А.И. Баканов

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ЗООБЕНТОСА ДЛЯ МОНИТОРИНГА ПРЕСНОВОДНЫХ ВОДОЕМОВ (ОБЗОР)[1]

Введение

С начала 70-х гг. в лексикон экологов вошел и стал широко применяться термин «мониторинг», мониторинговые исследования стали приоритетными. В связи с усиливающимся антропогенным воздействием на биосферу особое значение приобретает мониторинг этого влияния, т.е. система наблюдений, позволяющая выделить изменение состояния биосферы под влиянием человеческой деятельности.

При биологическом мониторинге используются приемы биотестирования, биоиндикации и биоаккумуляции. Данная работа посвящена методикам биоиндикации, которые обладают значительным преимуществом по сравнению с химическими и физическими методиками [1371, 1639, 2545]. Биоиндикаторы:

- вследствие эффекта кумуляции могут реагировать даже на сравнительно слабые антропогенные нагрузки,
- суммируют действия всех без исключения важных биологических факторов,
- отражают физические и химические параметры, характеризующие состояние экосистемы,
- фиксируют скорость происходящих в среде изменений,
- вскрывают тенденции развития окружающей среды,
- указывают пути и места скопления загрязнений и возможные пути попадания их в пищу человека,
- позволяют судить о степени вредности любых веществ для живой природы, давая возможность контролировать их действие,
- устраняют чрезвычайно трудную задачу применения дорогостоящих и трудоемких физических и химических методик,
- постоянно присутствуют в окружающей среде и реагируют, в том числе, на кратковременные залповые сбросы загрязняющих веществ, на которые может не отреагировать автоматизированная система контроля, рассчитанная на дискретный во времени отбор проб,
- помогают нормировать допустимую нагрузку на экосистемы, различные по своей устойчивости к антропогенным воздействиям, так как одинаковый состав и объем загрязнений может привести к различным реакциям экосистем, расположенных в разных географических условиях.

Мировой опыт мониторинга выработал целый ряд требований к биоиндикаторам. Найти какой-либо организм или группу организмов, удовлетворяющих всем этим требованиям, не представляется возможным, поэтому для мониторинга используют самые разные группы – от микроорганизмов до рыб и млекопитающих. При мониторинге пресноводных экосистем излюбленным объектом служат животные макрозообентоса. Они удовлетворяют многим требованиям к биоиндикаторам, среди которых: повсеместная встречаемость, достаточно высокая численность, относительно крупные размеры, удобство сбора и обработки, сочетание приуроченности к определенному биотопу с определенной подвижностью, достаточно продолжительный срок жизни, чтобы аккумулировать загрязняющие вещества за длительный период. Бентосные организмы, как правило, не являются хозяйст-

[1] Опубликовано в журнале «Биология внутренних вод». – 2000. – № 1. – С. 68-82 [230].

венно ценными или уникальными объектами, поэтому изъятие их из водоема в исследовательских целях не наносит ущерб его экосистеме.

Некоторые методические соображения. Объект нашего изучения – зообентос пресных вод, т.е. экологическая группа, объединяющая животных, основную часть жизни обитающих на поверхности или в толще грунта. В таксономическом отношении эта группа изучена явно недостаточно. Например, в монографии [2335] приведен список представителей всего семи классов бентосных животных, причем из 11 отрядов обитающих в водоемах насекомых упомянуто всего 2, а из 22 семейств отряда двукрылых всего одно – хирономиды. На других водохранилищах положение не лучше. По большинству групп бентосных беспозвоночных нет определителей и, очевидно, нет специалистов, поэтому списки видов и показатели биоразнообразия многих водоемов в значительной степени отражают не столько реальное богатство фауны, сколько степень их изученности.

Методики сбора и обработки бентоса не унифицированы, применяемые для отбора проб орудия разного типа могут давать несопоставимые результаты. При промывке собранного грунта для отделения животных используют капроновые, шелковые или металлические сита из мельничного газа с ячеей от № 9 до № 35 и выше, в результате количество пойманных животных оказывается несравнимым. В качестве компромисса между трудоемкостью сборов и требуемой точностью результатов сейчас многие исследователи применяют газ № 21-23.

В настоящее время в мировой практике используется свыше 60 методов мониторинга, включающих различные характеристики зообентоса [3163]. В зависимости от рассматриваемых параметров бентоса или применяемого математического аппарата, эти методы можно условно разделить на 17 групп: 1) обилие организмов; 2) статистическое распределение организмов; 3) соотношение численность / биомасса; 4) число видов и удельное видовое богатство; 5) характер доминирования, ранговые распределения; 6) соотношение крупных таксонов и экологических групп; 7) пространственное распределение организмов (агрегированность, глубина проникновения в грунт), характеристики дрифта; 8) трофическая структура; 9) морфологические изменения; 10) функциональные (в том числе продукционные) характеристики; 11) системы сапробности, токсобности и сапротоксобности; 12) биотические индексы; 13) обобщенная функция желательности; 14) корреляционные связи, методы теории графов; 15) многомерные методы сравнения структуры сообществ; 16) комбинации вышеприведенных методов; 17) комплексные методы, включающие зообентос как один из компонентов.

Данное разбиение нельзя считать полноценной классификацией методов, поскольку оно выполнено по разным основаниям, это лишь предварительная группировка для удобства описания. Наличие такого большого числа методов свидетельствует о том, что универсального, пригодного для всех случаев метода нет. Большинство методов мониторинга разработано западноевропейскими учеными применительно к своим региональным условиям и должны быть предварительно адаптированы с учетом специфики российских водоемов и их фауны.

Последний российский обзор методов биологического мониторинга выполнен А.В. Макрушиным [1599], но многие бентосные методики туда не вошли. Кроме того, за прошедшие 25 лет эта область исследований развивалась весьма интенсивно, поэтому целесообразно предложить новый критический обзор с упором на те работы, которые не вошли в руководство А.В. Макрушина. К сожалению, некоторые важные работы были недоступны [3718], а из числа доступных вследствие ограниченности объема статьи в список литературы включена очень незначительная часть. Методы широко известные и подробно описанные в отечественной литературе будут лишь кратко упомянуты. Как правило, не приводится математический аппарат, используемый при расчете тех или иных индексов, это увеличило бы объем статьи до размеров монографии. Подробные методики расчетов можно найти в цитируемой литературе.

Результаты применения методик исследователи стремятся выразить в виде некоторых количественных показателей – индексов. Их можно разделить на простые, характеризующие какой-либо компонент экосистемы с одной стороны, например численность или биомасса бентоса, число видов в нем; комбинированные, отражающие компоненты с разных сторон, например видовое разнообразие; комплексные, использующие сразу несколько компонентов экосистемы, например продукция, самоочищающая способность, устойчивость. Мониторинг может проводиться по показателям, характеризующим разные уровни организации биосистем – организменный, популяционный, видовой, сообщества и экосистемы в целом.

Проблема интерпретации значений индексов часто бывает очень сложна и может привести к существенным ошибкам. Большинство индексов имеет эмпирическое происхождение. Допустим, исследователь установил, что при различных уровнях загрязнения индекс достигает определенных величин, на основании этого строится шкала для оценки загрязнений. Но обратное утверждение не всегда верно, т.е. определенное значение индекса не обязательно свидетельствует о наличии именно такого уровня загрязнений, который наблюдался при построении шкалы. Например, низкая величина индекса может быть вызвана неблагоприятными физико-химическими условиями.

Форма зависимости величин индексов от степени загрязнения обычно бывает нелинейной, например видовое разнообразие достигает минимальных величин, как в очень чистых, так и в очень загрязненных водах.

Поведение индексов может сильно различаться в разных частях шкалы загрязнений, например индекс может быть высоко чувствителен в олиго-β-мезосапробной зоне и недостаточно чувствителен в α-мезо-полисапробной зоне.

Краткий обзор методов. 1. Абсолютные показатели обилия организмов могут изменяться при антропогенном воздействии, следовательно, в определенной степени отражать его величину. Например, ряд исследователей, работавших на оз. Мичиган, пришли к выводу, что плотность олигохет до 1 тыс. экз./м^2 указывает на слабое загрязнение, от 1 до 5 тыс. экз./м^2 – среднее, свыше 5 тыс. экз./м^2 – сильное [3614]. В дальнейшем уточнили, что сильное загрязнение характеризуется плотностью олигохет свыше 10 тыс. экз./м^2 [4384]. В нашей стране этот подход использовали на различных типах водоемов [2539, 2807], но на участках водохранилищ с высокой степенью проточности обилие реофильных видов олигохет приводит к заниженной оценке степени загрязнения. В этих случаях лучше использовать численность только тубифицид [767].

2. Распределение численности и биомассы организмов в пробах характеризуется определенными статистическими законами. Для бентосных организмов наиболее характерны отрицательное биномиальное или логнормальное распределения, а при низком обилии – распределение Пуассона. При изменении условий обитания животных, например вследствие загрязнения, параметры статистических распределений меняются, обычно при ухудшении условий асимметрия увеличивается, при улучшении – уменьшается [1814, 3540], иногда кривая имеет несколько пиков [4351]. Достоверность различий распределений можно оценить с помощью соответствующих статистических критериев (χ^2, Колмогорова–Смирнова и т.п.). В применении к морскому бентосу этот метод показал некоторые преимущества по сравнению с традиционными методиками [3243, 3557]. К его недостаткам следует отнести необходимость сбора большого количества проб, например при использовании критерия Пирсона χ^2 требуется ≥ 50 проб.

3. Уорвик [4381] предложил так называемый «ABC-метод» (abundance/biomass comparison), т.е. сравнение численности и биомассы. Этот метод основан на построении так называемых кривых К-доминирования [3809]. На одном графике по оси абсцисс откладываются ранги видов в порядке убывания их численности и биомассы (лучше в логарифмическом масштабе), по оси ординат – соответствующие кумулятивные значения относительной численности и биомассы, т.е. доля первого вида, затем сумма долей первого и

второго видов, первого, второго и третьего видов и т.д. Уорвик исходил из эмпирически установленного при изучении морского бентоса явления, заключающегося в том, что в нормальных условиях обитания кривая К-доминирования биомассы идет выше кривой К-доминирования численности. При умеренном стрессе (независимо от его причины) эти кривые приблизительно совпадают, а при сильном – кривая биомассы идет ниже кривой численности. В дальнейшем для замены графической информации цифровой предложено вычислять специальные индексы [3921, 3926]. Небольшой и противоречивый опыт использования этого метода не позволяет пока однозначно решить вопрос об условиях его применимости к пресноводному зообентосу.

4. При загрязнении обычно уменьшается общее число видов животных в сообществе, причем это сокращение часто идет быстрее, чем уменьшение обилия организмов. В результате падает значение индекса удельного видового богатства, находимого, например, по формуле Маргалефа $S' = (S - 1) / \ln N$, где S – общее число видов, N – общее число особей всех видов. Оба показателя, S и S', оказались достаточно чувствительными при изучении влияния загрязнений на зообентос Иваньковского водохранилища, причем между их значениями обнаружена сильная зависимость, коэффициент ранговой корреляции Спирмена равнялся 0,85.

К этой группе методов можно отнести показатель «видового дефицита» [3785] и его модификации [3350, 3625], «экотоксикологический индекс» [3274], название которого не вполне оправдано. Недостаток данного метода – высокая чувствительность к сезонным, т.е. не связанным с загрязнением, а обусловленным особенностями жизненного цикла животных, колебаниям числа видов фауны.

Видовое сходство двух участков или одного участка в разные моменты времени можно сравнивать с помощью различных коэффициентов сходства, среди которых чаще применяется коэффициент Жаккара. Основываясь на нем разработали специальный «индекс деградации сообщества» – CDI (community degradation index) [4108].

Сюда можно отнести также метод «разрежения» [4169], при котором оценивается изменение ожидаемого числа видов при заданном числе особей. На пресноводных водоемах этот метод использован А.Ю. Гуковым [831] при изучении загрязнения устья р. Лены.

5. Антропогенное влияние проявляется не только в изменении числа видов, но и в изменении их соотношения по численности и биомассе, что описывается различными математическими выражениями, например: ранговыми распределениями Мак-Артура, Фишера, Престона, Федорова и т.п. [1476], индексами доминирования, индексами видового разнообразия, из которых наиболее широко известен индекс Шеннона.

Изменение соотношений видов определяется в первую очередь их принадлежностью к той или иной экологической группировке, по-разному реагирующей на загрязнение. При усилении загрязнения уменьшается обилие и доля стенобионтных олигосапробных видов животных, увеличивается – эврибионтных, а затем и сапробионтных видов. О.М. Кожова [1285] разделила виды гидробионтов на четыре группы: 1 – чувствительные и устойчивые; 2 – чувствительные и неустойчивые; 3 – нечувствительные и неустойчивые; 4 – нечувствительные и устойчивые. Группа 1 – лучшие индикаторы загрязнения, при усилении загрязнения виды группы 2 обычно мигрируют (при наличии соответствующей способности), а группы 3 – погибают. При дальнейшем загрязнении начинают доминировать представители группы 4.

Для оценки изменения биоразнообразия под влиянием загрязнений предложен простой «индекс последовательного сравнения» (SCI) [3273]. Для его расчета не нужно определять организмы до вида, а лишь улавливать их различие по форме, окраске и величине.

На малых реках Ярославской области хорошо зарекомендовал себя метод построения диаграммы рассеивания рангов отдельных видов [746].

6. Видовой состав бентоса пресноводных водоемов изучен недостаточно, поэтому все методы мониторинга, требующие досконального знания фауны, имеют существенные ошибки, зависящие от степени изученности водоемов и квалификации исследователя.

Вследствие этого все более широкое распространение получают методы, не требующие точной видовой идентификации организмов. Предложено много индексов, основанных на соотношении более крупных, чем вид таксонов, по-разному относящихся к загрязнениям. Особенно привлекательным для этой цели оказались олигохеты. Относительное обилие представителей этого класса в целом или входящих в него более мелких таксономических единиц – основа большого числа индексов [964, 1093, 1287, 1983, 2115, 2986, 3264, 3535, 3773, 3806, 4411, 4451].

В ряде методов используются данные об отдельных группах личинок насекомых [259, 3773, 4410, 4411, 4150] и ракообразных [1287, 3612]. Учитываются также различные таксоны мейобентосных животных [835, 1429, 2908, 2986, 4106]. Индексы, основанные на учете личинок водных насекомых, более других подвержены ошибкам за счет особенностей сезонной динамики гидробионтов. Во время массового дружного вылета имаго насекомых из водоема величины этих индексов резко изменяются вне зависимости от степени загрязнения, поэтому соответствующие методики желательно применять только к пробам, собранным в одну и ту же фазу жизненного цикла насекомых.

Наибольшее применение в мировой практике из индексов указанной группы нашел индекс Гуднайта–Уитли [3535], равный отношению численности олигохет к численности всего бентоса. Если доля олигохет ниже 60%, состояние участка водоема считается хорошим, от 60% до 80% – сомнительным, свыше 80% – тяжелым. По величине этого индекса выделяют шесть классов чистоты воды [1720].

7. Поскольку загрязнение изменяет химизм среды обитания, от которого зависят особенности химической коммуникации между организмами, то оно приводит к изменению пространственного размещения животных друг относительно друга и относительно субстрата. Л.Г. Буторина [469] показала, что обладающие групповым поведением ракообразные образуют стаи, которые под влиянием загрязнения распадаются, поскольку нарушается химическая коммуникация между особями. Это явление можно наблюдать визуально. Количественно оценить изменение пространственного размещения организмов можно с помощью различных индексов агрегированности.

Бентосные животные могут зарываться в грунт иногда на значительную глубину (свыше 1 м), делаясь недоступными для рыб-бентофагов. Загрязнение влияет на глубину проникновения в грунт, для количественной оценки чего предложен индекс вертикальной стратификации [2665].

Тот же исследователь [2666] предложил использовать характеристики дрифта речных бентосных организмов для оценки влияния г. Минска на бентофауну р. Свислочь. Отношение числа видов в бентосе к числу видов в дневном дрифте выше г. Минска равнялось 6,2, в черте города – 2,0, ниже города – 0,36, причем на загрязненном участке в дрифте увеличивалась доля олигохет.

8. Антропогенное воздействие может изменить трофические условия в водоеме, что приводит к реорганизации трофической структуры сообщества, которая служит чутким индикатором этого воздействия. При этом обычно трофическая структура бентоса упрощается, биоценозы заменяются на более простые, но играющие большую роль в самоочищении водоема, уменьшается доля животных с фильтрационным типом питания и увеличивается доля детритофагов-глотателей, изменяется влияние хищных животных [91]. При органическом удобрении озер возрастает доля животных со специализированным типом питания, увеличивается доля фитодетритофагов, уменьшается доля хищников [3047]. Для оценки подобного рода изменений предложен индекс трофических условий [3585], рассчитываемый по соотношению в сообществе различных трофических групп. К сожалению, питание многих бентосных организмов изучено слабо, нет единой классификации типов питания.

9. Загрязнения различного рода могут вызвать морфологические изменения в организмах гидробионтов, уменьшить темп и изменить характер их роста, например, в загрязненных водах р. Москвы олигохеты отличаются более мелкими размерами [1515]. У жи-

вотных изменяется характер асимметрии морфологических структур [1059]. С.В. Петухов [2031] ввел понятие «поля объемного роста», математическое описание которых позволяет улавливать тонкие аномалии роста и формообразования животных. Загрязнение вызывает возникновение различных уродств у личинок хирономид [4382]. Показано, что изменение структуры хромосом у хирономид наблюдается при концентрации химикатов даже ниже ПДК [263, 264]. При мониторинге среды с помощью моллюсков используют весовой индекс смертности и индекс кондиции [2031].

10. Антропогенное воздействие сказывается на функциональных, в том числе продукционных показателях гидробионтов. Для оценки этого влияния могут использоваться такие индексы, как $\boldsymbol{P/B}$, $\boldsymbol{P/R}$, $\boldsymbol{R/B}$, где $\boldsymbol{P}$ – продукция, $\boldsymbol{R}$ – траты на обмен, $\boldsymbol{B}$ – биомасса [91, 549, 2114, 2473]. Так, в р. Ижоре величина $\boldsymbol{P/R}$ изменяется от 0,151 на самом чистом участке до 0,532 на самом загрязненном [91]. В Красноярском водохранилище этот показатель меняется от 0,11 до 0,46 [2473].

Продукционные характеристики в конечном итоге являются самыми важными для оценки сообществ водных организмов, их колебания отражают интегральное влияние всех факторов среды, поэтому использование их в целях мониторинга чрезвычайно привлекательно. Но следует отметить, что продукция – это, как правило, расчетная характеристика, точность оценки которой может быть невелика, получение же соответствующих эмпирических данных весьма трудоемко и требует специальных продукционных исследований. Более просто измеряются такие функциональные показатели гидробионтов, как дыхание или фильтрационная способность [1312, 2197].

11. Специально для оценки загрязнения водоемов разработаны различные системы сапробности. Их идея состоит в том, что каждому виду гидробионтов приписывается определенное число, характеризующее его положение на шкале сапробности. Например, индикаторная значимость ксеносапробов принимается за **0**, олигосапробов – за **1**, β-мезосапробов – за **2**, α-мезосапробов – за **3**, полисапробов – за **4**. Затем по специальным формулам оценивают сапробность всего сообщества. Более дробные системы сапробности [4254] почти не применяются.

Для бентоса обычно используют относительно простой индекс сапробности Пантле-Букка в модификации Сладечека, более сложны расчеты сапробности по Зелинке и Марвану и по Ротшайну [1599]. В последнее время показана возможность упрощения подобных расчетов [2667]. Сапробиологические характеристики организмов берутся обычно из различных публикаций, среди которых видное место занимает основополагающая работа Сладечека [4224], большой список приведен в работе [2732], наиболее полные данные по олигохетам содержатся в статье [4356]. Применение данного метода затрудняется тем, что для многих бентосных организмов величины индикаторной значимости и сапробной валентности неизвестны. Например, в одних исследованиях из 170 видов бентоса, найденных на обследованном участке водоема, только для 17 видов была известна сапробная валентность [571]. В различных географических регионах и в различных типах водоемов сапробиологические характеристики видов не остаются постоянными, что может сильно исказить результаты анализов. Иногда один и тот же вид животных разными авторами характеризуется в диапазоне от олиго- до полисапробного [4363]. Хирономида *Clinotanypus nervosus* в болотистом Полесье является β-мезосапробом, а в других водоемах Украины – α-мезосапробом или даже полисапробом [2100].

Кроме того, многие организмы способны адаптироваться к неблагоприятным условиям обитания и менять тем самым свои сапробиологические характеристики. Например, такие широко известные виды, как моллюск *Dreissena polymorpha* и олигохета *Isochaetides newaensis*, ранее считавшиеся показателями сравнительно чистых вод, сейчас обитают в массовых количествах во многих загрязненных биотопах. Следовательно, системы сапробности имеют региональный характер и должны быть адаптированы к условиям конкретных водоемов, как, например, это сделано для Чебоксарского водохранилища [2184]. В этом случае их применение может дать удовлетворительные результаты.

Организмы различных видов сосуществуют в биоценозе в условиях конкуренции, при этом кривая физиологической толерантности может преобразовываться в кривую экологического присутствия, которая часто отличается от первой кривой [3046], что также усложняет оценку ситуации.

Все системы сапробности учитывают практически только нетоксичные органические загрязнения, которые влияют на организмы в первую очередь через изменение кислородного режима. Для учета влияния токсических органических и неорганических соединений делаются попытки разработать шкалы токсобности и затем объединить их со шкалами сапробности в единую шкалу сапротоксобности, причем существуют противоположные мнения о возможности такого объединения. В.А. Алексеев [66] говорит о наличии единой неспецифической реакции организмов в филогенезе на любое внешнее воздействие и считает предложенную им шкалу макробеспозвоночных индикаторов универсальной не только для различных видов антропогенного загрязнения вод, но и для всего комплекса повреждающих факторов в целом. По мнению Л.П. Брагинского [405, с. 201], «…сейчас можно в общем виде утверждать, что токсобность гидробионтов в целом соответствует их сапробности и что виды, устойчивые к органическому загрязнению, в целом устойчивы и к загрязнениям токсическим». Наиболее широко применяется система сапротоксобности, разработанная для водоемов Кольского Севера В.А. Яковлевым [1812, 3100, 3101]. Она учитывает характер загрязнений, вносимых горнодобывающими предприятиями региона. Составлен список видов-индикаторов сапротоксобности и отдельно список видов-индикаторов закисления водоемов [3102], предложенные методы нашли применение на водоемах северо-запада России.

Однако имеются многочисленные полевые и экспериментальные доказательства того, что организмы, устойчивые к одному виду загрязнения или фактору среды, не обязательно будут устойчивыми по отношению к другим факторам [2901]. Например, известно, что олигохеты-тубифициды более устойчивы к органическому загрязнению, а хирономиды – к тяжелым металлам. Некоторые исследователи полагают, что индексы загрязнения специфичны для одного-двух типов загрязнения, поскольку индикаторные организмы не могут быть одинаково чувствительны ко всем типам загрязнения: органическому, нефтепродуктами, тяжелыми металлами, детергентами, пестицидами и т.п. [4384]. В последующем Л.П. Брагинский [406] приходит к выводу, что принципиальные различия между «обычным» органическим загрязнением и токсическим не позволяет строить систему классификации токсичных вод как простой аналог системы сапробности, основанный на учете способности организмов существовать в токсичной среде, поскольку видов, предпочитающих токсические среды, в отличие от сапробных, в природе не существует.

После установления сапробиологических характеристик организмов по выборочным данным можно рассчитать различные индексы, позволяющие одним числом охарактеризовать ситуацию с загрязнениями и установить их влияние на зообентос [980].

12. Один из самых широко применяемых методов оценки загрязнения пресных вод – метод биотических индексов; вероятно, первым из них был индекс Бекка [3204], при расчете которого все организмы делятся на две группы: 1 – выносящие только очень слабое загрязнение, 2 – способные переносить анаэробные условия. Увеличение числа групп привело к разработке двух индексов Бика – озерного и речного [3196, 3197]. Наиболее известен индекс р. Трент (и расширенный индекс р. Трент), в отечественной литературе чаще называемый индексом Вудивисса [627, 4432]. Изучая влияние загрязнения на бентос р. Трент (Англия), Вудивисс обратил внимание на то, что по мере увеличения интенсивности загрязнения вначале из состава донной фауны выпадают наиболее чувствительные группы животных – веснянки, поденки, затем ручейники и т.д. В конце концов, остаются только олигохеты и личинки красного мотыля, исчезающие только при очень сильном загрязнении. На этом основании он разбил возможные степени загрязнения на 10 классов и построил таблицу для определения этих классов по наличию или отсутствию отдельных групп гидробионтов с учетом общего количества таких групп на изучаемом участке.

Большая ценность метода заключается в сравнительной легкости идентификации указанных групп, что может делать и не специалист-систематик. Г.Г. Винберг [567], сравнивая разные системы мониторинга по зообентосу, пришел к выводу, что метод Вудивисса наиболее подходящий. Но опыт применения его в нашей стране и за рубежом показал, что, будучи разработан для малых рек Англии, он применим далеко не ко всем типам водоемов, в частности, он дает неудовлетворительные результаты на крупных равнинных водохранилищах. Сделано много более или менее успешных попыток модифицировать его применительно к конкретным водоемам разных стран [452, 1599, 3100, 3101, 3132, 3190, 3385, 3819, 4368], причем в последних вариантах этого индекса предусматриваются элементы стандартизации процедуры сбора материала, отсутствие которой было одним из недостатков данного метода.

К этой группе методов можно отнести значительно реже используемые «биотические баллы» (или «биотические очки») [3298], «осредненные биотические баллы» [3165], методику Хаттера [3312], систему баллов Департамента окружающей среды Великобритании [2902] и ряд сходных разработок других исследователей [1599, 2620, 3148, 3643, 4061].

Расчет величин девяти биотических индексов, полученных на одном и том же полевом материале, показал наличие между ними достоверной сильной положительной корреляции, равной 0,76-0,99 [4134].

13. В.Н. Максимов [1601] предложил использовать для оценки качества вод метод «функции желательности», который с успехом применила Г.В. Голубева [746] на малых реках Ярославской области. Обилию каждого вида на чистых участках приписывается число («желательность») **1**, на самых грязных – **0**. Затем для каждого пункта наблюдений по известному обилию обитающих на нем видов бентоса может быть рассчитана обобщенная функция желательности, равная средней геометрической из частных желательностей. Эта функция будет характеризовать положение данного пункта среди всех прочих изученных пунктов.

14. Для мониторинга морской среды С.А. Мазлумян [1586] применил теорию графов. Вначале рассчитывается корреляция между биомассами всех видов, входящих в изучаемое сообщество. На основании этих расчетов строится граф сообщества, вершинами которого являются виды, а ребрами – корреляционные связи. Затем определяется длина критического пути, которая и является обобщенным показателем состояния сообщества, чутко реагирующим на любые его изменения.

15. Для сравнения состояния сообщества в разные моменты времени (до загрязнения и после него), или с состоянием сообществ других участков водоема наряду с обычными индексами сходства используются методы многомерной статистики. Например, при анализе состояния рек Испании составлена матрица данных, включающая 92 таксона, обнаруженных на 175 станциях в течение трех сезонов. Ее обработали методами многомерной статистики, которые оказались более чувствительными, чем традиционные методы мониторинга [3171]. Удовлетворительные результаты эти методы показали при оценке состояния северокаспийского бентоса [2619] и озер Финляндии [3730], водоемов США [3213], они рекомендованы к применению в известном руководстве Грина [3550]. Существует ряд методов многомерной статистики, которые пригодны для использования в целях мониторинга, их обзор может быть целью специальной работы.

16. При оценке состояния экосистем исследователи обычно используют не один, а несколько (иногда 7-8) методов из тех, что описаны выше. Если все они дают одинаковую картину (что бывает редко), то уверенность в правильности оценки возрастает. Если же наблюдается некоторый разнобой оценок, то причина этого часто может заключаться в том, что какой-либо метод оказывается слишком чувствительным к факторам, не связанным с загрязнениями. Для обобщения данных и выражения конечной оценки одним числом по определенным правилам строят комбинированный показатель.

Е.В. Балушкиной [260] разработан интегральный показатель, включающий предложенный ею ранее хирономидный индекс, индекс сапротоксобности Яковлева и индексы

Вудивисса и Гуднайта–Уитли. Он используется для оценки состояния экосистем водоемов, подверженных смешанному органическому и токсическому загрязнению, и апробирован в системе Ладожское озеро – р. Нева – восточная часть Финского залива [262].

При оценке состояния донных сообществ ряда рек, озер и водохранилищ России для количественной характеристики состояния бентоса автор использовал следующие показатели: 1) численность (***Ч***), экз./м^2; 2) биомасса (***Б***), г/м^2; 3) число видов (***S***); 4) видовое разнообразие (***H***), бит/экз.; 5) олигохетный индекс Пареле (***ОИП***), равный отношению численности олигохет-тубифицид к общей численности бентоса, %; 6) среднюю сапробность (***СС***), рассчитываемую как средневзвешенная сапробность трех первых доминирующих по численности видов бентосных организмов.

Для объединения значений первых четырех показателей и замене их одним числом предложен «комбинированный индекс состояния сообщества» (***КИСС***) [225], находимый по обычной методике расчета интегральных ранговых показателей. Вначале все станции ранжируются по каждому показателю, причем ранг **1** присваивается максимальным значениям ***Ч***, ***Б***, ***H*** и ***S***. Если на нескольких станциях значения какого-либо показателя были одинаковыми, то они характеризовались одним средним рангом. Индекс отражает состояние сообщества сразу по четырем показателям, поэтому он назван «комбинированным индексом состояния сообщества».

$$\boldsymbol{КИСС} = (2\boldsymbol{Б} + \boldsymbol{Ч} + \boldsymbol{H} + \boldsymbol{S})/5 .$$

Подчеркнем, что в эту формулу входят не абсолютные значения показателей, а их ранги. Биомассе придан «вес», равный 2, поскольку с ней связана величина потока энергии, проходящей через сообщество, что чрезвычайно важно для оценки его состояния. Чем меньше величина ***КИСС***, тем лучше состояние сообщества.

Поскольку состояние сообщества зависит как от естественных факторов среды (глубины, грунта, течения и т.п.), так и от наличия, характера и интенсивности загрязнения, то дополнительно рассчитывается «комбинированный индекс загрязнения» (***КИЗ***) [228], включающий ранговые значения трех показателей:

$$\boldsymbol{КИЗ} = (\boldsymbol{СС} + \boldsymbol{ОИП} + \boldsymbol{Б})/3 .$$

В этом случае ранг **1** присваивается минимальным значениям показателей. Чем меньше величина ***КИЗ***, тем меньше загрязнение. Кроме величин показателей на конкретной станции рассчитывают средние значения для всего набора станций, сравнение с которыми величин на отдельных станциях позволяет судить, хуже или лучше обстоят на них дела по сравнению со средним положением. Вычисление коэффициента ранговой корреляции по Спирмену между значениями ***КИСС*** и ***КИЗ*** показывает, насколько загрязнение влияет на состояние сообществ зообентоса.

17. Разработан ряд комплексных систем оценки качества воды с использованием большого набора гидрохимических, гидрофизических и гидробиологических характеристик, из них наиболее известна система В.Н. Жукинского с соавт. [1003]. Она включает в себя и некоторые характеристики зообентоса – продукцию, ***P***/***B***-коэффициент, траты на обмен, ассимилированную пищу и индекс Вудивисса. Бентосные показатели являются составной частью американской системы оценки речных условий [4049] и «Критериев оценки экологической обстановки территорий для выявления зон чрезвычайной экологической ситуации и зон экологического бедствия» [1376]. Такие комплексные системы, разумеется, более надежны, но очень трудоемки и требуют для своей реализации участия большой группы исследователей разного профиля. Очевидно, что они найдут применение на небольшом числе особо важных водоемов.

В гидробиологии для установления влияния точечных источников загрязнения находит применение метод «экологического картирования» [1284]. В районе такого источника располагается специальная сетка станций, на которых отбирают пробы, характеризующие состояние воды и грунтов по различным показателям. Эти данные наносят на карту, и по характеру их флюктуаций делают выводы о влиянии загрязнения на биоту водоема.

Недавно разработанный метод «экологических модуляций» [10] пока еще не нашел

широкого применения на практике по причине недостаточной четкости границ между отдельными инвариантами состояния донных биоценозов.

Учитывая видовой состав фауны и конкретные условия изучаемого водоема, исследователь должен выбрать из предлагаемого набора методов мониторинга те, которые будут наиболее адекватны поставленной задаче и его возможностям, не забывая при этом предупреждения крупнейшего русского санитарного гидробиолога Г.И. Долгова [896], что чем больше упрощается биологическое обследование водоема, тем легче может оно привести к ошибочным результатам.

Необходимо также провести специальную работу по оценке систематических и случайных ошибок отдельных методов, их устойчивости к ошибкам в исходных данных, стабильности оценок в сезонном аспекте. Показано [2803], что увеличение точности расчета индексов может изменить выводы о влиянии загрязнения на противоположные.

В системе Госкомгидромета на сети станций ОГСНК рекомендуется использовать метод Вудивисса, хирономидный индекс Балушкиной и систему сапробности Пантле-Букка в модификации Сладечека [2328]. В дальнейшем к этим методам добавили олигохетные индексы Гуднайта–Уитли и Пареле, индекс Кожовой и метод экологических модуляций Абакумова [2329]. Подробный критический анализ методов, применяемых ОГСНК, дан в работах [439, 1720].

Работа выполнена при финансовой поддержке ГНТП «Биоразнообразие», проект 3.2.15.