

УДК 574.5 (591.524.12 : 602.64) (285.2)

**О. В. Пашкова**

**ЗООПЛАНКТОН КАК ИНДИКАТОР  
ОРГАНИЧЕСКОГО И ТОКСИЧЕСКОГО  
ЗАГРЯЗНЕНИЯ И ЭКОЛОГИЧЕСКОГО  
СОСТОЯНИЯ ГИДРОЭКОСИСТЕМ (ОБЗОР)**

На основе анализа отечественных и зарубежных литературных источников по исследованию водоемов разного типа (в частности, больших и малых озер, рек и водохранилищ Украины, России, Белоруссии и стран Балтии) освещены современные представления о месте зоопланктона в системе биоиндикации органического и токсического загрязнения и экологического состояния гидроэкосистем.

***Ключевые слова:** зоопланктон, биоиндикация, водоемы, органическое и токсическое загрязнение, экологическое состояние, индекс сапробности, метрика.*

Цель биоиндикации как метода мониторинга (системы длительных наблюдений) и одного из направлений контроля за качеством природных вод — получить адекватную информацию о характере и степени антропогенного загрязнения, а также о состоянии водных экосистем на основе структурных и функциональных характеристик популяций и сообществ гидробионтов. Преимущество биологических методов контроля состоит в том, что с их помощью, то есть по составу флоры и фауны, можно дать интегрированную оценку сложившейся в водоеме под влиянием всей совокупности внешних факторов (в том числе загрязняющих веществ) экологической ситуации без многочисленных лабораторных анализов воды и грунта [14, 15, 17, 55, 67].

Водная рамочная директива 2000/60/ЕС Европейского парламента и Совета Европейского Союза также делает ударение на необходимости проведения комплексной экологической стандартизированной оценки состояния поверхностных вод, то есть такой, которая базируется на результатах исследования не только гидроморфологических и физико-химических, но и биологических элементов качества, иначе говоря, как абиотических, так и биотических факторов среды [10, 47].

Первым шагом в этом направлении был биологический анализ качества воды с помощью метода, который базировался на принципе использования

© О. В. Пашкова, 2012

видов-индикаторов, считающихся приуроченными к определенным концентрациям загрязняющих веществ. Лучше всего разработанной является система оценки степени сапробности воды, то есть загрязнения органическими веществами, для чего рассчитываются соответствующие индексы. Наиболее употребляемыми из них являются индексы сапробности Зелинки — Марвана, Кольквитца — Марссона и Пантле — Букк. В свое время они применялись очень широко, хотя уже с самого начала было известно, что они дают только «грубую оценку» и могут служить лишь вспомогательным средством [29]. Это понятно, поскольку видовой состав сообществ формируется в условиях влияния огромного количества факторов, а не только зависит от органического загрязнения.

Особенно неточными и непоказательными всегда считались индексы сапробности по зоопланктону [31, 44, 57]. Основной причиной этого является то, что, согласно отечественным и зарубежным общепринятым спискам видов-индикаторов, очень многие зоопланктоны считаются приуроченными к бета-мезосапробной зоне и якобы только некоторые из них отдают предпочтение воде более низкой или высокой сапробности [30]. На самом же деле большинство планктонных беспозвоночных является эврибионтами с широкой экологической валентностью. Поэтому довольно часто результаты анализа качества воды по индексам сапробности зоопланктона являются несколько завышенными, по сравнению с данными, полученными другими методами, в частности гидрохимическими и микробиологическими.

Чтобы совсем не отказываться от этого метода биологического анализа, было сделано несколько более или менее удачных попыток усовершенствовать его. Например, для индекса Пантле — Букк предложено самостоятельно определять индивидуальную сапробность (индикаторную значимость) видов-индикаторов (что довольно трудоемко) для конкретного физико-географического региона или климатической зоны и определенного типа водоемов, ибо западноевропейские списки подходят не для всех местностей [3]. Кроме того, при расчетах вместо субъективного показателя относительной частоты встречаемости можно применять вполне объективную величину фактической численности вида [14]. Наконец, существует упрощенный (но очень действенный) вариант этого индекса, когда берутся величины индивидуальной сапробности только первых двух (или даже одного) видов-доминантов, поскольку только по самым массовым видам сообщества можно реально диагностировать качество воды, в то время как учет малочисленных и единично представленных видов только «смазывает» общую картину [13]. Также в последнее время создан украинский вариант списка индикаторных видов разных групп гидробионтов, в том числе и зоопланктонов [39]. Все это дало возможность включить индекс сапробности по зоопланктону в известную «Методику» [49].

В связи с несовершенством метода видов-индикаторов почти параллельно с ним появился еще один, который исходил из понятия сообщества-индикатора и основывался на результатах всестороннего исследования состава и структуры растительных и животных сообществ [57]. Этот биологический метод индикации оказался намного более надежным и успешным, чем предыдущий, что сделало его чрезвычайно популярным и распространенным,

особенно на протяжении последних десятилетий [5]. Сейчас основными направлениями работы в этой сфере является поиск новых подходов и более информативных и репрезентативных критериев (показателей), которые бы адекватно отображали тип и интенсивность антропогенной нагрузки на водные объекты и позволяли обнаружить даже небольшие нарушения в гидроэкосистемах. С этой целью в качестве объектов-биоиндикаторов апробируются, с одной стороны, разные компоненты биоты, а с другой — их разнообразные характеристики.

Целью работы было на основании обработки ряда отечественных и зарубежных литературных источников, посвященных исследованию водоемов разного типа (в частности, больших и малых озер, рек и водохранилищ Украины, России, Белоруссии и стран Балтии), и собственного опыта, осветить современные представления о месте зоопланктона в системе биоиндикации органического и токсического загрязнения природных вод и экологического состояния гидроэкосистем.

Как известно, в качестве биоиндикатора может быть использовано биотическое сообщество, которое имеет такие характерные черты [52]:

- высокое таксономическое и экологическое разнообразие,
- легкость в определении таксономической принадлежности,
- наличие достаточных сведений об экологии,
- большая численность,
- широкое распространение,
- функциональная важность,
- тесная связь с факторами среды.

В процессе биоиндикации водные объекты или их участки оцениваются и классифицируются на основании сравнения между собой их метрик. Метрика — это характеристика биоты (ее компонента — конкретного сообщества), которая изменяется определенным прогнозируемым образом с увеличением антропогенной нагрузки на водоем. Метриками могут служить любые абсолютные и относительные показатели, которые удовлетворяют двум основным требованиям — иметь низкую вариабельность в пределах нормы и высокую экологическую точность реакции на изменение факторов среды (чувствительность к нарушениям). В частности, величина коэффициента вариации для метрик на конкретной станции на протяжении достаточно длительного периода должна быть минимальной, в то время как для нескольких сравниваемых станций с разным уровнем загрязнения (в один и тот же момент) — максимальной. Очень важным при этом является определение порогового (критического) значения метрики, после достижения которого можно говорить об ухудшении экологических условий [52].

При проведении биоиндикации недостаточно получить репрезентативные материалы, необходимо также правильно их интерпретировать. Для этого нужно уметь отличать природные (естественные) явления и перестройки в популяциях, ценозах и биоценозах от трансформаций, которые происходят в них в результате антропогенного воздействия. Разграничение природной и антропогенной составляющих в динамике разных компонентов биоты невозможно без знания диапазона их собственной изменчивости, который определяется, во-первых, варьированием множества влияющих на них абиотических и биотических факторов внешней среды (в частности, климатических условий), а во-вторых — сложными внутриценотическими процессами [23, 25, 28, 40, 55].

Ранее некоторыми исследователями использование зоопланктона, представляющего собой «подвижного в подвижном», в качестве индикаторного сообщества для диагностики загрязнений считалось бесперспективным, в отличие от связанных с субстратом «сидячих» зообентоса и зооперифитона [2, 15]. Это негативное мнение нашло свое отражение в том, что в Водной рамочной директиве зоопланктон как «биологический элемент качества» вообще не задействован [10].

Другие же полагают, что зоопланктон в достаточной степени обладает необходимыми для биоиндикатора свойствами и такое отношение к нему несправедливо. Особенно существенна индикаторная роль этого сообщества в больших, глубоких, с медленным течением или стоячих водоемах (равнинных реках, водохранилищах и озерах). Это обусловлено тем, что в таких водоемах водная толща стратифицирована и составить представление о состоянии ее поверхностных и срединных слоев можно только по населяющему их богатому зоопланктону, ибо по бентосу можно судить только о придонных слоях, где скапливаются загрязняющие вещества и часто складывается неблагоприятный газовый режим. В то же время в неглубоких быстротекущих водотоках (горных реках), в которых вода вследствие перемешивания почти однородна от поверхности до дна, значение зоопланктона (который здесь к тому же очень беден) как биоиндикатора, в отличие от бентоса и перифитона, невелико [14, 29].

Поэтому для эффективного использования зоопланктона в биоиндикации нужно хорошо знать некоторые особенности и тонкости этого подхода. Так, хорошие результаты дает применение параметров этого сообщества в пространственном аспекте, то есть при одновременных наблюдениях на разных водоемах или их частях. Вместе с тем, если в стоячих водоемах зоопланктон достаточно чувствителен к воздействию различных загрязняющих веществ, то в проточных его реакция гораздо слабее [19, 40, 59]. Это связано с тем, что при заметной скорости течения происходит быстрое очищение планктонной подсистемы от загрязненных сбросов (объем которых по сравнению с общей водной массой как правило невелик) в результате разбавления их постоянно поступающей сверху чистой водой, турбулентного перемешивания с нижними слоями воды и сноса течением [7].

Например, в мезотрофных, мезо-евтрофных и евтрофных озерах Шацкой группы результаты определения качества вод с помощью структурных

характеристик зоопланктона полностью совпали с оценкой, которая была произведена по ряду других гидрологических, гидрохимических и гидробиологических показателей (прозрачности, минерализации, содержанию биогенных соединений, количеству бактерио- и фитопланктона). В то же время на станциях речной части Каневского водохранилища в районе сбросов Бортничской станции аэрации (где очищаются промышленно-коммунальные стоки г. Киева), различающихся по степени антропогенного загрязнения, зоопланктон засвидетельствовал про почти одинаковое качество воды выше, против и ниже сбросов. По другим же показателям вода в месте сбросов, по сравнению с местом выше них, ухудшилась на несколько разрядов [40].

Гораздо более сложным является использование индикаторных возможностей зоопланктона во временном аспекте, то есть при сравнении современного состояния водного объекта с его состоянием в прошлом. Это объясняется тем, что и качественным, и количественным, и структурным характеристикам этого сообщества свойственны существенные колебания не только из года в год, но часто и на протяжении одного сезона, причем в водоемах любого типа [2, 7, 42].

### ***Биоиндикация органического загрязнения***

В последнее время, наконец, пришло понимание того, что большинство реакций биотических сообществ на трофное и сапробное загрязнение, с одной стороны, и на токсическое — с другой, абсолютно разные, и поэтому их нужно хорошо различать и говорить о них отдельно [3, 6, 19]. Потому что, если с точки зрения человека как водопотребителя обе разновидности загрязнения портят воду, то почти для всех обитателей водоемов органические вещества необходимы в качестве источника питания, в отличие от губительно действующих на них ядовитых веществ. Другими словами, если качество воды как ресурса для человека ухудшается в обоих случаях, то качество водной среды как местообитания для гидробионтов — только во втором.

В ответ на повышение уровня трофности и сапробности водного объекта, то есть на увеличение в воде концентрации органических веществ и биогенных элементов, в структурной организации зоопланктона наступает целый ряд качественных и количественных перестроек. Перед тем, как перейти к непосредственному описанию этих перестроек, следует подчеркнуть, что в отношении некоторых показателей в литературе встречаются противоположные взгляды. В данной же работе приведены те варианты, которых придерживается подавляющее большинство авторов.

Поскольку органическое вещество в своих разнообразных формах является одним из самых главных ресурсов водных экосистем — объектом питания — для всех гетеротрофных организмов и многих автотрофных и миксотрофных, которые в свою очередь являются пищей для первых [17], то основными реакциями зоопланктона на возрастание содержания органических веществ являются увеличение общего количества видов, количественного развития, а также размеров половозрелых особей (табл. 1). По другим

1. Метрики зоопланктона в биоиндикации евтрофикации водоемов

Метрики	Реакция на евтрофикацию	Ссылки
1. Общее количество видов	Сначала увеличение, потом уменьшение	[17, 40, 41, 56]
2. Количество видов-индикаторов евтрофных вод (в частности, среди доминантов)	Увеличение	[16, 27, 33, 34, 40, 43, 53, 65]
3. 1-й коэффициент трофии E/O	Увеличение	[1, 2, 12, 26, 33, 66]
4. 2-й коэффициент трофии E	Увеличение	
5. Количество доминирующих видов	Уменьшение	[1, 2, 11, 12, 16, 26, 46, 59]
6. Доли первых видов-доминантов в биомассе	Увеличение	
7. Количество видов рода <i>Brachionus</i> / <i>Trichocerca</i>	Увеличение	[2]
8. Количественное развитие	Увеличение	[1, 2, 11, 12, 17, 22, 24, 27, 33, 37, 40, 41, 43, 46, 53, 54, 56, 59, 62, 65, 73]
9. Rotatoria / общее количество	Увеличение	[1, 2, 12, 16, 22, 24, 26, 40, 41, 43, 54, 61—63, 65, 69, 71]
10. Cladocera / общее количество	Увеличение	
11. Copepoda / общее количество	Уменьшение	
12. Crustacea / Rotatoria	Уменьшение	[1, 2, 11, 12, 16, 24, 26, 40, 43, 61, 64, 65, 71, 72]
13. Cladocera / Copepoda	Увеличение	
14. Calanoida / Cyclopoida	Уменьшение	
15. Хищные / мирные	Уменьшение	[1, 2, 27, 43]
16. Индекс Шеннона	Сначала увеличение, потом уменьшение	[1, 2, 17, 34, 45, 56]
17. Средняя индивидуальная масса	Уменьшение	[1, 2, 16, 24, 26, 27, 34, 64, 68]
18. Размеры половозрелых особей	Увеличение	
19. Летняя / зимняя биомасса	Увеличение	[1, 2, 25]

данным, обогащение этого сообщества происходит до тех пор, пока лимитирующим не станет еще один очень важный ресурс — кислород, динамика содержания которого имеет направленность, противоположную динамике количества органических веществ. Чаще всего своеобразным оптимумом для гидроекосистемы является бета-мезосапробная зона, характеризующаяся максимальным количеством экологических ниш [17].

Первый из этих показателей некоторыми исследователями не считается достаточно информативным, что обусловлено тем, что очень часто общие списки видов являются неполными из-за недостаточной изученности зоопланктона того или иного водоема и из-за того, что в списки включаются таксоны разного ранга (от родов до типов), если их представителей трудно определить до вида [1, 2].

По мнению большинства отечественных и зарубежных ученых, наиболее адекватными и репрезентативными гидробиологическими индикаторными критериями являются общие численность и биомасса зоопланктона, которые с повышением уровня трофо-сапробности водного объекта увеличиваются в определенной пропорции. Например, на основе богатого фактического материала установлены конкретные пределы колебаний количества зоопланктона в разнотипных пресных водоемах Украины [37] (табл. 2). В озерах России зарегистрированы подобные средние летние величины биомассы: в олиготрофных —  $< 0,5-1,0$ , в мезотрофных —  $1,0-4,0$ , в евтрофных —  $4,0-16,0$ , в гиперевтрофных —  $> 16,0$  г/м<sup>3</sup> [2].

С возрастанием содержания органических веществ в воде как в сообществе в целом, так и в доминирующем комплексе видов увеличивается количество индикаторов евтрофных вод, а вместе с этим увеличиваются и 1-й и 2-й коэффициенты (индексы, показатели) трофии — соответственно с 0,5 до 5,0 и с 0,2 до 4,0 [1]. Первый из них —  $E/O$ , где  $E$  — количество евтрофных и  $O$  — олиготрофных видов. Другой —  $E$  — рассчитывается по формуле  $Rot. \times (x + 1) / (Cl. + Cop.) \times (y + 1)$ , где  $Rot.$ ,  $Cl.$  и  $Cop.$  — количество видов коловраток, ветвистоусых и веслоногих ракообразных,  $x$  — количество мезо-евтрофных,  $y$  — олиго-мезотрофных видов.

Также увеличивается отношение количества видов рода *Brachionus*, которые являются индикаторами бета-, бета—альфа- и альфа-мезосапробной зон, к олигосапробным и олиго—бета-мезосапробным видам рода *Trichocerca* [39].

С повышением трофо-сапробности водного объекта в зоопланктоне изменяются процентные соотношения систематических и трофических групп (по разным данным — и по количеству видов, и по численности, и по биомассе). В общей величине численности и биомассы увеличиваются доли коловраток и ветвистоусых ракообразных, для которых улучшаются условия существования, поскольку подавляющее большинство из них по способу питания являются фильтраторами, собирателями и вертикаторами, которые поедают детрит, бактерий и водоросли. В то же время количество являющихся активными хватателями веслоногих уменьшается. Также уменьшаются отношения количества ракообразных (всех) к коловраткам (с 27-и до 8-и)

2. Категории качества вод по некоторым классификационным критериям (по [37, 49])

Критерии	Категории качества вод						
	1	2	3	4	5	6	7
Состояние	Отличное	Очень хорошее	Хорошее	Удовлетворительное	Посредственное	Плохое	Очень плохое
Степень чистоты	Очень чистые	Чистые	Достаточно чистые	Слабо загрязненные	Умеренно загрязненные	Грязные	Очень грязные
Трофность	Олиготрофные—олиго-мезотрофные	Мезотрофные	Мезо-евтрофные	Евтрофные	Ев-политрофные	Политрофные	Гипертрофные
Сапробность	$\beta$ -олигосапробные	$\alpha$ -олигосапробные	$\beta'$ -мезосапробные	$\beta''$ -мезосапробные	$\alpha'$ -мезосапробные	$\alpha''$ -мезосапробные	Полисапробные
S	< 1,0	1,0—1,5	1,6—2,0	2,1—2,5	2,6—3,0	3,1—3,5	> 3,5
Развитие зоопланктона	Очень низкое	Низкое	Ниже среднего	Среднее	Выше среднего	Высокое	Очень высокое
Численность, тыс. экз/м <sup>3</sup>	< 5	5—50	51—250	251—500	501—1000	1001—2500	> 2500
Биомасса, г/м <sup>3</sup>	< 0,3	0,3—1,0	1,1—5,0	5,1—10,0	10,1—20,0	20,1—30,0	> 30,0

П р и м е ч а н и е. S — индекс сапробности Пантле — Букк.



и каланоид к циклопоидам, а отношение ветвистоусых к веслоногим — увеличивается [1]. Большое количество каланоид (сочетающих грубую фильтрацию с захватом) в чистых водах объясняется их способностью потреблять крупные пищевые частицы при низкой концентрации (1 тыс. кл/мл), в то время как ветвистоусые (тонкие фильтраторы) нуждаются в мелких частицах с высокой концентрацией (1млн. кл/м) [24]. Вслед за этими изменениями уменьшается соотношение представителей третьего и второго трофических уровней — хищных и мирных консументов — от 38/1 до 20/1 [1].

Критерием уровня трофности водного объекта может служить также информационное, или общее, разнообразие (индекс Шеннона). Но если зависимость количественных характеристик зоопланктона от величины органического загрязнения является прямолинейной, то в случае индекса Шеннона (как и количества видов) она криволинейна, а именно унимодальна, и при ней этот показатель имеет один максимум, который приходится на средние (мезо-) классы трофии, и два минимума — на низших (олиго-) и высших (поли-) классах. Иначе говоря, при среднем трофическом статусе водоема зоопланктонное сообщество (если опираться на индекс Шеннона) будет иметь самую сложную мезо- или полидоминантную структуру с присущими ей высоким информационным разнообразием и низкой концентрацией доминирования [45].

Хотя по некоторым другим данным, по таким характеристикам, как количество доминирующих видов зоопланктона (которое уменьшается) и доли первых видов-доминантов в общей биомассе (которые увеличиваются), при евтрофикации происходит упрощение количественной структуры сообщества, а именно превращение его из мезо- или полимиксного (-доминантного) в олигомиксное. В экстремальных же экологических условиях — в гипертрофных, кислых и полигуменных водоемах — может наблюдаться даже доминирование только одного вида [1].

В связи с увеличением относительного количества мелкоразмерных коловраток и молоди ракообразных в загрязненных органическими веществами водоемах уменьшается средняя индивидуальная масса зоопланктонов, которую получают при делении общей биомассы на общую численность сообщества (не путать с размерами половозрелых особей, которые увеличиваются). Так, в озерах России и Белоруссии зафиксировано уменьшение соответственно с 0,018 до 0,006 [1] и с 0,025 до 0,005 мг/м<sup>3</sup> [24].

В зависимости от трофического уровня ход сезонной динамики зоопланктона, которая, кроме климатических факторов, обуславливается также сроками и способами размножения массовых видов, может быть разным. В чистых водах, где доминируют веслоногие ракообразные с половым размножением и длинным жизненным циклом, количественные показатели в течение вегетационного периода имеют два летних пика, в загрязненных же водах, где лидируют партеногенетические короткоциклового ветвистоусые и коловратки, этих пиков может быть несколько, но общий результирующий летний пик — только один [1].

Важным показателем повышения трофности может быть и отношение величины средней летней биомассы зоопланктона к зимней, которое для олиготрофных водоемов составляет 4, для мезотрофных — 13 и для евтрофных — 112, то есть диапазон внутригодовых изменений биомассы при переходе на следующий трофический уровень увеличивается на порядок [1].

### *Биоиндикация токсического загрязнения*

В отличие от органического загрязнения, поступление в водоем токсических веществ почти всегда оказывает на экосистему резко негативное, стрессовое влияние, приводящее к ухудшению ее состояния, иначе говоря, к отклонению от оптимального и переходу к экстремальному экологическому состоянию. Процесс экстремизации можно представить противоположным процессу экологической сукцессии, конечным результатом которой являются терминальные сложноорганизованные стабильные сообщества [19]. Поэтому следствием экстремизации может быть только деградация (пессимизация). При этом большинство откликов зоопланктона на токсификацию будут противоположными таковым на евтрофикацию и только некоторые будут такими же.

С появлением в воде ядовитых веществ уменьшаются общее количество видов зоопланктона и его количественное развитие. Уменьшение видового богатства происходит главным образом за счет специализированных стенобионтных эндемичных и реликтовых видов, а также видов с особыми большим размером и длинным жизненным циклом. В то же время количество универсальных эврибионтных видов-космополитов, а также видов мелко-размерных и короткоциклового увеличивается [8, 17, 32, 59, 70]. Одним из следствий этого является уменьшение средней индивидуальной массы особей, а мелкие зоопланктонты, как известно, обладают большой скоростью метаболизма и высоким репродуктивным потенциалом, обеспечивая тем самым ускоренный оборот вещества и энергии в экосистеме [32, 60].

При токсификации немалые изменения происходят и в количественной структуре. Среди таксономических групп доминирование переходит от ветвистоусых ракообразных к более резистентным к наличию токсикантов коловраткам и веслоногим. Коловратки могут переносить такое загрязнение благодаря высоким темпам размножения и способности откладывать латентные яйца, хорошо защищенные толстыми оболочками от неблагоприятных влияний. Из веслоногих особой устойчивостью к действию ядов характеризуются циклопоиды благодаря наличию у них плотного хитинового покрова, хищному питанию и половому размножению. В отличие от этих групп более уязвимыми являются ветвистоусые и каланоиды с фильтрационным способом питания, которые могут быстро и в больших количествах поглощать и накапливать растворенные и взвешенные ядовитые вещества [7, 60]. Вследствие этого среди трофических групп вместо мирных начинают лидировать всеядные и хищные консументы [18].

Как и в других экстремальных экологических условиях при токсическом загрязнении уменьшается информационное разнообразие (индекс Шеннона) и упрощается количественная структура сообщества.

## 3. Метрики зоопланктона в биоиндикации токсификации водоемов

Метрики	Реакция на токсификацию	Ссылки
1. Общее количество видов	Уменьшение	[2, 6, 8, 9, 12, 18, 19, 22, 32, 44, 51, 57, 59, 60]
2. Количество доминирующих видов	Уменьшение	[2, 6, 12, 44, 57, 59, 60]
3. Доли первых видов-доминантов в биомассе	Увеличение	
4. Количественное развитие	Уменьшение	[2, 4, 6, 7, 12, 18, 19, 21, 22, 32, 44, 51, 60]
5. Rotatoria / общее количество	Увеличение	[6, 7, 9, 12, 18, 21, 22, 32, 44, 51, 58—60]
6. Cladocera / общее количество	Уменьшение	
7. Copepoda / общее количество	Увеличение	
8. Calanoida / Cyclopoida	Уменьшение	[7—9, 22]
9. Хищные / общее количество	Увеличение	[7, 18, 44, 59, 60]
10. Всеядные / общее количество	Увеличение	
11. Мирные / общее количество	Уменьшение	
12. Индекс Шеннона	Уменьшение	[4, 8, 12, 18, 19, 58, 60, 74]
13. Средняя индивидуальная масса	Уменьшение	[12, 59, 60]
14. Количество уродливых и мертвых особей	Увеличение	[2, 7, 22, 32, 60]

В процессе токсификации значительно снижаются темпы воспроизводства зоопланктона за счет уменьшения плодовитости и скорости продукционных процессов — суточные *P/V*-коэффициенты уменьшаются в среднем с 0,22 до 0,14. Вдобавок большая часть особо чувствительной к вредному влиянию молоди погибает, абортируется или рождается уродливой [18, 60].

Таким образом, с учетом ряда особенностей, зоопланктон может успешно использоваться в качестве индикаторного сообщества для оценки загрязнений разного рода для решения многих теоретических и прикладных проблем гидробиологии — типизации водоемов, диагностического мониторинга и экологического прогнозирования [1].

### *Биоиндикация экологического состояния водных экосистем*

Определение экологического состояния гидроэкосистем представляет собой не что иное, как оценку их качества в биосферном аспекте, то есть как составных элементов, «кирпичиков» биосферы, в которых среда обитания должна в большей или меньшей степени соответствовать потребностям населяющих их живых организмов. При этом само «экологическое состояние» как понятие представляет собой набор абиотических и биотических характеристик экосистем определенных водных объектов [28, 50], или, по другому определению, экологическое качество структуры и функционирования водных экосистем [10]. При оценке по самой простой двухбалльной системе оно может быть нормальным или аномальным (патологическим), «хорошим» или «плохим», благополучным или неблагополучным [19, 28].

В сфере диагностики экологического состояния экосистем во все времена было два сложнейших вопроса: о способе его индикации и о соответствующих объективных критериях. Ранее довольно часто это делали с помощью одной из разработанных на Украине методик (первой) [49], согласно которой через качество воды можно адекватно, хотя и опосредованно, отразить качество среды [5] и по которой состояние олиготрофных вод признается «отличным», а евтрофных — «удовлетворительным» (см. табл. 1). Но хотя многими понятие «качество среды» считается идентичным понятию «состояние экосистемы» [28], при таком подходе не полностью учитывается реальное состояние живых компонентов гидроэкосистемы — населения водоема.

Задолго до появления известной Директивы [10] ее основные положения уже были изложены в работах советских и зарубежных гидробиологов, хотя и в собственной интерпретации. Так, было определено, что «представление о том, каким должен быть тот или иной водоем» и решение о его «биосферном статусе» (экологическом состоянии) может быть сформировано на основании сравнения его с «исходным природным состоянием» [19, 20]. Уже тогда говорилось о двух возможных путях оценки состояния водоема: с помощью умозрительных экспертных оценок и в результате нахождения реального «эталона сравнения, экологического репера».

Первый путь состоит в «формулировке оптимума состояния данной гидроэкосистемы» и в установлении, насколько она отклоняется (деградирует, пессимизируется, экстремизируется) от этого оптимума при негативном антропогенном воздействии [19, 20]. Трудность состояла в разном понимании «желательного биосферного статуса», или оптимального экологического (биоценологического) состояния. Так, одни исследователи полагали, что определить, насколько «хорошо или плохо чувствует себя» экосистема, невозможно, потому что она не умирает, а только меняет свой облик (например, при превращении озера в болото), сохраняя при этом свою основную функцию биологического продуцирования [28]. Другие же считали, что отличить «хорошую», «здоровую» экосистему от «плохой» несложно. Для этого было предложено представить, что то гармоничное кульминационное состояние, к которому приходит экосистема в процессе естественной эволюции — экологической сукцессии — и есть искомый экологический оптимум. Такая гидроэкосистема многокомпонентна, сложноорганизована и высо-

копродуктивна и характеризуется стабильностью и сбалансированностью, что на энергетическом уровне проявляется в том, что на единицу потока энергии приходится наибольшая биомасса и максимальное количество позитивных межпопуляционных связей [19, 35].

Приведем еще несколько определений здоровой в экологическом смысле экосистемы (цит. по [52]). «Экологическая система здорова ..., если она стабильна и устойчива, то есть ... активна и способна поддерживать свою организацию и автономию в течение времени и устойчива к стрессу» (Haskell et al., 1991). «Здоровье — ... процветающее состояние, благосостояние и жизнеспособность» (Karr, 1996). «Экосистема, которая является жизнеспособной и упругой, поддерживая экологическую структуру и функционирование в течение времени» (Meurer, 1997).

Второй путь индикации состояния водоема состоит в поиске «эталона сравнения». «Здоровье реки означает степень сходства с эталонной рекой того же типа, особенно в терминах биологического разнообразия и экологического функционирования» [75]. Но сделать это очень непросто, особенно в пространстве, во-первых, потому что в наше время не затронутых человеческой деятельностью экосистем практически нет, а во-вторых, из-за того, что подавляющее большинство водоемов уникально ибо разнотипно по географическому положению, морфологическим и гидрологическим особенностям и т. д. и поэтому несравнимо. Более доступен способ нахождения эталона во времени — при многолетних исследованиях, при наличии ретроспективных, а также архивных данных для обнаружения основных тенденций в изменении гидроекосистем [19, 20]. При этом очень важно различать естественные изменения сукцессионного и флуктуационного характера и изменения, возникшие в условиях антропогенного влияния, что можно сделать, определив скорость происходящих экосистемных процессов — «любые изменения, наблюдаемые в ... короткие промежутки времени, следует считать ... ненормальными». Так, если естественная (первичная) сукцессия может длиться сотни лет, то антропогенная (вторичная) — всего лишь годы или десятилетия [28].

Результатом плодотворного труда украинских ученых стала еще одна (вторая), могущая считаться новаторской, методика по оценке экологического состояния природных вод [50]. Ее главным достижением стала разработка и учреждение нового понятия — экологического норматива качества поверхностных вод, соответствующего существующей в Европе и США природоохранной норме (регламенту) целевого (прогнозного) состояния [5, 50]. Экологический норматив по сути является экологическим стандартом и представляет собой научно обоснованный уровень качества вод для конкретного водного объекта, при котором его гидроекосистема будет находиться в оптимальных, равновесных условиях функционирования, иначе говоря, в состоянии своего экологического благополучия, несмотря на действие различных факторов, как антропогенных, так и природных. Этот обязательный уровень качества вод теоретически должен соответствовать таковому при природном, исходном состоянии водоема [47, 48].

При этом экологический норматив может быть не только оптимальным, то есть наилучшим для водоема (и тем самым наиболее желательным при природоохранной деятельности), но и допустимым, отражающим неизбежные отклонения в сторону ухудшения в силу естественной изменчивости при условии, что они временны и при этом экосистеме не наносится сколько-нибудь серьезный ущерб. При этом первый вариант норматива соответствует средним, или модальным, величинам различных показателей (гидрофизических, гидрохимических, гидробиологических) качества вод в диапазоне их обычной изменчивости, а второй — их граничным значениям. Тем самым признается, что экологически благополучным может быть в равной степени и олиготрофный, и евтрофный водоем, если состав и свойства их вод таковы, как при начальном статусе этих водных объектов [47, 48, 50]. Следовательно, нужно обязательно учитывать, является ли настоящее состояние водной экосистемы следствием пессимальности условий существования или связано с антропогенным стрессом, то есть результатом какого типа сукцессии оно является — первичной (эндогенной) или вторичной (экзогенной) [19]. Иначе говоря, «болото как экосистема», если оно природное, а не следствие вмешательства человека, ничуть не «хуже озера» [28].

Было принято, что установление экологических нормативов по отдельным показателям качества вод и для конкретных водных объектов должно производиться высококвалифицированными специалистами-гидроэкологами профильных научно-исследовательских организаций на основании ретроспективных исходных данных (при условии их репрезентативности и систематизированности) за периоды, когда эти водные объекты находились в натуральном экологическом состоянии, то есть в условиях отсутствия или при наличии слабого влияния на них человеческой деятельности [50]. Главным инструментом определения нормативов является экологическая классификация качества поверхностных вод [49, 50].

Дальнейшее использование нормативов состоит в их сравнении с современными показателями качества вод и установлении разницы между ними в абсолютных (по значениям показателей) и относительных (в категориях качества) величинах. После этого по этой разнице можно сделать вывод об экологическом благополучии или неблагополучии исследуемого водоема и наметить водоохранные мероприятия, направленные на достижение или сохранение его нужного состояния [48, 50]. К большому сожалению, разработчиками этой методики не были установлены пределы отклонений показателей качества вод от соответствующих нормативов для осуществления количественной оценки экологического статуса водного объекта в каждом конкретном случае. Возможно, когда-нибудь эта работа будет сделана.

Например, работа по установлению экологических нормативов и определению экологического благополучия была проделана для р. Роси (правый приток Днепра) и ряда озер Шацкой группы. В первом случае было зарегистрировано превышение нормативов на 1,0—4,0 категории по подавляющему большинству трофо-сапробиологических показателей качества вод и показателей содержания токсических веществ, вследствие чего был сделан вывод о неблагополучном состоянии экосистемы р. Роси [38].

Во втором случае нормативы совсем не превышались по большинству показателей солевого состава и трофо-сапробности, а по немногим из них превышались незначительно (на 0,5—2,0 категории), что позволило состоянием экосистем Шацких озер по этим критериям оценить как удовлетворительное. В то же время ситуация по содержанию в воде специфических токсических веществ была признана неблагоприятной, поскольку превышение установленных нормативов по ним составляло до 5,0 категорий [36].

Окончательная оконтуривание проблемы определения экологического статуса поверхностных водных объектов было произведено широко используемой в наше время в странах Европейского Союза Водной рамочной директивой (положения которой во многом совпадают с изложенным ранее) [10]. Так, согласно ей, экологический статус гидроэкосистем может быть пяти уровней: отличным, хорошим, удовлетворительным, плохим и очень плохим. При этом гидроморфологические, физико-химические и биологические показатели качества, характеризующие условия, свойственные водоему или его части при отличном состоянии, называются типоспецифическими, референсными, или начальными. Эти показатели устанавливаются такими методами, как осмотр местности, моделирование или экспертные оценки. В других уже упомянутых публикациях понятию «отличного экологического состояния» соответствуют понятия эталонного, здорового и, наконец, оптимального нормативного состояния, приравненные к естественному, или исходному (аналогично, хорошему состоянию водного объекта соответствует допустимое нормативное).

Хотя Директива и представляет собой только общую схему определения экологического состояния водных экосистем, поскольку не содержит реальных критериев, то есть количественных значений показателей экологического качества, позволяющих по ним классифицировать водоемы, ее главное достоинство (при том, что она не является нормативным документом в прямом смысле слова) состоит в попытке унифицирования европейских национальных подходов. С этой целью для возможности сравнения результатов мониторинга в разных странах было предложено применять индексы экологического качества *EQR* (ecological quality ratio), являющиеся частным от деления метрик современного состояния на таковые целевого (исследуемого створа на эталонный) и выражающихся числами от нуля (наихудшее состояние) до единицы (оно же наилучшее) или в процентах. При этом вся работа по наполнению этой классификации конкретным содержанием и по организации и проведению экологического мониторинга должна быть проделана самостоятельно каждой страной с учетом местных условий [10, 47].

### **Заключение**

В сфере контроля за качеством природных вод чрезвычайно распространенным в последнее время является метод, основывающийся на результатах исследования состава и структуры растительных и животных сообществ-индикаторов, в том числе и зоопланктона, хотя его использование требует знания некоторых особенностей. Так, если его применение в пространственном аспекте дает хорошие результаты (особенно в стоячих водоемах), то интерпретировать данные за



разные периоды сложнее, потому что характеристикам зоопланктона свойственны существенные временные колебания.

Основными реакциями зоопланктона на повышение содержания органических веществ являются увеличение общего количества видов, количественного развития, а также размеров половозрелых особей. Кроме того, увеличиваются количество индикаторов евтрофных вод и коэффициенты трофии  $E/O$  и  $E$ . В сообществе увеличиваются доли коловраток и ветвистоусых, а веслоногих — уменьшается. Также уменьшаются отношения количества ракообразных к коловраткам и каланоид к циклоподам, а ветвистоусых к веслоногим — увеличивается. Вслед за этим уменьшается и отношение хищных и мирных консументов.

Большинство откликов зоопланктона на токсификацию будут противоположными таковым на евтрофикацию. Так, общее количество видов, количественное развитие и средняя индивидуальная масса особей уменьшаются. От ветвистоусых доминирование переходит к более резистентным коловраткам и веслоногим, а от мирных — к всеядным и хищным.

Определение экологического состояния гидроекосистем представляет собой оценку их качества в биосферном аспекте, то есть в плане соответствия в них среды обитания потребностям живых организмов. Ранее это делали с помощью первой украинской методики [49], согласно которой через качество воды можно адекватно отразить качество среды и по которой состояние олиготрофных вод признается «отличным», а евтрофных — «удовлетворительным». Но вторая методика [50] предложила новое понятие экологического норматива, представляющего собой научно обоснованный уровень качества вод для конкретного водного объекта, при котором он будет находиться в оптимальных (соответствующих природным) условиях функционирования. Так было признано, что экологически благополучным может быть и олиготрофный, и евтрофный водоем.

В наше время в странах Европейского Союза широко используется Водная рамочная директива [10], главное достоинство которой состоит в попытке унифицирования европейских национальных подходов к определению экологического статуса поверхностных водных объектов. С этой целью предложено применять индекс экологического качества  $EQR$ .

\*\*

*На основі аналізу вітчизняних і зарубіжних літературних джерел з дослідження водойм різного типу (зокрема, великих і малих озер, річок і водосховищ України, Росії, Білорусії та країн Балтії) висвітлено сучасні уявлення про місце зоопланктону в системі біоіндикації органічного та токсичного забруднення та екологічного стану гідроекосистем.*

\*\*

*On the base of analysis of home and foreign literary sources on the research of different types of the water-bodies (in particular, great and small lakes, rivers and reservoirs of Ukraine, Russia, Byelorussia and countries of Baltia) the modern ideas about the place of zooplankton in the system of bioindication of hydroecosystems organic and toxic pollution and ecological status has been elucidated.*



\*\*

1. *Андрушайтис Г.П., Цимдинь П.А., Пареле Э.А., Даки Л.В.* Структурно-функциональная организация зоопланктона озерных экосистем разных трофических типов: Автореф. дис. ... докт. биол. наук. — Л., 1989. — 39 с.
2. *Андрушайтис Г.П.* Оценка информативности показателей зоопланктона как биоиндикатора в мониторинге озерных экосистем // Сб. материалов Междунар. конф. «Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем». — СПб.: ЛЕМА, 2007. — С. 212—216.
3. *Андрушайтис Г.П., Цимдинь П.А., Пареле Э.А., Даки Л.В.* Экологическая индикация качества вод малых рек // Тр. II Сов.-англ. семинара «Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям»: Уиндермир, Англия, 24—27 апр. 1979 г. — Л.: Гидрометеиздат, 1981. — С. 59—65.
4. *Аптина Н.М.* Зоопланктон как объект биотестирования и биоиндикации разнокачественных сточных и природных вод: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. — М., 1988. — 24 с.
5. *Афанасьев С.А.* Развитие европейских подходов к биологической оценке состояния гидроэкосистем в мониторинге рек Украины // Гидробиол. журн. — 2001. — Т. 37, № 5. — С. 3—18.
6. *Брагинский Л.П.* Принципы классификации и некоторые механизмы структурно-функциональных перестроек пресноводных экосистем в условиях антропогенного пресса // Там же. — 1998. — Т. 34, № 6. — С. 72—94.
7. *Брагинский Л.П., Величко И.М., Щербань Э.П.* Пресноводный планктон в токсической среде. — Киев: Наук. думка, 1987. — 179 с.
8. *Вандыш О.И.* Особенности зоопланктонных сообществ водоемов водосбора реки Большой Белой (Кольский полуостров) при действии стоков горно-промышленных предприятий // Междунар. конф. «Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем»: Тез. докл., С.-Петербург, Россия, 23—27 окт. 2006 г. — СПб., 2006. — С. 27.
9. *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.
10. *Водна Рамкова Директива ЄС 2000/60/ЄС.* Основні терміни та їх визначення. — К.: Б. в., 2006. — 240 с.
11. *Галковская Г.А.* Межпопуляционные отношения и проблема устойчивости планктонных сообществ // Гидробиол. журн. — 1995. — Т. 31, № 4. — С. 3—10.
12. *Деревенская О.Ю., Мингазова Н.М.* Сообщества зоопланктона озер при их загрязнении и восстановлении // Там же. — 1998. — Т. 34, № 4. — С. 50—55.
13. *Дзюбан Н.А.* Упрощенное определение степени сапробности воды по зоопланктону // Там же. — 1982. — Т. 18, № 3. — С. 70—71.
14. *Дзюбан Н.А., Кузнецова С.П.* О гидробиологическом контроле качества воды по зоопланктону // Тр. Всесоюз. конф. «Научные основы контроля

- качества вод по гидробиологическим показателям»: Москва, 1—3 нояб. 1978 г. — Л.: Гидрометеиздат, 1981. — С. 160—166.
15. Долгов Г.И. Биологическое исследование водоемов // Гидробиологические основы самоочищения вод. — Л., 1976. — С. 112—123.
  16. Думнич Н.В., Болотова Н. Изменение зоопланктона крупных озер Вологодской области за двадцатилетний период // Материалы VII съезда Гидробиол. об-ва РАН: Казань, 14—20 окт. 1996 г. — Казань: Полиграф, 1996. — Т. 2. — С. 18—20.
  17. Егоров Ю.Е. Теория экологической ниши и проблемы биоиндикации водных экосистем // Там же. — Т. 1. — С. 56—59.
  18. Иванова М.Б. Влияние загрязнения на планктонных ракообразных и возможность их использования для определения степени загрязнения рек // Методы биологического анализа пресных вод. — Л., 1976. — С. 68—80.
  19. Константинов А.С. Оценка и индикация состояния водных экосистем в условиях антропогенного воздействия // Тр. Всесоюз. конф. «Научные основы контроля качества вод по гидробиологическим показателям»: Москва, 1—3 нояб. 1978 г. — Л.: Гидрометеиздат, 1981. — С. 75—89.
  20. Константинов А.С. О критериях оценки состояния пресноводных экосистем в условиях комплексного использования водоемов // Гидробиол. журн. — 1983. — Т. 19, № 1. — С. 3—13.
  21. Криусенко Т.Г. Влияние промышленных стоков на зоопланктон реки // IV съезд Всесоюз. гидробиол. об-ва: Тез. докл., Киев, 1—4 дек. 1981 г. — Киев: Наук. думка, 1981. — Ч. 3. — С. 29—30.
  22. Крупа Е.Г. Зоопланктон как индикатор органического и токсического загрязнения (на примере водоемов Казахстана) // Междунар. конф. «Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем»: Тез. докл., С.-Петербург, Россия, 23—27 окт. 2006 г. — СПб., 2006. — С. 80.
  23. Крылов Ю.М., Поздняков Ю.Н., Горбунов М.Ю., Попченко Т.В. Проблемы биоиндикации антропогенных воздействий в бассейнах крупных рек // Междунар. конф. «Экологические проблемы бассейнов крупных рек — 2»: Тез. докл., Тольятти, Россия, 14—18 сент., 1998 г. — Тольятти, 1998. — С. 23.
  24. Крючкова Н.М. Структура сообществ зоопланктона в водоемах разного типа // Продукционно-гидробиологические исследования водных экосистем (Тр. ЗИН АН СССР, Т. 165). — Л.: Наука, 1987. — С. 184—198.
  25. Лазарева В.И. Динамика структуры и обилия зоопланктона Рыбинского водохранилища как индикатор флуктуаций климата и антропогенного пресса в бассейне Верхней Волги // Сб. материалов Междунар. конф. «Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем». — СПб.: ЛЕМА, 2007. — С. 240—244.
  26. Лобуничева Е.В. Изменение зоопланктона малых озер Лозско-Азатской группы как индикатор их евтрофирования // Междунар. конф. «Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем»: Тез. докл., С.-Петербург, Россия, 23—27 окт. 2006 г. — СПб., 2006. — С. 93.

27. Макарецва Е.С. Оценка общей стабильности зоопланктонного сообщества и его отдельных показателей при антропогенном евтрофировании водоемов // Гидробиол. журн. — 1986. — Т. 22, № 5. — С. 33—37.
28. Максимов В.Н. Проблемы комплексной оценки качества природных вод (экологические аспекты) // Там же. — 1991. — Т. 27, № 3. — С. 8—13.
29. Макрушин А.В. Возможности и роль биологического анализа в оценке степени загрязнения водоемов // Там же. — 1974. — Т. 10, № 2. — С. 98—104.
30. Макрушин А.В. Ветвистоусые ракообразные как индикаторы загрязнения вод // Там же. — 1976. — Т. 12, № 5. — С. 101—104.
31. Макрушин А.В., Кутикова Л.А. Сравнительная оценка методов Пантле и Бука в модификации Сладечека и Зелинки и Марвана для определения степени загрязнения по зоопланктону // Методы биологического анализа пресных вод. — Л., 1976. — С. 90—94.
32. Моисеенко Т.И., Яковлев В.А., Лукин А.А. и др. Преобразование структуры и функций пресноводных экосистем Субарктики под воздействием антропогенных факторов. Методологические подходы и обоснование критических нагрузок // Материалы VII съезда Гидробиол. об-ва РАН: Казань, 14—20 окт. 1996 г. — Казань: Полиграф, 1996. — Т. 1. — С. 69—72.
33. Мязметс А.Х. Изменения зоопланктона // Антропогенное воздействие на малые озера. — Л.: Наука, 1980. — С. 54—64.
34. Науменко Е.Н. Многолетняя динамика структуры сообщества и индексов видового разнообразия зоопланктона Вислинского залива Балтийского моря // Материалы VII съезда Гидробиол. об-ва РАН: Казань, 14—20 окт. 1996 г. — Казань: Полиграф, 1996. — Т. 1. — С. 133—135.
35. Огум Ю. Основы экологии. — М.: Мир, 1975. — 742 с.
36. Оксюк О.П. Экологические нормативы качества воды для Шацких озер // Гидробиол. журн. — 1999. — Т. 35, № 5. — С. 74—86.
37. Оксюк О.П., Жганова Г.А., Гусынская С.А., Головка Т.В. Оценка состояния водных объектов Украины по гидробиологическим показателям. 1. Планктон // Там же. — 1994. — Т. 30, № 3. — С. 26—31.
38. Оксюк О.П., Жукинский В.Н. Экологические нормативы качества воды для р. Рось // Там же. — 1999. — Т. 35, № 6. — С. 16—22.
39. Олексив И.Т. Показатели качества природных вод с экологических позиций. — Львов: Свит, 1992. — 232 с.
40. Пашкова О.В. Зоопланктон як біоіндикатор антропогенного забруднення у водоймах різного типу // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. Наук. зб. — К.: Обрії, 2009. — Т. 17. — С. 162—167.
41. Пашкова О.В. Особливості розвитку пелагічного зоопланктону в Шацьких озерах різного рівня трофії // Наук. вісник Волин. нац. ун-ту. Біол. науки. — 2009. — № 2. — С. 109—113.
42. Пашкова О.В. Зоопланктон пелагіали Каневского водохранилища и особенности его пространственно-временного распределения // Гидробиол. журн. — 2007. — Т. 43, № 1. — С. 3—23.
43. Петрович П.Г. Зависимость количественного развития зоопланктона от степени трофности озер Нарочь, Мястро и Баторин // Докл. XVII науч.

- конф. по изуч. внутр. водоемов Прибалтики «Лимнология Северо-Запада СССР»: — Таллин, 1973. — III, [П—Я]. — С. 15—18.
44. *Поливанная М.Ф., Сергеева О.А.* Об использовании организмов зоопланктона в биоиндикации качества воды // Гидробиол. журн. — 1978. — Т. 14, № 3. — С. 48—53.
45. *Протасов А.А., Павлюк Т.Е.* Использование показателей биоразнообразия для оценки состояния водных объектов и качества воды // Там же. — 2004. — Т. 40, № 6. — С. 3—17.
46. *Рогозин А.Г.* Особенности структурной организации зоопланктонного сообщества в озерах разного трофического статуса. Видовые популяции // Экология. — 2000. — № 6. — С. 438—443.
47. *Романенко В.Д., Жукинский В.Н.* Актуальные проблемы и достижения украинской гидроэкологии в области экологической оценки состояния поверхностных водных объектов // Гидробиол. журн. — 2003. — Т. 39, № 1. — С. 3—20.
48. *Романенко В.Д., Жукинский В.М., Оксюк О.П.* Методологические предпосылки для установления и использования экологических нормативов качества поверхностных вод // Там же. — 1999. — Т.35, № 3. — С. 3—14.
49. *Романенко В.Д., Жукинський В.М., Оксіюк О.П. та ін.* Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями. — К.: Символ-Т, 1998. — 28 с.
50. *Романенко В.Д., Жукинський В.М., Оксіюк О.П. та ін.* Методика встановлення і використання екологічних нормативів якості поверхневих вод суші та естуаріїв України. — К.: ВІПОЛ, 2001. — 48 с.
51. *Семенова Л.А., Матковский А.К., Алексюк В.А., Князева Н.С.* Планктон нефтезагрязненных водоемов Среднего Приобья // Материалы VII съезда Гидробиол. об-ва РАН: Казань, 14—20 окт. 1996 г. — Казань: Полиграф, 1996. — Т. 3. — С. 73—75.
52. *Семенченко В.П.* Принципы и системы биоиндикации текущих вод. — Минск: Орех, 2004. — 124 с.
53. *Столбунова В.Н.* Итоги многолетних исследований пелагических зоопланктоценозов Иваньковского и Угличского водохранилищ // Материалы VII съезда Гидробиол. об-ва РАН: Казань, 14—20 окт. 1996 г. — Казань: Полиграф, 1996. — Т. 1. — С. 216—217.
54. *Тимакова Т.М., Вислянская И.Г., Куликова Т.П. и др.* Особенности евтрофирования Онежского озера // Там же. — Т. 2. — С. 92—94.
55. *Трифонов И.С.* Роль биоиндикации в лимнологическом мониторинге // Междунар. конф. «Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем»: Тез. докл., С.-Петербург, Россия, 23—27 окт. 2006 г. — СПб., 2006. — С. 153.
56. *Цимдинь П.А., Мелберга А.Г., Матисоне М.Н. и др.* Комплексные критерии оценки качества вод малых рек Латвийской ССР // Комплексные оценки качества поверхностных вод. — Л.: Гидрометеоздат, 1984. — С. 120—122.

57. Чуйков Ю.С. Задачи и принципы биологического анализа степени загрязнения водоемов // Гидробиол. журн. — 1975. — Т. 11, № 5. — С. 111—118.
58. Шурганова Г.В., Макеев И.С., Махин П.В., Гурова О.В. Оценка экологического состояния некоторых водоемов, подверженных антропогенному прессу // Междунар. конф. «Экологические проблемы бассейнов крупных рек — 2»: Тез. докл., Тольятти, Россия, 14—18 сент., 1998 г. — Тольятти, 1998. — С. 42—43.
59. Яковлев В.А. Динамика сообществ пресноводного зообентоса и зоопланктона Субарктики в условиях различных антропогенных нагрузок // Материалы VII съезда Гидробиол. об-ва РАН: Казань, 14—20 окт. 1996 г. — Казань: Полиграф, 1996. — Т. 1. — С. 93—96.
60. Яльнская Н.С., Олексив И.Т., Андрущишин О.П. и др. Гидробиологические индикаторы токсификации прудов Западного региона Украины // Гидробиол. журн. — 2002. — Т. 38, № 4. — С. 57—70.
61. Allan J.D. Life history patterns in zooplankton // Am. Nature. — 1976. — N 110. — P. 165—176.
62. Blancher E.C. Zooplankton—trophic state relationship in some north and central Florida lakes // Hydrobiologia. — 1984. — Vol. 109, N 3. — P. 251—263.
63. Brooks J.L. Eutrophication and changes in the composition of zooplankton // Eutrophication: Causes, Consequences, Correctives. — Washington, D. C.: Nat. Acad. Sci., 1969. — P. 236—255.
64. Gannon J.E. Effects of eutrophication and fish predation on recent changes zooplankton crustacean species composition in Lake Michigan // Trans. Amer. Microsc. Soc. — 1972. — Vol. 91, N 1. — P. 82—84.
65. Gannon J.E., Stemberger R.S. Zooplankton (especially Crustaceans and Rotifers) as indicators of water quality // Ibid. — 1978. — Vol. 97, N 1. — P. 16—35.
66. Hakkari L. On the productivity and ecology of zooplankton and its role as food for fish in some lakes in Central Finland // Biol. Res. Rept. University Jyvaskyla. — 1978. — N 4. — P. 3—87.
67. Hooper F.F. Eutrophication indices and their relation to other indices of ecosystem change // Eutrophication: Causes, Consequences, Correctives. — Washington, D. C.: Nat. Acad. Sci., 1969. — P. 225—235.
68. Jumppanen K. Cultural eutrophication of lakes and fish production // Acqua e aria. — 1975. — N 8. — P. 627—629.
69. Karabin A. Pelagic zooplankton (Rotatoria + Crustacea) variation in the process of lake eutrophication. I. Structural and quantitative features // Ecol. Pol. — 1985. — Vol. 33, N 4. — P. 567—616.
70. Kock W.Ch. de, Kuiper J. Possibilities for marine pollution research at the ecosystem level // Chemosphere. — 1981. — Vol. 10, N 6. — P. 375—601.
71. McNaught D.C. A hypothesis to explain the succession from calanoids to cladocerans during eutrophication // Verh. Int. Ver. theoret. und angew. Limnol. — Stuttgart, 1975. — Bd. 19, P. 1. — S. 724—730.

72. *Patalas K.* Crustacean plankton and the eutrophication of St. Lawrence Great Lakes // J. Fish. Res. Board of Canada. — 1972. — Vol. 29, N 10. — P. 1451—1462.
73. *Patalas K., Salki A.* Crustacean plankton and the eutrophication of lakes in the Okanagan Valley, British Columbia // Ibid. — 1973. — Vol. 30, N 4. — P. 519—542.
74. *Ravera O.* Consideration on the effects of pollution at community and population level // *Experientia*. — 1979. — Vol. 35, N 5. — P. 710—713.
75. *Schofield N.J., Davies P.E.* Measuring the health of our rivers // *Water (AWWA)*. — 1996. — Vol. 23. — P. 39—43.

Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

Поступила 20.09.12