) и категория качества воды**
9. Вышгородский	12,0	Серый ил с ракушей	3	2,56 (СГ)	$\frac{23,20(\Delta Ч)}{26,38(СЗ)}$
10. Оболонский рус-ловой	10,0	Чистый песок	1	1,98 (ДЧ)	$\frac{21,58(\Delta Ч)}{21,58(\Delta Ч)}$

\* Условная балльная оценка состава донных отложений по степени заиления — от 1 (минимальная); \*\* категория качества воды [26]: ДЧ — достаточно чистая, СЗ — слабо загрязненная, УЗ — умеренно загрязненная, Г — грязная; над чертой — данные по поверхностному горизонту воды, под чертой — по придонному.

трацию органических веществ [35]. В таких условиях наблюдается обратное соотношение величин БО по вертикали: в поверхностном слое выше, чем в придонном. Так, например, в период «цветения» воды синезелеными водорослями на глубоководной станции № 5 (Толокунский участок Киевского водохранилища) величина БО в поверхностном слое составляла  $32,0 \text{ мг } O_2/дм^3$  (вода «умеренно загрязненная»), а в придонном горизонте —  $28,37 \text{ мг } O_2/дм^3$  (вода «слабо загрязненная»). Соответственно, воду по величине БО в поверхностном слое следует оценивать как более «загрязненную», чем в придонном. На илистых биотопах оценка качества воды по макрозообентосу будет соответствовать этой оценке, установленной в поверхностном слое по уровню БО. На песчаных и ракушечно-илистых биотопах макрозообентос будет индировать лучшее качество воды, чем в поверхностном. Подобное влияние последствий «цветения» воды в евтрофных водоемах необходимо будет учитывать в планах проведения экологического мониторинга, существенным элементом которого является установление уровня органического загрязнения этих водных объектов [2].

Значительные расхождения результатов гидрохимических данных по содержанию органических веществ в эпипелагиали глубоководных зон озер и водохранилищ с высокими значениями индексов загрязнения, полученных с использованием бентосной макрофауны, побудили многих исследователей применять в качестве индикаторных организмов другие жизненные формы гидробионтов: зоопланктон, зооперифитон, зоофитос. Сравнительный анализ информативности биоиндикации загрязнений водоемов с замедленным водообменом при использовании зоопланктона и МЗБ показывает, что сапробность воды, определенная по составу МЗБ на 1—1,5 ранга выше, чем установленная по зоопланктону [12, 15, 22, 69]. Такие же данные получены

при сравнении индикаторных возможностей МЗБ и зооперифитона. Ценозы зоообрастания указывают на меньший уровень загрязнения, чем ценозы МЗБ в тех же пунктах наблюдений [21, 42, 46, 50]. Причем такой эффект наблюдается как в стоячих, так и в проточных водных объектах.

В озерах и водохранилищах с ростом глубины исследуемых биотопов на фоне прогрессирующего заиления песчаного и каменистого дна и постепенного снижения концентрации растворенного кислорода происходит смена качественной структуры ценозов макрозообентоса [5, 31, 51, 62, 72]. Оксифильные виды моллюсков, ракообразных, ручейников, поденок замещаются более толерантными к пониженной концентрации кислорода видами олигохет и хирономид. В списках индикаторных организмов именно эти виды имеют наивысшие индексы сапробности. Таким образом, индекс Пантле — Букк и, по-видимому, все другие биотические индексы по своей сущности являются инструментами для оценки *органико-кислородного баланса* как элемента качества воды в водоемах и его изменений под влиянием антропогенного и природного загрязнения [50]. Существует положительная корреляция содержания растворенного кислорода и видового разнообразия ценозов МЗБ, перифитона и зоофитоса [11, 23, 32, 57, 71].

Комплексные исследования по биоиндикации загрязнения непроточных водных объектов и с замедленным водообменом при одновременном применении методик, использующих индикаторный потенциал таких компонентов биоты, как фито-, зоопланктон, перифитон, зоофитос и зообентос, в большинстве случаев дали существенно отличающиеся результаты.

Фитофильная фауна (или организмы зоофитоса) весьма специфична относительно растения-хозяина, создающего биотоп, на котором формируется эта группировка макробеспозвоночных, и существенно различается в фитоценозах одного и того же вида макрофита с разным проективным покрытием и сформированных в биотопах с разными гидроморфологическими характеристиками [18]. Высшие водные растения (ВВР), являющиеся неотъемлемым компонентом прибрежных биотопов равнинных рек, водохранилищ и озер, в процессе жизнедеятельности оказывают существенное влияние на динамику содержания в воде биогенных веществ и кислорода как в течение суток, так и в сезонном аспекте [17]. Летом в условиях активной фотосинтетической деятельности в ценозах погруженных ВВР (*Potamogeton*, *Ceratophyllum*, *Myriophyllum*) концентрация кислорода повышается до 120—140% и более. При этом содержание органических веществ в воде, судя по величинам бихроматной (БО) и перманганатной (ПО) окисляемости, было ниже, чем на свободных от растений участках [20]. Повышенное содержание растворенного кислорода маскирует уровень сапробности в сторону снижения [46, 62]. В то же время в процессе функционирования ВВР выделяют в водную среду биологически активные вещества, соединения фенольной природы [25, 48], которые угнетают развитие фитофильной фауны [18]. Учитывая столь противоречивый характер средообразующей роли ВВР, использование фитофильной фауны для целей биологической индикации качества воды представляется сомнительным, особенно в водных объектах с замедленным водообменом или отсутствием проточности [64].

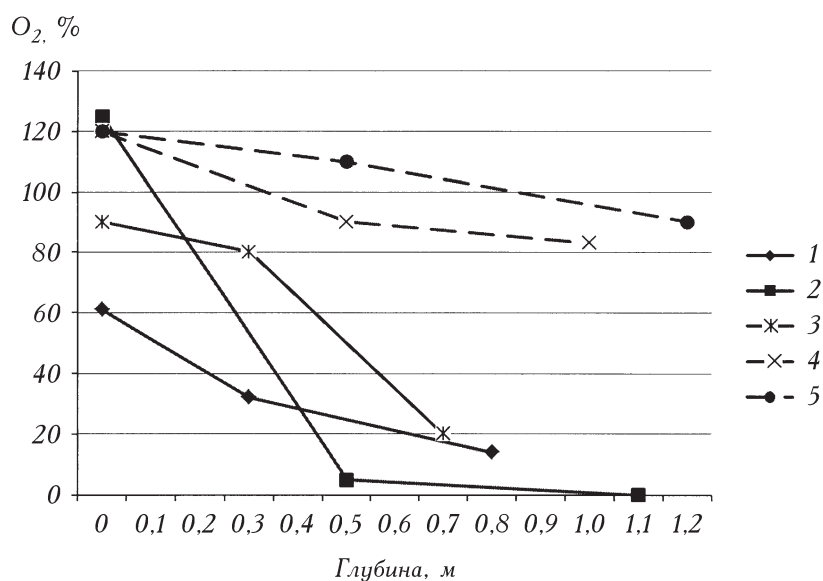
В наибольшей мере совпадали с гидрохимическими данными результаты сапробиологического анализа с использованием фито-, зоопланктона и зооперифитона. Определение сапробности по организмам МЗБ превышало оценку уровня загрязнения на один-два ранга по сравнению с указанными выше группировками [12, 28, 44]. Индексы, основанные на использовании в качестве основных индикаторных групп олигохет и хирономид, в большей степени зависят от физико-химических параметров и уровня загрязнения грунтов, чем, например, индекс Вудивисса [73], использующий в качестве основных групп организмы, населяющие главным образом поверхность грунтов и в большей степени реагирующие на качество воды.

Ценозы МЗБ специфичны по видовому составу на участках водохранилищ с различной степенью проточности (прирусловые и притеррасные). Такие участки существенно различаются по содержанию растворенного кислорода в зарослях разных видов водных растений, что и определяет качественный состав МЗБ [67]. В таких условиях биоиндикация качества воды будет замаскирована средообразующим влиянием ценозов водных растений, особенно в интенсивно зарастающих притеррасных мелководных зонах с обилием разлагающихся остатков ВВР на дне (рисунок). Лишь ценозы макрозообентоса зарослей рдеста пронзеннолистного (*Potamogeton perfoliatus*) в условиях умеренной проточности [4] адекватно отражали степень загрязнения водных масс.

В связи со значительным расхождением результатов методик биоиндикации качества воды, использующих сообщество МЗБ, с гидрохимическими данными многие исследователи обратили внимание на индикаторную роль такой экологической группировки гидробионтов, как зооперифитон. Уровень загрязнения на самой «чистой» по гидрохимическим показателям станции р. Ижора, установленный по организмам перифитона камней, был значительно ниже, чем рассчитанный по составу зообентоса илистого биотопа на той же станции [49]. Находясь в непосредственном контакте с водной массой, ценозы зооперифитона способны наиболее адекватно отразить экологическими спектрами популяций своей структуры качество этой водной массы.

При анализе сапробиологического статуса Сасыкского водохранилища на юге Украины была проведена попытка отдельной оценки уровня сапробности по «мягкому» бентосу и с учетом *Dreissena polymorpha* (Pall.). В его структуре из 30 видов 17 составляли олигохеты при полном доминировании последних по численности, биомассе и встречаемости над другими группами бентонтов. Рассчитанный по этим организмам индекс Пантле — Букк за вегетационный период достигал 2,65, что соответствовало III классу загрязненных  $\alpha'$ -мезосапробных (умеренно загрязненных) вод, а с учетом *D. polymorpha* он составил 2,09, что соответствовало также III классу загрязненных, но  $\beta''$ -мезосапробных (слабо загрязненных) вод [63]. По нашему мнению, только с учетом популяций дрейссен — типичного компонента эпифауны — можно правильно оценить сапробность водной массы, тогда как характерные компоненты инфауны — пелофильные олигохеты и хирономиды, — как ранее отмечалось, могут служить индикаторами качества только интерстициальных вод или придонного горизонта.





Содержание растворенного кислорода (% насыщения) в зарослях высших водных растений Домантовского правобережного подрайона Киевского водохранилища: Притеррасный участок: 1 — *Thypha angustifolia* L., 2 — *Stratiotes aloides* L., 3 — *Nuphar lutea* (L.) Smith.; Прирусловой участок: 4 — *N. lutea*, 5 — *Potamogeton perfoliatus* L.

Специальными исследованиями на водоемах дельты Дуная установлено, что на наиболее высокий уровень сапробности указывают ценозы макрозообентоса, а далее, в порядке уменьшения величины индексов сапробности формируется такой ряд сообществ: зоофитос, зооперифитон, фитопланктон, зоопланктон [64].

Опыт многих исследователей по использованию различных компонентов биоты для анализа качества воды, в том числе МЗБ, зоофитоса и зооперифитона, свидетельствует, что наиболее адекватные гидрохимическим показателям результаты получены при использовании организмов зооперифитона [19, 42, 43, 46]. Только эта экологическая группа гидробионтов непосредственно контактирует с водной массой, имеющей определенный уровень загрязненности. В то же время она не подвержена загрязняющему влиянию поровых вод донных грунтов, как зообентос, и средообразующему воздействию зарослей высших водных растений, как зоофитос. Существенным ограничением использования зооперифитона является недостаток естественных субстратов, особенно в равнинных водохранилищах. Установка искусственных субстратов в нужных для исследования точках не всегда осуществима [6, 40]. Разработано много типов искусственных субстратов в виде камней, кусков шлака, пластика, древесины, помещаемых в металлические и тканевые сетки [9]; надежным субстратом для перифитона являются судоходные буи, со стенок которых обрастание можно собирать скребком [41].

Учитывая, что биоиндикация водных объектов по организмам макробеспозвоночных является элементом экологического мониторинга в рамках положений Водной рамочной директивы ЕС 2000/60/ЕС (ВДР), был предложен

вариант методической унификации использования макроорганизмов перифитона путем учета качественного состава и количественного развития этих организмов на искусственных субстратах [3]. В качестве таких субстратов применяли инертные, с биологической точки зрения, стандартные красные и белые (силикатные) кирпичи, которые устанавливали (не менее трех штук) в выбранных пунктах мониторинга. Периодически с поверхности этих субстратов проводили смыв организмов, которые использовали для определения качества воды по методике Вудивисса. Полученные данные адекватно коррелировали с величинами содержания растворенных органических веществ на данном биотопе. Такие стандартные субстраты могут иметь многоцелевое предназначение для получения информации о качестве воды при проведении контрольного, оперативного и исследовательского видов мониторинга, предусмотренных ВРД [58].

### Заключение

Обзор вариантов использования различных жизненных форм макробеспозвоночных и других компонентов водных экосистем для целей биоиндикации качества воды свидетельствует о разной степени соответствия величин индикаторных показателей, полученных с применением этих групп гидробионтов, гидрохимическим данным. Особенно велико это несоответствие для экосистем непроточных водоемов и с замедленным стоком.

Для биологической индикации загрязнения (в частности органического) водных объектов такого типа предлагается использовать ценозы МЗБ «инертных» донных грунтов (галька, чистые и слабозаиленные пески) и зооперифитона естественных и искусственных субстратов, за исключением зоофитоса.

Для целей как долгосрочного (многолетнего, посезонного), так и оперативного (залповые сбросы) мониторинга качества воды с использованием макробеспозвоночных наиболее адекватные результаты могут быть получены при анализе структуры ценозов зооперифитона. Именно этот компонент биоты максимально зависит от качественного состава водных масс, омывающих эти ценоотические группировки. При дефиците естественных инертных, с биологической точки зрения, субстратов для станций мониторинга в равнинных водохранилищах и реках необходимо подыскивать и использовать инженерно-технические конструкции в виде стен гидросооружений, каменных набросок, металлических поверхностей навигационных буев. При отсутствии подобных субстратов можно использовать стандартные кирпичи или бетонные блоки, устанавливаемые на небольших глубинах с возможностью периодического отбора зооперифитона с их поверхности.

\*\*

*У водоймах з уповільненим водообміном та значними глибинами угруповання макрозообентосу є індикаторами забруднення придонних шарів, а не всієї товщі води. Для оцінки забруднення водойм, зокрема органічного, пропонується використовувати ценози макрозообентосу «інертних» донних ґрунтів (галька, чистий і слабо замулений пісок), а також зооперифітону природних і штучних субстратів.*

\*\*

*In water-bodies with slow water exchange and significant depths macrozoobenthic assemblages serve as indicators of pollution for the bottom layers, and not for the entire water column. To assess water-bodies' pollution, particularly organic pollution, we suggest to use macrozoobenthic cenoses in the «inert» bottom sediments (pebbles, clean and mildly-silted sand) and periphytic invertebrates on natural and artificial substrata.*

\*\*

1. *Абакумов В.А.* Контроль качества вод по гидробиологическим показателям в системе Гидрометеорологической службы СССР // Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям: Тр. Сов.-англ. семина. — Л.: Гидрометеоиздат, 1977. — С. 93—99.
2. *Афанасьев С.А.* Развитие европейских подходов к биологической оценке состояния гидрэкосистем в мониторинге рек Украины // Гидробиол. журн. — 2001. — Т. 37, № 5. — С. 3—18.
3. *Афанасьев С.А., Летицкая Е.Н.* Разработка стандартной процедуры биологического мониторинга для реки Припять // Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем: Тез. докл. Междунар. конф., 23—27 окт. 2006 г., г. Санкт-Петербург, РФ. — СПб., 2006. — С. 10—11.
4. *Баканов А.И.* Об использовании зообентоса зарослей макрофитов для мониторинга (на примере Ивановского водохранилища — р. Волга) // Гидробиол. журн. — 2002. — Т. 38, № 5. — С. 26—31.
5. *Биккинин А.Р.* Использование комплексной системы биоиндикации в оценке уровня антропогенного воздействия на экосистему глубоководного озера Якты-Куль (Южный Урал) // Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем: Тез. докл. Междунар. конф., 23—27 окт. 2006 г., г. Санкт-Петербург, РФ. — СПб., 2006. — С. 21—22.
6. *Борогич Н.Д., Ляхов С.М.* Опыт оценки качества воды в Самарской Луке Волги по биологическим показателям // Методы биологического анализа пресных вод. — Л.: Б. и., 1976. — С. 124—125.
7. *Брагинский Л.П.* Некоторые принципы классификации пресноводных экосистем по уровням токсической загрязненности // Гидробиол. журн. — 1985. — Т. 21, № 6. — С. 65—74.
8. *Винберг Г.Г.* Опыт применения разных систем биологической индикации загрязнения вод в СССР // Влияние загрязняющих веществ на гидробионтов и экосистемы водоемов. — Л.: Наука, 1979. — С. 285—292.
9. *Вудивисс Ф.* Биотический индекс р. Трент. Макробеспозвоночные и биологическое обследование // Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям: Тр. Сов.-англ. семина., 12—14 июля 1976 г., г. Валдай, СССР. — Л.: Гидрометеоиздат, 1977. — С. 132—161.
10. *Гарасевич І.Г., Паламарчук І.К.* Зміна якості води при взмученні ґрунтів // Гідробіологічні дослідження водойм України. — К.: Наук. думка, 1976. — С. 3—4.
11. *Гигиняк И.Ю.* Личинки ручейников (Trichoptera) из водотоков Березинского биосферного заповедника (Беларусь) // Биоиндикация в монито-

- ринге пресноводных экосистем: Тез. докл. Междунар. конф., 23—27 окт. 2006 г., г. Санкт-Петербург, РФ. — СПб., 2006. — С. 35—36.
12. Гольд З.Г., Глуценко Л.А., Морозова И.И., Беляева А.М. Сравнительный анализ информативности биологических (биоиндикация, биотестирование) и химических показателей в оценке качества воды крупной экосистемы Красноярского водохранилища // Там же. — С. 40—41.
  13. Гольд Э.Т., Скопцова Т.Н. Донные сообщества как индикаторы качества воды (на примере Красноярского водохранилища) // Новое в изучении диких и домашних растений и животных в СССР: Докл. МОИП, Зоол. и ботан., 2-е полугодие, 1977. — М., 1980. — С. 25—26.
  14. Гурвич В.В., Нахшина Е.П., Паламарчук И.К. Развитие микро- и мезобентоса в зависимости от состава грунтов // Гидробиол. журн. — 1972. — Т. 8, № 4. — С. 27—34.
  15. Дыга А.К., Золотарев В.И. Сравнительный анализ индексов, применяемых для биологической оценки загрязненности воды (на материалах по зоопланктону и макрозообентосу) // Количественные методы в экологии животных. — Л., 1980. — С. 50—52.
  16. *Екологічний стан урбанізованих заплавлених водойм. Затока Осокорки / За ред. В. М. Тімченка. — К.: Ін-т гідробіології НАН України, 2011. — 76 с.*
  17. Журавлева Л.А. Влияние высшей водной растительности на гидрохимический режим пойменных водоемов Нижнего Днепра // Гидробиол. журн. — 1973. — Т. 9, № 1. — С. 23—30.
  18. Зимбалева Л.Н. Фитофильные беспозвоночные равнинных рек и водохранилищ. — Киев: Наук. думка, 1981. — 216 с.
  19. Киселева Г.А., Васюта А.Н. Особенности биологической индикации малых рек Крыма // Биоиндикация и биотестирование природных вод: Тез. докл. Всесоюз. конф., 30 сент.—4 окт. 1986 г., г. Ростов-на-Дону. — Ростов на/Д., 1986. — С. 57.
  20. Корсак Н.Б. Влияние зарослей высших водных растений на гидрохимический режим Гудзинского водохранилища // Гидробиол. журн. — 1981. — Т. 17, № 4. — С. 44—50.
  21. Липеровская Е.С. Роль метода биологических индикаторов в оценке загрязнения водоемов // Методы биологического анализа пресных вод. — Л.: Б. и., 1976. — С. 135—137.
  22. Литвинчук Л.Ф., Балушкина Е.В. Оценка состояния Невской губы и восточной части Финского залива на основе биоиндикационных показателей зоопланктона и зообентоса // Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем: Тез. докл. II Междунар. конф., 10—14 окт. 2011 г., г. Санкт-Петербург, РФ. — СПб., 2011. — С. 101.
  23. Макрушин А.В. Возможности и роль биологического анализа в оценке степени загрязнения водоемов // Гидробиол. журн. — 1974. — Т. 10, № 2. — С. 98—104.
  24. Матчинская С.Ф. Сообщества олигохет как показатель экологического состояния Киевского водохранилища // Биоиндикация в мониторинге

- пресноводных экосистем: Тез. докл. II Междунар. конф., 10—14 окт. 2011 г., г. Санкт-Петербург, РФ. — СПб., 2011. — С. 108.
25. *Метейко Т.Я.* Метаболиты высших водных растений и их роль в гидробиоценозах // Гидробиол. журн. — 1981. — Т. 17, № 4. — С. 3—14.
  26. *Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод* / За ред. В. Д. Романенка. — К.: ЛОГОС, 2006. — 408 с.
  27. *Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями.* — К.: Символ-Т, 1998. — 28 с.
  28. *Михайлова Л.В.* Интегральная оценка качества воды и донных отложений р. Тура // Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем: Тез. докл. Междунар. конф., 23—27 окт. 2006 г., г. Санкт-Петербург, РФ. — СПб., 2006. — С. 103.
  29. *Одум Ю.* Основы экологии. — М.: Мир, 1975. — 740 с.
  30. *Паламарчук И.К., Денисова А.И.* Динамика водорастворимого органического вещества и биогенных элементов в донных отложениях Цыбульникского залива Кременчугского водохранилища // Гидробиол. журн. — Т. 12, № 6. — С. 16—23.
  31. *Полякова Т.Н., Кауфман З.С.* Опыт применения различных систем биоиндикации вод в условиях Онежского озера // Биоиндикация и биотестирование природных вод: Тез. докл. Всесоюз. конф., 30 сент. — 4 окт. 1986 г., г. Ростов-на-Дону. — Ростов на/Д, 1986. — С. 63.
  32. *Протасов А.А.* Биоразнообразие и его оценка. Концептуальная диверсиконология. — Киев, 2008. — 106 с.
  33. *Пшеницына В.Н.* Об эффективности шкалы Вудивисса при биоиндикации качества воды // Гидробиол. журн. — 1986. — Т. 22, № 4. — С. 42—45.
  34. *Романенко В.Д.* Основы гідроекології. — К.: Наук. думка, 2001. — 729 с.
  35. *Сакевич А.И.* Экзометаболиты пресноводных водорослей. — Киев: Наук. думка, 1985. — 200 с.
  36. *Семенченко В.П.* Принципы и системы биоиндикации текучих вод. — Минск: Орех, 2004. — 124 с.
  37. *Семерной В.П.* Об использовании олигохетных индексов в мониторинге пресноводных экосистем // Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем: Тез. докл. Междунар. конф., 23—27 окт. 2006 г., г. Санкт-Петербург, РФ. — СПб., 2006. — С. 135.
  38. *Семерной В.П.* Зоны сапробности в загрязненных водоемах // Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем: Тез. докл. II Междунар. конф., 10—14 окт. 2011 г., г. Санкт-Петербург, РФ. — СПб., 2011. — С. 147.
  39. *Силаева А.А., Протасов А.А.* Биоиндикация качества среды по составу и структуре бентических группировок // Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем: Тез. докл. Междунар. конф., 23—27 окт. 2006 г., г. Санкт-Петербург, РФ. — СПб., 2006. — С. 137—138.
  40. *Скальская И.А.* Механизмы сукцессий зооперифитона // Биология внутр. вод. — 2000. — № 2. — С. 20—30.

41. Скальская И.А., Баканов А.И., Флеров Б.А. Сравнение трофической структуры перифитона и зообентоса верхневолжских водохранилищ // Там же. — 2006. — № 1. — С. 85—92.
42. Скальская И.А., Баканов А.И., Флеров Б.А. Экологические связи пресноводного зооперифитона и зообентоса и проблемы экотоксикологического биомониторинга // Физиология и токсикология пресноводных животных: Сб. статей. — Рыбинск, 2007. — С. 264—290.
43. Скальская И.А., Мыльникова Э.М. Зооперифитон как показатель сапробности водоема // Биоиндикация и биотестирование природных вод: Тез. докл. Всесоюз. конф., 30 сент.—4 окт. 1986 г., г. Ростов-на-Дону. — Ростов на/Д, 1986. — С. 37.
44. Слепухина Т.Д. Индикаторная роль зообентоса при изучении антропогенного евтрофирования глубоких озер // Там же. — С. 36.
45. Степанова Н.Ю. Интегральная оценка экологического риска функционированию равнинных водохранилищ / Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем: Тез. докл. II Междунар. конф., 10—14 окт. 2011 г., г. Санкт-Петербург, РФ. — СПб., 2011. — С. 158.
46. Тищиков Г.М. Опыт использования некоторых методов оценки степени загрязнения вод по составу донных животных в условиях Белорусской ССР // IV съезд Всесоюз. гидробиол. об-ва, 1—4 дек. 1981 г., г. Киев: Тез. докл. — Киев: Наук. думка, 1981. — Ч. 3. — С. 53—54.
47. Унифицированные методы исследования качества вод. Ч. 3. Методы биологического анализа. Приложение 2. Атлас сапробных организмов. — М.: Изд-во СЭВ, 1977. — 228 с.
48. Усенко О.М. Сравнительное изучение содержания фенолов и хинонов в фитомассе высших водных растений и среде их обитания // Гидробиол. журн. — 2012. — Т. 48, № 4. — С. 67—74.
49. Финогенова Н.П., Алимов А.Ф. Оценка степени загрязнения вод по составу донных животных // Методы биологического анализа пресных вод. — Л.: Зоол. ин-т АН СССР, 1976. — С. 95—106.
50. Чертопруг М.В. Модификация индекса сапробности Пантле-Букк для водоемов европейской части России // Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем: Сб. материалов Междунар. конф. — СПб: ЛЕМА, 2007. — С. 298—302.
51. Шахматова Р.А., Разгулов Ю.Н. Некоторые аспекты использования биоценозов донной фауны для оценки качества воды // Биоиндикация и биотестирование природных вод: Тез. докл. Всесоюз. конф., 30 сент. — 4 окт. 1986 г., г. Ростов-на-Дону. — Ростов на/Д, 1986. — С. 46.
52. Шуйский В.Ф., Жигульский В.А., Максимова Т.В., Царькова Н.С. Некоторые биоиндикационно значимые количественные закономерности реакции пресноводного макрозообентоса на техногенные воздействия // Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем: Тез. докл. II Междунар. конф., 10—14 окт. 2011 г., г. Санкт-Петербург, РФ. — СПб., 2011. — С. 197.
53. Щербина Г.Х. Таксономический состав и сапробиологическая значимость донных макробеспозвоночных различных пресноводных экосистем Северо-Запада России // Экология и морфология

- беспозвоночных континентальных вод. — Махачкала: Наука ДНЦ, 2010. — С. 426—466.
54. Яковенко В.О., Дворецкий А.И. Зообентос Дніпровського водосховища в умовах антропогенного пресу // Рибогосп. наука України. — 2010. — № 2. — С. 88—95.
55. Яковлев В.А. Структурные показатели пресноводного зообентоса как критерии диагностики антропогенных процессов в пресноводных экосистемах севера // Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем: Тез. докл. Междунар. конф., 23—27 окт. 2006 г., г. Санкт-Петербург, РФ. — СПб., 2006. — С. 170—171.
56. Яковлев В.А., Яковлева А.В. Индикаторные значения сапробности инвазионных видов беспозвоночных Куйбышевского водохранилища // Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем: Тез. докл. II Междунар. конф., 10—14 окт. 2011 г., г. Санкт-Петербург, РФ. — СПб., 2011. — С. 205.
57. Янева И. Изменения на сапробиологичното състояние на р. Вит, установети въз основа на зообентосни и хидрохимични индикаторни параметри // Хидробиология. — 1979. — № 9. — С. 74—87.
58. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy // Official J. of the European Communities. — 2000. — L. 327. — 72 p.
59. Goodnight C.J., Whitley L.S. Oligochaetes as indicator of pollution // Proc. 15th Annual Ind. Waste Conf. Purdue Univ. Ext. Ser. — 1961. — Vol. 106. — P. 139—142.
60. Hynes H.B.N. The biology of polluted waters. — Liverpool, 1960. — 202 p.
61. Kolkwitz R., Marsson M. Okologie der tierischen Saprobien. Beitrage zur Lehre von der biologische Gewasserbeurteilung // Intern. Rev. Hydrobiol. — 1909. — Vol. 2. — P. 126—152.
62. Kuhlmann M.L., Truzzi A.C., Johnscher-Fornasaro G. The benthos community of the Billings Reservoir (São Paulo, Brazil) and its use in environmental quality assessment: Pap. 26th Congress, São Paulo, 1995 // Verh. Intern. Ver. Theor. und Angew. Limnol. — 1998. — Vol. 26, N 4. — P. 2083—2087.
63. Lyashenko A.V., Meteletskaia Z.G. Saprobiological characterization of water quality in the Sasyk reservoir based on the analysis of macrozoobenthos // Hydrobiol. J. — 1999. — Vol. 35, N 1. — P. 122—129.
64. Lyashenko A.V., Zorina-Sakharova Ye.Ye. Biological indication of the water quality of the Kiliya Danube delta by aquatic invertebrates fauna // Ibid. — 2012. — Vol. 48, N 6. — P. 51—72.
65. Nalepa T.F., Thomas N.A. Distribution of macrobenthic species in Lake Ontario in relation to sources of pollution and sediment parameters // J. Great. Lakes Res. — 1976. — Vol. 2, N. 1. — P. 150—163.
66. Pantle R., Buck H. Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse // Gas und Wasserfach. — 1955. — Bd. 96, N 18. — 604 s.

67. *Pligin Yu.V.* Long-term changes in the composition and in the quantitative indices of the development of macrozoobenthos of the Kiev reservoir // *Hydrobiol. J.* — 2009. — Vol. 45, N 1. — P. 16—31.
68. *Rosas I., Mazari M., Saavedra J., Báez A.P.* Benthic organisms as indicators of water quality in Lake Patzcuaro, Mexico // *Water, Air, and Soil Pollut.* — 1985. — Vol. 25, N 4. — P. 401—414.
69. *Schreiber I.* Biologische Gewässergütebeurteilung der Mettma anhand des Makrobenthos: Methodenvergleich // *Arch. Hydrobiol.* — 1975. — Suppl. 47, N 4. — P. 432—457.
70. *Shcherbak V.I., Yakushin V.M., Zadorozhnaya A.M. et al.* Seasonal and interannual dynamics of phytoplankton, phytomicroepiphyton, and nutrients content in the river section of the Kanev reservoir // *Hydrobiol. J.* — 2016. — Vol. 52, N 1. — P. 49—61.
71. *Walz N., Brauns M., Garcia X.-F., Pusch M.T.* Bioindication by littoral macroinvertebrates: which factors do they indicate? // *Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем: Тез. докл. Междунар. конф., 23—27 окт. 2006 г., г. Санкт-Петербург, РФ.* — СПб., 2006. — С. 26—27.
72. *Wiederholm T.* Bottom fauna as an indicator of water quality in Sweden's large lakes (Lakes Mälaren and Vättern) // *AMBIO.* — 1973. — Vol. 2, N 4. — P. 107—110.
73. *Woodwise F.S.* The biological system of stream classification used by the Trent River Board // *Chem. and Ind.* — 1964. — Vol. 11. — P. 443—447.