

МИНИСТЕРСТВО ЭКОЛОГИИ
И ПРИРОДНЫХ РЕСУРСОВ
РОССИЙСКОЙ ФЕДЕРАЦИИ
РОССИЙСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК
ИНСТИТУТ ГЛОБАЛЬНОГО КЛИМАТА
И ЭКОЛОГИИ *(Москва)*

РУКОВОДСТВО
ПО
ГИДРО-
БИОЛОГИЧЕСКОМУ
МОНИТОРИНГУ
ПРЕСНОВОДНЫХ
ЭКОСИСТЕМ

Под редакцией
д-ра биол. наук В. А. АБАКУМОВА



САНКТ-ПЕТЕРБУРГ ГИДРОМЕТЕОИЗДАТ 1992

193 УДК 577.472 + 551.493

2463

Руководство содержит описание методов мониторинга пресноводных экосистем по гидробиологическим показателям: перифитону, макрозообентосу, зоопланктону, микрозоопланктону, фитопланктону, бактериопланктону. Рассматриваются методы определения первичной продукции и деструкции органического вещества, методы определения пигментов фитопланктона, а также методы мониторинга загрязненности хлорорганическими соединениями пресноводных экосистем.

Книга представляет интерес для экологов, гидробиологов, специалистов по охране окружающей среды и использованию природных ресурсов, студентов и преподавателей биологических вузов.

7385-93
ГПН СО РАН
Гос. публ. науч.-тех.
библиотека

Р 1502010400-009 - Без объявл.
069(02)-93

© Институт глобального климата и экологии, 1992

ОГЛАВЛЕНИЕ

Предисловие	4
Глава 1. Цели и задачи гидробиологического мониторинга пресноводных экосистем	5
Глава 2. Мониторинг перифитона	32
Глава 3. Мониторинг макрозообентоса	64
Глава 4. Мониторинг зоопланктона	105
Глава 5. Мониторинг микрозоопланктона	131
Глава 6. Мониторинг фитопланктона	151
Глава 7. Методика определения пигментов фитопланктона	164
Глава 8. Мониторинг высшей водной растительности	173
Глава 9. Методы определения первичной продукции и деструкции органического вещества	245
Глава 10. Мониторинг бактериопланктона	266
Глава 11. Мониторинг загрязненности экосистем хлорорганическими соединениями	287
Список литературы	297

ОБРАЗОВАТЕЛЬНЫЙ ЦЕНТР

ПРЕДИСЛОВИЕ

Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем предназначено для специалистов-гидробиологов общегосударственной службы наблюдений за загрязнением природной среды.

Руководство подготовлено в отделе мониторинга пресноводных экосистем и палеоэкологии Института глобального климата и экологии (ИГКЭ) при участии ведущих специалистов Московского государственного университета им. М. В. Ломоносова, Института озероведения, Института экологии Волжского бассейна, Института водных проблем, Азовского научно-исследовательского института рыбного хозяйства, Узбекского УГМС.

В Руководстве обобщен полуторадесятилетний опыт практики гидробиологического анализа состояния пресноводных экосистем в системе общегосударственной службы наблюдений за загрязнением природной среды. Разделы Руководства подготовили следующие авторы: глава 1 — д-р биол. наук В. А. Абакумов, глава 2 — канд. биол. наук В. Н. Тальских, глава 3 — д-р биол. наук В. И. Попченко, Г. П. Булгаков, глава 4 — канд. биол. наук Н. Л. Свирская, глава 5 — канд. биол. наук С. В. Кринева, глава 6 — И. И. Попченко, главы 7, 9 — канд. биол. наук В. А. Семин, канд. биол. наук В. Н. Хромов, глава 8 — д-р биол. наук И. М. Распопов, глава 10 — канд. биол. наук Г. Л. Марголина, глава 11 — канд. биол. наук Л. Д. Воронова, канд. биол. наук И. Н. Пушкарь.

Авторы выражают надежду, что Руководство окажется полезным для экологов, гидробиологов, микробиологов, ихтиологов, гидрохимиков, специалистов, работающих в области охраны природной среды.

Авторы с благодарностью примут от заинтересованных лиц замечания и предложения по улучшению книги.

Глава 1. ЦЕЛИ И ЗАДАЧИ ГИДРОБИОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА ПРЕСНОВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ

В нашей стране большое количество водоемов и водотоков находится в стадии экологического регресса. В связи с этим чрезвычайно важен хорошо организованный надежный контроль состояния пресноводных экосистем [59, 68].

Система контроля, основанная на дифференцированном определении концентраций контролируемых вредных веществ и сопоставлении их с предельно допустимыми концентрациями (ПДК), малоэффективна. Согласно определению, ПДК — это максимальное количество вредного вещества в единице объема, которое при ежедневном воздействии в течение неограниченного времени не вызывает каких-либо болезненных изменений в организме и неблагоприятных наследственных изменений у потомства. Однако существующие методические подходы к регламентации вредных веществ несовершенны. Во многих случаях при установлении ПДК учитывается только прямое токсическое воздействие, но не учитываются все реально существующие косвенные эффекты. Некоторые показатели регламентируются только при общесанитарной оценке водоемов, при этом для отдельных показателей (температуры, БПК, плавающих примесей и т. п.) допустимые значения приняты в известной мере произвольно [112].

Не менее серьезным недостатком системы контроля, основанной на определении ПДК, является и то, что изолированное действие отдельных химических веществ без учета реальной экологической ситуации не отражает истинной картины. Изолированного действия не существует, необходимо принимать во внимание всю сумму факторов. На сегодняшний день установлено около тысячи ПДК вредных веществ для водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового назначения и около 700 ПДК веществ для рыбохозяйственных водоемов, тогда как число загрязняющих веществ антропогенного происхождения в диапазоне концентраций 10^{-4} — 10^{-7} % превысило в водоемах и водотоках миллион наименований и ежегодно синтезируется свыше четверти миллиона новых химических веществ. Положение усугубляется еще и тем, что не более 10 % общего количества нормированных вредных веществ обеспечено методами анализа на уровне ПДК. Кроме того, в пресноводных экосистемах образуются сложные комплексы различных химических соединений антропогенного происхождения, принципиально иначе воздействующие на биоценозы, чем отдельные составляющие. В результате взаимодействия многих химических ингредиентов в водной среде происходит образование веществ, которые могут оказаться значительно токсичнее анализируемых исходных соединений и могут обладать мутагенным эффектом [151, 162, 190].

Не дают адекватной оценки состояния пресноводных экосистем и методы биотестирования — экспериментального определения токсичности воды для гидробионтов, основанного на регистрации реакций тест-объектов, так как возможность экстраполяции результатов, полученных *in situ* биотестированием, на естественные водоемы крайне ограничена. При разработке и стандартизации методик биотестирования практически невозможно учесть все существенные особенности жизнедеятельности организма. Например, выживание и размножение зависят от поведения, определяющего результаты взаимодействия хищника и жертвы, питания, гнезδοстроения, уходаживания и т. п. [411]. На некорректность экстраполяции на природные экосистемы результатов, полученных в лабораторных условиях, указывают многие исследователи. Так, Келсо и Шоу называют ряд факторов, которые затрудняют экологическую экстраполяцию результатов биотестирования: «1) даже на самых ранних стадиях жизни водные организмы оказались способными избегать низких значений рН; 2) есть возможность избежать даже сублетальные уровни; 3) при биотестировании пробы ограничиваются экспозиционными камерами, поэтому условия не отражают реального натурального воздействия» [162].

Система контроля, основанная на дифференцированном определении концентрации контролируемых вредных веществ, как и методы биотестирования, не может давать адекватной оценки состояния пресноводных экосистем также и потому, что на пресноводные экосистемы помимо химического загрязнения оказывает негативное влияние тепловое и биологическое загрязнение. В результате последнего в пресноводные экосистемы внедряются малоценные и сорные виды рыб, вредные для человека гидробионты, ухудшающие качество воды, осложняющие навигацию, снижающие водопропускную способность каналов, затрудняющие эксплуатацию гидротехнических сооружений. Наибольшую опасность представляют патогенные организмы. Биологическому загрязнению способствуют строительство гидросооружений, расширение сети водных коммуникаций, увеличение площади внутренних водоемов, что приводит к более свободному обмену фауной и флорой между различными, прежде изолированными водными системами [112].

Состояние пресноводных экосистем находится в прямой зависимости от состояния площади водосбора, уровня антропогенной освоенности бассейна. Глубокое воздействие на пресноводные экосистемы производят изменения режима, баланса и качества вод водоисточников, вызванные мероприятиями орошаемого земледелия в аридной зоне и осушительно-увлажнительными мероприятиями в гумидной зоне, водопонизительными работами в районах горнорудных разработок и др. Существенное влияние на пресноводные экосистемы оказывают изменение режима наносов, береговые и русловые деформации, связанные с водозаборами и другими инженерными сооружениями в долинах и поймах рек, с вырубкой лесов, выемкой галечника и прочей хозяйственной дея-

тельностью. Велико отрицательное влияние маломерных моторных судов, численность которых в России составляет около 3 млн единиц. Им доступны огромные акватории, ранее не использовавшиеся речным транспортом. Все это обуславливает необходимость внедрения в широкую практику мониторинга методов, которые обеспечивают возможность прямой, непосредственной оценки состояния пресноводных экосистем. Такими методами являются методы гидробиологического анализа.

В нашей стране гидробиологический анализ состояния водных экосистем имеет давние традиции, восходящие еще к середине прошлого столетия, когда при Казанском обществе естествоиспытателей была образована специальная комиссия, в обязанности которой вменялись санитарно-биологические исследования местных озер. В России проводилась большая работа по усовершенствованию методов гидробиологического анализа состояния водоемов и водотоков. Особенно много в этом направлении было сделано Я. Я. Никитинским, С. М. Вислоухом, А. С. Скориковым и Е. Н. Болонцевым [4].

Система гидробиологического мониторинга поверхностных вод в нашей стране была создана в 1974 г. До этого систематический контроль и наблюдения за качеством поверхностных вод и уровнями их загрязнения проводились только по физическим и химическим показателям. Стратегической целью, определяющей структуру задач и содержание функций системы, является контроль экологического состояния водных объектов России. К основным задачам системы гидробиологического мониторинга относятся:

1. Гидробиологические наблюдения за экологическим состоянием водных объектов, их биологическая оценка и прогноз биологических последствий изменения уровня антропогенных воздействий.

2. Создание банка гидробиологических данных по экологическому состоянию водных объектов России.

3. Обеспечение заинтересованных организаций систематической и оперативной информацией.

4. Обеспечение компетентных организаций материалами для составления рекомендаций в области охраны водной среды, рационального использования водных ресурсов, а также для проектирования народнохозяйственных сооружений, планирования размещения крупных промышленно-энергетических комплексов и других подобных работ.

Основные принципы организации системы гидробиологического мониторинга качества природных вод:

- 1) единство научно-методического руководства сетью гидробиологических лабораторий;

- 2) унификация и стандартизация методов гидробиологического контроля;

- 3) централизация всей гидробиологической информации по состоянию водных объектов страны;

- 4) массовость гидробиологических наблюдений;

5) комплексность наблюдений (гидробиологическим наблюдениям сопутствуют гидрологические и гидрохимические наблюдения).

Организационная структура системы гидробиологического мониторинга качества природных вод соответствует линейно-функциональному типу внутрисистемных отношений, предусматривающему полное сосредоточение полномочий и ответственности по всем функциям гидробиологической службы у руководителя службы и подчиненных ему руководителей подразделений территориальных управлений (территориальный подтип линейно-функционального типа внутрисистемных отношений). Первичную ступень в системе гидробиологического мониторинга составляют сетевые гидробиологические лаборатории, в функции которых входят рекогносцировочный осмотр водных объектов региона и регулярные (периодические) наблюдения на постоянных пунктах.

Гидробиологический анализ, будучи важнейшим элементом системы наблюдений за уровнем загрязнения поверхностных вод и донных отложений, включает в себя:

- определение совокупного эффекта комбинированного воздействия загрязняющих веществ на водные биоценозы;

- определение экологического состояния водных объектов и установление экологических последствий их загрязнения;

- определение направления изменения водных биоценозов в условиях загрязнения природной среды;

- оценку качества поверхностных вод и донных отложений как среды обитания организмов, населяющих водоемы и водотоки;

- оценку трофических свойств воды;

- установление возникновения вторичного загрязнения и его источников, а в ряде случаев специфического химического состава воды.

Массовость гидробиологических наблюдений, их комплексность, сопоставимость, унификация и стандартизация, централизация всей гидробиологической информации предъявляют особые требования к методам гидробиологического мониторинга, применяемым в системе службы наблюдений и контроля за уровнем загрязнения природной среды. Эти методы должны быть доступны для гидробиологов, не обладающих высокой профессиональной квалификацией, не требовать больших материальных затрат и чрезмерно сложного технического обеспечения. Они должны гарантировать адекватную оценку качества вод и донных отложений, давать высокую воспроизводимость результатов, обеспечивать быстрое получение надежной информации, обладать достаточной разрешающей способностью, чтобы регистрировать даже временные небольшие нарушения как отдельных биологических процессов, так и общего состояния водных экосистем. Методы гидробиологического мониторинга должны обладать высокой эффективностью в условиях работы широкой сети наблюдений, включающей труднодоступные районы, должны обеспечивать получение информации длительного хранения как основы для прогнозов из-

менений состояния водных экосистем, вызванных природными и антропогенными причинами.

В настоящее время проблема создания такого комплекса методов полностью еще не решена. Комплекс методов, представленных в данном Руководстве, отражает современный уровень практического решения этой проблемы. Программа гидробиологического мониторинга пресноводных экосистем предусматривает наблюдения по всем основным подсистемам: фитопланктону, макрофитам, зоопланктону, зообентосу, перифитону, микрофлоре. Каждая группа организмов как биологический индикатор состояния пресноводных экосистем имеет свои преимущества и недостатки, которые определяют границы ее использования при решении тех или иных задач биоиндикации, при выявлении наиболее существенных в каждом конкретном случае особенностей состояния экосистемы.

Еще в начале нашего столетия В. Л. Омелянский указывал на исключительно высокую чувствительность и специфичность действия микроорганизмов. Под чувствительностью микроорганизмов В. Л. Омелянский понимал способность обнаруживать ничтожно малые количества различных химических веществ, а под специфичностью — избирательное средство микроорганизмов. Тогда же эти особенности микроорганизмов нашли широкое практическое применение в деятельности трех московских лабораторий по изучению качества поверхностных вод: Микробиологической лаборатории Временного комитета по изысканию мер и охране водоемов Московского промышленного района от загрязнения сточными водами и отбросами фабрик и заводов, Биологической станции на полях орошения Московского городского управления и Рублевской лаборатории Москворецкого водопровода [255]. В Рублевской лаборатории проводился ежедневный количественный бактериологический контроль воды реки Москвы. Первое обстоятельное биологическое обследование реки Москвы, проведенное в 1907 г. Я. Я. Никитинским [257], включало в себя и количественные бактериологические исследования. Уже тогда Никитинский [261] достаточно четко определил одну из основных особенностей бактериологического анализа воды водных объектов, сближающую его с химическим анализом и устанавливающую его место в системе контроля загрязнения водных объектов, — возможность характеризовать качество воды только непосредственно в момент взятия пробы.

Кольквитц и Марссон [426, 427] включили микроорганизмы в систему индикаторов сапробности для оценки степени загрязнения вод, которая послужила основой многих последующих систем биологического анализа. Показательное значение микроорганизмов в системе сапробности Кольквитца и Марссона в последующем неоднократно уточнялось. Первые заслуги в этом принадлежат С. М. Вислоуху [85], который, в частности, поставил вопрос об относительности показательного значения железобактерий *Chlamidotrix (Leptothrix) ochracea* и *Calionella ferruginea*,

отнесенных Кольквитцем и Марссоном к типичным олигосапробам, и серных бактерий *Beggiatoa*, причисленных Кольквитцем и Марссоном к полисапробам. С. М. Вислоух предложил рассматривать бактерий рода *Beggiatoa* не как показатели полисапробной зоны, а как индикаторы энергично протекающих процессов разложения белков. Правильность такого подхода в дальнейшем была подтверждена исследованиями А. Г. Родиной [294], установившей, что серобактерии и в том числе виды рода *Beggiatoa*, относимые Кольквитцем и Марссоном к показателям сильного загрязнения, широко распространены в водах, не загрязненных органическими веществами. Теперь очевидно, что отдельные индикаторные организмы, взятые изолированно, не могут достаточно верно охарактеризовать загрязненные воды. Так, серобактерии являются индикаторами серы в воде, независимо от того, какого происхождения эта сера.

В 30—40-х годах С. Н. Строгановым, Н. Н. Литвиновым, Л. И. Мацем и другими авторами было установлено, что микробиологические показатели служат более чувствительными и тонкими индикаторами хозяйственного и бытового загрязнения воды, чем химические. Высокая чувствительность микробиологических показателей обусловлена большей разницей в содержании микроорганизмов-индикаторов в сточных водах и в воде контролируемых объектов. Для ряда бактерий-индикаторов эта разница достигает сотен тысяч, а то и десятков миллионов раз, что позволяет широко использовать бактериологические показатели при контроле распространения загрязнения в водных объектах, а также при изучении процессов смешения и разбавления сточных вод [186]. При этом должна учитываться возможность наличия максимальной численности бактериальных клеток ниже по течению по сравнению с источником органического загрязнения.

Велико индикаторное значение бактериальной флоры в водохранилищах, где бактериологические показатели позволяют выявлять действие на качество воды самых различных источников загрязнения, контролировать влияние затопленного ложа, обнаруживать компенсаторные течения в придонных слоях воды, способствующие распространению загрязняющих веществ в сторону, противоположную движению водных масс по поверхности, и создающие реальную угрозу для водозаборов, расположенных выше выпуска сточных вод.

Антропогенное загрязнение озер любого типа сопровождается увеличением показателей количественного развития бактериопланктона, за исключением крайних случаев метаболического регресса. В озерах количественное развитие бактериопланктона служит определенным показателем типологической принадлежности водоема. При этом весьма существенно, что одноразовые съемки при соответствующей обработке (осреднении) данных, как правило, пригодны для характеристики озер [281, 284, 287]. Скорость размножения бактерий наряду с численностью и биомассой может быть показателем трофического типа водоема [94, 170].

На пунктах общегосударственной службы наблюдений и контроля за уровнями загрязнения водных объектов предусматривается определение следующих показателей: общего количества бактерий по методу прямого счета на мембранных фильтрах; количества сапрофитных бактерий на мясо-пептонном агаре (МПА) и на разведенном МПА (1 : 10); индекса отношения числа сапрофитных бактерий к общему числу бактерий; скорости размножения бактерий; количества микроорганизмов, растущих на селективных средах со специфическим источником питания. Санитарно-микробиологическими исследованиями воды предусматривается определение микробного числа, определение коли-титра (или коли-индекса), обнаружение патогенных микробов. В качестве дополнительного показателя привлекается титр энтерококка. Наилучшие результаты получаются при сопоставлении титра энтерококка с титром кишечной палочки.

Следует подчеркнуть, что такой важный для санитарной оценки вод показатель как «микробное число» далеко не всегда соответствует «общему числу микроорганизмов» — показателю экологического состояния водного объекта. Микробное число показывает только количество бактерий, учитываемых специальными санитарно-микробиологическими методами, тогда как общее количество микроорганизмов, устанавливаемое целым комплексом методов водной микробиологии, соответствует реальному полному количеству микроорганизмов. В первом случае оказываются неучтенными такие важные физиологические группы микроорганизмов, как серные бактерии, азотфиксирующие и нитрифицирующие бактерии, анаэробные бактерии и другие группы. Различие этих двух показателей увеличивается при переходе от загрязненных вод к чистым. Поэтому данные санитарно-микробиологического контроля не являются достаточными для оценки объекта в биологическом мониторинге.

Исследованиями Г. Г. Винберга и М. С. Ломоносовой [80] было установлено существование прямой корреляции между значением биологического поглощения кислорода в воде и общим числом микробов в ней и отсутствие такой корреляции с микробным числом. Микробиологические исследования имеют принципиальное значение при изучении явлений метаболического прогресса и регресса биоценозов под воздействием антропогенных факторов [40]. Место, занимаемое прокариотами в гидробиологическом мониторинге, во многом определяется их огромным значением в круговороте веществ и продуктивности водоемов.

Соотношение общего количества сапрофитных бактерий и числа спорообразующих бактерий служит надежным показателем характера распада органического вещества водоемов. Показателем интенсивности процессов минерализации органического вещества в водоеме служит нитрификационная способность воды [201]. Бактериальные ферментативные тесты используются для оценки самоочищения вод. Ферментативные системы служат не только показателями обогащенности сточных вод органическими веще-

ствами, но и отражают степень и скорость их минерализации [135]. Важным показателем антропогенного эвтрофирования служит бурное развитие цианобактерий, их доминирование в составе фитопланктона при очень ограниченном видовом разнообразии. Ряд цианобактерий, особенно некоторые представители родов *Aphanizomenon*, *Microcystis*, *Ahabaena* являются основными возбудителями «цветения» воды.

Для индикации специфического загрязнения водоемов используются методы, основанные на потенциальной способности бактерий к разрушению соответствующих субстратов (нефтеокисляющие, фенолоразрушающие, целлюлозоразрушающие и другие бактерии). Некоторые бактерии оказываются чувствительными к содержанию токсичных веществ в воде. Бактерия *Serratia marcescens* может служить тест-объектом для установления концентрации цинка, ядовитой для макрофитов. Особенности ростовой реакции *Aerobacter aerogenes* позволяют установить в воде присутствие нитратных солей свинца, меди и кадмия в концентрациях $5 \cdot 10^{-5}$ моль/л, окисной ртути — $5 \cdot 10^{-7}$ моль/л, серебра — 5×10^{-8} моль/л [324]. Некоторые бактерии, например *Azotobacter chroococcum*, активно аккумулирующие радиоактивные элементы, могут служить индикаторами обогащенности радиоактивными веществами естественных субстратов [191].

Велико значение микробиологических исследований в биомониторинге закисления пресноводных экосистем. Кислые атмосферные осадки в континентальных водоемах вызывают повышение содержания сульфатов и связанное с этим появление сероводорода в пресноводных бассейнах, увеличение содержания восстановленной серы в их иловых отложениях и подкисление воды. Все это оказывает непосредственное влияние прежде всего на микрофлору, участвующую в процессах круговорота серы в континентальных водоемах, как в процессах восстановления сульфатов до сероводорода, так и в процессах окисления восстановленных соединений серы до молекулярной серы и сульфатов.

Для индикации экологических последствий изменения гидрохимических характеристик пресноводных водоемов и водотоков, связанного с вымыванием из атмосферы окислов серы, необходимо иметь сведения о качественном и количественном составе соответствующей микрофлоры и ее функциональной активности в среде обитания. Практически весь сероводород в водоемах имеет биологическое происхождение независимо от того, образуется ли он за счет гнилостных процессов или путем восстановления сульфатов антропогенного происхождения. В природных условиях восстановление сульфатов до сероводорода может происходить исключительно благодаря активности сульфатвосстанавливающих бактерий. Но восстановлением сульфатов геохимическая деятельность водной микрофлоры не ограничивается. В зависимости от конкретных экологических условий окисление образующегося сероводорода происходит либо абиогенно, либо в результате деятельности тионовых бактерий (семейство *Thiobacteriaceae*) или

окрашенных серобактерий (семейство *Thiophodaceae*) [204]. Отсюда очевидно значение микробиологических исследований в системе биомониторинга.

Для биомониторинга закисления пресноводных экосистем принципиальное значение имеет тот факт, что микроорганизмы, участвующие в круговороте серы в континентальных водоемах, неодинаково реагируют на кислотность среды. Четко выраженные различия могут наблюдаться не только в пределах одного семейства, но и в пределах более узких таксономических групп — рода и даже вида. Примером может служить семейство тионовых бактерий, принадлежащее к порядку *Pseudomonadales*. Так, значения рН, оптимальные для роста тионовых бактерий *Thiobacillus thioparus*, существенно сдвинуты в щелочную сторону, и, по данным Г. А. Соколовой и Г. И. Каравайко [327], отдельные формы этого вида способны развиваться даже при рН 9,8. Тионовые бактерии *Th. denitrificans*, близкие к предыдущему виду (но в отличие от него способные развиваться в анаэробных условиях, используя кислород нитратов для окисления серы), активны при рН 6—8 [384]. Наконец, тионовые бактерии *Th. ferrooxidans*, в отличие от двух указанных видов, развиваются при очень большой кислотности среды и имеют оптимум развития около рН 2,5, а крайние пределы рН 0,6—5,5 [327]. В составе этого вида есть штаммы, которые, при том же оптимальном для своего развития рН, нуждаются в более кислой среде, и верхний предел рН для них не превышает 4,5 [147]. Противоположной реакцией на кислотность среды обладают миксотрофные штаммы тионовых бактерий *Th. novellus* и *Th. trautveinii*. Оптимум развития первых находится при рН 8—9 (нижний предел при рН 5—6), вторых — соответственно при рН 7,8—8,5 (предел при рН 6—10) [204].

По-разному реагируют на кислотность окружающей среды в присутствии сероводорода пурпурные бактерии *Thiorhodaceae*. Группа пурпурных серобактерий, в которую входят *Chromatium*, развивается в пределах значений рН от 5,5 до 9,5, а группа, к которой принадлежит *Chlorobium*, растет при значениях рН от 8,4 до 10,5. При этом необходимо учитывать, что оптимум и пределы их развития в значительной мере зависят от содержания в окружающей среде органических веществ, сульфидов и т. п. [178].

Что касается зеленых серобактерий семейства *Chlorobacteriaceae*, то следует отметить несколько большее постоянство требований различных видов этого семейства к активной кислотности окружающей среды. Крайние пределы роста разных видов зеленых серобактерий находятся в интервале рН 6,0—9,8, а оптимальная для роста реакция среды соответствует значениям рН от 7,0 до 7,5. В этих же пределах находится и оптимальное значение рН для большинства пурпурных не серных бактерий семейства *Athiorhodaceae*, а крайние пределы роста соответствуют значениям рН от 6,5 до 8,5.

Относительная простота отбора проб, хорошо разработанная обычная методика, автоматизация общего подсчета бактериаль-

ных клеток являются важнейшими преимуществами бактериальных методов контроля качества вод. Среди других особенностей микробиологических методов контроля качества вод, которые нужно учитывать при внедрении этих методов в гидробиологическую службу наблюдений и контроля поверхностных вод, следует отметить: необходимость в специальном оборудовании для стерилизации, посева и инкубации, задержку в получении результатов при подготовке культуры, трудности различия живых и мертвых клеток без специального оборудования при прямом подсчете, расхождения в подсчетах различными методами (подсчеты на чашках могут не отражать действительную разработанность бактериологии «чистой воды»), неясность происхождения дрейфующих клеток, быстроту восстановления сообществ после временного загрязнения.

Эти особенности в полной мере присущи и микологическим методам контроля состояния водных экосистем, интерес к которым в последние годы существенно увеличился, поскольку антропогенное загрязнение водной среды во многих случаях способствует интенсивному развитию грибов-паразитов, наносящих значительный вред рыбному хозяйству. Среди всех известных заболеваний рыб микозные заболевания по своей распространенности решительно во всех водоемах и водотоках и среди всех видов рыб без исключения, безусловно, занимают первое место [222]. В водоемах и реках, подверженных интенсивному антропогенному воздействию, они приобретают подчас характер массового и постоянного явления.

Возбудителями микозных заболеваний рыб являются по преимуществу представители семейства сапролегниевых (наиболее часто представители родов *Saprolegnia* и *Achlya*). *Branchiomyces sanguinis* вызывает у рыб бронхомикоз, *Nephromyces piscium* — нейромикоз, *Ichthyophonus hoferi* вызывает у форелей болезнь, известную под названием расстройства координации движений, или «пьяной» болезни и т. д.

Среди водных грибов, в особенности представителей порядка *Chytridiales*, известно немало видов, которые являются облигатными паразитами водорослей. Особенно сильно подвержены воздействию этих грибов диатомовые, зеленые и синезеленые водоросли (цианобактерии). В отдельные годы массовое развитие этих грибов-паразитов вызывает у водорослей эпифитотии, приводящие к резкому нарушению пищевых цепей и снижению кормовых ресурсов в водоеме, что также наносит существенный ущерб рыбному хозяйству.

Несмотря на видовое и количественное обилие грибов, паразитирующих на различных организмах в пресных водоемах и водотоках, методы их исследования разработаны слабо по сравнению с методами исследования грибов-сапрофитов. Такое положение в значительной мере объясняется трудностями, с которыми приходится сталкиваться при выделении грибов-паразитов в чистую культуру. Иногда в случае устойчивого облигатного парази-

тизма и строгой специализации по отношению к организму-хозяину получение одночленной чистой культуры гриба вообще невозможно. В связи с этим практикой освоен метод двучленных культур, заключающийся в том, что на питательной среде получают чистую культуру организма-хозяина вместе с паразитирующим на нем грибом. Метод двучленных культур сложен и трудоемок, поэтому в практике биомониторинга пресноводных экосистем им следует пользоваться только в тех случаях, когда все попытки выделить гриб-паразит в одногрибную культуру заканчиваются неудачей, иначе говоря, только в случаях высокой степени специализации гриба по отношению к организму-хозяину и его облигатного паразитизма.

Водорослям принадлежит ведущая роль при биоиндикации изменения состояния экосистемы в результате эвтрофирования водного объекта. При эвтрофировании водного объекта и соответствующем ухудшении качества воды сукцессия видового состава особенно отчетливо проявляется в сообществе фитопланктона [184, 262, 368]. Значительное число публикаций результатов экспериментальных исследований влияния загрязняющих веществ на водоросли существенно облегчает интерпретацию альгологических данных по загрязнению водоемов и водотоков. Однако водоросли не могут быть индикаторами фекального и тяжелого органического загрязнения, они обладают также слабой чувствительностью к тяжелым металлам и пестицидам. В ряде случаев биоиндикация по водорослям затрудняется их недостаточной таксономической изученностью, а также сложностью различения живых и мертвых клеток [87, 383, 464]. В последнее время трудности обработки проб, обусловленные утомительностью подсчета числа клеток, в известной мере уменьшаются благодаря использованию методов автоматического подсчета общей численности. Существуют обнадеживающие перспективы в использовании автоматизированных систем для установления таксономического состава [391, 405].

Зоопланктон, как и фитопланктон, используется для характеристики экологического состояния не только той части водотока, которая лежит выше пункта взятия пробы. В сравнении с фитопланктоном зоопланктон менее показателен при индикации изменения состояния экосистемы в результате процессов эвтрофирования [392, 443, 445, 446]. Так, в Ладожском озере за 70 лет в связи с эвтрофированием в составе доминирующих видов фитопланктона произошли существенные изменения, появились новые виды, тогда как видовой состав зоопланктона не изменился [262, 263]. Тем не менее значение зоопланктона в качестве биоиндикатора экологического состояния достаточно велико и в большой мере обуславливается тем, что среди зоопланктонных организмов встречаются представители патогенной фауны, ограничивающей использование водного объекта в целях водоснабжения и рекреации. Зоопланктон в качестве биоиндикатора особенно широко используется при контроле экологического состояния озер и водо-

хранилищ, где ему в ряде случаев придается решающее значение, например при биоиндикации качества воды средних слоев пелагиали, откуда осуществляется водоснабжение крупных населенных пунктов, или при биоиндикации качества вод в устьевых заливах притоков верхней части водохранилищ, где имеют место большие ежесуточные и недельные колебания уровня воды, обусловленные ритмом работы гидроэлектростанций [127].

Значение простейших особенно велико в тех случаях, когда требуется оценка загрязнения непосредственно в момент взятия пробы и незадолго до этого. Экспресс-методы оценки экологического состояния по простейшим позволяют получать надежную информацию практически мгновенно. Этому способствует как простота отбора проб, так и довольно хорошо разработанная система сапробных валентностей с детализацией в пределах отдельных родов. Простейшие являются высокочувствительными индикаторами сапробного состояния водоемов. В практике полевых работ наиболее предпочтительным следует признать метод прямого микроскопирования нефиксированных проб, поскольку многие простейшие даже при очень строгом подборе фиксатора меняют свою форму, теряют жгутики и разрушаются [216, 310, 365, 401, 402].

Зообентос служит хорошим, а в ряде случаев единственным биоиндикатором экологического состояния донных отложений и придонного слоя воды [55, 105, 112, 124, 389, 394, 406, 420, 432, 459]. Макрозообентос является основой многих систем биоиндикации: эколого-зонального метода Института гидробиологии, биотических очков Чендлера, биотических баллов, расширенного биотического индекса, биотического индекса р. Трент. Последняя из этих систем особенно широко применяется у нас на малых реках. Наибольшую биомассу бентоса составляют моллюски, но необходимо помнить, что далеко не все моллюски могут служить надежными индикаторами загрязнения воды и донных отложений. Достоверными индикаторами служат легочные моллюски, особенно речные катушки и речные чашечки.

Неизменно положительные результаты дает оценка состояния водных объектов по личинкам насекомых. Свободноживущие камподоидные личинки ручейников (без предохраняющих домиков) из подотряда кольчато-щупиковых, а также личинки поденок с жабрами, не покрытыми крышечками, являются наиболее чувствительными к загрязнению и используются как надежные индикаторы чистых участков водоемов и водотоков.

Хорошими показателями состояния экосистемы могут с успехом служить многие организмы мейобентоса, например представители двух подклассов нематод: *Adenophorea* и *Secernatea*. Первые предпочитают незагрязненные воды, вторые тяготеют к участкам, содержащим большое количество органических веществ. Соотношение численности представителей *Secernatea* и *Adenophorea* может использоваться в качестве показателя степени загрязнения. Для этих целей вполне достаточно определить нематод до отряда, что не вызывает затруднений. Повсеместное распростра-

нение этих животных позволяет получать сопоставимые результаты для пресноводных экосистем всех регионов [78, 269].

При оценке экологического состояния донных отложений по индикаторным организмам зообентоса следует учитывать, что на дне даже очень чистых естественных водоемов и водотоков всегда скапливается некоторое количество мертвых организмов. Поэтому организмы планктона, учитываемые, например, как типичные β -мезосапробы, при попадании из водной толщи в донную среду, теряют свое индикаторное значение. Для донных отложений несомненными показателями загрязнения следует признать лишь α -мезосапробы и полисапробы.

Чрезвычайно ценную информацию об экологическом состоянии водного объекта можно получить, изучая перифитон [110, 397, 398, 403]. При этом следует иметь в виду относительную простоту сбора перифитона, а также возможность использования простых орудий сбора (при отборе качественных проб), таких как гидробиологическая ложка, скальпель, скребок, нож и т. п. Подобный сбор материала могут производить наблюдатели, не имеющие специального образования, что позволяет быстро и на большой территории внедрить в практику метод контроля качества вод по перифитону. Конечно, не следует забывать, что для последующей обработки собранных проб необходимы специалисты, имеющие биологическую подготовку, так как методы, использующие индикаторные организмы, требуют точного определения видов. При рекогносцировочном гидробиологическом осмотре водных объектов¹ достаточно регистрировать лишь те микроскопические формы перифитона, которые при массовом развитии могут быть определены невооруженным глазом или с помощью простой лупы, как, например, сидячие формы коловраток, колониальные сидячие инфузории *Ophrydium*, *Carchesium*, *Epistylis*, диатомовые водоросли *Gomphonema*, *Cymbella*, синезеленые водоросли *Nostoc*, *Rivularia*, налеты и наросты серных бактерий *Thiothrix*, *Beggiatoa*, бактериальные *Zooglea ramigera*, пряди и космы бактерий и грибов *Zeptomitus*, *Sphaerotilus*, *Nematosporangium* и т. п.

При рекогносцировочном гидробиологическом осмотре водных объектов, проводимом с целью экологически обоснованного размещения постоянных пунктов наблюдений и контроля экологического состояния пресноводных экосистем наиболее существенно значение макрофитов, выполняющих важную роль в процессах формирования качества поверхностных вод [110, 237, 256, 292]. В прибрежно-водной растительности выявляется исключительно легко поддающаяся учету доминантная флора. При этом подтипу водной растительности, представленной гидромезофитами, гидро-

¹ Рекогносцировочный гидробиологический осмотр водных объектов наиболее целесообразно проводить летом — в начале осени (июнь — сентябрь), когда флора и фауна развиты наиболее полно, а процессы самоочищения протекают с наибольшей интенсивностью.

фитными и гидротофитными видами, отводится принципиальная роль в оценке загрязнения водной среды, тогда как подтипу прибрежной растительности, представленной гидрофитными, мезофитными и ксеромезофитными видами, определяющее значение придается при оценке загрязнения донных отложений малорастворимыми и малоподвижными токсичными веществами. При загрязнении водоемов изменяется видовой состав, биомасса и продукция макрофитов, возникают морфологические аномалии, происходит смена эдификаторов — доминантных видов, обуславливающих особенности контролируемого ценоза.

Весьма показательно изучение подземной биомассы и подземной структуры фитоценоза прибрежно-водной растительности, но оно слишком трудоемко и потому не может найти широкого применения в системе гидробиологического контроля состояния пресноводных экосистем. При использовании макрофитов как биоиндикаторов экологического состояния водоемов и водотоков необходимо учитывать их большую устойчивость к кратковременному загрязнению.

Данные об ихтиофауне важны при оценке состояния водного объекта в целом и особенно при определении допустимых уровней загрязнения водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение [169]. Случаи массовой гибели рыбы, благодаря тому что они легко обнаруживаются и неспециалистами, часто оказываются первыми сигналами залповых, аварийных сбросов загрязняющих веществ. Отсутствие рыбы в реках, озерах и водохранилищах, особенно в тех, где прежде водилась рыба, указывает на крайнее неблагополучие в экосистеме, причиной которому может быть сильное загрязнение. Наличие рыбы в водоеме или водотоке менее показательно, поскольку она еще не свидетельствует об отсутствии веществ, которые могут быть вредны для рыб и человека, особенно при длительном воздействии. Наличие рыбы не может служить индикатором ни биологической чистоты воды, ни отсутствия у воды привкуса или запаха, ни отсутствия в воде или донных отложениях веществ, вредных для животных и человека, ни пригодности воды для питьевых целей, купания в ней и даже для определенных промышленных целей [68]. Кроме того, трудности в регулярном получении репрезентативного ихтиологического материала ограничивают возможности использования ихтиологической информации в гидробиологической службе наблюдений и контроля поверхностных вод.

Всесторонняя, исчерпывающая характеристика состояния экологической системы возможна только на основании достаточно полных данных, касающихся разных водных сообществ [286]. Для достижения этой цели необходимо особое внимание уделять абсолютным биологическим величинам и прежде всего видовому составу главнейших сообществ и количественным данным о видовых популяциях доминирующих и индикаторных видов. При этом должны приниматься во внимание только точные и надежные таксономические определения. Если нет полной уверенности в пра-

вильности определения, то такой организм совсем не следует учитывать. Лучше определить мало, но верно, чем много, но сомнительно.

Неточности таксономических определений особенно сильно искажают результаты сапробиологического анализа. Среди методов гидробиологического анализа экологического состояния водных объектов сапробиологический анализ занимает одно из важнейших мест. Разработанный еще в начале нашего века ботаником Кольквитцем и зоологом Марссоном и впоследствии развитый и модифицированный многими авторами, сапробиологический анализ продолжает успешно применяться в повседневной практике гидробиологического контроля качества поверхностных вод, конкурируя с новейшими методами биоиндикации [150].

Первоначально под сапробностью понималась способность организмов развиваться при большем или меньшем содержании в воде органических соединений. Затем экспериментально было доказано, что сапробность организма обуславливается как его потребностью в органическом питании, так и резистентностью по отношению к вредным продуктам распада и дефициту кислорода в загрязненных водах. Теперь установлено, что в ряду организмов олигосапробы—мезосапробы—полисапробы возрастает не только специфическая стойкость к органическим веществам и к таким последствиям загрязнения, как дефицит кислорода, но и эврибионтность, т. е. неспецифическая способность организма существовать при резко различных условиях среды [79]. Это положение значительно расширяет возможности использования сапробиологического анализа не только в случае загрязнения вод бытовыми стоками, но и при их промышленном загрязнении.

В классической системе Кольквитца и Марссона показательные организмы разделяются на три группы: 1) организмы сильно загрязненных вод — полисапробионты, или полисапробы; 2) организмы умеренно загрязненных вод — мезосапробионты, или мезосапробы (с двумя подгруппами — α и β); 3) организмы слабо загрязненных вод — олигосапробионты, или олигосапробы.

Полисапробные воды в химическом отношении характеризуются малым содержанием кислорода и большим содержанием углекислоты и высокомолекулярных легко разлагающихся органических веществ — белков, углеводов. В этих водах интенсивно протекают процессы редукции и распада, при которых в иле образуются сернистое железо и сероводород. Население полисапробных вод характеризуется малым видовым разнообразием, но отдельные виды могут достигать большой численности. Аэрофильные микроорганизмы полностью отсутствуют. Здесь особенно распространены бесцветные жгутиконосцы и бактерии. Число бактериальных колоний, вырастающих из 1 см³ полисапробной воды на обыкновенном питательном желатине, может превышать 1 млн. Полисапробные организмы могут встречаться в соседних мезосапробных водах, как например, *Sphaerotilus*, а в олигосапробных водах, если и обнаруживаются, то чрезвычайно редко.

Для α -мезосапробных вод характерно энергичное самоочищение. В нем принимают участие и окислительные процессы за счет кислорода, выделяемого хлорофиллоносными растениями, среди которых встречаются синезеленые, диатомовые и зеленые водоросли. Большой численностью обладают грибы и бактерии, достигающие сотен тысяч в 1 см^3 . Могут обитать нетребовательные к кислороду виды рыб. Деревенские пруды, рвы и канавы на полях орошения обычно содержат α -мезосапробные воды.

В β -мезосапробных водах процессы самоочищения протекают менее интенсивно, чем в α -мезосапробных. В них доминируют окислительные процессы, нередко наблюдается пересыщение кислородом, преобладают такие продукты минерализации белка, как аммонийные соединения (нитраты и нитриты). В этих водах разнообразно представлены животные и растительные организмы (особенно диатомовые, зеленые, синезеленые водоросли). Число бактерий в 1 см^3 воды обычно не превышает 100 тыс. Многие макрофиты находят здесь оптимальные условия роста. В качестве примера таких вод можно привести нормально очищенные летние воды полей орошения.

Олигосапробные воды — это практически чистые воды больших озер. Если такие воды образовались путем минерализации из загрязненных вод, то для них характерна почти полная минерализация органических веществ. Их содержание не превышает 1 мг/л . Число бактерий в 1 см^3 — не более 1 тыс., если не попадут случайно занесенные формы. В полисапробных водах богато представлены перидинеи, встречаются даже харовые водоросли.

Следует признать, что система показательных организмов Кольквитца и Марссона не всегда обладает достаточными разрешающими способностями для анализа изменений состояния пресноводных экосистем, происходящих на фоновом уровне. Для анализа состояния фоновых экосистем весьма перспективной представляется давно и несправедливо забытая сапробиологическая система ботаника Е. Н. Болохонцева [60] и зоолога А. С. Скорикова [112]. Эта система отличается от классической схемы Кольквитца и Марссона прежде всего тем, что в основу каждой группы показателей, с одной стороны, чистоты вод, а с другой — загрязнения, положено определенное биологическое содержание. Система включает в себя пять групп показательных организмов: полисапробионтов, мезосапробионтов, олигосапробионтов, альгобионтов и катаробионтов.

В загрязненных водах Е. Н. Болохонцев и А. С. Скориков выделили только две зоны: зону высшего загрязнения, характеризующую полисапробионтами, «не могущими вовсе жить в чистой воде», и зону, населенную мезосапробионтами, малочисленные представители которых могут встречаться и в чистой воде, «не всегда, однако, опорочивая ее своим присутствием». При своем массовом развитии мезосапробионты характеризуют воды, сильно загрязненные различного рода стоками или являющиеся результатом первой ступени очистки сточных вод. В рассматриваемой

системе олигосапробионты характеризуют водоемы естественного загрязнения: болота, пруды, рвы, лужи, а также водоемы, слабо загрязненные сточными водами. Что же касается группы катаробионтов, то ее составляют постоянные компоненты планктона чистых больших водоемов. Кроме катаробионтов и трех групп сапробионтов Е. Н. Болохонцев и А. С. Скориков выделили особую, отсутствующую во всех прежних системах индикации группу альгобионтов — обитателей чистых прибрежных вод. Эта группа по своему биологическому характеру представляет естественное связующее звено между катаробионтами и олигосапробами, под которыми цитируемые авторы подразумевали исключительно обитателей дна чистого водоема, сапрофитов, живущих при условиях естественного загрязнения.

Таким образом, для индикации чистых вод различных зон водоемов предназначаются различные группы показательных организмов: олигосапробионты — обитатели дна, альгобионты — прибрежное водное население и катаробионты, составляющие главную массу планктона.

Из наиболее распространенных ныне методов сапробиологического анализа (методы Кнеппа, Ротшайна, Пантле и Букка, Зелинки и Марвана, модификация Сладечека) наибольшие возможности дифференцирования станций по степени загрязненности вод, что особенно важно при изучении состояния фоновых экосистем, дает расчет средневзвешенной сапробной валентности по Зелинке и Марвану или по формуле Деси [403], являющейся производной от формулы Пантле и Букка [442] в модификации Зелинки и Марвана [471]. Это преимущество метода Зелинки и Марвана менее существенно при контроле экологического состояния водных объектов, находящихся под интенсивным воздействием локальных источников загрязнения. В последнем случае предпочтение следует отдавать более простым и менее трудоемким методам представления результатов биологического анализа, позволяющим оценивать среднюю сапробность. При этом наиболее удобным применительно к организмам планктона следует считать метод Пантле и Букка в модификации Сладечека [78].

Разновидности системы Кольквитца и Марссона с произвольной оценкой численности организмов нельзя признать достаточно корректными применительно к организмам макрозообентоса. Понятия «мало», «много» и т. п. имеют различные значения для разных организмов, что не всегда может быть однозначно квалифицировано. Методы, базирующиеся на списках сапробности организмов фитопланктона и зоопланктона, достаточно правильно отражают степень загрязнения реки в целом, но хуже передают различия между отдельными станциями, особенно при слабом загрязнении на фоновом уровне, что не может не ограничивать сферу их применения [83].

Один из основных недостатков сапробиологического анализа заключается в том, что системы видов-индикаторов разработаны для средневропейской флоры и фауны, и это ограничивает их

применение в других регионах. Водоёмы и водотоки в различных регионах нередко оказываются обладателями экологически различных форм одних и тех же видов, по-разному реагирующих на загрязнение и отвечающих различным степеням сапробности. Примером этому может служить *Lithoglyphus naticoides*, показывающий в бассейне р. Днепра олигосапробную зону, а в бассейне р. Дуная переходную зону от β -мезосапробной к α -мезосапробной. *Sialis lutaria*, *Asellus aquaticus*, *Clinotanypus nervosus* в болотистом Полесье являются β -мезосапробами, в то время, как в других водоёмах они α -мезосапробы или даже полисапробы. *Chironomus reductus* в лесной зоне Украины встречается в переходной от олиго- к β -мезосапробной зоне, в то время как в реках Донбасса и на Дунае он β - α -мезосапроб, и т. д.

Один и тот же организм может быть надёжным показателем двух различных степеней загрязнения. *Pediastrum boryanum*, например, может быть показателем как олигосапробной, так и β -мезосапробной зон. Если он встречается в большом количестве и энергично размножается, что несложно определить по значительному числу молодых особей, то он должен рассматриваться как характерный β -мезосапроб. Если же *P. boryanum* представлен почти исключительно старыми, вполне развитыми особями, даже и в больших количествах, он должен быть отнесен к олигосапробам. Колониальная *Anthophysa vagetans* служит надёжным показателем α -мезосапробной зоны только в том случае, если мы встречаем ее в виде хорошо развитых колоний, сидящих на типичных стебельках. Если же обнаруживаются только свободные колонии, оторвавшиеся от стебельков, или же главным образом одни стебельки с очень редкими колониями на них, то это ясно указывает на заметное очищение воды, и в таком случае этот организм должен рассматриваться как типичный β -мезосапроб.

Все это необходимо учитывать в сапробиологическом анализе состояния пресноводных водоёмов.

Следует подчеркнуть, что плодотворно использовать сапробиологический анализ могут только достаточно квалифицированные специалисты гидробиологи, располагающие пособиями для идентификации видов. Нужно также помнить справедливые слова Г. Г. Винберга: «Когда индикаторные организмы оказываются в роли главного, чуть ли не единственного средства оценки качества вод, создается реальная опасность деградации исследований до их ничем не оправданного замыкания в узкие рамки специфических интересов «сапробиологии», когда сапробиологические исследования становятся как бы самоцелью» [79].

До недавнего времени в гидробиологическом мониторинге пресноводных экосистем широко применялся биотический индекс, разработанный Вудивиссом на материалах небольшой реки Трент в Северной Англии [467]. После внесения в биотический индекс р. Трент некоторых корректив, обусловленных биогеографическим фактором, он был широко внедрен в практику гидробиологического мониторинга поверхностных вод и донных отложений во

многих регионах нашей страны. В дальнейшем Вудивисс существенно усовершенствовал свой метод и предложил более чувствительный и с большими разрешающими способностями расширенный биотический индекс р. Трент [93]. Этот индекс, как и очки Чендлера [395], может быть использован для анализа изменений экологического состояния фоновых водотоков.

Для гидробиологического анализа экологического состояния малых рек по составу донных макробеспозвоночных весьма перспективна и система баллов Департамента окружающей среды Великобритании. В названной системе, в отличие от биотического индекса р. Трент, очков Чендлера и других подобных методов, учитываются типы грунта. Это очень важное достоинство метода, поскольку, как известно, число таксонов на станции во многом зависит от характера субстрата и разнообразия биотопов. Кроме того, что тип грунта влияет на общее число таксонов, он играет важную роль в определении встречаемости специфических таксонов. Поэтому многие индексы часто в большей степени являются показателем типа грунта, чем показателем качества воды. Этим недостатком обладает и биотический индекс р. Трент, и различные модификации системы Кольквитца и Марссона [427], Зелинки и Марвана [471], Пантле и Букка [442], Сладчека [454], Мильбринка [435].

Для гидробиологического анализа по составу донных макробеспозвоночных экологического состояния больших рек, для которых биотический индекс Трента, очки Чендлера, расширенный биотический индекс и система баллов Департамента окружающей среды неприменимы, могут использоваться биотический признак [463], признак биологического качества [434, 437, 438, 462] и биологический признак общего качества [460, 461, 465]. Эти методы представляют собой компромисс между простотой и чувствительностью [134, 210—213, 292]. Последний названный признак обладает наибольшей чувствительностью и в большей степени, чем два других, отвечает задачам фонового мониторинга.

Хорошо зарекомендовавший себя для территории Русской равнины метод Э. А. Переле [271, 272], основанный на оценке лишь одной группы донных животных — малощетинковых червей, не может быть успешно использован в других регионах страны. Значительно более широкое в зоогеографическом отношении применение должен найти индекс, разработанный В. И. Попченко [284], который представляет собой отношение массовых, в разной степени устойчивых к загрязнению видов олигохет к общему составу фауны олигохет. При оценке олигохет как индикаторов загрязнения водных экосистем В. И. Попченко учитывал широкую экологическую пластичность многих видов, типы водоемов, для каждого из которых характерен определенный комплекс видов, зоогеографическую область обитания видов, обусловленную совокупностью абиотических и биотических факторов, а также степень изученности олигохетофауны. Индекс Попченко, несомненно, более перспективен, чем применяемый ныне в системе

ОГСНК индекс относительной численности олигохет в общем количестве донных организмов.

Также весьма перспективным представляется биотический перифитонный индекс, разработанный В. Н. Тальских [334]. Это очень чувствительный и надежный индекс большой разрешающей способности. Значения индекса Тальских изменяются от 10 баллов в очень чистых водотоках с высоким качеством воды до 1 балла в очень грязных водотоках. Нулевое значение индекса Тальских имеет в условиях ярко выраженного экологического и метаболического регресса биоценоза. При расчете индекса не производится трудоемкая видовая идентификация большинства составляющих перифитон групп организмов, что является важным достоинством этого метода, так как не требуется высокой квалификации оператора.

При гидробиологическом анализе состояния экосистем особенно большое значение следует придавать организмам, встречающимся в большом количестве. При этом нельзя не принимать во внимание время года и гидрологические факторы. Развитие многих индикаторных организмов неравномерно по сезонам. Четкая периодичность наблюдается, например, в развитии фитоперифитона. Весной и в первой половине лета доминирует *Ulothrix zonata*, а летом — *Cladophora glomerata*. Многие организмы — показатели загрязненных вод — оказываются приуроченными к осени. Поэтому в том случае, если гидробиологические наблюдения проводятся лишь 1 раз в год, предпочтительно проводить исследования во второй половине лета и в начале осени.

Необходимо также учитывать сезонную динамику антропогенных факторов, например, сезонность сельскохозяйственных работ. В связи с весенними полевыми работами возрастает влияние на водные экологические системы таких факторов, как диффузный приток с полей удобрений, пестицидов и гербицидов, эрозия почв и т. д. В связи с осенними полевыми работами обычно более интенсивно происходит высвобождение из почвы биогенных элементов и поступление их в водотоки и водоемы. В летний период, как правило, усиливаются процессы самоочищения, что может приводить к понижению значения индексов сапробности, биотических индексов, биотических очков Чендлера и т. п.

При выборе места отбора гидробиологических проб чрезвычайно важно учитывать гидрологические факторы, определяющие характер распределения и распространения загрязнения в контролируемом водном объекте. Нередко даже сильное загрязнение с одного берега реки долго никак не обнаруживается у другого берега. Для взятия проб на предмет оценки экологического состояния реки особенно подходящим местом являются перекаты [262]. Перифитон с различных подводных предметов, находящихся на течении, благодаря постоянной смене окружающей их воды совершенно свободен от влияния случайного местного загрязнения и показывает среднее загрязнение, характерное для данного водотока.

Пробы, берущиеся в плесах и заводях, менее пригодны для

оценки среднего общего загрязнения всей массы воды в реке, получают большее значение для оценки местного, подчас совсем не случайного загрязнения, иногда оказывающегося очагом загрязнения всей массы воды в реке. В том случае, когда определяется дальность распространения загрязняющих веществ, особенно показательным бентическим организмам, которые, будучи оторваны от места прикрепления у очага загрязнения, далеко уносятся течением и нередко обнаруживаются там, где более редкие и менее стойкие собственно планктонные показательные организмы совсем не встречаются [85].

Характеристику экологического состояния необходимо основывать на общей сумме всех признаков, дающих биологическую картину водотока в исследуемом пункте, тщательно избегая строить суждения на основе отдельных находок сапробных организмов, которые всегда могут зависеть от совершенно случайных, несущественных, узколокальных очагов загрязнения. Биологическая картина водотока не может быть полной без функциональных характеристик водных сообществ, среди которых первое место занимают характеристики первичной продукции и деструкции [17].

В том случае, если гидробиологический анализ экологического состояния водного объекта производится путем сопоставления состава сообществ и интенсивности биологических процессов на участках водоема или водотока с разными уровнями загрязнения, следует иметь по крайней мере два гидробиологических репера. Одним из них может служить гидробиологическая картина, свойственная тем участкам, относительно которых у нас не может возникнуть никакого сомнения в их чистоте, а другим — такая же картина для участков, заведомо загрязненных. В случае отсутствия или трудной доступности чистых участков, желательно по мере возможности реконструировать гидробиологическую картину, свойственную водному объекту до его загрязнения, или его фоновое состояние. В конкретном случае таким фоновым состоянием может быть состояние данного водного объекта, описанное по материалам наблюдений прежних лет. Большую ценность в этом отношении представляют первые гидробиологические обследования уже давно интенсивно эксплуатируемых рек и озер, произведенные в те годы, когда эти водные объекты испытывали принципиально иную антропогенную нагрузку.

Примером таких гидробиологических исследований могут служить обследования реки Москвы, проведенные Я. Я. Никитинским [258, 260] осенью 1907 г. (от деревни Рублево до села Коловец) и летом и осенью 1910 г. (между городом Звенигородом и Рублевской насосной станцией), а также С. Н. Строгановым [329] в 1911—1912 гг., обследование Дона, проведенное Я. Я. Никитинским [259] в 1911 г., обследование Ладожского озера, предпринятое А. С. Скориковым [312, 313] и Е. Н. Болонцовым [60] в 1905—1906 гг., обследование Невской губы, выполненное С. М. Вислоухом [85] в 1911—1912 гг. и др.

При статистической обработке результатов анализа количественных гидробиологических проб необходимо учитывать особенности распределения гидробионтов. Так, при мозаичном распределении донных животных средние показатели численности и биомассы, полученные путем вычисления среднего арифметического значения, приводят к искаженным выводам, не отражающим истинной картины, наблюдаемой в водоеме или водотоке. Применение средних геометрических величин в подобных исследованиях дает более верное отражение распределения гидробионтов, так как при таком вычислении сглаживаются отдельные неизбежные отклонения от нормы [352].

В настоящее время разработано множество методов гидробиологического анализа экологического состояния водных объектов, но среди них лишь немногие можно назвать количественными. К последним прежде всего относятся методы, в основе которых лежит учет видового состава населения водоемов и водотоков или отдельных сообществ организмов. Большая притягательная сила количественных показателей объясняется естественным стремлением исследователей выразить наблюдаемые явления и закономерности в виде математических функций, благодаря чему выводы будут более точными, а прогнозы — более эффективными. Однако применение количественных методов в практике гидробиологического анализа состояния экосистем встречает немалые затруднения.

Индексы и показатели, в основе которых лежит учет видового состава населения, часто несут на себе печать субъективности, обусловленной специализацией исследователя, уровнем его квалификации и прилежания. Это приводит к сложностям при сопоставлении данных, полученных в разное время разными исследователями.

Принципиально иная проблема — проблема онтологического плана — возникает при экологической интерпретации индексов разнообразия, например, при попытках установить причинно-следственную связь между разнообразием и устойчивостью экологических систем. Эта проблема детерминирована тем, что популяции разных видов животных организмов могут отличаться друг от друга степенью экологической полифункциональности [35]. Внутреннее разнообразие экологической системы зависит не только от числа видов, входящих в ее состав, но и от того, насколько эти виды полифункциональны. Когда же рассчитывают индексы разнообразия для популяций, принципиально различающихся по степени своей экологической полифункциональности, то эти популяции приравниваются друг к другу, как если бы они имели одинаковое значение для внутреннего разнообразия изучаемой экологической системы [53].

Концепция контроля состояния экосистем по показателям разнообразия подвергается сомнению и с других точек зрения. Загрязнение — только одна из возможных причин снижения видового разнообразия. Значения показателей на одной и той же

станции, при одних и тех же уровнях загрязнения, при одном и том же качестве воды испытывают сильные колебания по сезонам. Одной из причин таких колебаний может быть, например, сезонная динамика вылета имаго насекомых. Значения индексов разнообразия зависят от однородности биотопа [83]. Только большое разнообразие сообществ может быть однозначно интерпретировано при оценке качества вод, ибо малое разнообразие может наблюдаться как при хорошем качестве вод, так и в случае сильного загрязнения: В случае загрязнения водной среды органическими веществами и эвтрофирования концепция разнообразия сообществ спорна, поскольку при изменении трофности водного объекта разнообразие одних таксонов может увеличиваться, а других — уменьшаться [360].

В связи с перечисленными ограничениями количественные методы оценки состояния экосистем, к сожалению, не получили достаточного распространения в практике гидробиологического анализа. Последнее во многом стимулирует разработку сравнительных систем оценки состояния экосистем, занимающих в определенном смысле промежуточное положение между количественными и качественными методами оценки. Сравнительные системы оценок состояния экологических систем намного эффективнее классификационных в том случае, если они отвечают ряду нижеприведенных требований.

Важнейшее требование к сравнительным системам оценок состояния экологических систем — это возможность расположения в квазисериальном порядке всех исследуемых экологических систем во всем наблюдаемом диапазоне антропогенных воздействий. Остальные требования детерминируются первым и сводятся к тому, что отношения между любыми членами различных слоев квазисериального порядка должны быть транзитивными и асимметричными, тогда как отношения между любыми членами одного слоя должны быть эквивалентными, т. е. транзитивными и симметричными [414] (рис. 1.1).

Вышеперечисленным требованиям к сравнительным системам оценок состояния экологических систем в полной мере отвечают, например, биотический индекс р. Трент и система очков Чендлера. Эти системы существенно отличаются от классических сравнительных систем, впервые достаточно подробно исследованных Гемпелем и Оппенгеймом [415]. В отличие от классических систем сравнения, в системах типа очков Чендлера и биотического индекса р. Трент квазисериальное расположение членов не может быть достигнуто только по одному параметру, а достигается лишь по двум и более параметрам. Так, в системе оценок по биотическому индексу р. Трент экологические системы, в которых представлены личинки веснянок (*Plecoptera*), могут быть отнесены к 10, 9, 8 или 7-му квазисериальному слою, оцениваемому количеством баллов от 10 до 7, а экологические системы, в состав которых входит более 15 таксономических групп макрозообентоса, могут быть отнесены к любому квазисериальному слою. Только

экологические системы, характеризующиеся одновременно присутствием личинок веснянок и наличием более 15 таксономических групп макробеспозвоночных, однозначно оцениваются десятью баллами.

Здесь необходимо подчеркнуть, что баллы, очки, индексы, которыми характеризуются состояния экологических систем, в срав-

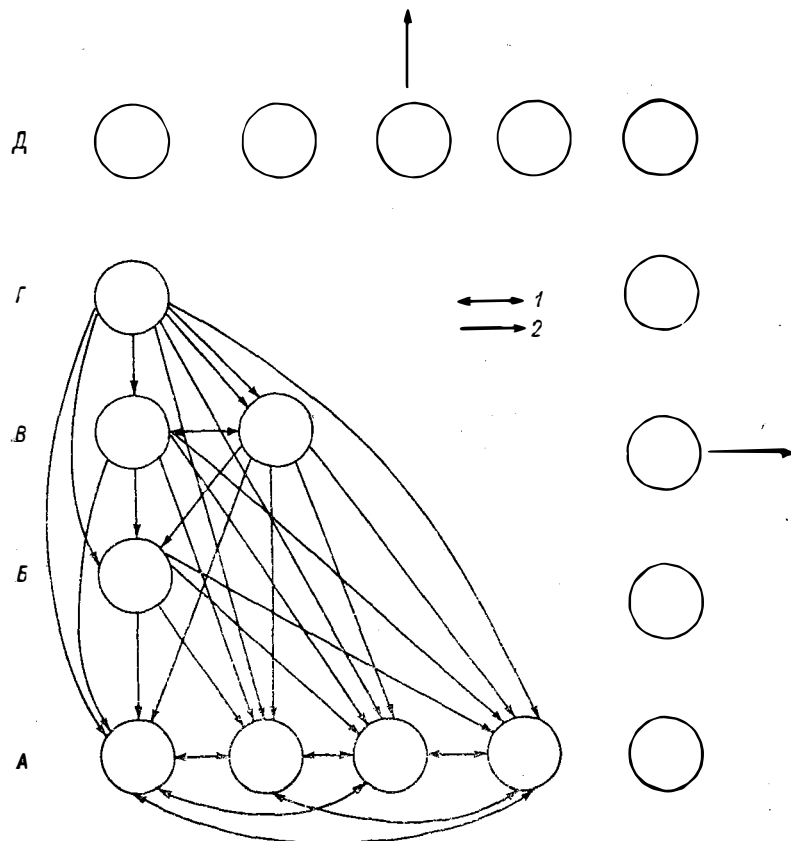


Рис. 1.1. Схема отношений между квазисериальными рядами и их членами.

По вертикали — ряды, по горизонтали — члены ряда; 1 — симметричные отношения; 2 — асимметричные отношения.

нительных системах оценок типа очков Чендлера или биотического индекса p . Трент устанавливаются конвенционно и не являются количественными характеристиками состояния экологических систем.

При оформлении отчетов результаты анализа желательно представлять в виде диаграмм и циклограмм, показывающих процентное соотношение численности и биомассы организмов ру-

ководящих групп водных сообществ [14]. Это дает четкое представление о специфичности комплексов организмов, населяющих исследованные участки водоемов. Такие циклограммы, нанесенные на картосхемы водоемов и водотоков, дают наглядную картину экологического состояния водоема.

Наиболее существенным системным показателем изменения состояния пресноводных экосистем под воздействием антропогенных факторов является перестройка структуры и метаболизма биоценозов. Фундаментальную основу существования биоценозов составляют процессы утилизации энергии и веществ, содержащихся в окружающей природе, процессы извлечения энергии из окружающей среды и превращения экзогенных веществ в биомассу биоценоза. Эти целенаправленные, иерархически организованные, высокоинтегрированные как на организменном, так и на биоэкологическом уровне процессы, в которых участвуют многие ряды мультиферментных систем, обеспечивающих непрерывный обмен веществом и энергией между биоценозом и его средой, составляют метаболизм биоценоза.

В условиях загрязнения окружающей среды может происходить как увеличение интенсивности метаболизма биоценоза — метаболический прогресс, так и ее уменьшение — метаболический регресс. Существуют три общих направления метаболического прогресса, связанные с тремя путями изменения структуры биоценоза: с усложнением структуры — с экологическим прогрессом, с упрощением структуры — с экологическим регрессом и с перестройкой структуры, не ведущей к ее усложнению или упрощению, — с экологической модуляцией. Изменения структуры биоценозов, связанные с этими явлениями, объединяются общим термином — экологической модификацией.

Метод экологических модификаций включает следующие градации оценки состояния экосистем:

фоновое состояние — возможны перестройки структуры, не ведущие к ее усложнению или упрощению, т. е. не изменяющие общего уровня организации биоценозов (например, смена доминантных видов, изменение видового состава). При фоновом состоянии не происходит глубоких изменений интенсивности метаболизма биоценозов;

состояние антропогенного экологического напряжения выражается в увеличении разнообразия биоценоза, в частности в увеличении общего числа видов, в уменьшении энтропии, в усложнении межвидовых отношений, в увеличении пространственно-временной гетерогенности, в усложнении временной структуры, в усложнении пищевой цепи и т. д.

состояние антропогенного экологического регресса характеризуется уменьшением разнообразия и пространственно-временной гетерогенности, увеличением энтропии, упрощением межвидовых отношений, временной структуры, трофических цепей.

состояние антропогенного метаболического регресса соответствует снижению активности биоценоза по сумме всех процессов

образования и разрушения органического вещества, включая процессы первичного продуцирования водорослями микрофитов, перифитона и планктона, продукцию хемосинтетиков, а также вторичную продукцию бактерий и зоонаселения водоема. Тяжелое загрязнение водных объектов токсичными веществами часто является причиной метаболического регресса.

На основании отмеченных закономерностей установлены критерии экологического нормирования. Проблема экологически допустимого состояния водных объектов находит свое рациональное решение в дифференцированном подходе к природным объектам в зависимости от их народнохозяйственного, социального, эстетического и научного значения. В связи с этим директивным образом выделяются три категории водных объектов: 1) заповедные, уникальные водные объекты; 2) водные объекты, испытывающие умеренную антропогенную нагрузку; 3) водные объекты с сильно преобразованными экосистемами.

Для каждой категории существуют свои предельно допустимые состояния экосистем. Для экосистемы водных объектов третьей категории недопустимо состояние антропогенного метаболического регресса. Для экосистем водных объектов второй категории недопустимо состояние антропогенного экологического регресса. Для экосистем водных объектов первой категории недопустимы никакие антропогенные экологические модификации [150].

Наряду с общими критериями допустимого экологического состояния внутри каждой категории для отдельных групп водных объектов вводятся дополнительные частные критерии, позволяющие учитывать индивидуальные требования к этим группам водных объектов. Так, например, для рек, где обитают осетровые или лососевые, дополнительным критерием будет сохранение запасов этих ценных видов рыб.

При установлении категории каждого водного объекта должен определяться экономический оптимум, основанный на концепции экологических издержек, которые включают возникающие в народном хозяйстве затраты на предупреждение экологических нарушений с помощью природоохранных мероприятий, на предотвращение воздействия экологических нарушений на реципиентов (людей и имущество), а также на ликвидацию последствий, вызываемых воздействием экологических нарушений на реципиентов [117]. Экономический оптимум должен определяться не на множестве всех возможных нарушений, а лишь на множестве допустимых по социально-экономическим критериям экологических нарушений [351].

Наряду с экономическим оптимумом при установлении категории водного объекта определяющим фактором должен быть социальный оптимум, в котором учитываются и социальные последствия ухудшения качества среды, не поддающиеся сколь-нибудь надежной денежной оценке (генетические последствия загрязнения, эстетический, психологический ущерб и т. п.). Социальному

оптимуму, естественно, соответствует более высокий уровень издержек сравнительно с уровнем, достигаемым при экономическом оптимуме. Разница между обоими уровнями издержек может быть велика, но для достижения требований к качеству окружающей среды, диктуемых долговременными социальными целями оздоровления окружающей среды, дополнительные затраты необходимы [117].

Глава 2. МОНИТОРИНГ ПЕРИФИТОНА

Под перифитоном А. Л. Бенинг [56] понимал население субстратов, вводимых в воду человеком. С. Н. Дуплаков [133] расширил понятие перифитон и отождествил его с обрастанием. Дуплаков характеризовал перифитон как сообщества, обитающие на твердом субстрате за пределами специфического придонного слоя воды. Сюда он относил сообщества на макрофитах, на крупных камнях и корягах мелководья. Такой же смысл в перифитон вкладывали Д. Янг [469] и Г. С. Карзинкин [153]. В настоящее время оба термина «перифитон» и «обрастания» используются в сходном значении для обозначения животных и растений, обитающих в толще воды на живых и мертвых субстратах, приподнятых над дном вне зависимости от их происхождения и степени подвижности [179].

Перифитонным организмам часто отдается предпочтение при биологической индикации качества поверхностных вод по показательным организмам, что обусловлено большим количеством литературных данных о хорошей согласованности результатов биологического анализа перифитона с другими параметрами, и в то же время — относительной простотой сбора перифитона по сравнению со сбором других биоценологических групп гидробионтов [127]. Кроме того, перифитон как объект наблюдений допускает широкую возможность эксперимента в естественных условиях [133].

Перифитон, благодаря приуроченности к субстрату, играет первостепенную роль при оценке качества воды и позволяет судить о ее среднем загрязнении за определенный промежуток времени, предшествующий исследованию [127]. Другими словами, анализ перифитона может указать на ранее имевшее место ухудшение качества воды, не отмеченное быть может по одновременным химическим пробам. Перифитон незаменим при исследованиях, связанных с оценкой экологического состояния водных систем [7], на что еще ранее указывал С. Н. Дуплаков [133], называя перифитон исключительно подходящим объектом для исследований в области экологии.

Высокая информативная емкость перифитона и, следовательно, его высокая индикаторная способность в первую очередь обусловлены сложным видовым составом организмов, представленных многочисленными и экологически разнообразными видами, что подтверждается исследованиями целого ряда авторов [44, 56, 110, 112, 122, 131—133, 153, 257—259, 311, 319, 320, 322, 333, 335, 337, 399, 413], проводивших комплексное изучение перифитонных сообществ. В состав обрастаний входят представители трех основных функциональных групп: автотрофные организмы-проду-

центры (водоросли); гетеротрофные организмы-консументы (простейшие, коловратки, черви и другие) и организмы-редуценты (зооглейные, нитчатые, палочковидные, кокковидные и другие бактерии и грибы). Причем основу биопленок обрастаний составляют в основном формы микроскопические, для которых характерны высокий уровень метаболизма, короткие жизненные циклы и способность быстро реагировать на изменение внешней среды [111, 112, 133]. Менее заметную роль играют обычно мшанки, губки, грибы, моллюски и другие группы гидробионтов [133], которые колонизируют субстраты, как правило, при наличии на них уже сформированной биопленки из микроорганизмов.

Список приборов, оборудования, материалов и реактивов приведен в приложении 2.1.

2.1. Основные принципы организации сети наблюдений за перифитонными сообществами водных экосистем

2.1.1. Выбор места и времени отбора проб

Перифитон как составная часть водных экосистем претерпевает вместе с ними изменения, обусловленные разными природными и антропогенными факторами, что выражается в пространственных и временных сукцессиях перифитонных сообществ. Биоценозы перифитона являются собой примеры очень динамичных биологических систем, изучение которых требует определенным образом организованной в пространстве и во времени системы отбора проб.

Если исходить из постулата непрерывности водных экосистем как целостных природных образований, являющихся в свою очередь составными частями более крупных природно-ландшафтных комплексов, то за элементарную единицу экологического исследования следует признать как минимум водосборный бассейн. С методологических позиций принципиально важно показать генетический ряд водных экосистем от зон формирования стока до зон его рассеивания и проследить в этом ряду пространственные сукцессии биоценозов перифитона на фоне различных условий существования. При этом весьма ценным свойством перифитонных сообществ является их приуроченность к субстратам, к определенным локализованным участкам, что позволяет с большой надежностью проводить пространственную экологическую бонитировку (биологическое зонирование) водосборов по показателям перифитона.

Под биологическим зонированием подразумевается выделение в водосборном бассейне, как в экосистеме более высокого порядка, дискретных участков в виде контрастных водных масс и переходных зон, различающихся составом и структурой перифитонных сообществ и качеством воды, рассчитанным с помощью формаль-

ных индексов по показателям перифитона. Такой подход позволяет выявить характерные биоценозы перифитона, которые соответствуют определенному экологическому состоянию водных объектов. Имея достаточно разнообразную информацию об экологических ситуациях в конкретном регионе, можно методом экстраполяции предвидеть и спрогнозировать возникновение похожих ситуаций в любой точке водосборного бассейна, где предполагаются те или иные изменения антропогенной нагрузки на ландшафт.

Наиболее целесообразно проводить биологическое зонирование в летний или переходный летне-осенний сезон, являющийся для большинства регионов биологическим летом, т. е. периодом максимальной активизации гидробиологических процессов. В этот отрезок времени очень контрастно проявляются типовые и индивидуальные биоценотические различия между водными экосистемами, связанные в первую очередь с разницей температур водных масс в различных участках водосборного бассейна. В холодные же сезоны года температурный градиент выравнивается и биоценотические различия между контрастными участками водосборов сглаживаются.

Биологическое зонирование является необходимым начальным этапом для более универсальных обобщений, имеющих конечной целью разработку региональной экологической классификации. Классификация может быть использована не только для обобщения информации о состоянии водных экосистем, но и для оценки подверженности экосистем деградации, а следовательно, и для нормирования антропогенного воздействия [74, 75]. Кроме того, на основании экологической классификации становится возможным проследить основные направления в изменении биоценозов перифитона под влиянием комплекса абиотических факторов [44, 336], организовать контроль за экологическим состоянием водных объектов как элементов ландшафта по показателям перифитона и в конечном счете прогнозировать динамику изменений экологического статуса различных участков водосбора в сезонном и многолетнем аспектах [335].

Чтобы судить о динамике изменения биоценозов перифитона в течение года, наблюдениями следует охватить все биологические сезоны. Чем чаще проводятся наблюдения (особенно на начальном этапе исследований), тем более полноценной биологической информацией располагает гидробиолог и тем легче организовать последующие наблюдения по биологически эквивалентной шкале с учетом последовательности и продолжительности биологических фаз, составляющих годовой цикл развития биоценозов перифитона.

Створы для сбора проб перифитона должны по возможности совпадать со створами, намеченными для общепринятого гидробиологического и гидрохимического обследования и охватывать различные по уровню загрязнения и общей антропогенной нагрузке участки водосборных бассейнов (приуроченные к разным

типам ландшафта фоновые участки, загрязненные участки, зоны самоочищения, устьевые участки, зарегулированные и незарегулированные водотоки и др.). Сеть пунктов и створов отбора проб перифитона, таким образом, должна характеризовать, с одной стороны, картину современного гидробиологического состояния основных водосборных бассейнов изучаемого региона, а с другой — служить достаточно обширным источником формирования базы данных для экологических прогнозов.

Наибольшее показательное значение имеет перифитон, развивающийся на субстратах в проточных и открытых местах водных объектов, где невозможны какие-либо случайные застои грязной или чистой воды. В реках, например, идеальным местом отбора перифитона являются каменистые перекаты. В то же время при проведении специальных исследований, связанных, например, с картированием отдельных участков водных объектов, могут изучаться перифитонные сообщества из разных «микроразнов», что определяется целью конкретного исследования.

2.2. Сбор материала

2.2.1. Методика отбора проб перифитона с естественных субстратов

При исследовании перифитона очень полезной оказывается информация о внешних, ярко выраженных морфологических признаках, таких, как разнообразие и характер обростов, их цвет, мощность, геометрия, распределение, признаки угнетения и др. Эти характеристики могут свидетельствовать о благоприятном для развития перифитонных сообществ состоянии абиотической среды или указывать на ее неблагоприятные свойства. Последние могут быть связаны с природной пессимальностью среды обитания или могут возникнуть в результате антропогенной пессимизации жизненных условий, например в результате загрязнения водных экосистем.

Необходимо также дать визуальную оценку качества воды (ее цвет, мутность, характер взвеси), отметить признаки загрязнения поверхности и толщи водной массы в пункте отбора проб. Все эти данные заносятся в полевой журнал, где указывают дату обследования, название водного объекта, местонахождение и номер створа, температуру воды и время отбора пробы (что важно при интерпретации характеристики температурного режима водной массы), скорость течения, температуру воздуха. Важное значение имеют сведения о погодных условиях и природных явлениях во время отбора проб и в предшествующие дни, которые могли повлиять на гидрологическую обстановку, вызвать изменения гидрохимических и гидробиологических показателей, затруднить отбор проб обрастаний или их визуальное описание. К таким явлениям прежде всего следует отнести дождевые ливни, паводки, сели, резкие изменения уровня воды в реках, ветры и волнение в во-

доемах, штилевая солнечная погода, вызывающая интенсивный прогрев водной массы и др.

При визуальном описании перифитона удобно пользоваться стандартными для обследуемого водосбора терминами, перечень которых должен включать тип обрастаний (налет, пленка, слой, корка, нарост, бахрома, пряди, космы нитчатых водорослей и т. д.), их характер (слизистые, рыхлые, плотные, кожистые, известковой структуры, губкообразные, ватообразные, нежные, грубые, слабые, тонкие, толстые и т. д.), цвет обростов, геометрию распределения (гетерогенное мозаичное, равномерное однообразное, в прибрежье, на глубине, в проточных и застойных зонах и т. д.).

Необходимо также оценить проективное покрытие каждого типа обрастаний в процентах от общей площади субстратов, как это рекомендовано в руководстве СЭВ [344]. Для этого на определенной, хорошо просматриваемой акватории водного объекта (обычно это 1—10 м²) осматриваются и отмечаются типы обростов на характерных субстратах и по глазомерной шкале оценивается их распространенность в баллах в зависимости от занимаемой площади:

Распространенность, баллы . . .	1	3	3	5	7	9
Занимаемая площадь, % . . .	<1	1—3	3—10	10—20	20—40	40—100

Эти сведения заносятся в полевой журнал и в дальнейшем используются для оценки динамики изменений биоценозов перифитона и общего заключения об экологическом состоянии водного объекта. Форма полевого журнала приведена в приложении 2.2.

Наиболее пригодными для сбора перифитона являются нейтральные субстраты (камни, бетонные сооружения); они дают хорошо сравнимые результаты. Не следует отбирать пробы с поверхности деревянных предметов, так как разлагающаяся древесина вызывает микросукцессии в развивающихся на таких субстратах обрастаниях и может исказить представление о действительном состоянии биоценозов. Сбор оброста с макрофитов осуществляют лишь в тех случаях, когда на створе нет никаких других субстратов; это обусловлено тем, что макрофиты оказывают заметное влияние на состав и количественное развитие перифитона. Рекомендуются отбирать пробы хотя бы на одинаковых видах макрофитов сравниваемых створов. Для получения сопоставимых результатов отбор проб на разных створах желательно производить с одних и тех же субстратов.

С поверхности листьев и стеблей макрофитов сбор перифитона производят, смывая оброст мягкой кисточкой. Такие растения, как роголистник, уруть, с узкими листовыми пластинками, помещают в склянку с водой и тщательно полощут. Затем растение вынимают, а смытый оброст сохраняют для анализа.

Отбор обростов с поверхности твердых предметов производят с помощью скребка, ножа, скальпеля, пинцета или обычной столовой ложки с заточенным краем. В случае слабого развития пе-

рифитона, когда оброст представлен едва осязаемым на ощупь слизистым налетом, следует использовать зубную щетку, которую нужно тщательно ополаскивать в склянке с небольшим количеством воды.

Небольшое количество материала помещают в широкогорлую банку с водой и с большим запасом воздуха. Приблизительное количество каждого типа оброста в интегральной пробе должно быть пропорционально его распространенности в створе наблюдений, оцененной по глазомерной шкале. В зависимости от цели исследования каждый тип оброста может отбираться и анализироваться самостоятельно.

Пробы обрастаний необходимо обрабатывать непосредственно после отбора или в срок, гарантирующий сохранность живого материала (приблизительно в течение 6 ч после отбора проб, сохраняемых при температуре 5—10 °С).

2.2.2. Методика отбора проб перифитона с искусственных субстратов

Исследования перифитонных сообществ могут производиться с применением искусственных субстратов. Метод искусственных субстратов позволяет получить точные количественные характеристики перифитона, а также допускает широкую возможность эксперимента. Искусственные субстраты используют при определении продуктивности перифитона, выяснении скорости заселения субстрата, установлении нижней границы его распространения и других специальных исследованиях, не входящих в задачи оперативных наблюдений на сети ОГСНК. Применение искусственных субстратов связано с существенными трудностями (особенно в густонаселенных зонах). Поэтому указанный метод применяется лишь в некоторых случаях как дополнительный, когда имеются условия для его осуществления. Методика отбора проб перифитона со стекол обрастаний достаточно подробно освещена в руководствах [111, 298, 344]. В данном руководстве мы приводим лишь ее краткое описание.

В качестве искусственных субстратов рекомендуется использовать предметные стекла. Погружение стекол в воду производится с помощью различных установок. Удобно использовать для этих целей пенопластовые поплавки, резиновые пробки, в прорези которых вставляют одним концом «стекла обрастаний». Поплавки и пробки со стеклами надевают на заякоренный трос или вбитый в грунт длинный штырь, шест, трубку и т. д. Глубина погружения определяется в зависимости от прозрачности воды. Нижняя граница распространения перифитона совпадает со значением прозрачности 1—1,5 балла.

Длительность экспозиции стекол определяется географическим положением, качеством воды изучаемого водного объекта, сезоном года, целью исследования.

При изучении биоценологических связей исследования начинают с первых же суток погружения стекол, прослеживая все стадии процесса сукцессии.

Извлекать стекло из установки следует очень осторожно, не вынимая всю установку из воды. Стекло помещают в широкогорлую склянку с измеренным количеством воды.

В лаборатории стекло помещают в чашку Петри так, чтобы оно было покрыто водой и просматривают под биноклем. Крупные организмы просчитывают во всей пробе. Если оброст очень густой, непосредственно на стекле подсчитывают прикрепленные формы простейших и коловраток. Затем оброст тщательно смывают кисточкой в воду определенного объема. Подвижные мелкие организмы (простейшие, коловратки) считают в камере Богорова. Если в пробе очень много организмов, для подсчета берут не всю пробу.

Для количественного учета водорослей взвесь смытого в воду определенного объема оброста тщательно перемешивают и берут из нее несколько миллилитров для последующего подсчета. Подсчет производят в счетных камерах (Нажотта, Горяева). В. Г. Девяткин [121] рекомендует применять поэтапную обработку проб в камерах разного объема для учета форм разного размера.

Численность водорослей N подсчитывают по формуле

$$N = \frac{V_1 n}{V_2 S}, \quad (1)$$

где V_1 — объем воды со взвесью оброста; V_2 — объем просмотренной части пробы, в которой обнаружено n клеток водорослей; S — площадь субстрата пробы.

Биомассу водорослей определяют «объемным» методом. Для определения объема отдельной клетки ее форму приравнивают к близкому геометрическому телу (шару, цилиндру, эллипсоиду, сдвоенному конусу и др.) и находят его размеры.

Для вычисления биомассы простейших производят измерения с помощью окуляр-микрометра или используют таблицы из работы Ф. П. Чорика [38]. Объем клетки v определяют по формуле Симпсона

$$v = \frac{l}{6} (b_1 + 4b_2 + b_3), \quad (2)$$

где l — длина тела, b_1 , b_2 , b_3 — площади соответственно нижнего, среднего и верхнего сечения. Плотность особей принимают равной единице.

Найденный объем клетки (мкм^3) умножают на число особей и получают значение биомассы.

Численность выражают в единицах клетка/ мм^2 (или млн клеток/ м^2), биомассу в $\text{г}/\text{м}^2$ (или $\text{мг}/\text{м}^2$).

2.3. Обработка и этикетирование проб

Каждая проба перифитона снабжается этикеткой, на которой указывают номер пробы, название водного объекта, пункта и створа, дату отбора, характер субстрата, глубину отбора и расстояние от берега. Эта и другая имеющаяся информация записывается в полевой журнал, откуда затем переносится в рабочий журнал (см. приложение 2.3).

В лаборатории отобранные пробы переносят из банок в чашки Петри и производят разборку материала. Крупные организмы (личинки насекомых, моллюски, олигохеты и т. д.) отбирают в отдельную склянку, фиксируют 4 %-ным нейтральным формалином. (При необходимости определяют в последнюю очередь, используя соответствующую литературу [267, 361, 363].)

Наибольшее внимание при изучении перифитона следует уделять анализу микроорганизмов и нитчатых колониальных водорослей, которые являются первичными поселенцами на субстратах и составляют основу биопленок.

Для предварительного ознакомления с пробой и отлова подвижных микроорганизмов Т. П. Горидченко [111, 298] рекомендует сначала просматривать ее под биноклем. Простейших и коловраток отлавливают с помощью микропипетки с оттянутым концом, помещают на предметное стекло в небольшую каплю воды и накрывают покровным стеклом с пластилиновыми ножками. Чтобы замедлить движение организмов, к препарату добавляют каплю клея из айвовых косточек. Клей готовят из нескольких косточек айвы, которые заливают небольшим количеством воды. Это делается за несколько часов до отбора и анализа проб. Приготовленный клей хранят в пенициллиновой склянке в холодильнике не более 2 сут и по мере необходимости готовят свежий. Челюстной аппарат коловраток рассматривают, растворяя их в жавелевой воде (10 %-ном растворе едкого кали, насыщенном хлором) или в питьевой соде. Видовой состав простейших и коловраток идентифицируют, используя «Определитель пресноводных беспозвоночных европейской части СССР» [267], атлас «Фауна азотенок» [350], труды Ф. П. Чорика [365], А. Каля [422], определители Л. А. Кутиковой [207], К. Вульфберта [468].

Изучение бактериального населения перифитона имеет огромное значение на створах, подверженных органическому загрязнению, где бактериальные организмы часто дают вспышку численности [38]. Полное определение видового состава бактерий — технически сложная процедура. В оперативном гидробиологическом мониторинге бактериальное население перифитона можно изучать методом световой микроскопии одновременно с другими группами микроорганизмов.

В препаратах живых проб перифитона при 400—900-кратном увеличении хорошо заметны морфологически различные формы бактерий (кокковидные, палочковидные, нитевидные, зооглейные,

извитые, спиралевидные и др.), отдельные виды которых можно идентифицировать и учитывать при определении видового состава.

Для идентификации морфологически различных форм и отдельных видов бактерий можно использовать таблицы из «Атласа сапробных организмов», рекомендованные СЭВ [344].

Флористический состав перифитона можно определять в консервированной пробе, но желательнее для первого ознакомления смотреть живую пробу, определяя вначале нежные и подвижные формы (жгутиковые, вольвоксовые, эвгленовые и т. п.).

В качестве консерванта используют раствор Люголя в модификации Г. В. Кузьмина. Фиксатор готовят из двух растворов:

Раствор 1		Раствор 2	
KI	—10 г	Хромовая кислота 1 %-ная	— 5 см ³
H ₂ O	—50 см ³	Ледяная уксусная кислота	—10 см ³
I	— 5 г	Формалин 4 %-ный	—80 см ³

Оба раствора сливают и хранят в темной склянке. В пробу добавляют 1—5 капель консерванта (в зависимости от густоты пробы), а через 2—3 ч доводят концентрацию до цвета темного чая.

Можно применять в качестве консерванта и формалин. Сперва его добавляют по каплям (при одновременном осторожном перемешивании пробы) до появления слабого запаха формалина. Через 3—4 ч постепенно добавляют новую порцию формалина до появления его устойчивого запаха в пробе (до 3—4 % в пробе).

Для определения видового состава водорослей рекомендуется использовать определители, составленные: М. М. Голлербах, В. И. Полянским [102], М. М. Забелиной и др. [125], М. М. Голлербах и др. [103], О. А. Коршиковым [187], И. А. Киселевым [167], Л. Е. Комаренко, И. И. Васильевой [176, 177], Н. О. Мошковой [25], Н. О. Мошковой, И. О. Фроловой [252], Ф. Хиндак и др. [424], Л. Калбе [423], Е. К. Косинской [188], Л. И. Курсановым и др. [206], Т. Г. Поповой, Т. А. Сафоновой [280], А. Клеве-Эйлер [396], Р. Патрик, С. Реймер [444].

После предварительного просмотра пробы под биноклем, отлова и последующей идентификации подвижных простейших и колониальных форм, определяют под микроскопом нежные прикрепленные колонииальные формы и массовые виды организмов в различных типах обрастаний, образцы которых могут до анализа храниться вместе или раздельно. Перечень типов обрастаний с оценкой их распространенности по глазомерной шкале и указанием массовых видов записываются в рабочий журнал (см. приложение 2.3). Эта информация может иметь самостоятельное значение в экспресс-оценке гидробиологического состояния водного объекта в створе наблюдений, при изучении сезонных сукцессий, а также использоваться при биологическом зонировании.

Затем проводят интегральный анализ перифитона. Для этого делают интегральную пробу, добываясь по возможности равно-

мерного распределения в ней всех организмов. Если объем интегральной пробы (включая все типы обрастаний в створе) не-большой, то ее тщательно перемешивают при помощи двух препаративных иголок или пинцетов с заостренными концами.

При большом объеме общей пробы, из нее выбирают образцы разных типов обрастаний, объемы которых пропорциональны их распространенности в створе наблюдений, и тщательно перемешивают на предметном стекле с лункой. Из приготовленной таким способом интегральной пробы делают препараты для микроскопирования. Препараты просматривают при разном увеличении до тех пор, пока не перестанут обнаруживаться новые виды. Обычно достаточно просмотреть 3—4 препарата. Одновременно с определением видового состава перифитона оценивают частоту встречаемости (показатель обилия) h для каждого вида по глазомерной шкале:

- 9 — очень часто (в каждом поле зрения много),
- 7 — часто (в каждом поле зрения),
- 5 — нередко (не во всех полях зрения),
- 3 — редко (в немногих полях зрения),
- 2 — очень редко (несколько экземпляров в препарате),
- 1 — единично (единичные экземпляры в пробе).

Оценку частоты встречаемости видов следует проводить с учетом размера организмов, что делает эту процедуру более определенной, а результаты оценки более корректными. Рекомендуется придерживаться следующих условий:

— организмы размером до 50 мкм оценивать при 400—600-кратном увеличении;

— организмы размером 50—200 мкм оценивать при 200—300-кратном увеличении;

— крупные организмы (больше 200 мкм) оценивать при 80—100-кратном увеличении.

Массовыми (доминантными) видами, образующими руководящий комплекс, считаются такие, обилие которых составляет 5—9 баллов; субдоминантами — те, обилие которых составляет 3 балла; единичными — обилие 1—2 балла.

Если суммировать показатель обилия h по отдельным таксонам (тип, семейство, род) или по функциональным группам (продуценты, консументы, редуценты), то получим численные выражения обилия $\sum h$, по которым можно судить об относительной роли различных групп организмов в биоценозе перифитона.

Видовое определение диатомовых водорослей требует специальных методов обработки. Оно учитывает тонкую структуру панциря. Детали тонкой структуры, невидимые при обычных методах микроскопирования, различимы лишь при условии удаления протопласта и заключения пустых панцирей в среду с высоким показателем светового преломления.

Методика удаления протопласта и приготовления постоянных препаратов диатомовых водорослей подробно освещена в книге «Определитель пресноводных водорослей СССР (диатомовые во-

доросли)» [125] и в «Руководстве по химическому анализу поверхностных вод суши» [298]. При этом производятся следующие процессы: 1) отмывка пробы от фиксатора и растворимых солей; 2) удаление нерастворимых в воде углекислых солей действием соляной кислоты; 3) сжигание протопласта в крепкой серной кислоте.

Из небольшого количества пробы на предметном стекле с лункой удаляют с помощью препаровальной иглы частицы детрита, талломы нитчатых водорослей и крупные минеральные частицы. Эту процедуру проводят под бинокляром или под лупой. Затем освобожденный от примесей материал помещают в центрифужную пробирку, наполовину заполненную дистиллированной водой, тщательно встряхивают, затем полностью заливают пробирку дистиллированной водой и центрифугируют при 3—4 тыс. об/мин в течение 10 мин. Затем воду над осадком осторожно отсасывают. Отмывку повторяют 2—3 раза, в зависимости от количества материала и емкости центрифужной пробирки.

Для удаления нерастворимых в воде углекислых солей осадок обрабатывают 10 %-ной HCl (в центрифужной пробирке) при медленном нагревании до кипения. Затем остывшую пробу центрифугируют, осадок отмывают в дистиллированной воде повторным центрифугированием до полного удаления следов кислоты (проверка лакмусом).

Для удаления протопласта рекомендуются технически наиболее простые методы холодного сжигания.

В «Определителе пресноводных водорослей СССР» [125] рекомендуется отмытый от фиксатора и нерастворимых солей материал выдерживать в концентрированной серной кислоте не менее 0,5—1,0 сут; затем прибавляют мелкие кристаллики двуххромовокислого калия ($K_2Cr_2O_7$), который окисляет обугленное органическое вещество и обесцвечивает осадок.

Т. П. Горидченко [298] рекомендует готовить свежую хромовую смесь: 20 г $K_2Cr_2O_7$ растворяют в 300 мл концентрированной серной кислоты (если $K_2Cr_2O_7$ не растворяется, раствор подогревают до кипения); хромовой смесью заливают осадок, находящийся в центрифужной пробирке (1 см³ осадка и 2 см³ хромовой смеси); через 1 ч раствор центрифугируют в течение 10 мин и отсасывают раствор над осадком.

Обработанный одним из предложенных способов осадок затем отмывают дистиллированной водой с центрифугированием до удаления следов кислоты (проверка лакмусом). Небольшое количество перемешанного осадка наносят на покровное стекло, равномерно распределяют по всей поверхности с помощью препаровальной иглы и подсушивают на электроплитке, одновременно подогревая предметное стекло. На подогретое предметное стекло кладут кусочек смолы. Когда она расплавится, на нее кладут теплое покровное стекло осадком вниз. Слегка надавливая на покровное стекло, добиваются равномерного распределения смолы. Следует избегать закипания смолы, так как образующиеся пу-

зырьки воздуха могут испортить препарат. Препарат надо быстро охладить, положив его на холодную поверхность (металлическую, стеклянную), так как при медленном охлаждении образуются кристаллы, мешающие микроскопированию.

Для приготовления постоянных диатомовых препаратов рекомендуется применять различные твердые среды с высокими показателями светового преломления. Способы приготовления среды Кольбе—Вислоуха с показателем преломления 1,63—1,65, кумароновой смолы с показателем преломления 1,72, смеси селена и серы (3 части серы и 4 части селена по массе) с показателем преломления 2,12 приводятся в Определителе пресноводных водорослей СССР (диатомовые водоросли) [125]. Методика приготовления анилин-формальдегидной смолы А. А. Эльяшева [379] с показателем преломления 1,67—1,68 приводится в «Руководстве по химическому анализу поверхностных вод суши» [298]. Кроме того, существуют готовые смолы: гиракс — синтетическая смола (AFS), состоящая из анилина, формальдегида и серы (показатель преломления 1,8); плевракс — синтетическая смола (показатель преломления 1,9); стиракс — естественная смола (показатель преломления 1,58); канадский бальзам — естественная смола (показатель преломления 1,53). Стиракс и канадский бальзам употребляются в основном для анализа грубоструктурных форм.

Для исследования препаратов необходимо использовать тонкие покровные стекла (не толще 0,18 мм), ввиду того что иммерсионный объектив имеет очень короткое фокусное расстояние.

2.4. Оценка сапробности воды

В санитарной гидробиологии под сапробностью понимают способность организмов жить при большом содержании органических веществ в среде. Сапробность является функцией как потребностей организма в органическом питании, так и устойчивости возникающих при разложении органических соединений ядовитых веществ: H_2S , CO_2 , NH_3 , H^+ , органических кислот.

Установлено [79], что фактически в ряду олигосапробы — мезосапробы — полисапробы возрастают не только специфическая стойкость к органическим загрязняющим веществам и к таким их последствиям, как дефицит кислорода, но и их эврибионтность, т. е. способность существовать при очень различных условиях среды. Это положение значительно расширяет возможности использования сапробиологического анализа. Поэтому термин «сапробность» в последнее время употребляют, когда говорят о степени общего загрязнения вод. Тем не менее для оценки общего загрязнения поверхностных вод в современных ситуациях, например в случае токсического загрязнения или антропогенного увеличения минерализации, использование только одного сапробиологического анализа оказывается уже недостаточным.

В системе Роскомгидромета для оценки сапробности воды по организмам перифитона рекомендуется применять метод индикаторных организмов Пантле и Букка в модификации Сладечека [441, 454]. Данный метод учитывает относительную частоту встречаемости (обилие) гидробионтов h и их индикаторную значимость s (сапробную валентность). Индикаторную значимость s и зону сапробности определяют для каждого вида по спискам сапробных организмов СЭВ [344]. Придание индикаторной значимости видам, отсутствующим в списках СЭВ, или изменение их индикаторного значения возможно при наличии ссылки на опубликованные работы или рукописи (отчеты, ежегодники и пр.).

Обе величины (h и s) входят в формулу для вычисления индекса сапробности

$$S = \frac{\sum (sh)}{\sum h} \quad (3)$$

Для статистической достоверности результатов исследования необходимо, чтобы в пробе содержалось не менее 12 индикаторных видов с общей суммой частоты встречаемости (обилия) $\sum h$, равной 30 [457].

Индекс сапробности указывают с точностью до 0,01. Для ксеносапробной зоны он находится в пределах 0—0,50; олигосапробной — 0,51—1,50; β -мезосапробной — 1,51—2,50; α -мезосапробной — 2,51—3,50; полисапробной — 3,51—4,00.

Наряду с зонами сапробности, устанавливаемыми для водных объектов на основе сапробиологического анализа, существуют зоны повышенной трофности, зоны обеднения, частичной или полной деградации исходных биоценозов, мертвые зоны и др. Выявление и описание зон возможно при использовании других формальных методов, а также абсолютных биологических данных о видовом составе и структуре перифитонных сообществ.

2.5. Оценка изменения структуры перифитонных сообществ под воздействием природных и антропогенных факторов

2.5.1. Функциональная структура

Многочисленные литературные данные свидетельствуют о том, что повышение уровня трофности водных экосистем и общего уровня их загрязнения способствует сдвигу в соотношении имеющейся свободной химической и световой энергии в них. С увеличением общего уровня загрязнения в перифитоне происходит постепенное снижение абсолютного количества продуцентов при одновременном увеличении абсолютного количества консументов и редуцентов [110, 122, 122, 257—259, 275, 319, 320, 364], которые, например, в сильно загрязненных органическими веществами

реках полностью определяют состав и структуру перифитонных сообществ [333, 335].

Такое закономерное перераспределение групп организмов в разных по уровню загрязнения водных объектах является ответной реакцией перифитона на изменение абиотических условий и приводит к выводу о том, что для структурно-функциональной характеристики этого сообщества можно использовать сравнительное обилие и разнообразие основных функциональных групп.

Выявленная для разных регионов закономерность изменения функциональной структуры в зависимости от уровня загрязнения привела к разработке различных индексов загрязнения. Расчет некоторых из них, например, индексов, учитывающих изменения в соотношении количества хлорофилла и общего органического вещества в перифитоне, связан с довольно трудоемкими инструментальными процедурами [382, 387, 410, 466].

Для оперативной оценки функциональной структуры перифитона можно рекомендовать индекс Хорасавы [129] и индекс относительного обилия продуцентов [44, 337], которые достаточно наглядно обрисовывают изменения характера метаболизма этого сообщества в зависимости от уровня трофности и загрязненности водной экосистемы.

Индекс Хорасавы (ИХ) был предложен С. М. Драчевым [129] наряду с другими гидробиологическими показателями при классификации степени загрязнения поверхностных вод. Этот показатель представляет собой выраженное в процентах отношение количества микроорганизмов, не содержащих хлорофилл, к общему количеству организмов. Применительно к перифитонным сообществам формула расчета ИХ выглядит следующим образом:

$$\text{ИХ} = \frac{\sum h_B}{\sum h_K + \sum h_B} \cdot 100, \quad (4)$$

где $\sum h$ — сумма индивидуальных баллов обилия; нижние индексы A и B для организмов, соответственно содержащих хлорофилл (продуценты), и не содержащих консументы и редуценты.

Значения их изменяются от 0 в очень чистых водах до 100 в очень грязных водах.

Индекс относительного обилия продуцентов (ООБ) рассчитывается по формуле

$$\text{ООБ} = \frac{\sum h_p}{\sum h_k + \sum h_p}, \quad (5)$$

где $\sum h$ — сумма индивидуальных баллов обилия продуцентов (п), консументов (к), редуцентов (р).

Значения ООБ с увеличением общего уровня загрязнения стремятся к нулю. В умеренно загрязненных водах оно приближается к единице, в чистых водах — всегда больше единицы.

Индексы ИХ и ООБ отражают соотношение между автотрофными и гетеротрофными процессами в перифитоне и, косвенно,

в водоеме в целом, т. е. показывают уровень функциональной организованности биоценоза обрастаний и одновременно характер его метаболизма, зависящий как от уровня трофности водной экосистемы, так и от уровня ее загрязнения. В этом заключается основной экологический смысл индексов ИХ и ООБ, что определяет границы их практического применения. Они дают прямую оценку функционального состояния перифитонных сообществ и лишь косвенно характеризуют качество воды в пункте наблюдений. Эти индексы наиболее целесообразно применять для сравнительной биологической характеристики больших участков водоемов и водотоков или группы водных объектов, а также сезонов года.

2.5.2. Временная структура

Система биологических наблюдений за состоянием окружающей природной среды должна учитывать особенности временной организации биологических систем. Для биоценоза перифитона, как сложной биологической системы надорганизменного уровня, характерен периодический тип биологических процессов, т. е. повторяемость полного цикла различных фаз в определенном порядке [15].

В зависимости от гидрологического типа водного объекта, его ландшафтного расположения, антропогенных факторов (зарегулированности стока, уровня загрязнения) временная структура перифитона может быть более простой или более сложной, включать различное число биологических фаз и фаланг¹, среди которых могут быть фазы и фаланги исключительно антропогенного происхождения, характеристики которых будут целиком определяться продолжительностью и силой воздействующего антропогенного фактора [36].

Временная структура сообществ наиболее ярко проявляется в сезонной сукцессии [244]. Однако определение фаланг (в строгом определении этого понятия) требует исходной биологической информации, полученной с такой частотой и полнотой, которые на практике труднодостижимы. Обычно выявляемые существующими методами и приемами анализа отдельные биологические фазы представляют собой лишь более или менее грубые приближения к истинным фалангам. Причем степень такого приближения целиком определяется репрезентативностью исходного массива данных и в первую очередь частотой отбора проб.

При характеристике временной структуры перифитона очень информативными оказываются сведения, касающиеся разнообра-

¹ Фаланга — основная элементарная единица временной структуры биоценоза; формально представляет собой совокупность обособленных от предшествующего и последующего периодов времени абсолютных биологических характеристик в единстве с соответствующими им физико-химическими условиями среды, совокупность, соответствующую определенному этапу сезонного развития экосистемы.

зия и геометрии распределения различных типов обрастаний, которые могут быть получены при визуальном описании створа наблюдений, а также сведения о доминантном комплексе видов. Сроки окончания или начала доминирования отдельных видов организмов следует рассматривать как моменты проявления нового качества среды, на которые перифитон отвечает изменением своей видовой структуры [8]. Кроме того, для характеристики временной структуры можно использовать информацию об изменении показателей обилия и разнообразия (количества видов) в эмпирически подобранных группах организмов (отдельных функциональных группах, семействах, родах и др.). Количественное развитие некоторых из них может быть невысоким, но тем не менее их постоянное появление в составе перифитона в строго определенных периоды, равно как и отклонение от этого правила, являются фактами, заслуживающими самого пристального внимания. Очевидно, что перечень используемых характеристик будет во многом индивидуален для различных типов водных объектов, ландшафтных зон и гидрографических районов.

Изучение временной структуры чрезвычайно важно в гидробиологическом мониторинге, поскольку позволяет наметить простые методы рабочего анализа и интерпретации биологической информации. Зная естественный ход изменений сообществ, характерный для данной водной экосистемы при наблюдаемых гидрометеорологических условиях, можно сравнить с ним (например, с помощью коэффициентов видового сходства) реально наблюдаемый и определить его отклонения, связав их с изменениями природных или антропогенных факторов [367].

Результаты анализа временной структуры удобно представить в виде стандартной матрицы (общей первичной карточки), в которую внесена исходная или систематизированная биологическая информация по пробам, взятым в течение вегетационного периода через определенные промежутки времени, достаточно короткие, чтобы отразить основные особенности сезонной сукцессии. При этом более или менее обособленные компоненты (массивы данных) полученного ряда будут соответствовать элементам временной сезонной динамики [244].

2.5.3. Использование коэффициентов видового сходства

Временные и пространственные изменения состава и структуры водных биоценозов можно оценить сравнением двух или нескольких проб. Фитосоциологи одними из первых разработали соответствующие методы для разграничения сообществ растений в пространстве и определения их возможных сукцессий во времени. Д. Хеллауэл [358] предлагает использовать эти методы для изучения пространственной прерывности между водными сообществами, которую можно отнести за счет изменения окружающей среды, и для обнаружения и измерения временных изменений между двумя следующими друг за другом пробами. Можно срав-

нивать видовой состав сообществ. Для этого используют коэффициенты видового сходства Жаккара [421] (6) и Серенсена [455] (7):

$$K = \frac{c}{(a+b) - c}; \quad (6)$$

$$K = \frac{2c}{a+b}, \quad (7)$$

где a и b — число видов, обнаруженных в каждом из двух сравниваемых биоценозов, c — число общих для них видов.

Лучшие результаты обеспечиваются при применении коэффициентов, в которых используются данные об относительном или абсолютном обилии видов, т. е. их количественная представительность в сравниваемых биоценозах. Для этой цели рекомендуется использовать коэффициент абсолютного биоценозического сходства Чекановского [400]. Применительно к перифитону формула его расчета выглядит следующим образом:

$$K = \frac{2 \sum hc_{\min}}{\sum h_a + \sum h_b}, \quad (8)$$

где $\sum hc_{\min}$ — сумма меньших баллов обилия видов, общих для обоих биоценозов; $\sum h_a$ и $\sum h_b$ — суммы баллов обилия для всех обнаруженных видов в обоих биоценозах.

Пользуясь этими коэффициентами, можно сравнивать две следующие друг за другом пробы и станции, но более полезным может оказаться сравнение всех проб или станций при помощи матрицы [358].

2.6. Оценка экологической структуры.

Инвариантные состояния перифитонных сообществ

Надежность и адаптивность системы гидробиологического мониторинга определяется ее способностью безотказно, эффективно осуществлять гидробиологический контроль экологического состояния водных объектов во всем диапазоне возможных изменений их состояния во всех гидрографических районах страны, существенно различающихся в биогеографическом отношении. Достижение этой цели возможно при выявлении и оценке основных направлений изменения биоценозов под влиянием природных и антропогенных факторов, что обязательно должно рассматриваться с позиций общих биологических законов, имеющих универсальный характер.

Такой подход позволяет определить основные качественные состояния биоценозов (перифитона), инвариантные для всех без исключения водных экосистем. Это состояния метаболического прогресса и регресса, которые сопровождаются усложнением (эко-

логический прогресс) или упрощением (экологический регресс) экологической структуры перифитона.

В зависимости от географического, высотного и ландшафтного положения водных объектов или уровня их загрязнения биоценозы перифитона оказываются в различной степени обеспеченными важнейшими жизненными ресурсами в виде биогенных минеральных и органических веществ. Степень обеспеченности является важной предпосылкой метаболического и экологического прогресса перифитонных сообществ [7, 112].

Биоценозы различаются также по возможности реализации жизненных ресурсов, что определяется, с одной стороны, условиями температурного режима, а с другой — присутствием в водной среде веществ, ингибирующих биологические процессы, например, различных взвесей или тяжелых металлов и др. При высоких концентрациях тяжелых металлов наступает состояние метаболического и экологического регресса, которое характеризуется частичным или полным угнетением развития перифитонного сообщества.

Повышение до определенного предела уровня загрязнения водной среды вызывает экзогенную сукцессию перифитона, при которой биоценозы перифитона как бы проходят ряд стадий зрелости. При этом общее развитие перифитонных сообществ происходит в направлении их естественной эволюции, аналогично природной автотрофной сукцессии с выходом на климаксное состояние. Биоценозы перифитона во всех чистых, слабо и умеренно загрязненных водных экосистемах находятся на различных стадиях автотрофной сукцессии, что легко установить по абсолютному доминированию в них продуцентов. Этот репер, который можно рассматривать как основополагающий, однозначно констатирует состояние экологического прогресса биоценозов перифитона. Происходящие при этом изменения таксономической структуры перифитона есть не что иное, как модуляции, отражающие разные стадии зрелости перифитонных сообществ, находящихся в состоянии экологического прогресса.

Начальный этап автотрофной сукцессии, как показывают исследования [7], сопровождается в основном увеличением количественных показателей развития и усложнением таксономической структуры продуцентов при одновременном незначительном росте аналогичных показателей для гетеротрофного компонента перифитона. Усложнение экологической структуры биоценоза перифитона происходит до тех пор, пока в нем достаточно разнообразно представлены все основные функциональные группы организмов, обеспечивающие различные по своей направленности потоки обмена веществом и энергией между обрастаниями и их абиотической средой. В целом преобладают процессы первичного продуцирования за счет фотосинтеза.

При достижении определенного, достаточно высокого, уровня загрязнения происходит переход экосистемы в новое качественное состояние, которому свойственно преобладание деструкционных

Таблица 2.1

Общие критериальные характеристики (тесты) инвариантных состояний биоценозов перифитона

Номер теста	Характер изменения метаболизма	Номер теста	Характер изменения экологической структуры	Примеры инвариантных состояний перифитона по литературным данным:
	А. Метаболический прогресс		Б. Экологический прогресс (состояние антропогенного экологического напряжения)	
1	Тенденция увеличения процента продуктивного покрытия обрастаниями общей площади субстратов	1	Гетерогенное, мозаичное распределение разнообразных типов обрастаний в водоеме	АБ состояние: [7, 8, 37, 110, 112, 319, 320, 336]
2	Тенденция увеличения мощности биопленок обрастаний и прогрессирующее развитие нитчатых водорослей	2	Биоценоз находится на разных стадиях автотрофной сукцессии. Преобладают автотрофные организмы — продуценты	
3	Тенденция увеличения общей суммы баллов обилия Σ/i	3	Значения индексов: $ООБ < 1$, $ИХ < 50\%$	
4	Тенденция увеличения биомассы обрастаний	4	Тенденция увеличения общего числа видов	
		5	Высокое таксономическое разнообразие продуцентов	
		6	Сложная таксономическая и/или функциональная структура биоценоза	
		7	Сравнительно сложная временная структура, включающая несколько биологических фаз	
5	Тенденция уменьшения размеров организмов и замена одних групп другими по схеме: продуценты — консументы — редуценты	1	б. Экологический регресс Тенденция уменьшения пространственной гетерогенности обрастаний, которые приобретают черты однообразия и монодоминантности	Аб состояние: [8, 44, 110, 112, 122, 131, 257, 258, 259, 319, 320, 323, 333, 337, 413, 429—431]

6 Бактериальные и грибковые обрастания сплошь покрывают все подводные субстраты

а. Метаболический регресс

1 Тенденция снижения биомассы обрастаний

2 Тенденция снижения общей суммы баллов обилия Σh

3 Отдельные или ярко выраженные визуальные признаки угнетения обрастаний

4 Подводные субстраты покрыты безжизненными налетами неестественной окраски

2 Тенденция снижения общего таксономического разнообразия, общего числа видов

3 Тенденция упрощения таксономической структуры продуцентов при одновременном снижении показателей их количественного развития

4 Биоценоз находится на разных стадиях гетеротрофной сукцессии. Преобладают гетеротрофные организмы — консументы и редуценты

5 Значения индексов: $ООБ < 1$, $ИХ > 50\%$

6 Тенденция упрощения временной структуры

7 Полное нарушение природных биологических циклов

8 Частичная экологическая деградация биоценоза: выпадение отдельных видов и групп организмов, встречаются пустые створки диатомовых водорослей и цисты простейших и другие аномальные признаки

9 Полное угнетение развития всех групп организмов, вызванное природными факторами (например, ухудшением световых условий в связи с резким повышением естественной мутности воды) или антропогенными факторами (например, увеличением антропогенных взвесей, сильным загрязнением, токсическим стрессом)

аб состояние: [8, 112, 133, 161, 253, 264, 303, 319, 320, 322, 357 436]

процессов. Развитие перифитонных сообществ проходит через разные стадии гетеротрофной сукцессии, характеризующиеся в зависимости от степени загрязнения или упрощением таксономической структуры продуцентов, или их полным угнетением. В последнем случае обрастания обычно состоят из бактерий, простейших и бесцветных жгутиковых организмов. В такой ситуации высокий уровень метаболизма перифитона (метаболический прогресс) достигается упрощением его экологической структуры (экологический регресс) за счет обильного развития нескольких высокотолерантных видов, активно осуществляющих минерализацию избыточного аллохтонного вещества.

Универсальный характер рассмотренных явлений предопределяет довольно простые общие критериальные характеристики основных инвариантных состояний биоценозов перифитона, которые в виде схемы отражены в табл. 2.1. Характеристики инвариантных состояний в виде реперных тестов и тенденций подобраны на основании реальных примеров из литературных источников, ссылки на которые приводятся в этой же таблице.

Результаты наблюдений сравниваются с тестами табл. 2.1, на основании чего делается предварительное заключение об инвариантном состоянии перифитона, которое удобно кодировать символами АБ (состояние метаболического и экологического прогресса), Аб (состояние метаболического прогресса и экологического регресса), аб (состояние метаболического и экологического регресса).

Изменение экологической структуры биоценозов перифитона и их переход в новое качественное состояние хорошо регистрируются в пространственной или временной динамике, когда анализируются серии проб с различных участков водосборного бассейна или отобранных в одном участке в разные периоды времени. В первом случае будут иметься эталонные пробы и массив данных будет отражать пространственные сукцессии перифитона в зависимости от распределения антропогенной нагрузки по территории водосбора, во втором случае — временные изменения в перифитонных сообществах.

Для каждого гидрографического района могут быть выделены специфические критерии инвариантных состояний, учитывающие изменения таксономической структуры и доминантного комплекса видов в зависимости от изменения характера и общего уровня загрязнения водных экосистем конкретного региона. В этом случае оценка инвариантных состояний будет подкреплена «абсолютными» биологическими данными регионального характера и, следовательно, будет более корректной.

В качестве примера регионального подхода можно привести «схему» изменения экологической структуры перифитона в водотоках разного санитарно-экологического типа для бассейна р. Сырдарья (табл. 2.2). Эта схема построена на основе биологического зонирования и последующей типовой классификации речных экосистем, образующих водосборный бассейн р. Сырдарья

Таблица 2.2

Изменение экологической структуры перифитона в водотоках разного санитарно-экологического типа в бассейне р. Сырдарьи

Инвариантное состояние и соответствующие номера тестов согласно табл. 2.1	Характеристика таксономической структуры перифитона	Зона са-пробности по Сла-дечку	Класс качества воды по 6-балльной шкале
---	---	--------------------------------	---

ЧИСТЫЕ (ФОНОВЫЕ) ВОДОТОКИ

Приурочены к горной зоне, загрязняющие источники отсутствуют

Ультраолиготрофные горные потоки альпийского и субальпийского поясов

АБ: Б — 1, 2, 3	Доминируют североальпийские, бореальные, криофильные диатомовые водоросли <i>D. hiemale</i> , <i>D. hiemale</i> var. <i>mesodon</i> , <i>Meridion circulare</i> , <i>Ceratoneis arcus</i> , <i>C. arcus</i> var. <i>amphioxys</i> , <i>Cymbella Stuxbergii</i> , <i>Eucocconeis flexella</i> , <i>Synedra Vaucheriae</i> var. <i>capitellata</i> . В числе доминантов встречается золотистая водоросль <i>Hydrurus foetidus</i> и зеленая водоросль <i>Prasiola fluviatilis</i> . Виды родов <i>Navicula</i> , <i>Nitzschia</i> практически не встречаются. Консументы и редуценты практически отсутствуют. Обрастания развиты слабо или умеренно.	x	I
--------------------	--	---	---

Небольшие по мощности реки и ручьи горного лесного пояса с повышенным уровнем трофности

АБ: А — 1, 2, 3, 4; Б — 1, 2, 3, 4, 5, 7	Доминируют диатомовые водоросли <i>Ceratoneis arcus</i> , <i>Didymosphenia geminata</i> , <i>Melosira arenaria</i> , <i>Synedra Goulardii</i> , <i>S. capitata</i> , <i>S. acus</i> , <i>Cymbella delicatula</i> , <i>C. helvetica</i> , <i>C. laevis</i> , <i>C. cymbiformis</i> , <i>C. cistula</i> , виды родов <i>Achnanthes</i> , <i>Epithemia</i> , <i>Rhopalodia</i> , <i>Amphipleura</i> , <i>Denticula</i> , отдельные виды синезеленых водорослей из родов <i>Tolypothrix</i> , <i>Calothrix</i> , <i>Gloeothrihia</i> , <i>Rivularia</i> , <i>Nostoc</i> и отдельные виды нитчатых зеленых водорослей из родов <i>Ulothrix</i> , <i>Zygnema</i> , <i>Draparnaldia</i> . Виды родов <i>Navicula</i> , <i>Nitzschia</i> встречаются в основном с низкими оценками обилия (кроме <i>Navicula radiosa</i> , <i>N. placentula</i> , <i>N. gracilis</i> , <i>Nitzschia denticula</i>) и в целом не характерны для перифитона этого типа водотоков. Характерной особенностью этих водотоков является высокое разнообразие в родах <i>Achnanthes</i> , <i>Cymbella</i> , <i>Fragilaria</i>	o	II
---	--	---	----

Таблица 2.2. (продолжение)

Инвариантное состояние и соответствующие номера тестов согласно табл. 2.1	Характеристика таксономической структуры перифитона	Зона сапробности по Сладечку	Класс качества воды по 6-бальной шкале
---	---	------------------------------	--

СЛАБО ЗАГРЯЗНЕННЫЕ ВОДОТОКИ

Приурочены в основном к предгорному поясу

АБ: А — 1, 2, 3, 4; Б — 1, 2, 3, 4, 5, 7	Доминируют диатомовые водоросли <i>Synedra Goulardii</i> , <i>Cymbella cistula</i> , <i>C. helvetica</i> , <i>C. lanceolata</i> , <i>Diatoma elongatum</i> , <i>D. elongatum</i> var. <i>tenuis</i> , <i>D. vulgare</i> , <i>Gomphonema olivaceum</i> , <i>Didymosphenia geminata</i> , золотистая водоросль <i>Hydrurus foetidus</i> , зеленая водоросль <i>Ulothrix zonata</i> , отдельные виды синезеленых водорослей из родов <i>Calothrix</i> , <i>Tolypothrix</i> . Для перифитона водотоков этого типа в целом характерно обильное и разнообразное развитие родов <i>Achnanthes</i> и <i>Cymbella</i> , при одновременном слабом развитии родов <i>Navicula</i> , <i>Nitzschia</i>	о — β	II—III
---	---	-------	--------

УМЕРЕННО ЗАГРЯЗНЕННЫЕ ВОДОТОКИ

Приурочены в основном к равнинному (степному) поясу

АБ: А — 1, 2, 3, 4; Б — 1, 2, 3, 4, 5, 6; б — 6	Одинаково обильно и разнообразно представлены роды <i>Achnanthes</i> , <i>Cymbella</i> , <i>Diatoma</i> , <i>Gomphonema</i> , <i>Surirella</i> , <i>Melosira</i> , <i>Synedra</i> , <i>Cocconeis</i> , <i>Navicula</i> , <i>Nitzschia</i> (диатомовые водоросли), отдельные виды которых входят в доминантный комплекс. Обильно развиваются нитчатые зеленые водоросли из родов <i>Cladophora</i> , <i>Spirogira</i> , <i>Stigeoclonium</i> . Заметно развиваются протокочковые и десмидиевые водоросли из родов <i>Scenedesmus</i> , <i>Cosmarium</i> , <i>Closterium</i> , а также синезеленые водоросли из семейства <i>Oscillatoriaceae</i> . Постоянно, но с невысоким обилием, присутствуют консументы — амебы, инфузории, коловратки, хиромиды	β	III
---	---	---	-----

Таблица 2.2. (продолжение)

Инвариантное состояние и соответствующие номера тестов согласно табл. 2.1	Характеристика таксономической структуры перифитона	Зона са-пробности по Сла-дечку	Класс качества воды по 6-балльной шкале
---	---	--------------------------------	---

УМЕРЕННО ЗАГРЯЗНЕННЫЕ — ЗАГРЯЗНЕННЫЕ ВОДОТОКИ

Приурочены к равнинному (степному) поясу

Коллектора и участки рек, принимающие высокоминерализованные коллекторно-дренажные воды с сельхозугодий, устья рек

<p>АБ: А — 1, 2, 3, 4; Б — 3, 3, 4, 5, 6; 6; 6; 6 — 6</p>	<p>Слабое развитие родов <i>Achnanthes</i>, <i>Cymbella</i>. Обильное развитие нитчатых зеленых водорослей из родов <i>Cladophora</i>, <i>Stigeoclonium</i>, <i>Oedogonium</i>, <i>Monostroma</i>, синезеленых водорослей сем. <i>Oscillatoriaceae</i>. В доминантный комплекс входят солоноватоводные и галофильные виды водорослей — <i>Nitzschia obtusa</i>, <i>N. obtusa</i> var. <i>scalpelliformis</i>, <i>N. filiformis</i>, <i>N. sigmoidea</i>, <i>N. tryblionella</i> var. <i>levidensis</i>, <i>N. Lorensiana</i>, <i>N. palea</i>, <i>Navicula spicula</i>, <i>Rhoicosphaenia curvata</i>, <i>Bacillaria paradoxa</i>, <i>Caloneis amphibaena</i>, <i>Coscinodiscus lacustris</i>, <i>Amphiprora paludosa</i>, <i>Enteromorpha intestinalis</i>, <i>Thorea ramosissima</i></p>	β	III—IV
---	--	---	--------

ЗАГРЯЗНЕННЫЕ ВОДОТОКИ

Приурочены к равнинному (степному) поясу

Подвержены загрязнению хозяйственными и промышленными стоками с высоким содержанием минеральных биогенных соединений

<p>АБ — АБ (переходное состояние) А — 1, 2, 4; Б — 2, 3, 6; 6 — 1, 3, 6</p>	<p>Слабое развитие родов <i>Achnanthes</i>, <i>Cymbella</i> при одновременном обильном развитии родов <i>Navicula</i>, <i>Nitzschia</i>, из которых очень характерными видами являются <i>Navicula mutica</i>, <i>Nitzschia palea</i>. Заметно развиваются мелкие вольвоксовые водоросли рода <i>Chlamidomonas</i>. Обильно развиваются пленки синезеленых водорослей из сем. <i>Oscillatoriaceae</i>. Наряду с продуцентами заметно развиваются консументы и редуценты, отдельные виды которых могут входить в доминантный комплекс</p>	α—β	IV
---	--	-----	----

ГРЯЗНЫЕ ВОДОТОКИ

Приурочены к равнинному (степному) поясу

Подвержены загрязнению смешанными сточными водами

<p>АБ: А — 1, 4, 5; Б — 6; 6 — 1, 3, 4, 5, 7</p>	<p>Из продуцентов заметно развиваются в основном рода <i>Navicula</i>, <i>Nitzschia</i>, <i>Euglena</i>, <i>Stigeoclonium</i>. Из консументов обильно и разнообразно развиваются коловратки, простейшие, черви, из редуцентов — кокковидные, палочковидные, зооглейные и нитевидные формы бактерий</p>	α	IV—V
--	--	---	------

Таблица 2.2. (продолжение)

Инвариантное состояние и соответствующие номера тестов согласно табл. 2,1	Характеристика таксономической структуры перифитона	Зона сапробности по Сладечку	Класс качества воды по 6-балльной системе
---	---	------------------------------	---

Подвержены значительному промышленному органическому и коммунальному загрязнению биохимическими заводами и станциями биологической очистки

Аб: А — 1, 4, 5; б — 1, 2, 4, 7.	Обрастания состоят практически из одних простейших, червей, палочковидных, кокковидных, зооглейных, нитевидных извитых бактерий и грибов. Встречаются редкие экземпляры отдельных видов водорослей	α	V
--	--	---	---

Подвержены смешанному загрязнению, в том числе токсичными веществами

аб: а — 1, 2, 3; б — 1, 2, 7, 8	Обрастания с признаками угнетения. В них с невысоким обилием развиваются отдельные высокотолерантные виды продуцентов, консументов и редуцентов	—	V—VI
---------------------------------------	---	---	------

ОЧЕНЬ ГРЯЗНЫЕ ВОДОТОКИ

Приурочены к равнинному (степному) поясу

Русла промышленных сбросов сточных вод или участки водотоков непосредственно в местах спуска стоков биохимического и лубяного производств, станций биологической очистки

Аб: А — 1, 4, 6; б — 1, 2, 4, 5, 7	Обрастания состоят в основном из бактерий, среди которых обильно развиваются бесцветные жгутиковые и различные инфузории	p	VI
--	--	---	----

Участки водотоков ниже промстоков с высоким содержанием тяжелых металлов

аб: а — 4; б — 9.	В налетах на подводных предметах обнаруживаются цисты простейших, единичные представители бесцветных жгутиковых и бактерий, пустые створки диатомовых водорослей	—	VI
-------------------------	--	---	----

в пределах Западного Тянь-Шаня. В схеме учтены основные типовые экологические ситуации, имевшие место в обследованном регионе. Соответственно этим ситуациям приведены экологические характеристики перифитонных сообществ, которые закономерно меняются в зависимости от уровня трофности и уровня загрязнения речных экосистем.

Использование концепции инвариантных состояний в гидробиологическом мониторинге позволяет давать экологическую интерпретацию биологическим данным, полученным доступными и простыми традиционными методами. На ее основе становится возможным проследить связи между специфическим загрязнением водной среды и аномальными природными явлениями (дозой), с одной стороны, и соответствующими изменениями экологической структуры перифитона (экологическим откликом), которые практически не регистрируются другими формальными методами,— с другой.

ПРИЛОЖЕНИЕ 2.1

ПРИБОРЫ, ОБОРУДОВАНИЕ, МАТЕРИАЛЫ, РЕАКТИВЫ

1. Скребок с прикрепленной к нему сеткой (газ № 70)
2. Скальпели.
3. Ножи
4. Пинцеты с плоскими концами
5. Пинцеты глазные
6. Микроскопы типа МБИ, МБР, Биолам с осветителями, «Amplival», «Ergaval»
7. Бинокуляры типа МБС
8. Объект-микрометр для проходящего света ОМП
9. Окуляр-микрометр
10. Камера Богорова
11. Камера Нажотта (0,01 и 0,05 мл)
12. Белый диск
13. Банки широкогорлые стеклянные (0,5 л)
14. Пенициллиновые пузырьки
15. Чашки Петри
16. Стаканы термостойкие
17. Колбы Вюрца (0,5—1,0 л)
18. Стаканы фарфоровые
19. Стекла часовые
20. Цилиндры мерные
21. Кристаллизаторы
22. Пипетки химические разной вместимости
23. Пипетки глазные
24. Пипетки с оттянутым концом (стеклянные рейсфедеры, Пастеровские пипетки)
25. Штемпель-пипетки
26. Палочки стеклянные
27. Воронки разного диаметра
28. Стекла предметные (в том числе с лунками)
29. Стекла покровные
30. Груши резиновые
31. Иглы препаровальные
32. Термометры водные и воздушные
33. Термометры лабораторные
34. Горелки газовые или спиртовые
35. Электроплитки с закрытой спиралью
36. Кисточки колонковые
37. Центрифуга
38. Мельничный газ № 70
39. Фал копроновый
40. Лейкопластырь
41. Лакмусовая бумага
42. Марля
43. Вата
44. Фильтровальная бумага
45. Микрокалькулятор
46. Журналы рабочие
47. Журналы полевые
48. Формалин 40 %-ный (нейтральный)
49. Спирт этиловый 96 %-ный
50. Глицерин
51. Иммерсионное масло
52. Айвовые косточки
53. Витальные красители (метилен-блау, нейтральрот)
54. Калия гидроксид (едкое кали)
55. Калий иодистый
56. Иод кристаллический
57. Хромовая кислота
58. Ледяная уксусная кислота
59. Соляная кислота
60. Серная кислота
61. Двуххромовокислый калий
62. Анилин
63. Сода питьевая
64. Клей БФ-6
65. Дистиллированная вода
66. Готовые смолы с высоким коэффициентом светового преломления

ПРИЛОЖЕНИЕ 2.2

**РЕКОМЕНДУЕМАЯ ФОРМА ПОЛЕВОГО ЭКОЛОГИЧЕСКОГО ЖУРНАЛА
ПРИ ПРОВЕДЕНИИ КОНТРОЛЯ ПО ПОКАЗАТЕЛЯМ
ПЕРИФИТОНА И ЗООБЕНТОСА**

1. Номер пробы _____ 2. Дата отбора _____ время _____
3. Температура воздуха _____, погодные условия в день отбора проб
и в предыдущие дни (могущие повлиять на гидрологическую обстановку
и состояние биоценозов в водоеме к моменту отбора проб)

4. Водный объект _____
5. Пункт наблюдений _____
6. Местоположение створа _____
Номер створа по паспорту и на схеме _____
Категория створа _____
7. Вертикали и горизонт отбора проб _____

8. Температура воды _____ 9. Цвет воды _____
10. Наполнение русла (чаши) — обнажение или затопление перекаатов, литорали
и другие визуальные признаки колебания уровня режима _____

- | | | |
|--|---|---|
| 11. Течение:
отсутствует
очень медленное
медленное
спокойное
быстрое
очень быстрое | 12. Волнение

_____ | 14. Прозрачность:
прозрачная
слабо мутная
мутноватая
мутная
очень мутная |
| | 13. Запах воды
_____ | |

15. Характер взвесей: минеральные частицы глины, песка, иловые частицы, рас-
тительный детрит, дрефт водорослей перифитона, фитопланктон, бактери-
альная слизь, другие загрязняющие включения в толще воды

16. Характер донных отложений: обломки скал, валуны, камни, галька, круп-
но-зернистый песок, обычный песок, глина, наиллок или ил (светло-серый,
серый, темно-серый, черный), известковый ил, растительный детрит, загряз-
няющие включения

их распределение по дну (на стрежне, в прибрежье, в заводях, в плёсах,
на перекатах), их мощность _____

17. Загрязненность поверхности воды: детрит, обрывки водной растительности, пятна нефтепродуктов, пена, хозбытовой и прочий мусор, отходы производств и др. _____

18. Санитарное состояние прилегающей к водоему территории _____

19. Развитие плейстоена _____
20. Визуальная характеристика развития макрофитов: на каких типах грунтов, проективное покрытие %) и характер распределения по дну (отдельные растения, небольшие пучки, пятна-скопления, прибрежная полоса зарослей, покрывают все дно пятнами или равномерно и т. д.) _____

Наименование вида	Проективное покрытие, %	Местообитание (прибрежье, стержень и т. д.), глубина (м)	Фенофаза	Аномалии
-------------------	-------------------------	--	----------	----------

1) _____

2) _____

3) _____

21. ПЕРИФИТОН — характеристика развития и условий отбора проб: характер распределения на субстратах, процент покрытия субстратов различными типами обрастаний (налет, слой, корка, пленка, нарост, бахрома, пряди нитчатки и т. д., цвет оброста, жесткие, плотные, рыхлые, слизистые и т. д.)

1) _____

2) _____

3) _____

Условия отбора (указать, отобрана интегральная проба или отдельные пробы обростов (1, 2, 3, ...), берег, расстояние от берега — в десятых долях ширины реки или румбах для водоемов озерного типа, горизонта

Субстрат	Берег	Расстояние от берега	Горизонт
----------	-------	----------------------	----------

22. ЗООБЕНТОС

тип грунта _____
берег, расстояние от берега _____
горизонт _____
количество скребков (дочерпателей) _____
примечание _____

23. Развитие водной биоты по результатам визуального осмотра (не обнаружено, слабое, умеренное, хорошее, обильное, очень обильное)

перифитон _____
зообентос _____
макрофиты _____
плейстон _____

24. Предварительное заключение о загрязненности водного объекта и его экологическом состоянии по результатам визуального осмотра

25. Количество отобранных проб

всего _____
перифитона _____
зообентоса _____
макрофитов _____

Фамилия заполняющего
журнал и проводившего
отбор проб _____

ПРИЛОЖЕНИЕ 2.3

**МАТРИЧНАЯ ФОРМА ЗАПИСИ РЕЗУЛЬТАТОВ
ВИЗУАЛЬНЫХ НАБЛЮДЕНИЙ И АНАЛИЗОВ
ПРОБ ПЕРИФИТОНА В РАБОЧЕМ ЖУРНАЛЕ**

Год наблюдений _____ Пункт _____

Водный объект _____ Створ _____

Характеристика	Номер пробы, дата обследования							

1. Условия в створе наблюдений и характеристика инвариантного состояния биоценоза

Субстрат								
Горизонт отбора								
Расстояние от берега								
Время отбора								
Температура воды								
Скорость течения								
Цвет воды								
Прозрачность								
Характер взвеси								
Запах								
Заключение об инвариантном состоянии биоценоза (АБ, Аб, аб)								
Номера подходящих тестов для состояний:								
А								
Б								
б								
а								

2. Проективное покрытие обрастаний в общей площади субстрата (процент, балл) по глазомерной оценочной шкале, в том числе доминантные виды (с оценками обилия 5—9 баллов)

Типы обрастаний (1, 2, 3, ...) ¹ , обнаруженные в течение года, и их доминантные виды (Д)								
1) _____								
Д: _____								

2) _____								
Д: _____								

Характеристика	Номер пробы, дата обследования						

3. Результаты анализов интегральных проб перифитона

Число обнаруженных видов							
продуцентов	N_p						
консументов	N_k						
редуцентов	N_r						
общее число видов	N						
Показатель обилия							
продуцентов	Σh_p						
консументов	Σh_k						
редуцентов	Σh_r						
всех обнаруженных организмов	Σh						
Количество типов обрастаний	n						
Формальные индексы							
Хорасавы	ИХ						
относительного обилия	ООБ						
сапробности	ИС						

¹ См. приложение 2.2, п. 21.

Глава 3. МОНИТОРИНГ МАКРОЗООБЕНТОСА

Макрозообентос (от *bentos* — глубина) — это совокупность беспозвоночных (размер тела свыше 2 мм), населяющих дно водоемов (или бенталь), водную растительность (или фиталь), а также другие субстраты, в том числе различные гидротехнические сооружения.

Население макрозообентоса представляют черви (планарии, олигохеты, пиявки, нематоды), моллюски (брюхоногие, двустворчатые), ракообразные (амфиподы, изоподы, декоподы и др.), паукообразные, насекомые (хиროномиды, гелеиды, поденки, веснянки, ручейники, стрекозы и др.) и т. п. Многие из этих организмов обитают в толще воды (в пелагиали): насекомые, ракообразные (мизиды, палласея и др.), пауки и пр. Жизнедеятельность других донных животных тесно связана с поверхностью воды, с ее поверхностной пленкой (нейсталью). В функциональном отношении макрозообентос является важной частью гетеротрофного компонента водных экосистем. Он участвует в процессах трансформации вещества с использованием энергии, поступающей извне.

Различные виды беспозвоночных, населяющие определенный биотоп, образуют популяции, которые в свою очередь, формируют сообщества донных животных, или биоценозы. Биоценозы следует рассматривать как надорганизменные функциональные единицы в экосистемах, обладающие определенной устойчивостью к внешним воздействиям, способностью к самовоспроизводству, определенным уровнем метаболизма. Структурные и функциональные признаки биоценозов зависят от типа водоема, совокупности абиотических и биотических факторов природной среды, степени антропогенного воздействия и др.

Изменения в видовой структуре биоценозов, коррелирующие с уровнем загрязнения вод, с давних пор привлекали внимание гидробиологов. Высокая стенобионтность ряда видов, формирование сложных многокомпонентных систем, приуроченность к определенным субстратам, относительная малоподвижность (по сравнению с быстрораспространяющимися загрязняющими веществами) позволяют использовать показатели зообентоса для регистрации антропогенного воздействия на водные экосистемы. Различные методы оценки качества вод [228], многочисленные публикации [23, 78, 159, 175, 226, 234, 298, 323—326, 339, 355, 393, 454 и др.], а также опыт многолетних наблюдений гидробиологической сети ОГСНК в нашей стране [322] подтверждают несомненную информативную значимость бентоса для характеристики качества воды.

Преимущества зообентоса при индикации загрязнения по сравнению с пелагическими сообществами определяются приурочен-

ностью к определенным субстратам, по сравнению с макрофитобентосом — большей лабильностью при реакции на загрязнение, по сравнению с микроорганизмами — относительной устойчивостью к паводковому сносу и повышенной мутности воды, по сравнению с альгоценозами — большей чувствительностью к воздействию токсического и теплового загрязнения.

Список приборов, оборудования, материалов и реактивов приведен в приложении 3.1.

3.1. Особенности методов изучения биоценозов

Методы изучения донной фауны имеют свою специфику. В отличие от планктона (фито-, зоо-), нередко образующего один биоценоз, особенно в малых водоемах, зообентос даже в пределах одной зоны (например, литорали, sublиторали, профундали и т. п.) образует несколько биоценозов, иногда с четко выраженными суббиоценозами.

Для познания биоценозов необходимо прежде всего определить биотопы водоема, по крайней мере основные места обитания донных животных. Наиболее существенны для исследователя те экологические факторы, которые испытывают значительные колебания в пределах водоема.

В озерах важнейшими условиями существования экосистемы следует считать степень прибойности побережья (характер литорали), его грунты, температурный режим, разнообразие глубин, донных отложений, морфологию водоема (наличие плёсов, устьев и истоков рек, ручьев), немаловажен и уровень техногенного воздействия на биотоп.

Речные экосистемы наиболее зависимы от проточности: течение воды представляет собой основной фактор формирования и естественного отбора речной фауны дна, ее распределения, исходя из глубины, типа грунта, температуры, химического состава вод. Генезис и структура биоценозов зависят от ландшафтно-географического положения рек. Крупнейшие реки (Нил, Лена, Миссури, Миссисипи, Амур, Енисей и др.) имеют в бассейнах своих водосборов фауну разных зоогеографических провинций, а нередко и эндемиков, реликтов. В реках течение обуславливает основное свойство обитателей текучих вод — способность жизни на течении (реофилию). Течение оказывает механическое воздействие, обеспечивает источник пищи, кислорода, а во многом и способствует процессам метаболизма (с помощью тока воды быстрее удаляются продукты обмена веществ).

Биоценоз текучих вод весьма своеобразен, и его структура неоднородна в разных ландшафтно-географических зонах. Наиболее удачно классифицированы сообщества донных беспозвоночных В. И. Жадиным и С. В. Гердом [141]. Согласно [141], зообентос текучих вод включает пять биоценозов: 1) литореофильный — биоценоз каменистого грунта на течении; 2) псамморео-

фильный — биоценоз песчаного дна в условиях течения; 3) оргиллореофильный — биоценоз глинистых донных отложений; 4) пелореофильный — биоценоз заиленного дна при медленном течении воды; 5) фитофильный — биоценоз водных макрофитов, произрастающих в условиях небольшой проточности.

Фитофильный биоценоз зообентоса рек и других проточных естественных систем не простой по своей структуре, впрочем как и все биоценозы донных беспозвоночных. Он во многом зависит от сукцессий водных макрофитов, жизненных циклов флоры, динамики водных масс, да и от антропогенных факторов. В связи с этим существенно выделить фитореофильный биоценоз — сообщества донных организмов, жизнь которых связана с обитанием среди макрофитов на быстром течении (водопады, перепады между водными системами). Другой полюс ценоза занимает сообщество зообентоса, жизненно адаптированное к условиям существования в лимнической среде — это фитолимнофильный биоценоз. Он больше характерен для стариц, лагун и других лимнически спокойных участков рек.

Беспозвоночные донных субстратов стоячих вод (озер, водохранилищ, прудов, болот и т. п.) объединяются в следующие биоценозы:

- 1) литофильный (обитатели каменистого грунта);
- 2) псаммофильный (животные песчаного грунта);
- 3) пелофильный (донные беспозвоночные илистых отложений озер);
- 4) гипнофильный (организмы торфянистого дна).

В условиях течений, особенно, когда дно заносится песком, структура донных биоценозов стоячих водоемов заметно изменяется. Эти изменения случайны; они подвержены временным событиям абиотических факторов, особенно техногенных. Кроме того, важнейшим условием развития биоценозов стоячих вод являются морфологические и физиологические адаптации организма к условиям существования.

Таким образом, характер биотопов определяет структуру биоценозов. Для иллюстрации можно продемонстрировать схему биотопов дна озер Карелии, отличающихся разнообразием (разработана С. В. Гердом) [96—98]:

I. Верхне-литоральные биотопы

A. Прибойная литораль

1. Скалистая
2. Обломочная
3. Каменистая и щебенистая
4. Галечная
5. Песчаная

Б. Полузатишная литораль

6. Каменисто-песчаная
7. Песчано-иловитая

В. Затихшая (зарослевая) литораль

- а) Разреженные заросли
 - 8. *Carex* — *Equisetum*
 - 9. *Phragmites*
 - 10. *Scirpetum*
- б) Сомкнутые заросли
 - 11. *Elodetum*
 - 12. *Menyanthes* — *Alisma*

II. Нижне-литоральные биотопы

- А. Береговой склон
 - 1. Открытая песчано-илистая литораль
 - 2. Заросли рдестов (*Potamogetonenum*)
- Б. Семипелагические луды

III. Профундальные биотопы

- А. Верхняя профундаль
 - 1. Грубо-детритная гиттия
 - 2. Серые илы (тонко-детритная гиттия)
 - 3. Белая глина
 - 4. Кладочерные илы
 - 5. Коричневые илы с рудой
- Б. Нижняя профундаль
 - 6. Серые оливковые илы (тонко-детритная гиттия)
 - 7. Коричневые илы с рудой
 - 8. Шоколадная глина
- В. Пелагические луды-сельги
 Названные биотопы дна карельских озер сочетаются с биоценозами следующим образом [97].

Верхняя литораль

- А1—2. Скалистая и обломочная прибойная литораль — биоценоз *Perlodes* + *Planorbis contortus*
- А3. Каменистая и щебенистая прибойная литораль — биоценоз *Heptagenia delicatula* + *Limnaea palustris peregriformis*
- А5. Песчаная прибойная литораль — биоценоз *Gophus* + *Sphaerium*
- Б6. Каменисто-песчаная полузатишная литораль — биоценоз *Ephemerella ignita* + *Limnaea palustris typica*
- Б7. Песчано-илистая полузатишная литораль — биоценоз *Molanna angustata* + *Sphaerium corneum*
- В8—10. Разреженные заросли верхней литорали — биоценоз *Agrypnia pagetana* + *Bythynia tentaculata* и *Limnaea ovata*
- В11—12. Сомкнутые заросли затишной литорали — биоценоз *Siphonurus aestivalis* + *Limnaea stagnalis*

Нижняя литораль

- А1. Открытая песчано-илистая литораль — биоценоз *Ordella horaria* + *Limnaea stagnalis*
- А2. Заросли нижней литорали — биоценоз *Ephemerella vulgata* + *Valvata piscinalis*
- Б. Семипелагические луды — биоценоз *Leptocerus* + *Limnaea ovata*

А. Верхняя профундаль

- 1. Грубо-детритная гиттия — биоценоз *Chironomus* + *Anadonta* и *Chaoborus* + *Tubifex*
- 2. Серые илы тонко-детритной гиттии — биоценоз *Orthocladus paratathricus* + *Pisidium conventus*¹

¹ Видовое название моллюсков дано по В. И. Жадину [138].

4. Кладоцерные буроватые илы — биоценоз *Pontoporeja affinis* + *Pisidium conventus*
5. Коричневые илы с рудой — биоценоз *Spiroperma ferox* + *Pisidium conventus*

Б. Нижняя профундаль:

6. Серые и оливковые илы тонко-детритной гиттии — биоценоз *Gammarellus lacustris* + *Pisidium conventus*
7. Коричневые илы с рудой — биоценоз *Lamprodrilus isoporus* + *Pisidium conventus*
- В. Пелагические сельги — биоценоз *Pallasea quadrispinosa* + *Pisidium conventus*.

Комплексный подход к исследованию донной фауны северных озер позволил пересмотреть основные типы биоценозов зообентоса и критически подойти к схеме, предложенной С. В. Гердом [97]. В связи с этим целесообразно привести схему биоценозов зообентоса Онежского озера, предложенную В. И. Попченко и Б. М. Александровым [283] (табл. 3.1).

Донные организмы обитают не только на поверхности грунта и в его толще [362], но и на водных растениях, нередко минируя их. Субстратом фауны донных беспозвоночных служат также различные подводные объекты (коряги, сваи и т. п.), поверхности раковин крупных моллюсков, панцирь и жабры речных раков, обрастания мшанок. Подвижные же организмы легко отрываются от поверхности субстратов и плавают в толще воды над грунтом или среди растений. Донные животные находятся в постоянной динамике. Биологическое значение суточных и сезонных горизонтальных и вертикальных миграций многообразно [285]. Зимой, например, многие виды фауны перемещаются в поверхностные слои грунта в связи с ухудшением кислородного режима и уменьшением степени антагонизма (пищевая активность врагов снижается). Другие же организмы, избегая промерзания, закапываются в грунт, нередко достигая глубины 30—40 см [109, 282].

Многие донные организмы интенсивно передвигаются по поверхности грунта в целях поиска пищи и др. Суточная ритмика жизни, особенности жизненных циклов зообентоса позволяют многим животным обитать в каждом из названных биотопов, находясь при этом в разных условиях загрязнения. Грунт обычно в большей степени подвержен антропогенному воздействию, чем придонный слой воды, а загрязняющие вещества и их концентрации могут быть совершенно различными как по всей толще грунта, так и по горизонтальной поверхности биотопов — от прибрежья до максимальных глубин водоема.

Методики сбора и обработки фауны донных беспозвоночных в значительной степени зависят также от размера животных, составляющих биоценоз. По этому признаку в зообентосе различают группы макро-, мезо- и микробентоса, которые могут подразделяться и на более дробные категории. К макробентосу относятся беспозвоночных, линейный размер которых превышает 0,1—0,2 мм. Однако подразделение зообентоса на группы весьма условно и определяется различиями в методах исследования [179, 249].

Таблица 3.1
 Схема основных типов донных биоценозов Онежского озера [283]

Биоценоз	Глубина, м	Грунт	Зона озера	Район озера
I. Пелофильный <i>Oligochaeta</i> — <i>Gammaracanthus</i>	30—40	Ил	Глубоководная профун- даль	Глубоководные плесы
<i>Lamprodrilus isoporus</i> — <i>Gamma- racanthus</i>	50	»	То же	Глубоководные заливы
<i>Pontoporeja affinis</i> — <i>Gammara- canthus</i> ,	30—40	»	»	То же
обедненный <i>Oligochaeta</i> — <i>Gam- maracanthus</i>	30	Ил, песчано-или- стый, песок с гра- вием	Верхняя профундаль, сублитораль	»
<i>Pontoporeja affinis</i> — <i>Sphaerium</i>	10—30	Ил	Мелководная профун- даль	Мелководные плёсы
<i>Chironomidae</i> — <i>Pisidium</i>	5—15	»	То же	Мелководные заливы
<i>Chironomidae</i> — <i>P. affinis</i>	5—15	»	»	То же
II. Псаммофильный <i>Oligochaeta</i> — <i>Pisidium</i>	5—10	Песок	»	»
III. Лито-псаммофильный <i>Paludicella</i> — <i>Valvata</i>	5—25	Каменисто- песчаный	Сублитораль, селги	Подводные склоны
IV. Литофильный, лито-псаммофиль- ный <i>Heptagenia</i> — <i>Limnaeidae</i>	До 10—20	Каменистый, ка- менисто-песчаный	Литораль, луды	У побережья главных плесов
V. Фитофильный зарослей <i>Phragmites</i>	До 3—5	Каменисто-песча- ный с детритом	Затишная литораль	Закрытые заливы и про- ливы
зарослей <i>Potamogeton</i>	До 3—5	Песчаный с детри- том	То же	То же

При изучении состояния водных экосистем особенно важное значение имеют правильный выбор места проб (станции) и методов сбора и обработки гидробиологического материала. Объективная оценка природной ситуации в момент ее изучения и вообще успех исследования чаще всего зависят от применяемых способов и орудий сбора водных организмов [343, 374, 416].

При гидробиологическом контроле водных объектов, включающем сочетание качественных и количественных методов оценки, только системный подход может объективно отразить функциональное состояние экосистемы, вскрыть причины нарушения процессов в круговороте веществ и энергии в пространстве и во времени. Необходим при этом структурный анализ биоценозов донных организмов и входящих в него популяций. Важны также знание видового состава и количественная оценка донных сообществ, надежно отражающих степень загрязнения их биотопов.

Методы исследования зообентоса и орудия его сбора на каждом биотопе могут существенно различаться. При изучении донной фауны рекомендуется использовать приборы, приспособления, методы сбора и обработки, которые получили широкое распространение в гидробиологии.

3.2. Основные принципы организации сети наблюдений

3.2.1. Выбор места и времени отбора проб

Выполнению программы наблюдений за состоянием водных экосистем по показателям бентоса должна предшествовать пространственная экологическая бонитировка (биологическое зонирование) водосборных бассейнов, которая проводится по результатам рекогносцировочных обследований с привлечением гидрологической и гидрохимической информации. Целью предварительного обследования является выявление типологических особенностей водоемов, характера антропогенного воздействия, структуры и состава бентосных сообществ, качества воды. Рекогносцировочное обследование целесообразно проводить в летне-осенний период — к моменту наступления биологического лета, когда максимально прогреваются водные массы в водоемах большинства регионов страны и наиболее активны гидробиологические процессы. В этот период ярче проявляются типовые и индивидуальные различия биоценозов, что определяется усилением деструкционных процессов сверху вниз по длине водотока.

При составлении программы наблюдений следует обратить внимание на обязательный охват систематическими наблюдениями типологически различающихся фоновых участков водоемов, переходных участков, выше и ниже источников загрязнения, зон самоочищения, устьевых участков. Створы гидробиологических наблюдений, по возможности, должны совпадать со створами ОГСНК.

Конкретные рекомендации к построению сети наблюдений, выбору створов, вертикалей и горизонтов наблюдений изложены в методиках [239, 240] и стандартах [115].

Наблюдения на створах желательно проводить ежемесячно, допустимо снижение частоты отбора проб в зонах мало подверженных сезонным изменениям абиотических факторов (например, при постоянно низкой температуре воды в высокогорных ручьях или на участках выклинивания родников), а также испытывающих неизменно высокую антропогенную нагрузку (в промстоках, ниже крупных промышленных зон).

3.2.2. Выбор субстрата в водоеме

Выбор субстрата является начальным моментом отбора пробы и определяется конкретной задачей исследований. Для целей гидробиологического мониторинга следует отдавать предпочтение субстратам, заселенным наиболее разнообразной бентофауной, так как биоценозы, достигшие в водоеме максимального экологического развития (виды которого характеризуются высокой степенью эквитабельности), являются наиболее информативными для оценки качества вод.

Субстрат должен располагаться на участке дна с возможно более благоприятными кислородными условиями, которые в водоемах замедленного водообмена создаются в литоральной зоне, а в реках — в прибрежной зоне, и на перекатах. Кроме того, субстрат должен как можно лучше омываться водой и как можно меньше испытывать влияние микроусловий, искажающих реальную санитарно-экологическую ситуацию в створе (например, в зоне выхода подземных вод, в застойных участках рек и др.). Пробы бентоса, отобранные с глубинной части реки (в медиали) или в профундали озер, характеризуют не столько качество вод, сколько загрязненность донных отложений, придонных слоев воды (в озерах), которые по химическому составу существенно отличаются от воды в водоеме в целом, что снижает информативную ценность бентосных показателей. Кроме того, согласно биогеографическому закону вертикальной зональности, участки различных глубин в озерах населяют своеобразные в экологическом отношении комплексы видов, отвечающие специфическим условиям обитания на этих глубинах, которые нельзя однозначно сводить к влиянию антропогенного фактора. Конечно, при постановке специальных задач, связанных с изучением загрязнения грунтов, возможен отбор проб в профундали озер и на глубинах рек.

Для получения сопоставимой информации о бентофауне разных створов, желательно отбирать пробы в биотопах, являющихся общими для разных участков реки. Степень приоритетности того или иного субстрата можно определить, придерживаясь следующих рекомендаций.

В горных и предгорных реках наилучшим субстратом для отбора проб являются каменисто-галечниковые грунты. При их

отсутствии, а также на равнинных реках пробы необходимо отбирать с макрофитов. При поднятии уровня воды или отсутствии перечисленных субстратов пробы следует отбирать с затопленной сухопутной и полупогруженной растительности. Если такая растительность отсутствует, пробы отбирают с любых затопленных твердых субстратов. При отсутствии всех вышеперечисленных субстратов пробы отбирают с мягких грунтов — глины и ила. Наименее подходят песчаные грунты, в этом случае лучше использовать искусственные субстраты.

В лентических (озерных) экосистемах предпочтительнее отбирать пробы с фитали, менее информативны биоценозы каменистых и мягких грунтов, в особенности — песчаной литорали.

3.3. Сбор материала

3.3.1. Отбор проб с естественных субстратов

Для целей гидробиологического мониторинга наиболее удобным и универсальным орудием лова является скребок (рис. 3.1), представляющий собой надетую на палку металлическую рамку

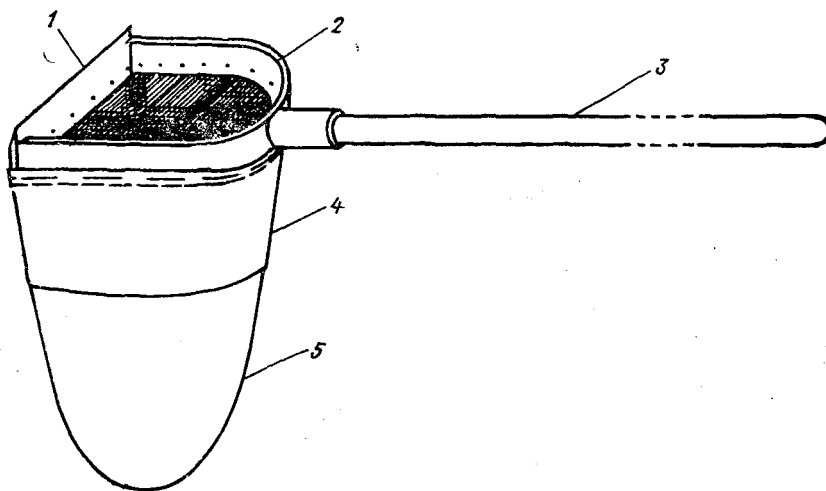


Рис. 3.1. Скребок.

1 — режущая кромка; 2 — рамка; 3 — шест; 4 — бязевая часть промывочного сита;
5 — часть сита из мельничного газа № 23.

с режущей кромкой, к которой пришито сито из плотной бязи и мельничного газа № 23.

Применение скребка позволяет отбирать как качественные, так и количественные пробы со всех видов субстратов, включая такие специфические, как погруженные обросшие борта паромов, стенки гидротехнических сооружений, сваи мостов и др. Техника

отбора проб с помощью скребка имеет ряд особенностей. Работу необходимо выполнять в высоких (болотных) сапогах.

При отборе проб на реках скребок устанавливается ниже по течению относительно субстрата, с которого ведется отбор, чтобы организмы вместе с взмученными частицами грунта или фрагментами субстрата попадали внутрь сита скребка с течением. Во всех случаях, кроме отбора проб с песчаных грунтов, грунт вместе с организмами отмывается в сите от мелких фракций грунта и переносится в широкогорлую банку, куда наливается вода — при выборке организмов из грунта у водоема, — или фиксирующая жидкость — при последующей транспортировке и хранении неразобранной пробы.

Отбирая пробу на галечнике перекатов, следует ворошить грунт ногой, продвигаясь в нем боком и располагая скребок ниже по течению. На каменистых субстратах необходимо сначала гладким движением руки смыть организмы внутрь сита с поверхности камня, затем перевернуть его и огладить нижнюю поверхность. При попадании в скребок крупных пучков водорослей или макрофитов, потрясти их в воде, не вынимая из сита, и удалить. Крупную гальку, попавшую в сито, удалить, предварительно осмотрев и сняв с нее организмы с помощью пинцета.

При отборе проб с отдельных экземпляров или разреженных зарослей макрофитов и нитчатых водорослей необходимо потрясти их в сито скребка, расположив его ниже по течению, а затем просмотреть растения для сбора прикрепленных организмов. При отборе проб с густых зарослей макрофитов, следует погрузить скребок в их гущу и резкими, энергичными движениями «прокосить» заросли. Указанным способом отбирают только качественные пробы.

При отборе проб с мягких глинистых грунтов и илов скребок погружается в грунт на глубину до 10 см и скребушим движением режущей кромкой срезается поверхностный слой грунта. Движение скребка при этом должно быть направлено против течения.

При отборе проб с песчаных грунтов необходимо применять метод отмучивания. Для этого следует погрузить скребок в песок на 10 см и горизонтальными движениями наполнить сито песком примерно на две трети, после чего, не промывая, перенести грунт в ведро или таз и вращательным движением, а также с помощью руки несколько раз взмутить песок. Легкие фракции с организмами после каждого отмучивания сливать в предварительно ополоснутый скребок, а оттуда — в широкогорлую банку. Учитывая слабую заселенность песчаных грунтов, операцию повторить 2—3 раза. Во избежание травмирования и перетиранья организмов грубыми частицами песка отмучивание следует производить осторожно, плавными движениями.

Для отбора количественных проб с помощью скребка на галечнике, целесообразно применять рамку (рис. 3.2), представляющую собой металлический прямоугольный каркас, наподобие аквариумного, с затянутыми мельничным газом боковыми гра-

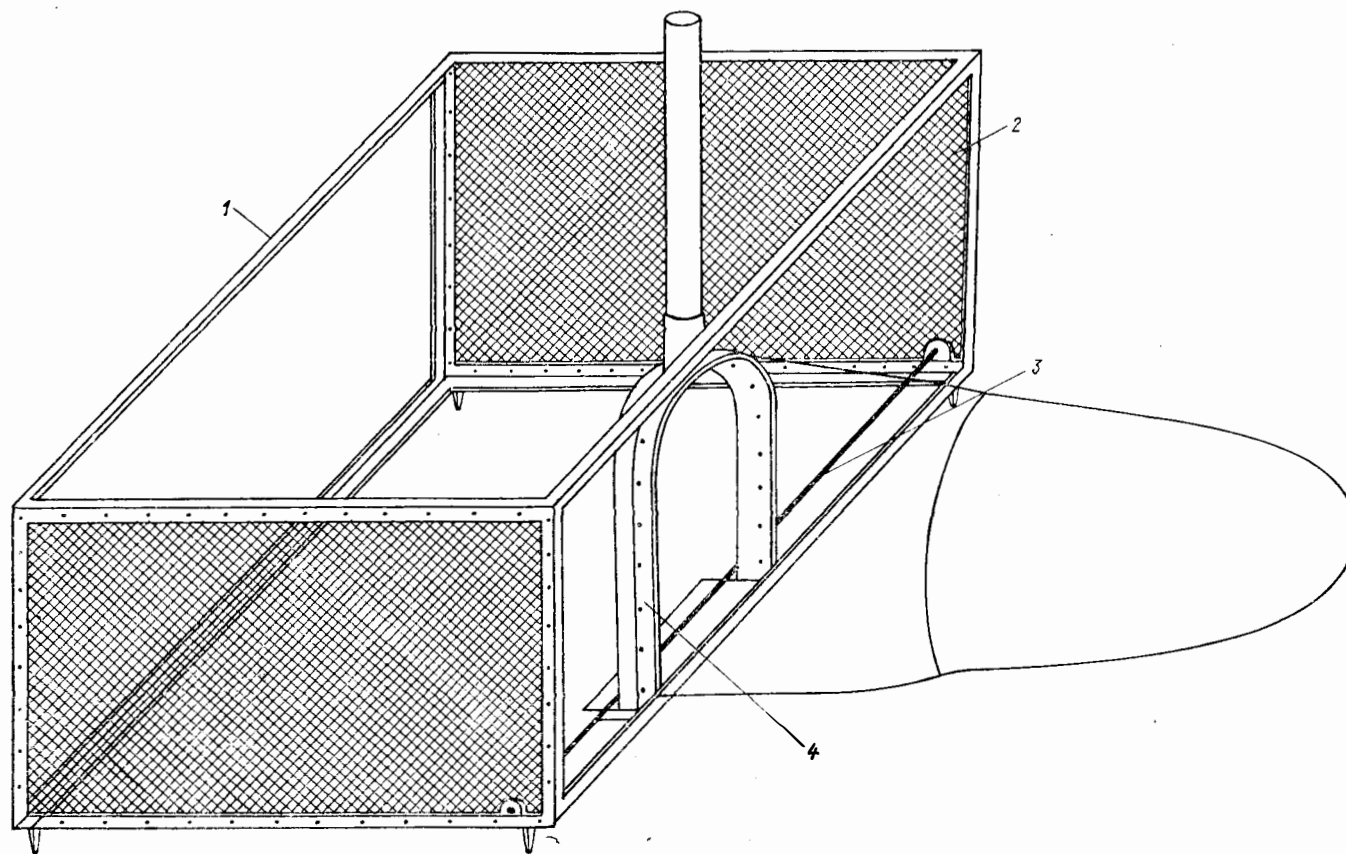


Рис. 3.2. Количественная рамка в рабочем состоянии.
1 — каркас; 2 — мельничный газ № 23; 3 — фиксирующая проволока; 4 — скребок (схематично).

нями. Проба отбирается с помощью скребка, помещенного внутрь этого каркаса и жестко закрепленного в его задней части с помощью фиксирующей проволоки, натянутой снизу рамки параллельно ее задней грани. Камни, по мере смыва с них в сито скребка организмов, можно удалять, предварительно сняв с них прикрепленные формы. После сбора фауны с камней, находящихся перед скребком, его следует передвинуть вдоль фиксирующей проволоки на новое место и обследовать оставшиеся внутри рамки камни.

Для сбора с помощью скребка количественных проб с мягких грунтов, а также с обросших твердых поверхностей достаточно измерить площадь облова, равную произведению расстояния, пройденного скребком, на ширину его режущей кромки. Например, при ширине режущей кромки 16 см и прохождении скребком по поверхности грунта полосы в 50 см площадь облова составит 800 см².

Методика количественного учета фитофильных биоценозов не совершенна, не существует даже единого способа записи количественных данных, которые правильнее относить к единицам объема, а не площади. Самым простым способом отбора количественных проб с макрофитов является ограничение площади их произрастания вышеописанной рамкой, удаление растений (необходимо следить, чтобы в момент удаления организмы смывались в сито скребка) из рамки и тщательное ополаскивание вырванных растений в тазу с последующим отфильтровыванием воды из таза в сито скребка. Растения после ополаскивания необходимо осмотреть для обнаружения прикрепленных и минирующих форм.

При проведении специальных исследований, связанных с изучением бентоса относительно глубоководных участков дна водоемов, а также при невозможности пользования скребком (например, на реках с обрывистыми берегами, на водохранилищах с несформированной литоралью и др.), возможно применение различных систем дночерпателей, зарослечерпателей, драг и других орудий сбора донной фауны [46—48, 70, 130, 163, 208, 220, 238, 284, 289, 304, 412]. Из всего многообразия в качестве наиболее универсальных орудий сбора качественных проб можно рекомендовать два вида драг — закидную и четырехугольную. Для сбора количественных проб чаще всего применяют модифицированные модели дночерпателей Петерсена, Экмана — Берджа (рис. 3.3), штанговых дночерпателей Заболоцкого, Мордухай — Болтовского.

Закидная драга состоит из треугольной металлической рамы со сторонами 20—30 см с заточенными внешними краями. К внутренним краям каркаса пришит мешок из мешковины или плотной бязи. К раме привязывают трос и закидывают драгу в глубину водоема, стоя на берегу.

Четырехугольная драга отличается от закидной тем, что к ее четырехугольному каркасу с мешком прикрепляется рама, имеющая подвижные, заточенные по внешнему краю верхнюю и нижнюю плоскости и неподвижные боковые, к которым крепится трос.

Верхнюю и нижнюю плоскости устанавливают при работе под углом 30—45° к поверхности грунта. Эту драгу чаще используют при работе с плавсредств. Не рекомендуется применять драги на каменистых участках дна и при засоренности дна остатками древесно-кустарниковой растительности [72, 108, 118, 128].

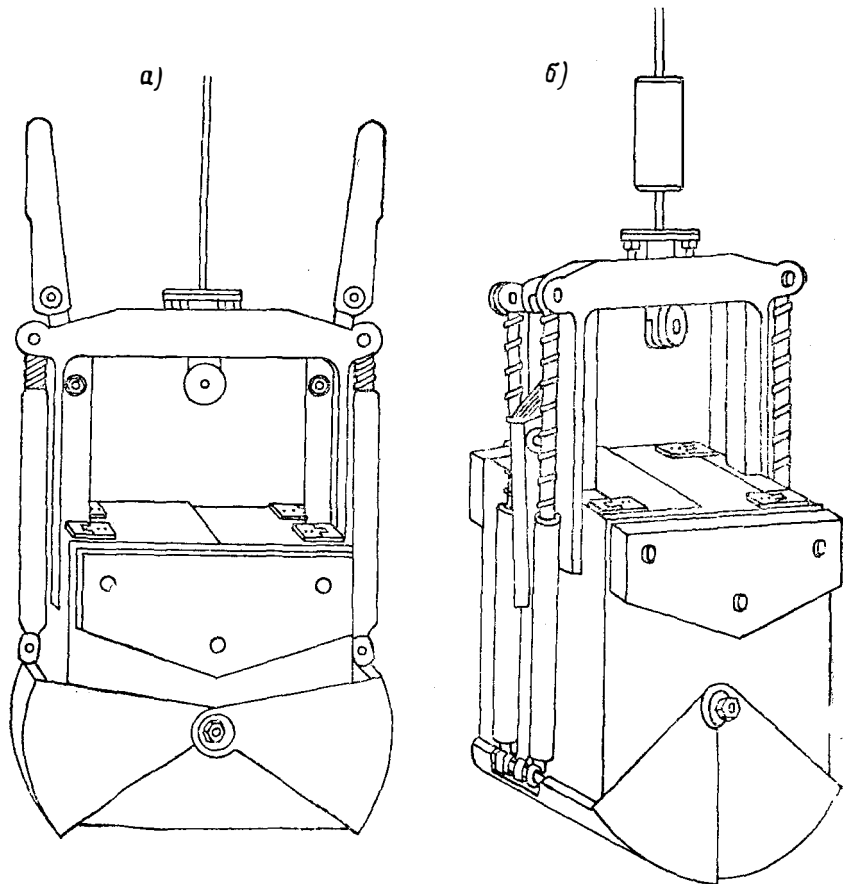


Рис. 3.3. Видоизмененный дночерпатель Экмана—Берджа в открытом (а) и закрытом (б) виде.

Детальное описание устройства различных дночерпателей содержится в ряде руководств [70, 139, 145, 238, 284] и поэтому ниже мы рассмотрим лишь основные принципы работы и рекомендации к применению вышеназванных моделей.

Дночерпатели всех систем наиболее эффективно работают на мягких грунтах. На очень мягких глинах и жидких илах рекомендуется применять дночерпатели Экмана—Берджа с высокой коробкой (модель Боруцкого), на которые можно установить решетчатые пластины, препятствующие чрезмерному погружению

в грунт [61, 62]. Пружинный механизм этих дночерпателей, особенно в утяжеленном виде, позволяет использовать их в негустых зарослях макрофитов и на довольно плотных, задернованных грунтах. Наиболее удобны для работы с лодок дночерпатели Экмана — Берджа малой модели с площадью захвата 0,025 м².

Дночерпатели системы Петерсена захватывают грунт на манер ковша, причем усилие, которое передается на тросик стягивающий щеки дночерпателя, пропорционально его массе. Поскольку при опускании дночерпателям придается некоторая инерция, раскрытые створки выдавливают поверхностный слой мягкого грунта, что снижает достоверность количественных данных, полученных с их помощью. К числу других недостатков дночерпателей Петерсена относится нарушение целостности монолита грунта, не дающее возможности исследовать его слои, низкая эффективность работы облегченных моделей на плотных грунтах [284]. Учитывая эти обстоятельства можно рекомендовать дночерпатели Петерсена (при отсутствии более удачных моделей) для грунтов средней плотности. Чем мягче грунт, тем меньше должна быть скорость погружения дночерпателя. Для работы с лодок, как правило, применяют малые модели с площадью захвата 0,025 м².

Тросовые дночерпатели опускаются с лодки или катера, оснащенных лебедкой с блоком-счетчиком для замера длины вытравливаемого троса или глубины погружения дночерпателя. При отсутствии лебедки лучше отказаться от применения троса и пользоваться толстой хозяйственной веревкой из скрученной пеньки, размеченной через каждые два метра. Толстая веревка удобна для захвата ладонью, не выскальзывает из рук, легче распутывается, что немаловажно при выполнении большого объема экспедиционных работ. Применение капроновых шнуров не рекомендуется, во-первых, по причине их растягивания по мере эксплуатации, а во-вторых, потому что при работе на больших глубинах во время волнения они, пружиня, становятся причиной преждевременного закрывания дночерпателей системы Петерсена. Срабатывание до соприкосновения с грунтом иногда происходит и при использовании стального троса, если слишком ослабить его натяжение при чрезмерно быстром погружении дночерпателя. Во избежание сноса лодки ее необходимо предварительно заякорить, в противном случае дночерпатель может лечь набок и не работает. То же происходит при попадании дночерпателя на боковую поверхность подводного склона или при отборе проб на течении. Существенным препятствием для отбора проб может служить попадание между створками дночерпателя в момент его закрывания различных мелких предметов — камешков, веточек и др. Взятая проба в этом случае вымывается из дночерпателя при его подъеме.

После отбора дночерпательной пробы, она переносится в таз (ополаскиваются внутренние стенки коробки или ковша дночерпателя). После этого пробу полностью или послойно отмывают в промывочном сите из газа № 23 до исчезновения мути и поме-

щают в широкогорлую банку с водой или раствором формалина, как и после отбора пробы скребком.

Штанговыми дночерпателями пользуются при отборе проб с небольших глубин, обычно не превышающих 3 м. Наличие длинной твердой рукояти — штанги позволяет с успехом применять

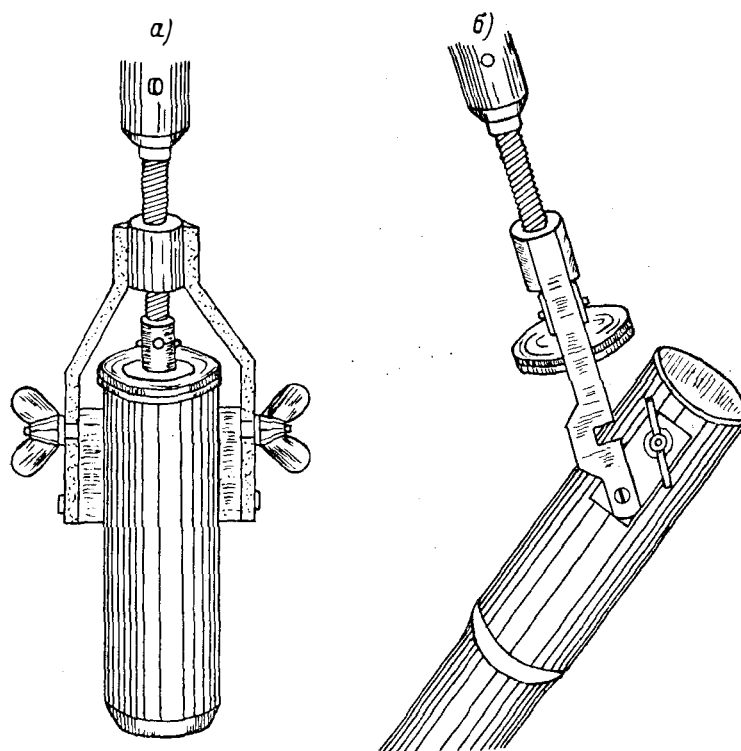


Рис. 3.4. Трубчатый дночерпатель в открытом виде (а) и при извлечении пробы (б).

дночерпатели на реках, а также на довольно плотных грунтах. Наиболее целесообразно применять штанговый беспружинный коробчатый дночерпатель А. А. Заболоцкого [145] и трубчатый штанговый дночерпатель Ф. Д. Мордухай—Болтовского [238] (рис. 3.4).

Объем отбираемой пробы обратно пропорционален степени развития донных биоценозов.

3.3.2. Отбор проб с искусственных субстратов

Описываемый метод разработан в региональной лаборатории Водного управления рек Северн и Трент (Ноттингем) [92] и рекомендован к использованию в практике гидробиологических наблюдений в нашей стране [70].

В качестве искусственного субстрата применяются 10—15 кусков каменноугольного шлака, помещенных в рукав из безузловой полиэтиленовой сетки длиной 25 см. Концы сетки завязываются и субстрат укрепляется на какой-либо опоре с помощью капронового шнура. Искусственные субстраты следует помещать на каменистых грунтах или в зарослях макрофитов, т. е. в местах наибольшего экологического развития бентосных биоценозов. Оптимальный срок нахождения субстрата в воде равен 1—1,5 мес. Для получения удовлетворительных результатов на каждом створе необходимо ставить не менее трех субстратов.

При отборе проб с искусственных субстратов нужно перенести их из водоема в ведро с водой, подставив снизу скребок во избежание потери организмов. Куски субстрата следует извлечь из сетки, ополоснуть их в ведре и снять с них с помощью пинцета прикрепленные формы. В лаборатории организмы можно смыть с кусков шлака в сортировочное сито сильной струей воды.

Метод искусственных субстратов дает хорошие по сравнимости результаты и может быть применен как для качественных, так и для количественных исследований. Целесообразно применять искусственные субстраты в ситуациях, когда непрактичны другие методы (например, при отсутствии удобных для заселения естественных субстратов — песчаных грунтов и др.), а также для получения сопоставимых результатов на различающихся в биотопическом отношении участках реки.

3.3.3. Лов вылетающих насекомых

Лов взрослых стадий насекомых (имаго), вылетающих из воды, имеет вспомогательное значение для уточнения видовой принадлежности амфибиотических видов бентосных организмов. Чаще всего лет и роение насекомых наблюдаются в вечерние часы в теплое время года. Облов роев нужно производить энмологическим сачком, пойманных насекомых фиксировать и хранить в жидкости Удемаса (640 мл 96 %-ного этанола, 50 мл глицерина, 80 мл ледяной уксусной кислоты, 230 мл дистиллированной или кипяченой воды). При размещении стационара у водоема хорошие результаты дает лов насекомых, летящих на свет в ночные часы.

3.4. Заполнение полевого журнала и этикетирование проб

Отбору проб бентоса предшествует обследование прибрежной зоны створа наблюдений, для чего нужно осмотреть грунты примерно на 50 м как вверх, так и вниз по течению реки (это же относится к береговой зоне озер и водохранилищ). Непосредственно в месте отбора пробы производятся визуальные наблюде-

ния, аналогично наблюдениям при исследовании перифитона (см. Приложение 2.1).

В описание входит номер пробы, дата и время наблюдений, название водного объекта наблюдений, местонахождение и номер створа. Приводятся сведения о температуре воды и воздуха в момент отбора пробы, погодных условиях в день отбора пробы и в предшествующие дни (ретроспективная информация о погоде помогает объяснить возникновение возможных аномальных гидрологических условий, вызвавших сукцессию биоценоза). В журнале должно быть дано визуальное описание гидрологических параметров: скорости течения (по шкале: отсутствует, очень медленное, медленное, спокойное, не очень быстрое, очень быстрое): цвета, прозрачности воды (по шкале: прозрачная, слабо мутная, мутноватая, мутная, сильно мутная); характеристики взвеси с перечислением возможных ее видов (лёссовидная, минеральные частицы глины, песка, иловые частицы, растительный детрит, дрефт водорослей перифитона, фитопланктон, бактериальная слизь); степени наполнения русла. Приведенные характеристики лучше перечислить в матрице журнала с тем, чтобы подчеркнуть те из них, которые наблюдаются, либо пометить их наличие знаком «+».

Помимо перечисленных описаний в журнале должно быть оставлено место для записи какой-либо неучтенной характеристики параметров. Следует обратить внимание на тип грунтов с перечислением возможных видов: обломки скал, валуны, камни, галька, крупно-зернистый песок, обычный и мелкий песок, глина, наил или ил (светло-серый, темно-серый, черный), известковый ил, растительный детрит, загрязняющие компоненты; указать распределение по дну водоема типов грунтов. Отдельно описываются визуальные признаки загрязнения, санитарное состояние прилегающей территории. Специальные графы отводятся для описания основных контролируемых биоценозов водоема.

Карточка первичной обработки к пробам зообентоса заполняется по форме, приведенной в приложении 3.2.

Информация о бентосе должна содержать сведения о субстрате, с которого отобрана проба, расстоянии от берега, глубине, вертикали отбора пробы, количестве «скребок» или выемок дночерпателя. За один скребок принимается некоторая условная единица облавливаемой площади, выраженная в расстоянии, которое скребок прошел в грунте. Удобно, к примеру, за один скребок (или 1х) принять прохождение режущей кромки 50 см в мягком грунте. Описание зообентоса содержит примечание, куда записываются наблюдения за жизнедеятельностью биоценоза (такие, как вылет насекомых, обилие пустых раковин моллюсков или экзuviaе насекомых, несформированность биоценоза и проч.).

В заключение дается общая характеристика загрязненности створа по визуальным наблюдениям, оценивается степень количественного развития биоценозов, включая бентосный, по шкале: очень слабо, слабо, умеренно, хорошо, обильно, приводятся сведе-

ния о количестве отобранных проб — всего и по каждому показателю. В случае неясностей в описании той или иной характеристики, имеющей, по мнению наблюдателя, промежуточный характер, отмечаются две граничные характеристики или дается описание типа: слабо — умеренно, хорошо — обильно.

Каждая бентосная проба снабжается этикеткой, на которой указываются номер пробы, название водного объекта, пункта и створа наблюдений, дата отбора, глубина, характер субстрата, количество скребков или выемок дночерпателя. Этикетки можно писать на пергаменте шариковой ручкой или твердым карандашом и помещать внутрь банки с пробой, либо под прокладку крышки. Форма этикетки приведена в приложении 3.3.

3.5. Обработка проб

3.5.1. Подготовка к анализу и фиксирование проб

Подготовка бентосной пробы к анализу включает в себя выборку организмов из грунта (разборку пробы) и их сортировку.

Разборку пробы желательно производить сразу же после ее отбора на берегу водоема, поскольку выборка из грунта живых организмов происходит в среднем в 2—3 раза быстрее, чем фиксированных. Благодаря активным движениям даже такие мелкие объекты, как черви наидиды, личинки мокрецов, ранние возрастные стадии насекомых, хорошо видны в белой кювете (иногда применяют черный фон) невооруженным глазом. При невозможности немедленной разборки пробы ее заливают 4 %-ным раствором формалина, предварительно нейтрализованным насыщенным раствором соды (NaHCO_3). Нейтрализацию формалина проводят для предотвращения растворения помещенных в него известковых раковин моллюсков. В качестве консерванта можно применять также 75 %-ный этанол. После фиксации пробу перевозят в лабораторию, где ее разбирают под биноклем, поскольку мелкие неподвижные, частично обесцвеченные организмы плохо заметны на фоне растительных остатков и других частиц в пробе.

Основные рекомендации в разборке фиксированной пробы:

отмыть пробу от формалина под краном с помощью сита, стараясь по возможности меньше перемешивать грунт во избежание повреждения организмов, так как после фиксации они становятся более хрупкими и ломкими;

поместить отмытый грунт в банку и, вращательными движениями взмучивая верхний слой, слить небольшое количество взвеси вместе с организмами в чашку Петри; просмотреть всю площадь чашки при 8-кратном увеличении бинокля, выбрать организмы с помощью пинцета и поместить их в пробирку или пенициллиновую склянку с 4 %-ным раствором формалина;

пучки водорослей, макрофитов, а также толстые мягкие остатки стеблей камыша разнимать с помощью препаровальных игл. В стеблях могут находиться организмы-минеры;

наряду с водными организмами вынимать из грунта случайно попавшие в пробу взрослые стадии насекомых, различные фрагменты организмов, могущие пригодиться при определении видов (домики ручейников, жаберные пластинки стрекоз и др.);

при разборке качественной пробы даже при высокой степени однородности организмов в каждой чашке Петри, необходимо просмотреть всю пробу до конца, так как более тяжелые организмы (пиявки, моллюски, олигохеты) чаще обнаруживаются в нижних слоях пробы);

если разборка пробы переносится на следующий день, необходимо на ночь снова залить ее 4 %-ным раствором формалина.

Разобранная проба снабжается такой же этикеткой, как отобранная.

Если пункт наблюдений находится сравнительно недалеко от лаборатории и транспортировка пробы занимает не больше 3 ч с момента ее отбора, возможно сохранение пробы в нефиксированном состоянии для дальнейшей ускоренной выборки живых организмов в лаборатории. Для этого необходимо воспользоваться термосом с металлической колбой объемом 3 л, до половины заполненной колотым льдом. Отобранные пробы бентоса в таком случае помещаются не в банку, а в специально сшитые бязевые мешочки, куда вместе с пробой вкладывается этикетка. Мешочки завязывают, укладывают в термос поверх льда (не внутрь — во избежание травмирования организмов), закрывают термос и перевозят в безводном состоянии. Указанным способом целесообразно привозить не больше двух проб в день в расчете на одного исполнителя. Сразу после доставки в лабораторию пробу переносят

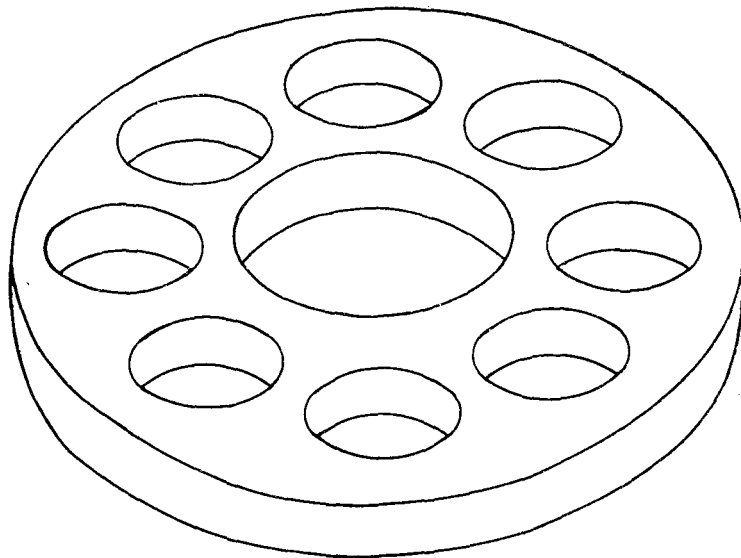


Рис. 3.5. Кассета для сортировки организмов бентоса.

в банку с водой, туда же помещают кусок льда из термоса и приступают к разборке. Лед необходим, чтобы мелкие оксифильные виды не погибли от нехватки кислорода уже в момент разборки пробы, что затруднило бы их выборку и привело к потере гидробиологического материала. Описанный способ транспортировки живых проб с помощью термоса заимствован в ИБВВ АН СССР.

Разобранная проба сортируется по систематическим группам до семейств. Для этой цели пользуются специальными кассетами, изготовленными из плексигласа (рис. 3.5). Диаметр мелких углублений должен соответствовать полю зрения бинокля при 8-кратном увеличении. Кассеты с пробами, снабженными этикеткой, можно ставить одну на другую, разделив, таким образом, этапы подготовки пробы к анализу и собственно анализа (это удобно при наличии двух исполнителей).

3.5.2. Анализ видового состава, численности, биомассы

Собственно анализ количественной пробы бентоса включает в себя три этапа: видовой анализ, определение численности каждого вида, определение биомассы каждого вида. Последний этап требует дополнительной сортировки бентосных организмов до вида.

Видовой анализ организмов бентоса производится по определителям (см. приложение 3.4). Для облегчения повторных определений рекомендуется морфологические отличия каждого ранее не встречавшегося вида описывать в журналах, заведенных для разных систематических групп. Желательно рядом с описанием помещать схематический рисунок морфологических признаков, приводить кодированное обозначение водоема и створа, где данный вид отмечен, а также ссылку на используемый определитель. Ссылка нужна ввиду несоответствия наименований одного и того же вида в разных определителях, что связано как с уточнением видовой принадлежности по мере накопления знаний, так и с изменениями международной зоологической номенклатуры. Например, после проведенной ревизии родов мировой фауны хирономид возникло большое число расхождений в диагностике родов по имевшимся ранее определителям.

Помимо описания видов и зарисовок, существенно облегчить определение сложных и разнообразных групп организмов может коллекция постоянных препаратов. Методика изготовления постоянных препаратов представителей разных групп беспозвоночных, как правило, описана в соответствующих определителях. Наиболее просто препарировать хитиновые части насекомых, водных клещей и ракообразных с применением жидкости Фора — Берлезе, которая готовится следующим образом. В 50 частях (по массе) дистиллированной воды растворяют 30 частей сухого гуммиарабика, затем добавляют 20 частей глицерина и 20 частей хлоралгидрата. Смесь нагревают в банке с притертой пробкой на

водяной бане до полного растворения, после чего фильтруют через стекловату и охлаждают до комнатной температуры.

Удобство применения жидкости Фора — Берлезе заключается в отсутствии подготовительных этапов изготовления препарата. Объект препарирования переносится на предметное стекло из любой фиксирующей жидкости (этанола, жидкости Удеманса, формалина), помещается в размазанную каплю жидкости Фора — Берлезе и накрывается покровным стеклом. Если препарируются одновременно много хитиновых частей, то, чтобы они не разъехались при накрывании покровным стеклом, рекомендуется препарат подержать открытым на столике с подогревом до некоторого загустения жидкости, после чего препарат накрывают покровным стеклом с предварительно нанесенной на его нижнюю поверхность капелькой жидкости Фора — Берлезе.

До момента полного загустения (2—3 недели) препарат должен храниться в горизонтальном положении. Чтобы гуммиарабиковая смесь не испортилась, края покровного стекла через несколько дней после изготовления препарата окантовывают домарным лаком или бесцветным лаком для ногтей. Препарат снабжается этикеткой, на которой указываются видовое название, место и дата сбора, фамилия специалиста, определившего данный вид. В Институте биологии ССР успешно применяют жидкость Фора — Берлезе для препарирования не только членистоногих, но и олигохет. При затруднениях в определении вида следует обратиться к специалисту-систематику, для чего необходимо также иметь препараты личинок и имаго трудноопределяемых видов.

Численность организмов данного вида определяют прямым подсчетом особей в пробе, биомассу — взвешиванием на торсионных или аналитических весах. Взвешивание нужно производить после непродолжительной обсушки навесок материала на фильтровальной бумаге (до момента, когда организмы не будут оставлять мокрых пятен на ней при легком надавливании).

При обильном развитии одного вида (до нескольких тысяч экземпляров в пробе) для их подсчета рекомендуется определять среднюю массу одной особи из достаточно большой выборки (50—100 экземпляров) и делить на него общую биомассу данного вида. Если многочисленны 2—3 вида, можно проделать ту же операцию, предварительно выяснив общую массу этих видов в пробе, массу выборки этих видов, численность каждого вида в выборке. В этом случае

$$N_1 = \frac{B}{b} n_1; \quad N_2 = \frac{B}{b} n_2; \quad N_3 = \frac{B}{b} n_3, \dots,$$

где N_1, N_2, N_3 — искомая численность первого, второго и третьего вида в пробе; B — общая биомасса этих видов в пробе; b — биомасса выборки, n_1, n_2, n_3 — число особей каждого вида в выборке. Биомасса каждого вида рассчитывается как произведение установленной численности этого вида в пробе на среднюю массу одной особи.

При необходимости выяснения возрастной структуры популяции особи этой популяции сортируются по размеру, определяется масса каждой возрастной стадии, линейные размеры организмов каждого возраста, и эти данные заносятся в журнал произвольной формы.

Результаты анализа видового состава, численности и биомассы, организмов вписываются в карточки первичной обработки проб (см. приложение 3.2), по которым производится дальнейшая камеральная обработка результатов анализа. Камеральная обработка выражается в пересчете количественных показателей на 1 м², выявлении доминантных и субдоминантных видов по численности и биомассе, оценке качества воды с помощью формальных приемов, определении инвариантного состояния биоценоза по его трофической структуре.

3.5.3. Упрощенный метод обработки фиксированных проб

В ряде случаев в разрабатываемых методах экологического мониторинга, экспрессных методах оценок качества воды нецелесообразно выполнять трудоемкий количественный анализ проб в полном объеме. В то же время анализ качественных проб без учета количественных показателей не позволяет выявить такие важные в экологическом мониторинге характеристики, как трофическая структура сообщества, основные направления функционирования биоценозов и др. Во всех случаях, когда не требуется высокая точность определения количественных значений, предлагается упростить обработку фиксированных проб в основном за счет этапа подготовки к анализу.

Прежде чем приступить к разборке пробы указанным методом, необходимо по возможности более тщательно перемещать слои отмытой от формалина пробы. Эту работу нужно проводить осторожно, выложив пробу в кювету в безводном состоянии, чтобы не травмировать организмы. В ходе перемешивания нужно дать приблизительную визуальную оценку степени количественного развития организмов в пробе по шкале: 1) очень слабо; 2) слабо; 3) умеренно; 4) хорошо; 5) обильно. В зависимости от степени развития выбирать организмы: 1) из всей пробы; 2) из 1/2 пробы; 3) из 1/4 пробы; 4) из 1/8 пробы; 5) из 1/16 пробы.

Остаток пробы следует просмотреть с тем, чтобы выбрать организмы видов, не попавших в разобранную часть пробы. Если виды невозможно различить по внешним признакам, их следует выбрать из целой пробы. Организмы, выбранные из остатка пробы, не смешиваются с организмами, выбранными из части пробы. Видовое определение, подсчет и взвешивание организмов проводят отдельно для видов, выбранных из части пробы и из ее остатка. Полученные количественные данные для части пробы пересчитываются на целую пробу, для чего их следует умножить на знаменатель первоначального деления пробы, и заносятся

в карточки первичной обработки проб с пометкой о том, что проба обработана упрощенным методом.

3.6. Обработка результатов анализа

3.6.1. Пересчет количественных показателей на 1 м²

При пересчете численности и биомассы организмов в пробе на 1 м² необходимо пользоваться коэффициентами пересчета. Коэффициенты пересчета могут быть стандартными (при применении стандартных орудий количественного сбора бентофауны) и вычисленными (при применении нестандартных, изготовленных в мастерской орудий лова). При отборе количественных проб бентоса малыми моделями дночерпателей Экмана — Берджа, Петерсена с площадью захвата 0,025 м² (1/40 м²), очевидно, для пересчета на 1 м² численность и биомассу организмов в пробе следует умножить на 40. Пользование вычисленными коэффициентами пересчета можно пояснить на следующем примере. Как уже отмечалось, при отборе проб скребком удобно за 1 количественную пробу, или 1 скребок (1х), принять прохождение режущей кромкой в поверхностном слое грунта полосы 50 см. При ширине режущей кромки 16 см облавливаемая площадь составит 800 см², что меньше 1 м² в 12,5 раза. Следовательно, коэффициент пересчета 1х на 1 м² равен 12,5, 2х — 6,25, 3х — 4,16, 4х — 3,12 и т. д.

3.6.2. Оценка доминантности видов по численности и биомассе

Оценка доминантности производится с использованием индекса доминантности, предложенного А. Ковнацким в 1971 г. на основе «коэффициента обилия» В. Ф. Палия [429]. П. В. Тузовский для оценки сходства биотопов предложил комбинированный коэффициент сходства, связывающий обилие, встречаемость и характеризующий доминантность вида в биоценозе по численности:

$$d = \frac{Qn \cdot 100}{N \sum Q},$$

где Q — численность особей данного вида; $\sum Q$ — общая численность особей всех видов; n — количество проб с данным видом; N — общее количество проб с данного биотопа.

Очевидно, для одной репрезентативной пробы формула примет вид

$$d = \frac{Q}{\sum Q} \cdot 100.$$

Для характеристик комплекса предлагается выделять доминанты в пределах $10 \leq d \leq 100$, субдоминанты — в пределах $1 \leq d \leq 9,99$, субдоминанты первого порядка — в пределах $0,1 \leq d \leq 0,99$ и второстепенные члены — $d \leq 0,099$.

Аналогично рассчитывается доминантность особей по биомассе.

3.7. Формальные приемы оценки качества вод

3.7.1. Методы, основанные на применении отдельных крупных таксонов

Метод крупных таксонов широко применяется в практике гидробиологического мониторинга благодаря простоте вычислений, отсутствию трудоемких таксономических определений [99, 315, 316]. Теоретическим обоснованием и условием универсальности метода является повсеместное распространение используемых таксонов в водоемах разных типов с разным уровнем загрязнения. Такими группами являются олигохеты и личинки хирономид [338, 390, 435].

Классический вариант олигохетного индекса (ОИ) впервые был предложен Гуднайтом и Уитлеем в 1961 г. [409]. ОИ рассчитывается, как отношение численности олигохет к общей численности организмов в пробе. При этом состояние реки считается хорошим, если ОИ меньше 60 %, сомнительным при ОИ в пределах 60—80 %, река тяжело загрязнена, если ОИ превышает 80 %.

Э. А. Пареле применила ОИ для малых рек Латвии, ранжировав его в соответствии с классификацией качества вод С. М. Драчева [271, 272]. На основании значений модифицированного ОИ, названного коэффициентом D , Пареле было выделено шесть групп в исследованных водотоках: очень чистая — 0,01—0,16 (или 1—16 %); чистая — 0,17—0,33 (17—33 %); умеренно загрязненная — 0,34—0,50 (34—50 %); загрязненная — 0,51—0,67 (51—67 %); грязная — 0,68—0,84 (68—84 %); очень грязная — 0,85—1 (свыше 85 %).

В условиях Русской равнины для крупных рек хорошо зарекомендовал себя другой метод Пареле, основанный на отношении численности олигохет семейства тубифицид к суммарной численности всех олигохет [273]:

$$D_2 = \frac{t}{o},$$

где t — численность тубифицид, o — численность всех олигохет. По значениям D_2 для рек Латвии были выделены: сильно загрязненные воды (0,8—1,0); загрязненные (0,55—0,79); слабо загрязненные (0,3—0,54); относительно чистые (меньше 0,3). В малых быстротекущих водотоках, с разнообразной донной фауной предлагается использовать коэффициент D_1 — соотношение численности тубифицид и всего бентоса в пробе.

Для оценки состояния внутренних вод Европейского Севера В. И. Попченко предложил информационный индекс сапробности I_s [284]:

$$I_s = \frac{N_t + N_h + N_f}{N_0},$$

где I_s — индекс сапробности олигохет; N_t — средняя численность *Tubifex tubifex*; N_h — средняя численность *Limnodrilus hoffmeisteri*; N_f — средняя численность *Spirosperma ferox*; N_o — средняя численность всех олигохет в биотопе.

Значения I_s характеризуют загрязненность вод следующим образом: сильно загрязненные воды (0,9—1,0); загрязненные воды (0,5—0,89); слабо загрязненные воды (0,3—0,49); чистые и относительно чистые воды (меньше 0,3).

Е. В. Балущкина [50] предложила оценивать загрязненность воды по соотношению численности представителей отдельных подсемейств хирономид с помощью индекса

$$K = \frac{\alpha_T + 0,5\alpha_{Ch}}{\alpha_O},$$

где α_T , α_{Ch} и α_O — вспомогательные величины соответственно для подсемейств *Tanypodinae*, *Chironominae*, *Orthoclaadiinae*. Вспомогательные величины рассчитываются по сумме численности N представителей каждого из подсемейств, выраженной в процентах от общей численности хирономид и слагаемого 10, иначе говоря, $\alpha = N + 10$. Подобранное эмпирически число 10 ограничивает пределы возможных значений K , определяя оптимальное соотношение градаций индекса и степени его чувствительности.

Влияние относительной численности особей подсемейства *Chironominae* снижено вдвое умножением на 0,5 на том основании, что в наиболее чистых водах относительная численность *Orthoclaadiinae* + *Diamesinae* приближалась к 100 % (без учета зарослевых форм), в наиболее грязных относительная численность *Tanypodinae* также составляла 100 %. Тенденция же увеличения относительного количества *Chironominae* по мере загрязнения выражена в меньшей степени и их индикаторное значение в целом ниже, что и нашло отражение в уменьшении α_{Ch} .

Значения индекса K от 0,136 до 1,08 характеризуют чистые воды; 1,08—6,5 — умеренно загрязненные; 6,5—9,0 — загрязненные; 9,0—11,5 — грязные.

Для оценки качества вод возможно использование любых других экспрессных методов, разработанных для отдельных регионов или водоемов. Так, по [173], отсутствие олигохет позволяет отнести средний участок р. Ангары к особо чистому классу вод. Если в пробе появляются олигохеты, рассматривается соотношение обилия гаммарид и олигохет. Если гаммарид больше, чем олигохет, — это I класс вод. Далее сравнивается соотношение обилия *Naididae*, *Tubifex tubifex* и *Limnodrilus*. Если *Naididae* больше, чем *T. tubifex* + *Limnodrilus*, — вода II класса, если суммарное обилие *T. tubifex* и *Limnodrilus* равно или более 90 % общего обилия организмов — это III класс. Если в пробе присутствуют одни олигохеты — это IV класс вод.

Использование различных региональных методов возможно в качестве вспомогательных методов оценок состояния контроли-

руемых водных экосистем и должно сопровождаться обязательным обоснованием их применения (ссылки на литературные источники, многолетние данные собственных наблюдений и др.).

3.7.2. Биотический индекс р. Трент

В системе Роскомгидромета для оценки качества вод по показателям зообентоса наибольшее распространение получил метод расчета биотического индекса для р. Трент (БИ), разработанный Ф. Вудивиссом в 1964 г. [92, 93, 467]. В основу метода положено упрощение таксономической структуры биоценоза по мере повышения уровня загрязнения вод за счет выпадения индикаторных таксонов при достижении предела их толерантности на фоне снижения общего разнообразия организмов, объединенных в так называемые группы Вудивисса. В качестве индикаторных групп выбраны отряды веснянок, поденок, ручейников, два рода ракообразных (*Gammarus*, *Asellus*), а также олигохеты семейства *Tubificidae* и хирономиды рода *Chironomus*. В группы Вудивисса входят: каждый вид плоских червей, класс олигохет (исключая род *Nais*), род *Nais*, каждый вид пиявок, моллюсков, ракообразных, веснянок, поденок, жуков, клопов, личинок двукрылых (кроме хирономид и мошек) вислоккрылок, каждое семейство ручейников, семейства мошек, хирономид (кроме *Chironomus thummi*), личинка *Chironomus thummi*.

Рабочая шкала для определения БИ представлена в табл. 3.2. При работе со шкалой следует:

1. Двигаясь сверху вниз найти показательный (индикаторный) таксон в первой графе шкалы по присутствию этого таксона в пробе;
2. Определить наличие в пробе одного или большего числа видов для индикаторного таксона, относящегося к веснянкам, поденкам или ручейникам, и отыскать соответствующую строку в графе «Видовое разнообразие»;
3. Определить число групп Вудивисса в пробе;
4. Найти балл БИ в точке пересечения найденной строки видового разнообразия с графой числа групп, соответствующего пробе.

По замыслу Вудивисса, применение в БИ крупных таксонов «сглаживает эффекты сезонных изменений и топографических различий между реками». Однако при применении метода на водоемах, имеющих выраженные региональные фаунистические особенности бывает высок процент ошибок. Как достоинством, так и недостатком метода является схематизация и упрощение реального многообразия видовой структуры природных биоценозов. В связи с этим появилось большое число модификаций БИ [290], адаптированных к региональной специфике и типологическим особенностям фаунистики водоемов, что, по сути, привело к нарушению принципа универсальности и затруднило сравнимость данных из разных регионов страны.

Таблица 3.2

Рабочая шкала для определения биотического индекса по наличию группы Вудивисса

Показательные организмы	Видовое разнообразие	Число групп Вудивисса в пробе				
		0—1	2—5	6—10	11—15	16 и более
Личинки веснянок	Больше одного вида	—	7	8	9	10
	Только один вид	—	6	7	8	9
Личинки поденок	Больше одного вида*	—	6	7	8	9
	Только один вид *	—	5	6	7	8
Личинки ручейников	Больше одного вида**	—	5	6	7	8
	Только один вид **	—	4	5	6	7
Гаммарусы	Все вышеназванные организмы отсутствуют	3	4	5	6	7
Водяной ослик	То же	2	3	4	5	6
Тубифициды и (или) личинки хирономусов	»	1	2	3	4	—
Все вышеназванные группы отсутствуют	Могут присутствовать некоторые нетребовательные к кислороду виды	0	1	2	—	—

* Исключая *Baetis rhodani*.** Включая *Baetis rhodani*.

В связи с этим возникла необходимость разработки функционального биоценологического подхода к методологии оценки состояния пресноводных экосистем и поиска универсальных экологических нормативов [15, 173, 282, 291].

3.8. Инвариантные состояния и трофическая структура бентосных сообществ

Согласно Ю. Одуму, сообщества к изменяющимся условиям приспособляются так, что общие темпы функционирования (в частности поток энергии, продуктивность) остаются на прежнем уровне, хотя видовая структура может решительным образом измениться [265]. Устойчивость метаболизма биоценоза в пределах его адаптационных возможностей поддерживается за счет периодических, сезонных или ответных перестроек его структуры, названных В. А. Абакумовым экологической модуляцией и, по существу, являющихся теми колебательными процессами, которые, по определению того же автора, являются «фундаментальной характеристикой функционирования биологических систем любого

структурного уровня» [1, 15]. В. А. Абакумов описал основные инвариантные состояния водных биоценозов, соответствующие разным уровням антропогенного загрязнения и определил фундаментальные критерии перехода биоценозов из одного состояния в другое по соотношению структурной и функциональной составляющих.

При слабом загрязнении водной среды происходит увеличение метаболизма биоценоза (метаболический прогресс), сопровождающееся усложнением его таксономической и трофической структуры (экологический прогресс). При увеличении загрязнения происходит переход в качественно иное инвариантное состояние и дальнейшее увеличение метаболизма сопровождается снижением разнообразия сообществ, укорочением пищевых цепей, что определяется как экологический регресс. Если продолжать увеличение загрязнения рассматриваемой экосистемы, метаболический прогресс прекращается и сменяется метаболическим регрессом, ведущим в конечном счете к смерти биоценоза.

Указанные инвариантные состояния донных сообществ представляются универсальными для водоемов разных типов, поскольку основаны на универсальных принципах утилизации в них вещества и межпопуляционных взаимоотношений внутри биоценозов этих водоемов. Рассмотрим эти принципы более подробно. Поселяясь на определенных субстратах, организмы биоценоза оказываются связанными пищевыми взаимоотношениями, которые направлены либо непосредственно друг на друга (консументы первого и второго порядков одной пищевой цепи), либо проявляются опосредованно — через конкурентные отношения, комменсализм. Нейтральные отношения возможны лишь для видов разных экологических ниш либо при обеспеченности кормовыми ресурсами, прекрывающими потребности биоценоза, не лимитированного условиями расселения в пределах своего биотопа. Пищевая конкуренция приводит к выработке адаптаций, уменьшающих перекрытие экологических ниш отдельных популяций. Это способствует усложнению пространственно-временной структуры биоценоза и более полной утилизации органического вещества. Одной из форм таких адаптаций является специализация видов по типу и способу питания.

Организмам зообентоса свойственны следующие основные типы питания: зоофагия, детритофагия, фитофагия, всеядность. В природе более распространены промежуточные типы питания (например, фитодетритофагия, зоофитофагия и др.). По способу питания бентосные организмы дифференцируются на хватателей, измельчателей, собирателей, глотателей, фильтраторов, седиментаторов. Ряд видов обладает способностью питаться осмотически, поглощая растворенное органическое вещество поверхностью тела (осмотрофы). Животные, характеризующиеся сходным типом и способом питания, относятся к одной трофической группировке.

По эклективности (выборочности питания) воды одной трофической группировки могут не совпадать, и при определенных усло-

Таблица 3.3

Основные трофические группировки организмов макрозообентоса

Тип питания	Способ питания	Веснянки	Поденки	Ручейники
Зоофаги	Хвататели	<i>Perlidae</i> <i>Perlodidae</i> * <i>Chloroperla</i> * <i>Isoperla</i> *		<i>Brachycentrus</i> <i>Dolophilodes</i> * <i>Hydropsyche</i> * <i>Leptocerus</i> <i>Rhyacophila</i>
Детритофаги	Измельчатели	<i>Isoperla</i> * <i>Amphinemura</i> <i>Leuctra</i> <i>Nemoura</i>		<i>Limnophilidae</i> *
	Собиратели	Ранние возрастные стадии хищных и измельчателей	<i>Ameletus</i> <i>Baetidae</i> * <i>Caenidae</i> * <i>Ephemerellidae</i> * <i>Heptageniidae</i> * <i>Leptophlebiidae</i>	<i>Limnophilidae</i> *
	Фильтраторы			<i>Hydropsychidae</i> * <i>Arctopsychidae</i>
Фитодетритофаги	Собиратели	<i>Baetidae</i> * <i>Ephemerellidae</i> *		<i>Dinarthrum</i>
Фитофаги	Соскребатели	<i>Heptageniidae</i> * <i>Baetis rhodani</i> <i>Baetis niger</i> *		<i>Agapetus</i> <i>Glossosoma</i> <i>Cheumatopsyche</i> <i>Mystrophora</i> <i>Apatania</i> <i>Hydroptilidae</i> <i>Lepidostomatidae</i> <i>Phryganea</i> <i>Psychomyia</i> <i>Seristomatidae</i> *
	Собиратели	<i>Cloeon dipterum</i>		<i>Seristomatidae</i> *
Зоофитофаги	Собиратели	<i>Chloroperla</i> *		<i>Seristomatidae</i> *

Всеядные	Собиратели Собиратели-хвататели+ + фильтраторы				Mollanidae Hydropsyche
Тип питания	Способ питания	Стрекозы	Сетчатокрылые	Клопы	Жуки
Зоофаги	Хвататели	Все виды	<i>Osmylus Sialis</i>	Все виды, кроме <i>Corixidae</i>	<i>Ditiscidae</i> лич. <i>Hydrophilidae Gyrinidae</i>
Детритофаги	Собиратели + глотатели (сапрофаги)				<i>Hydrophilidae</i> имаго
Фитодетритофаги	Собиратели				<i>Hydrophilidae</i> имаго
Фитофаги	Соскребатели Собиратели				<i>Halipidae</i> <i>Helodidae</i>
Зоофитофаги	Собиратели			<i>Corixidae</i>	
Тип питания	Способ питания	Водяные клещи	Ракообразные	Моллюски	Пиявки
Зоофаги	Хвататели	Все виды кроме <i>Limnochares</i>			Все виды включая сосущие формы
Детритофаги	Измельчатели Фильтраторы Собиратели+глотатели		<i>Gammarus</i> *	<i>Bivalvia</i> <i>Gastropoda</i> *	
Фитофаги	Соскребатели Собиратели	<i>Limnochares</i>		<i>Gastropoda</i> *	
Всеядные	Собиратели+хвататели Собиратели-фильтрато- ры+хвататели Соскребатели		<i>Gammarus</i> * <i>Palaemon</i>	<i>Gastropoda</i> *	

Таблица 3.3. (продолжение)

Тип питания	Способ питания	Двукрылые	Хирономиды	Олигохеты	Планарии
Зоофаги	Хвататели	Dicranota Dolichopodidae Empididae Ceratopogoninae * Palpomyiinae * Hexatoma Melanohelea Pedicia Rhagio Tabanidae *	Tanypodinae Strytchironomus * Syndiamesa * Prodiamesa * Cricotopus * Psectrocladius *	Agriodrilus Chaetogaster Ophidonais(?)	Все виды, включая сосущие формы
Зоодетритофаги		Tabanidae *	Cricotopus * Eukiefferiella *		
Детритофаги	Измельчатели Собиратели	Tipulidae *	Stictochironomus Rheocricotopus Diamesinae * Glyptotendipes * Endochironomus * Tanytarsus * Chironomus *	Naididae *	
	Фильтраторы	Simuliidae			
	Собиратели + фильтра- торы				
	Собиратели + глотатели (сапрофаги)	Atherix Psychodidae Dasyheleinae Forcipomyiinae Tipulidae *			

	Глотатели			Lumbriculus Tubificidae
Фитодетритофаги	Собиратели	Odontomyia Oxycera	Tanytarsus *	Naididae *
Фитофаги	Соскребатели	Blepharoceridae Deuterophlebiidae	Endochironomus * Diamesa Odontomesa Orthocladus Podonomynae	
	Собиратели	Dicranomyia Ephydriidae Limonia		
Зоофитофаги	Собиратели	Palpomyia (кроме P. lineata) Bezzia *	Eukiefferiella * Cricotopus * Rheocricotopus * Syndiamesa * Prodiamesa *	
Всеядные	Собиратели+хвататели	Eriocera (?) Culex Anopheles	Polypedilum	
	Собиратели-фильтрато- ры+хвататели Соскребатели	Aedes	Chironomus *	

виях даже переходить в другой трофический уровень. Так, при высоком обилии животной пищи личинки гидросихид ведут себя как хищники, при низкой — как фитофаги-соскребатели и детритофаги-фильтраторы. Подобная факультативность помогает биоценозу при различных структурных перестройках осуществлять функциональную саморегуляцию.

Утилизация органического вещества в водоемах идет по двум основным направлениям — пастбищному и детритному. В пастбищной цепи (цепь выедания) основу составляют автотрофы (водоросли, макрофиты), затем идут поедающие их растительноядные животные, потом хищники. Детритная трофическая цепь (цепь разложения) начинается с мертвого органического вещества, идет к микроорганизмам, затем к детритофагам и потребляющим их хищникам. Как правило, пастбищный путь утилизации органического вещества свойствен водоемам замедленного водообмена — озерным и зарегулированным водным системам, в реках преобладает детритное направление.

На основании немногочисленных литературных сведений [214, 274, 453], а также материалов оперативных наблюдений были отмечены закономерности формирования трофической структуры биоценозов (табл. 3.3).

В горных реках наличие разнородного по степени оформленности растительного детрита определяет сложную разветвленную трофическую структуру. Пример функционирования такой структуры описан у В. Я. Леванидова [214]: «Макроизмельчатели... перерабатывают еще неоформленный аллохтонный материал, превращая его преимущественно в грубые растительные остатки, при этом образуются и более мелкие частицы. Эти продукты распада частично используются фильтраторами, частично макроизмельчателями, превращающими их в тонкие органические остатки, которые, в свою очередь, перерабатываются во взвешенном состоянии фильтрующими коллекторами и в виде осадка — подбирающими коллекторами, а также, осаждаясь на субстрате, входят в состав перифитона, который перерабатывают соскребатели».

Как правило, в экосистемах горных рек хорошо представлены группы соскребателей, измельчателей, собирателей, хищников, фильтраторов. Здесь наблюдается периодическая, ритмическая смена фаланг. (Определение фаланг и лохосов введено В. А. Абакумовым [1]: лохос — совокупность особей в популяции, находящихся на одном и том же этапе развития; фаланга — совокупность лохосов или собственно функциональная структура биоценоза; лохосы могут относиться к разным трофическим уровням.) В горных среднеазиатских реках экологическая модуляция выглядит следующим образом: в разгар биологического лета в биоценозе превалируют детритофаги-собиратели, поставляемые лохосами ранних возрастов хищников и измельчателей. К осени возрастает роль хищных ручейников, которые в холодное время года сменяются фалангой, в которой преобладают хищные веснянки и макроизмельчатели. Указанная флуктуация не обязательно должна

повторяться во всех горных реках и приведена в качестве примера периодической экологической модуляции.

В горных ручьях, как правило, снижается роль фильтраторов и возрастает доля всеядных и хищников. Разветвленные пищевые цепи указывают на то, что биоценоз, как и в горных реках, «стремится к возможно более полной утилизации органического вещества».

В равнинных реках возможно усиление пастбищного пути функционирования биоценоза. По сравнению с горными участками, пищевые цепи здесь укорачиваются и выпрямляются. В трофической структуре биоценоза преобладают фитодетритофаги-собиратели, факультативные хищники, всеядные.

Участки рек, испытывающие антропогенную нагрузку (средний уровень загрязнения) характеризуются повышением биомассы биоценоза, неровной экологической структурой с выраженной доминантностью отдельных видов. Экологические модуляции определяются в основном антропогенным фактором и формируются по типу: хищник — жертва (т. е. происходит смена доминирования по биомассе хищных и мирных видов). Пищевые детритные цепи еще более укорачиваются за счет усиления пищевой специализации на всех трофических уровнях. В биоценозе доминируют детритофаги-собиратели, фильтраторы, хищники. Возрастает роль глотателей. Биоценоз «работает» на утилизацию и интенсивный выброс аллохтонной органики (вылет насокомых).

В грязных створах биомасса биоценоза достигает максимальных значений по сравнению с биомассой в других створах реки. Пищевые детритные цепи очень короткие или отсутствуют. В биоценозе происходит массовое развитие детритофагов (глотателей и фильтраторов), снижается роль хищников. Экологические модуляции отсутствуют. Биоценоз «работает» с перегрузкой на утилизацию и выброс органики. В очень грязных створах пищевые цепи отсутствуют. Биоценоз представлен популяцией илоядных глотателей, возможно уменьшение его биомассы за счет снижения метаболизма.

Универсальный характер рассмотренных явлений позволяет оценить инвариантные состояния биоценозов зообентоса с помощью критериев или тестов, отраженных в табл. 3.4. Тесты выражают характеристики этих состояний, подобранные на основании литературных источников и материалов оперативных наблюдений.

В проанализированной пробе на основании карточек первичной обработки проб выявляются доминанты и субдоминанты по биомассе, затем с помощью табл. 3.3 определяется их принадлежность к той или иной трофической группировке, после чего находят структуру трофических доминантов (соотношение группировок в %). Трофические доминанты входят в набор тестов для определения инвариантных состояний сообществ по табл. 3.4. Разветвленность пищевой цепи оценивается по разнообразию трофических группировок в сообществе и служит вспомогательной характери-

Таблица 3.4

Общие критериальные характеристики (тесты) инвариантных состояний биоценозов зообентоса

Номер теста	Характер изменения метаболизма	Номер теста	Характер изменения экологической структуры	Примеры инвариантных состояний
	А. Метаболический прогресс		Б. Экологический прогресс	АБ
1	Тенденция увеличения численности организмов	1	Гетерогенное, мозаичное распределение видов, разнообразных по типам морфологических адаптаций (к удержанию на субстрате, типу питания и способу захвата пищи)	
2	Тенденция увеличения биомассы организмов за счет оксифильных хищников, детритофагов (измельчателей, собирателей), фитофагов-соскребателей	2	Биоценоз полностью утилизирует аллохтонную и автохтонную органику при минимальном количестве продуктов распада	
3	Повышение уровня метаболизма за счет укорочения жизненных циклов насекомых, увеличения скорости роста и созревания личинок	3	<i>Отсутствие единичных ярко выраженных доминантов по численности и биомассе при тенденции к увеличению видового разнообразия</i>	
4	Резкое увеличение численности и биомассы организмов за счет единичных полисaproбных видов или потребляющих их хищников	4	Пищевые цепи длинные, разветвленные, из нескольких трофических уровней	
	а. Метаболический регресс	5	В составе трофических доминантов в разных сочетаниях могут быть зоофаги, детритофаги (измельчатели, собиратели), фитофаги (соскребатели, собиратели), зоофитофаги, фитодетритофаги	
1	Тенденция к снижению биомассы бентоса	6	Наличие ненарушенной сезонной экологической модуляции, повторяющей чередование нескольких биологических фаз в течение года	Аб, аб
2	Тенденция к снижению численности бентоса	1	б. Экологический регресс Тенденция уменьшения гетерогенности сообществ, которые обретают черты монодоминантности	

3 Снижение уровня метаболизма за счет уменьшения интенсивности дыхания, нарушения физиологических реакций, выражающегося в вялости, безжизненности организмов

4 В пробах присутствуют лишь хитиновые остатки насекомых, ракообразных, раковины моллюсков

2 Тенденция снижения общего таксономического разнообразия, числа видов

3 Тенденция упрощения трофической структуры, выпрямления и укорочения трофических цепей

4 Биоценоз не справляется с аллохтонной органикой

5 Повышение пищевой специализации видов за счет перехода всеядных и факультативных форм преимущественно на зоофагию

6 В составе трофических доминантов в разных сочетаниях могут быть зоофаги, детритофаги-фильтраторы, зоодетритофаги, детритофаги-собиратели + фильтраторы, глотатели, всеядные собиратели + фильтраторы, всеядные соскребатели

7 Биологические фазы нарушены, преобладают ответные реакции изменения таксономической и трофической структуры сообществ на антропогенное воздействие

8 Тенденция к затуханию экологических модуляций. Пищевые цепи либо отсутствуют, либо предельно укорочены за счет выпадения зоофагии

9 Полное нарушение экологической структуры, формирующейся неадекватно пищевым условиям

10 Угнетение всех групп организмов, в первую очередь веснянок, поденок, ручейников, на фоне слабого развития личинок хирономид и олигохет

стикой биоценоза. Следует помнить, что присутствие в доминантном комплексе хищников (зоофагов) почти всегда свидетельствует о наличии экологической модуляции и связанной с ней жизнестойкости биоценоза.

Изменение экологической, в частности трофической, структуры биоценозов зообентоса и их переход в новое качественное состояние хорошо регистрируется в пространственной или временной динамике, когда анализируются серии проб с различных участков водосборного бассейна, или отобранных в определенном участке в разные периоды времени. Очевидно, результаты анализа серии проб лучше характеризуют динамические изменения прогресса и регресса метаболизма и экологической структуры сообществ, которые не всегда фиксируются в отдельных пробах. Экологические модуляции, не приводящие к изменению инвариантного состояния сообщества, не могут рассматриваться как прогресс или регресс. В качестве критериев состояния в этом случае отмечается лишь тенденция изменений.

Заключение об инвариантном состоянии зообентоса делается на основе тестов табл. 3.4 и кодируется в виде символов: АБ — состояние метаболического и экологического прогресса; Аб — состояние метаболического прогресса и экологического регресса; аб — состояние метаболического и экологического регресса.

Метод определения инвариантных состояний и его дальнейшая детализация позволяют преодолеть фаунистические, таксономические различия в водоемах разных регионов и указывает на реально происходящие в них процессы утилизации органического вещества. Если исследование таксономической структуры является обобщением первого порядка и сводит к внешнему виду биоценозов многообразие химических и физических условий водной среды, то исследование трофических взаимоотношений на основе таксономического состава является обобщением второго порядка и сводит к элементам функциональной структуры различия внутри биоценозов.

Однако более точной функциональной характеристикой биоценоза являются проходящие через популяции организмов потоки энергии и вещества, выраженные через продукцию.

К числу других недостатков рассмотренного метода можно отнести значительное сходство пищевых структур на относительно чистых и загрязненных участках рек в момент переформирования биоценоза вследствие каких-либо стрессов. Таблица основных трофических группировок бентосных организмов (см. табл. 3.3) может быть дополнена новыми сведениями о питании приведенных в ней групп организмов, а также новыми еще неучтенными группами. Тип питания описан в таблице схематично, без учета пищевой элективности (например, хищники могут быть энтомофагами, планктофагами, в таблице же это не отражено).

ПРИЛОЖЕНИЕ 3.1

ПРИБОРЫ, ОБОРУДОВАНИЕ, МАТЕРИАЛЫ, РЕАКТИВЫ

1. Дночерпатели Экмана — Берджа, Заболоцкого, ДАК, ДЧТ, ПУМ с разной площадью захвата
2. Драги
3. Скребок
4. Сачок
5. Рамка количественная со стороной 0,25 м²
6. Лот с размеченным линем или эхолот
7. Переносной рН-метр или шкала для определения концентрации водородных ионов Михаэльса
8. Биноклярный стереоскопический микроскоп (бинокляр) МВС-3 или МВС-12
9. Микроскоп биологический исследовательский МБИ-3 или «Биолам»
10. Дель из шелкового мельничного газа № 10—38
11. Весы торсионные
12. Весы аналитические или химико-технические
13. Кювета белая 10 × 18 см
14. Чашки Петри
15. Камера для разборки проб бентоса
16. Широкогорлые банки с завинчивающимися крышками (100, 250, 500 и 1000 мл)
17. Пинцеты (глазной анатомический)
18. Резиновый лист толщиной 2 мм
19. Пробирки диаметром 8—10 мм
20. Пипетки глазные
21. Иглы препаровальные
22. Водный термометр в оправе или электротермометр
23. Пергамент, калька
24. Марля
25. Полотенце
26. Халат
27. Формалин и спирт **этиловый**
28. Сода питьевая (**NaHCO₃**)
29. Соль поваренная
30. Газ
31. Шнур капроновый
32. Пластмассовые ведра с крышкой
33. Полевой дневник, рабочий журнал
34. Вьючные ящики для транспортировки проб и оборудования
35. Определители

ПРИЛОЖЕНИЕ 3.2

ФОРМА КАРТОЧКИ ПЕРВИЧНОЙ ОБРАБОТКИ ПРОБ ЗООБЕНТОСА
(печатается на листе большого формата):

Водоем _____ Пункт, створ (вертикаль) _____

Номер пробы							
Дата отбора пробы							
Глубина, м							
Субстрат							
Площадь облова							
Число видов							
Число групп Вудивисса							
БИ (модификация БИ)							
ОИ							
Другой формальный индекс							
Вид организма	Сапроб- ность	г/м²	экз/м²	г/м²	экз/м²	г/м²	экз/м²

ПРИЛОЖЕНИЕ 3.3
ФОРМА ЭТИКЕТКИ К ПРОБЕ ЗООБЕНТОСА

Номер пробы _____ Водоем _____
Пункт, створ (вертикаль) _____
Глубина _____ Субстрат _____
Орудие лова _____ Количество «скребков» _____
(выемок дночерпателя) _____
Примечание _____
Дата отбора _____ Время отбора _____ Фамилия _____

ПРИЛОЖЕНИЕ 3.4

ОПРЕДЕЛИТЕЛИ

1. Определитель пресноводных беспозвоночных Европейской части СССР Л.: Гидрометеониздат, 1977. 511 с.
2. Жизнь пресных вод СССР. Т. 1. М.; Л.: Изд-во АН СССР, 1940. — 460 с.
3. Глухова В. М. Личинки мокрецов подсемейств *Palpomyiinae* и *Ceratopogoninae* фауны СССР. Л.: Наука, 1979. 230 с.
4. Жадин В. И. Моллюски пресных и солоноватых вод СССР. М.; Л.: Изд-во АН СССР, 1952. 376 с.
5. Зайцев Ф. А. Фауна СССР. Насекомые жесткокрылые. Т. 4. Плавунцовые и вертячки. М.; Л.: Изд-во АН СССР, 1953. 377 с.
6. Лепнева С. Г. Фауна СССР. Ручейники. Т. 2, вып. 1. М.; Л.: Наука, 1964.
7. Лепнева С. Г. Фауна СССР. Ручейники. Т. 2, вып. 2. М.; Л.: Наука, 1966.
8. Лукин Е. И. Фауна СССР. Пиявки. Т. 1. Л.: Наука, 1976. 484 с.
9. Панкратова В. Я. Личинки и куколки комаров подсемейства *Chironominae* фауны СССР (*Diptera, Chironomidae*). Л.: Наука, 1983. 296 с.
10. Панкратова В. Я. Личинки и куколки комаров подсемейства *Orthocladiinae* фауны СССР (*Diptera, Chironomidae*). Л.: Наука, 1970. 344 с.
11. Панкратова В. Я. Личинки и куколки комаров подсемейств *Podonominae* и *Tanyrodinae* фауны СССР (*Diptera, Chironomidae*). Л.: Наука, 1977. 153 с.
12. Попова А. Н. Личинки стрекоз фауны СССР. М., Л.: Изд-во АН СССР, 1953. 235 с.
13. Соколов И. И. Фауна СССР. Паукообразные. Т. 5, вып. 2. Водяные клещи. М.; Л.: Изд-во АН СССР, 1940. 511 с.
14. Чекановская О. В. Водные малощетинковые черви фауны СССР. М., Л.: Изд-во АН СССР, 1962. 411 с.
15. Hynes H. B. A key to the adults and nymphs of British Stoneflies (Plecoptera)//Freshwater biological association. Scientific Publication, 1967, N 17, p. 1—90.
16. Illies J. Steinfliegen oder Plecopteren Die Tierwelt Deutschlands. Jena. 1955. Bd. 43. S. 1—150.
17. Malzacher P. Die europäischen Arten der Gattung *Caenis* Stephens (Insecta, Ephemeroptera)//Beitrag Naturkunde. Serie A (Biologie) Stuttgart, 1984. N 373. 485 S.
18. Liebenau-Müller J. Revision der europäischen Arten der Gattung *Baetis* Leach, 1815 (Insecta, Ephemeroptera). Aus Limnologischen Station Niederhem in der Max — Planck — Gessellschaft. Krefeld-Hulserberg, 1969, 300 S.

Глава 4. МОНИТОРИНГ ЗООПЛАНКТОНА

Одним из звеньев, составляющих гидробиоценоз, является зоопланктонное сообщество, т. е. совокупность беспозвоночных животных, населяющих толщу воды. Роль зоопланктона в трансформации энергии и биотическом круговороте веществ, определяющих продуктивность водоемов, очень велика. В большей части озер и водохранилищ основной поток энергии идет через планктон.

Зоопланктонное сообщество, как и любое сообщество экосистемы, характеризуется постоянством видового состава, динамической устойчивостью, определенной, присущей ему организацией. Изменения условий существования организмов отражаются на видовом составе, количественных показателях, соотношении отдельных таксономических групп, структуре популяций зоопланктонов. Зоопланктон пресных вод представлен в основном простейшими (тип *Protozoa*), коловратками (класс *Rotatoria*), ракообразными (класс *Crustacea*), веслоногими (отряд *Copepoda*) и ветвистоусыми (подотряд *Cladocera*) раками.

Организмы зоопланктона — преимущественно микроскопические формы. В зависимости от линейных размеров пресноводный планктон принято делить на следующие группы:

1) мезопланктон — наиболее крупные организмы, видимые невооруженным глазом, их размеры достигают нескольких миллиметров (большинство представителей подотряда *Calanoida*, многие представители подотряда *Cyclopoida*: *Eucyclops serrulatus*, *Cyclops scutifer*, *C. strenuus*, *Acanthocyclops gigas* и другие, крупные представители подотряда *Cladocera*: родов *Sida*, *Limnoscida*, некоторые виды из родов *Daphnia*, *Bythotrephes* и др.);

2) микропланктон — организмы микроскопические, их размеры от 50 до 1000 мкм (*Mesocyclops oithonoides*, науплиальные стадии отряда *Copepoda*, многие представители подотряда *Cladocera*: родов *Chydorus*, *Alona*, *Alonella*, большинство из рода *Bosmina* и др.);

3) наннопланктон — организмы, длина тела которых меньше 50 мкм (мелкие формы класса *Rotatoria*, представители родов *Ascomorpha*, *Colurella*);

4) ультрапланктон — крайне мелкие организмы размером менее 20 мкм.

В зависимости от указанных размерных групп сбор планктонных организмов осуществляется различными методами: первые две группы могут быть уловлены планктонными сетями, для сбора нанно- и ультрапланктона необходимо применять отстойный метод. В зависимости от типа водоема различают эвлимнопланктон — планктон озер; гелеопланктон — планктон прудов; тельма-

топланктон — планктон луж; кренопланктон — планктон ключей; потамопланктон — планктон рек.

Список приборов, оборудования, материалов приведен в приложении 4.1.

4.1. Методы сбора зоопланктона

4.1.1. Орудия для сбора зоопланктона

Все разнообразие методов сбора зоопланктона сводится к двум вариантам:

1) методы, представляющие собой комбинацию водозачерпывания и одновременного отделения планктона от воды в самой воде, что осуществляется с помощью планктонных сетей, планктоночерпателей;

2) методы, представляющие собой комбинацию отдельного водозачерпывания и последующего отделения планктона от воды, что осуществляется или с помощью фильтрации доставленной на поверхность воды через сетку, или посредством отстаивания [168].

Метод отбора проб зависит от типа водоема, его глубины, размеров. В крупных и средних водоемах с замедленным водообменом (озерах, водохранилищах) пробы зоопланктона отбирают количественной сетью Джеди фракционно (последовательно облавливают эпи-, мета- и гиполимнион)¹, по стандартным горизонтам: поверхность — 0,5 м глубины; поверхность — 2 м; 2—5 м; 5—10 м; 10—25 м; 25—50 м; 50—100 м. В мелких водоемах (прудах, малых лесных озерах, лагунах), глубина которых не превышает 3—4 м, отбор проб осуществляется также количественной сетью Джеди — тотально (облавливают весь столб воды от дна до поверхности).

Используются также планктоночерпатели различных конструкций [168]. В Институте биологии внутренних вод РАН применяют планктоботометр ДК (Дьяченко — Кожевникова) [293]. В водотоках, главным образом реках, для сбора качественных проб используется цилиндрическая сеть Лангганса «Цеппелин», для сбора количественных — батометр Жуковского [140]. Наиболее простым и доступным, не требующим сложного оборудования, является способ отбора проб путем процеживания 50—100 л воды, взятой сосудом определенной вместимости (литровая кружка, полиэтиленовое 5-литровое ведро), через качественную сеть Апштейна (газ № 64—77). Для взятия пробы с глубины удобны любого рода батометры, применяемые для отбора гидрoхимических проб, например батометр Руттнера. Вода (от 50 до 100 л) с помощью батометра определенной вместимости (1, 2,

¹ Эпилимнион — верхний слой воды, температура которого испытывает резкие сезонные и суточные колебания; гиполимнион — слой, охватывающий глубинную водную массу, где температура остается практически постоянной на протяжении года; металимнион — промежуточный, слой температурного скачка (перелома температур между различно нагретыми водами эпи- и гиполимниона).

3 л) с нужного горизонта фильтруется через качественную сеть Апштейна.

Кроме описанного метода существует отстойный метод, который обычно применяется для выявления видового состава и количественного распределения мелких коловраток. Вода с поверхности или с определенного горизонта, взятая кружкой, ведром, батометром, выливается в сосуд определенной вместимости, фиксируется и отстаивается 7—10 сут. По истечении указанного времени вода над осадком выливается с помощью сифона (резиновой трубки, затянутой снизу мельничным газом № 77). Осадок просматривается под микроскопом.

Серийный выпуск названных батометра и планктонобатометра до сих пор централизованно не налажен. Индивидуальное изготовление этих приборов затруднено из-за отсутствия материалов и по другим причинам. Вследствие этого, остановимся на более простых, доступных, но достаточно точных для целей нашего исследования орудиях лова и способах отбора проб.

Качественный сбор зоопланктона

Классическим орудием сбора зоопланктона является коническая планктонная сеть, состоящая из шелкового или капронового конуса (усеченного), сверху нашитая на металлическое кольцо, а снизу имеющая стакан, в который собирается планктон. Конус из шелкового или капронового сита пришивается не непосредственно к обручу, а к полосе ткани (из льна, бязи или любой другой хлопчатобумажной), с помощью которой он прикрепляется к обручу. Для изготовления планктонной сети употребляется мельничное шелковое или капроновое сито (газ), отличающиеся большой прочностью и равномерностью распределения нитей. Номер сита соответствует числу ячеек в 1 см² ткани. Наиболее частый газ — № 77, наиболее редкий — № 7. Для улавливания микропланктона применяется газ № 64—77, мезопланктона — № 38—64. Нанно- и ультрапланктон сетью не улавливаются.

При изготовлении конуса необходимо: 1) шелковое или капроновое сито перед шитьем смочить губкой и слегка прогладить негорячим утюгом; 2) плотный хлопчатобумажный или льняной материал перед шитьем вымочить, высушить и прогладить; 3) веревки предварительно намочить и высушить в натянутом виде.

Материал для сетяного конуса раскраивается по выкройке. Выкройка делается по прилагаемой схеме (рис. 4.1); длина отрезаемой части боковой поверхности x и угол раскроя α вычисляются по формулам:

$$x = \frac{ri}{R-r}, \quad (1)$$

$$\alpha = \frac{360r}{x} \quad \text{или} \quad \frac{\alpha}{2} = \frac{180r}{x}, \quad (2)$$

где R — радиус металлического обруча (широкое основание ус-

ченного конуса); r — радиус стакана (узкое основание усеченного конуса); i — образующая боковой поверхности усеченного конуса; x — часть образующей боковой поверхности конуса, которая должна быть отрезана; α — угол при вершине развертки боковой поверхности конуса.

На выкройке делается прибавка на швы по 1 см сверху и по длинной стороне, а также 3 см внизу конуса для нашивки с помощью полоски плотной материи на довольно острый край планктонного стакана. Сеть шьется тонкой иглой и тонкими прочными

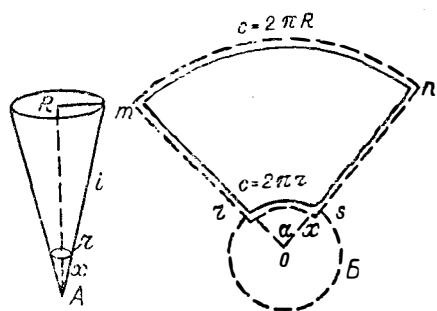


Рис. 4.1. Выкройка сетяного конуса для планктонной сетки [140].

a — выкройка в свернутом виде; b — выкройка в развернутом виде; R — радиус металлического обруча; r — радиус стакана; i — длина образующей усеченного конуса (равна длине бока сетки); x — длина части образующей боковой поверхности конуса, которая должна быть отрезана; α — угол при вершине развертки боковой поверхности конуса; $mnsr$ — поверхность усеченного конуса, развернутого на плоскости; ors — отрезаемая часть выкройки; пунктирная линия вокруг выкройки — прибавка на швы.

нитками, лучше натуральными шелковыми. Вырезание конуса из сита по выкройке удобно производить так, как показано на рис. 4.2. Нижний обшитый плотной материей (шириной не более 10 см) конец конуса прикрепляется к стакану при помощи плоского латунного кольца. К металлическому кольцу на равном расстоянии друг от друга прикрепляются три прочные бечевки

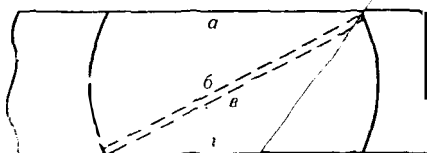


Рис. 4.2. Раскрой сетки.

Сшивать по линиям a и c , b и d [140].

(стропы); свободные концы строп над входным отверстием сети привязываются к небольшому кольцу, к которому присоединяется при помощи чекеля петля или кольцо пенькового, льняного или металлического троса, служащего для спуска сети. Пеньковый трос толщиной 3—5 мм или несколько, толще предварительно пропитывается олифой, растягивается и в намоченном состоянии размечается на метры и полуметры путем вшивания в трос цветных ниток (например, метры обозначаются красными нитками, полуметры — синими). На зажимном кольце стакана (перпендикулярно боковой поверхности) припаиваются ушки, за которые стакан с помощью трех бечевок прикрепляется к кольцу. Это делается во избежание того, чтобы шелковый газ не порвался под тяжестью плохо фильтрующейся воды, стакана и груза, служащего для утяжеления сети. На рис. 4.3 a представ-

лена качественная сеть Апштейна. Размеры указаны в табл. 4.1. В последнее время промышленность выпускает мельничное сито из капрона. Толщина нитей в капроновых сетях меньше, чем в шелковых, поэтому нумерация разная. Сравнительные номера шелковых (числитель) и капроновых (знаменатель) сит: $\frac{7}{7}$;

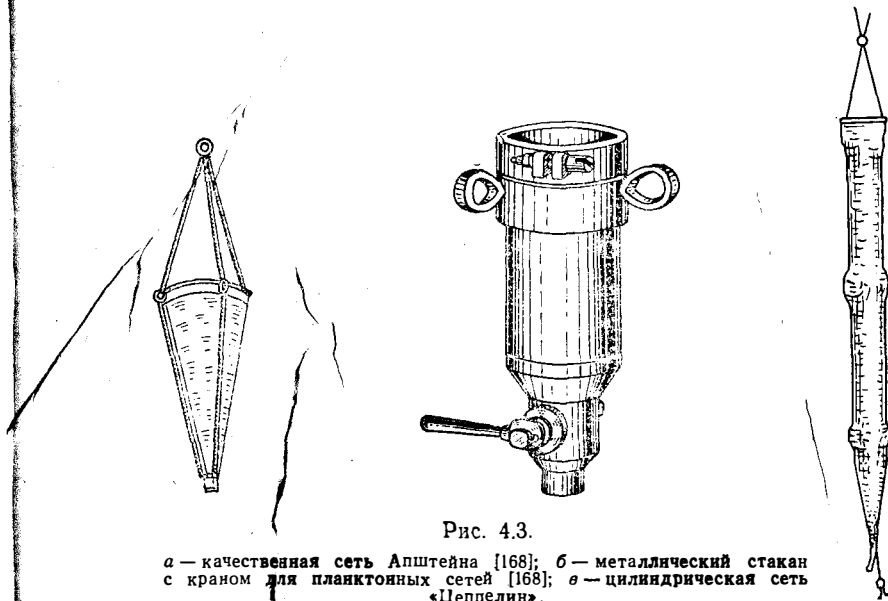


Рис. 4.3.

а — качественная сеть Апштейна [168]; б — металлический стакан с краном для планктонных сетей [168]; в — цилиндрическая сеть «Цепелин».

$\frac{9}{9}$; $\frac{11}{11}$; $\frac{15}{15}$; $\frac{19}{23}$; $\frac{21}{27}$; $\frac{23}{29}$; $\frac{25}{32}$; $\frac{27}{35}$; $\frac{29}{38}$; $\frac{32}{43}$; $\frac{35}{46}$; $\frac{38}{49}$; $\frac{43}{52}$; $\frac{46}{55}$; $\frac{49}{58}$; $\frac{52}{61}$; $\frac{55}{64}$; $\frac{58}{67}$; $\frac{61}{70}$; $\frac{64}{73}$.

Для планктонных сетей применяются металлические и стеклянные стаканы разной конструкции. Особенно удобны металлические стаканы с краном (рис. 4.3 б). Размеры стакана для малой сети: высота 40 мм, диаметр 28 мм, для средней — соответственно 80 и 55 мм. Вместо крана на стакане может быть патрубок, на который насаживается резиновая трубка соответствующего диаметра, запирающаяся зажимом Мора. Такой стакан наиболее удо-

Таблица 4.1
Размеры качественной сети Апштейна

Модель	Образующая боковой поверхности конуса, см	Диаметр, см	
		входного отверстия	стакана
Малая	55	25	3,5—4,0
Средняя	100	40	6,0

бен для работы в зимний период, когда поворот крана затруднен в связи с низкими температурами воды и воздуха. Не менее удобен металлический стакан с глухим дном без крана, состоящий из двух частей: короткой верхней и более длинной нижней, соединенных друг с другом посредством штыкового затвора или винтовой нарезки. Внутренний диаметр стакана — 3,5 см, высота верхней части — 3 см, нижней — 7 см.

Сеть Апштейна применяется и при количественных сборах в водотоках путем процеживания через сеть 50—100 л воды.

Качественный лов зоопланктона производится с целью выявления его видового состава. Установление видового состава зоопланктонного сообщества следует проводить в течение вегетационного периода, когда основная масса организмов присутствует в планктоне и активно размножается.

Качественными сетями работают с лодки, плота, судна; их опускают в воду по возможности вертикально вручную или с помощью лебедки. Маленькие планктонные сети можно забрасывать с берега, не допуская зачерпывания ими грунта.

Для сбора планктона в реке или при движении судна на озерах и водохранилищах рекомендуется цилиндрическая сеть Лангганса («Цеппелин»), состоящая из двух сшитых из шелка или капрона цилиндров и одного шелкового или капронового конуса с планктонным стаканом на конце (рис. 4.3 в). Сеть с помощью кусков полотна нашивается на три металлических кольца; к переднему кольцу привязывается уздечка с кольцом для крепления к тросу. Сеть может быть различных размеров (табл. 4.2).

Таблица 4.2

Размеры сети Лангганса («Цеппелин»)

Модель	Диаметр, см		Длина, см		
	входного отверстия	стакана	цилиндрического отдела сети	конического отдела сети	всей сети
Большая	22	6,5	98	50	148
Средняя	15	4,5	96	42	138
Малая	9,5	4,5	97	23	120

Количественный сбор зоопланктона

Количественные сети требуют более тщательного изготовления. Они отличаются от качественных наличием в переднем отделе сети «обратного» конуса-надставки из плотного хлопчатобумажного материала. В связи с этим имеется второе металлическое кольцо, к которому пришивается верхний конец надставки и которое представляет собой отверстие сети. Назначение конуса-надставки заключается в ослаблении обратных (вихревых) токов

воды и тем самым в предохранении планктона от вымывания при протягивании сети сквозь толщу воды.

Существует целый ряд количественных сетей, самыми распространенными из которых являются сети Джели, Нансена, Апштейна. Основные различия в их конструкции сводятся к различиям в форме надставки и в механизме замыкания сети при ловах по горизонтам. Наиболее удобна для лова мезопланктона сеть Джели (рис. 4.4). Она состоит из фильтрующего шелкового или капронового конуса, как и в качественной сети Апштейна, и верхнего обратного усеченного конуса из плотного белого материала. По верхнему и нижнему краю обратного конуса пришиваются металлические обручи (диаметром 0,5—1,0 см), к которым на равном расстоянии друг от друга посредством манжеты из плотной ткани крепятся три боковые стропы сети. Стропы делают из льняного или капронового фала. Свободные концы строп связывают петлей над входным отверстием сети. К нижнему концу фильтрующего конуса, как и в любой качественной сети, пришивается манжета из плотной ткани, с помощью которой к сети прикрепляется стакан с краном для сливания пробы. Стакан также посредством трех строп прикрепляется к большому нижнему кольцу с таким расчетом, чтобы при подвешивании груза фильтрующий конус имел небольшую слабину. Места крепления строп к обоим кольцам, а также ушки стакана необходимо совместить по одной прямой во избежание перекручивания фильтрующего конуса сети.

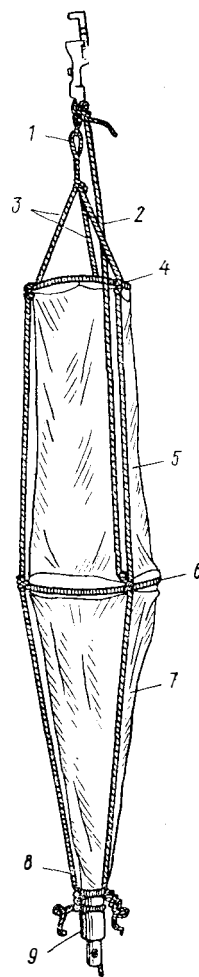
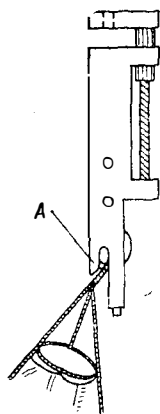


Рис. 4.4. Замыкающаяся сеть Джели.

1 — петля на шнуре; 2 — шнур, связывающий сеть с замыкателем; 3 — шнуры на верхнем кольце; 4 — верхнее кольцо; 5 — матерчатый конус; 6 — нижнее кольцо; 7 — шелковая сеть; 8 — шнур, удерживающий стакан; 9 — стакан.

Количественная сеть Джели, по описанию В. И. Жадина [140], приводится в рабочее положение с помощью специального замыкателя (рис. 4.5), состоящего из обоймы, внутри которой на оси свободно движется крючок А с противовесом, служащий для закрепления кольца уздечки сети. Через верхнюю часть обоймы пропущен винт, за который крепится трос, здесь же укреплен спускной механизм со спиральной пружиной посередине. В головке спускного механизма имеется прорезь для троса. Сеть подвешивается дополнительным шнуром, идущим от большого кольца к нижней части обоймы.

Перед началом работы сеть вывешивается в открытом состоянии: кольцо уздечки зажато крючком замыкателя. Кран для сливания пробы на стакане закрыт. В таком виде сеть опускается в воду, затем поднимается до нужного горизонта, и к этому моменту по спускному тросу пускается посыльный груз, который, ударяя по головке спускного механизма, освобождает кольцо уздечки — сеть закрывается и повисает на тросе, прикрепленном к большому кольцу.



Закрытая сеть поднимается на поверхность. Сети придается первоначальное положение, т. е. кольцо уздечки зажимается крючком замыкателя. Кран стакана открывается и проба переливается в подготовленную заранее чистую посуду. Затем кран стакана закрывают и сеть в расправленном виде погружают в водоем до уровня входного отверстия, для того чтобы смыть со стенок сети оставшиеся организмы. Смытые со стенок остатки пробы сливают в ту же посуду. Нельзя допустить, чтобы

Рис. 4.5. Замыкатель для планктонной сети.

А — рабочий крючок замыкателя.

при споласкивании сети в нее попала через входное отверстие новая порция воды.

После облова каждого горизонта сеть споласкивают. Для этого кран на стаканчике открывают, сеть 2—3 раза погружают в воду до уровня входного отверстия, а затем поднимают. При проведении работ, в особенности, в период «цветения» воды, а также при больших глубинах водоема происходит забивание ячей сети водорослями и детритом. Это снижает уловистость сети. Поэтому по окончании работ необходимо промыть сеть с внешней и внутренней стороны горячей водой с помощью губки.

В озерах и водохранилищах зоопланктон собирается количественной сетью Джеди в эпилимнионе, металимнионе и гиполимнионе или по стандартным горизонтам: поверхность — 0,5 м; поверхность — 2 м; 2—5 м; 5—10 м; 10—25 м; 25—50 м; 50—100 м. Отбор проб следует начинать с верхних горизонтов. Скорость подъема открытой сети не должна быть меньше 0,25 м/с и больше 0,5 м/с. После замыкания сети скорость подъема увеличивают, а затем, перед поверхностью несколько снижают, чтобы сеть плавно вынуть из воды. Существуют сети разных размеров (табл. 4.3). Раскрой шелкового конуса и конуса-надставки производится по выкройке, приведенной на рис. 4.1.

Для установления видового состава зоопланктона производится тотальный лов от дна до поверхности. Иногда, в зависимости от целей исследования, возможен отбор так называемых интегральных проб: пробы отбираются, как обычно, по горизонтам, а затем сливаются в одну склянку.

Таблица 4.3
Размеры количественной сети Джеди, см

Характеристика	Модель		
	малая	средняя	большая
Диаметр входного отверстия (верхнего кольца)	12	25	36
Образующая боковой поверхности конуса-надставки	40	80	120
Образующая боковой поверхности сетяного конуса	47—50	100	130
Диаметр большого кольца	17—22	35	50
Диаметр стакана	3	6	10

При сетяном методе сбора зоопланктона водозачерпывание и отделение планктона осуществляются в воде одновременно. Существует вариант метода, при котором сначала производится водозачерпывание, а затем отделение планктона от воды. Этот способ применим на малых и средних реках, а также в прибрежной зоне любых водоемов и прежде всего в зарослях высшей водной растительности. Принцип способа заключается в следующем: сосудом определенной вместимости (литровой кружкой, полиэтиленовым 5-литровым ведром) берется определенный объем воды (50—100 л) и выливается в планктонную качественную сеть Апштейна (газ № 64—77), через которую происходит фильтрация воды. Планктон концентрируется в стаканчике. Зачерпывание следует производить быстро и по возможности без пузырьков воздуха, не допуская перемешивания воды. Зачерпыванием вручную отбирается проба лишь с поверхности. Для взятия пробы с глубины удобны любые батометры, применяемые для отбора гидрхимических проб, например, батометр Руттнера. Объем воды (50—100 л) с помощью батометра определенного объема (1, 2, 3 л) с нужного горизонта фильтруется через качественную сеть Апштейна.

Кроме рассмотренного метода существует отстойный метод, который обычно применяется для выявления видового состава и количественного распределения мелких коловраток.

Отобранные различными способами пробы переливаются из стакана в обычные стеклянные банки, бутылки, хлорвиниловую посуду (100, 150, 200, 300 см³ в зависимости от размера стакана). Банки тщательно закрываются завинчивающимися крышками с резиновыми прокладками, бутылки — плотными резиновыми и хлорвиниловыми пробками.

4.1.2. Консервация и этикетирование планктонных проб

Следующие операции являются не менее значимыми, чем сбор зоопланктона в водоеме.

Каждая проба зоопланктона, если она не обрабатывается в живом состоянии, должна быть сразу зафиксирована. Фиксируют зоопланктонную пробу обычно 40 %-ным формалином. Формалин приливают в пробу с таким расчетом, чтобы получился его 4 %-ный раствор (1 часть формалина на 9 частей воды). Хорошо зафиксированная проба должна иметь устойчивый запах формалина. Применяемый формалин не должен иметь осадка. Кроме того, рекомендуется фиксировать пробы нейтральным формалином, так как в пробах, обладающих кислой реакцией, происходит растворение оболочек некоторых нежных организмов. Для нейтрализации формалина готовят насыщенный раствор бикарбоната натрия (NaHCO_3), который затем при постоянном перемешивании добавляют в 40 %-ный формалин до появления нейтральной реакции (устанавливают лакмусовой бумажкой).

Если нельзя обеспечить хранение проб в теплом месте (зимний период, полярные условия), пробы зоопланктона фиксируются спиртом. С этой целью объем воды в пробе доводится до возможного минимума, и в банку наливается 96 %-ный спирт с таким расчетом, чтобы его концентрацию привести к 70 %.

Каждая проба зоопланктона должна быть тщательно этикетирована и записана в специальный журнал или полевой дневник.

Образец этикетки

Водоем _____ Дата _____
 Номер створа (номер станции)
 станции) _____
 Местонахождение створа (станции)

 Глубина _____
 Горизонт, облавливаемый слой или
 объем профильтрованной воды

 Орудие лова _____

Образец журнальной записи

Учреждение _____
 Водоем _____
 Номер створа (номер станции) _____
 Местонахождение створа (станции)

 Дата _____
 Время _____
 Общая глубина _____

Номер пробы	Система сети	Номер газа	Диаметр входного отверстия	Горизонт или облавливаемый слой	Объем профильтрованной воды	Температура воды	Прозрачность	Визуальная оценка лова
-------------	--------------	------------	----------------------------	---------------------------------	-----------------------------	------------------	--------------	------------------------

Этикетка пишется на пергаментной бумаге твердым карандашом или тушью и вкладывается под прокладку крышки. Иногда проба снабжается второй этикеткой, которая опускается внутрь сосуда. На пробке или стенке банки ставится номер пробы. Номер на пробе соответствует номеру, записанному в полевом дневнике.

Пробки банок с зафиксированным планктоном и этикетками заливают парафином или смесью воска и парафина. Банки хра-

нут в порядке сборов и записей в защищенном от прямого света помещении.

При транспортировке, пересылке проб рекомендуется банки заполнять 4 %-ным раствором формалина доверху, что позволяет сохранить в целости хрупкие части тела ракообразных. Зимой сборы, зафиксированные формалином, пересылать не следует.

4.1.3. Место и периодичность отбора проб

Сбор зоопланктона с целью изучения его состояния под воздействием антропогенного загрязнения обычно осуществляется в местах постоянных гидробиологических наблюдений и приурочен к стандартным гидробиологическим створам. В ряде случаев места гидробиологических станций на водных объектах выбирают исходя из цели исследования и поставленных задач. Выбор станций наблюдения на водном объекте, т. е. пунктов отбора проб зависит прежде всего от местонахождения источников загрязнения (промышленные предприятия, бытовые стоки, сельскохозяйственные угодья). Необходимо установить биологический фон данного водного объекта, для чего следует выбрать ряд станций в незагрязненных участках, например выше источника загрязнения или по возможности вне сферы влияния сточных вод на разном расстоянии от источника загрязнения.

Типовой программой наблюдений за состоянием пресноводных экосистем запланировано подробное изучение зоопланктонного сообщества. В свете положений этой программы прежде всего решаются такие важнейшие задачи, как установление видового состава, определение зоопланктонных организмов до вида и подвида, выявление общего числа видов, числа видов в основных группах, установление количественной характеристики зоопланктонного сообщества, включающей в себя вычисление численности и биомассы отдельно для каждого вида, группы, для всего сообщества. Кроме того, немаловажную роль играют определение размерно-возрастной структуры сообщества, установление функционального состояния организма (питание, плодовитость). В задачу всестороннего изучения экосистемы входят также определение продукции, индекса видового разнообразия, пространственной и временной структуры зоопланктонного сообщества. Таким образом, исходя из цели и задач исследования, выбор места отбора проб является ответственным моментом и производится с таким расчетом, чтобы осредненные полученные величины дали наиболее объективное представление о видовом составе, продуктивности зоопланктона всего водоема в целом.

Станции (точки отбора) чаще всего располагаются по продольной или поперечной оси водоема (если это озеро) с тем, чтобы охватить наиболее глубокие участки пелагиали, участки со средней глубиной, расположенные над сублиторалью, и прибрежные участки литорали водоема. Кроме того, необходим специальный облов зарослей высшей водной растительности.

В водотоках зоопланктон отбирается на всем протяжении — от истоков до устья, в главном русле — на поперечных створах в поверхностных и придонных слоях. Кроме того, планктон собирается в заливах береговой полосы.

Наблюдениями следует охватить все биологические сезоны. Видовой состав и уровень количественного развития зоопланктона испытывают сезонные колебания. Вследствие этого при изучении влияния загрязнения на основании анализа зоопланктонного сообщества желательнее производить отбор проб по 1 разу зимой, весной и осенью и 3 раза летом.

4.2. Методы обработки зоопланктона

4.2.1. Качественная обработка проб

Задача качественной обработки зоопланктона сводится к точному установлению видовой принадлежности входящих в его состав организмов. При этом рекомендуется отбирать и качественные пробы-дублиры, которые не фиксируют. Живые пробы обрабатывают по возможности немедленно после сбора. Если время не позволяет сделать это, то пробы сохраняют до обработки в прохладном месте, защищенном от солнца, причем банки плотно не закрываются.

Непосредственно перед обработкой нефиксированной пробы ее следует сконцентрировать путем, например, центрифугирования или удаления большей части воды с помощью сифона. После этого чистой пипеткой берется капля осадка, переносится на предметное стекло и просматривается вначале под биноклем, а затем под микроскопом. Недопустимо путать так называемые «живые» и «формалиновые» пипетки. При микроскопировании рекомендуется пользоваться покровным стеклом, так как накрывание им капли с планктоном отчасти замедляет движение некоторых планктеров. В живом состоянии определяют главным образом мелкие формы беспанцирных коловраток (*Synchaeta*, *Floscularia*), поэтому покровное стекло не требуется снабжать восковыми или пластилиновыми ножками; последнее необходимо лишь для крупных зоопланктеров (например, ракообразных, в особенности *Copepoda*). Для замедления движения животных под покровное стекло помещают каплю наркотизирующего вещества — раствора хлоралгидрата, хлороформа и т. п. Приостановки движения планктеров можно достигнуть также очень осторожным нагреванием препарата до 35—40 °С, прибавлением вишневого клея или другого вязкого вещества.

Виды, не требующие определения в живом состоянии, исследуются из фиксированных качественных проб. Из осадка сконцентрированных проб пипеткой планктон переносится на предметное стекло и обрабатывается. При обработке фиксированного материала готовят препараты в капле воды, в водном глицеринформалине (1 часть глицерина на 1 часть формалина). Для со-

хранения препарата на длительное время материал заключают в твердую среду: глицерин-желатин, канадский бальзам. Чтобы воспрепятствовать подсыханию среды, препарат по краю покровного стекла окружают лаком (удобен обычный лак для ногтей).

При качественной и количественной обработке фиксированного материала важно отличать живые организмы от мертвых. Живым зоопланктонным организмам присуща четкость границ между органами, а также наличие хорошо выраженной мускулатуры. Для мертвых организмов характерно стирание границ между органами, распад мускулатуры.

Определение организмов зоопланктона пресных вод производится до вида по определителям (приложение 4.2).

При обработке качественных проб иногда допустимо производить учет относительной численности и частоты встречаемости тех или других форм. Для этого пользуются шкалами, которые цифрами или словесными обозначениями дают представление о порядке величин. По шкале Вислоуха [83], например, массовое нахождение организма обозначается значком ∞ (бесконечность), очень частое — цифрой 5, частое — 4, нередкое — 3, редкое — 2 и очень редкое — 1.

4.2.2. Количественная обработка проб

Далее следует количественная обработка проб, которая заключается в подсчете количества организмов каждого вида по возможности по возрастным стадиям или размерным группам. Счетный метод довольно трудоемкий, но в то же время самый точный [168, 174]. При других существующих методах (объемный, весовой, химический и т. д.) получаемые оценки носят суммарный характер. Значение самих организмов, отдельных видов как индикаторов различных свойств воды при этих методах совершенно не оценивается. Эта цель достигается лишь при счетном методе.

При относительно бедных планктонном водах организмы зоопланктона подсчитываются целиком во всей пробе; удобно использовать для этого камеру Богорова или кристаллизатор Цееба. Камера Богорова имеет вид стеклянной пластинки с желобом или с сообщающимися канавками, разделенными

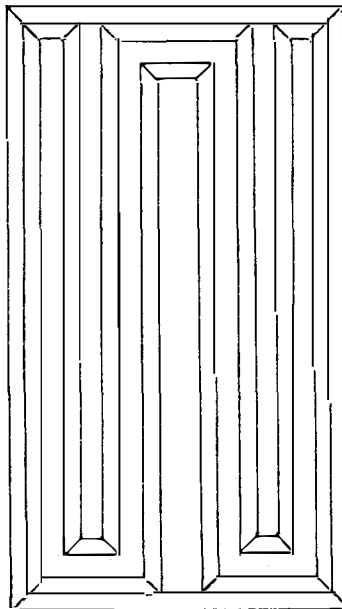


Рис. 4.6. Камера Богорова [168].

призматическими перегородками (рис. 4.6). Кристаллизатор Цеэба представляет собой прямоугольную ванночку с бортиками. Дно ванночки с нижней стороны разграфлено параллельными линиями на полоски. Каждая полоска умещается в поле зрения бинокля с 32-кратным увеличением.

В большинстве случаев подсчет всех организмов в исследуемой пробе технически невозможен. Следует подсчитать небольшую порцию планктона и пересчитать на всю пробу. Пробу доводят до определенного объема (25, 50, 100 см³) в зависимости от количества планктона. Чем чаще встречается организм в данной пробе, тем большее разбавление нужно применять для его подсчета. При редкой встречаемости, наоборот, требуется приведение пробы к небольшому объему. Таким образом, в зависимости от частоты встречаемости подсчитываемого организма, пробу следует разбавлять или концентрировать. И. А. Киселев [166] предложил разбавлять пробу в том случае, если количество просчитываемых организмов в порции более 1000, или «сгущать» ее, если количество организмов в порции менее 100.

Проба зоопланктона выливается в мерный цилиндр; если ее объем меньше нужного для подсчета, пробу доливают чистой профильтрованной (лучше дистиллированной) водой, если объем больше требуемого, пробу концентрируют следующим образом. Пробу отстаивают в течение 15—20 мин, пока практически весь планктон не осядет на дно сосуда. Затем осторожно, чтобы не взмутить осадка, оттягивают с помощью груши излишек воды сифоном в виде стеклянной изогнутой трубки, входное отверстие которой (опущенное в пробу) затягивается частым газом № 70—77. Приставшие к газу организмы смываются дистиллированной водой с помощью пипетки.

Приведенная к известному объему проба выливается в круглодонную колбу и равномерно взбалтывается. С помощью штемпель-пипетки разной вместимости (от 0,1 до 5 мл), не допуская оседания организмов на дно, отбирают порцию пробы. Часть пробы, взятую штемпель-пипеткой, выливают в камеру Богорова и в ней просчитывают число организмов каждого вида. Эта операция проводится дважды, после чего всю пробу просматривают под биноклем в кристаллизаторе Цеэба для определения и подсчета редких и крупных видов. В случае отсутствия штемпель-пипетки пользуются обычной градуированной пипеткой на 10 см³ с достаточно широким диаметром (желательно 10 мм), предварительно отрезав нижнюю оттянутую ее часть. Число организмов в порциях пересчитывается на весь объем пробы и записывается в специальную карточку (приложение 4.3).

От определения количества организмов в пробе переходят к определению численности (количество организмов в 1 м³) зоопланктона. Если проба отобрана путем процеживания объема воды через сеть Апштейна, то расчет производится следующим образом:

$$x = 1000n/v, \quad (3)$$

где x — количество организмов в 1 м³ воды, экз/м³; n — количество организмов в пробе, экз.; U — объем воды, процеженной через сеть, л.

Если отбор проб произведен количественной сетью Джеди, то прежде всего рассчитывают коэффициент планктонной сети (или множитель перевода в м³), исходя из радиуса ее входного отверстия. Коэффициент сети рассчитывается следующим образом:

$$k = 1\,000\,000 / (SH), \quad (4)$$

где S — площадь входного отверстия сети, см²; H — горизонт, слой облова, см.

Вычислив таким образом коэффициент сети при горизонте облова 0—1 м, находим коэффициенты при горизонтах 0—2, 2—5, 5—10 м и т. д. простым делением значения k при 1 м соответственно на 2, 3 и 5.

Пример расчета коэффициента сети k при диаметре d входного отверстия сети, равном 18 см.

Радиус входного отверстия $r = 9$ см. Слой облова 0—100 см. Площадь S входного отверстия сети составляет

$$\pi r^2 = 3,14 \cdot 81 = 254,34 \text{ см}^2. \quad (5)$$

Отсюда $k = 1\,000\,000 : 254,34 : 100 = 39,32$; при слое облова 0—2 м $k = 19,66$. Численность организмов N находится путем перемножения количества организмов в пробе n на коэффициент сети k .

Следующим этапом количественной обработки проб зоопланктона является получение данных по биомассе. Биомасса зоопланктона определяется путем умножения индивидуальной массы каждого организма на его численность. Данные об индивидуальных массах зоопланктеров приведены в литературе [43, 166, 189, 248, 376, 377]. Однако следует учитывать, что длина и масса зоопланктеров одного и того же вида может значительно варьировать в разных водоемах, климатических зонах, а также в зависимости от сезона. Поэтому желательно для каждого крупного водоема или по крайней мере для каждой географической области рассчитать свои массы для зоопланктонных организмов.

Метод определения массы организмов путем непосредственного взвешивания очень трудоемок. Поэтому уже достаточно продолжительное время широко используется способ, при котором учитывается соотношение между массой и длиной тела особи [43, 278, 376 и др.]. Однако многочисленные данные, опубликованные в литературе, часто плохо согласуются между собой. Это объясняется недостаточным количеством данных и погрешностями методик. Е. В. Балущкина и Г. Г. Винберг [51, 52] сопоставили и критически оценили все содержащиеся в литературе уравнения и материалы, позволяющие по измерениям длины тела находить массу планктонных животных. В результате было предложено в качестве общего способа выражения зависимости между массой и длиной тела особи уравнение $w = gl^b$, где w — масса тела, мг; l — длина тела организма, мм; g — масса тела при длине тела 1 мм, мг сырого вещества; b — показатель степени.

Параметры уравнений зависимости массы тела w от его длины l у планктонных животных представлены в работах [51, 52].

4.2.3. Учет размерно-возрастной структуры сообщества

Размерные характеристики приобрели большую значимость в связи с развитием энергетического подхода при оценке функционирования биологических систем.

Размерно-возрастная структура сообщества зависит от размерно-возрастной структуры популяций отдельных видов, входящих в его состав. Каждому виду присуща своя биология, свой характерный для него жизненный цикл. Нарушение особенностей биологии вида (снижение плодовитости, исчезновение молоди, изменение соотношения полов и т. д.) влечет за собой нарушение структуры популяции вида, а затем и структуры всего зоопланктонного сообщества.

В течение года структура зоопланктонного сообщества меняется в сезонном аспекте под влиянием обычных гидрологических и гидрохимических факторов. В весенний период зоопланктон чаще всего представлен более мелкими молодыми особями, в летний период преобладают крупные самки, для которых характерна высокая плодовитость, в осенний период плодовитость снижается, доминируют взрослые особи, появляются самцы. Свидетельством влияния неблагоприятных факторов может быть возникновение в популяциях (например, кладоцер) эффипиальных самок, самцов, уменьшение размеров тела, снижение плодовитости, изменение числа генераций, плотности популяций, доли молоди в общей численности.

При обработке проб следует определять пол, возрастную стадию особи, размер тела, плодовитость. Промеры организмов осуществляются под биноклем (более мелкие формы под микроскопом) по возрастным стадиям: взрослые формы, молодь (I и II стадии), яйценосные самки. Измеряются не менее 30 экземпляров каждого вида определенной стадии.

Индивидуальная плодовитость зоопланктонных организмов находится путем подсчета числа яиц и эмбрионов в выводковых камерах у 20—30 взятых подряд самок данного вида.

4.3. Оценка состояния пресноводных экосистем по зоопланктонным сообществам

4.3.1. Использование биоценологического анализа в биомониторинге

Биоценологический анализ зоопланктонных сообществ включает частоту встречаемости (pF), частоту доминирования (DF) и порядок доминирования (Dt).

Частота встречаемости pF вычисляется по формуле

$$pF = 100m/n, \quad (6)$$

где n — общее число проб; m — число проб, в которых встречен данный вид.

Частота доминирования DF представляет собой отношение числа проб, в которых данный вид доминирует (d), к общему числу проб (n):

$$DF = 100d/n. \quad (7)$$

К доминантам относятся первые три компоненты каждой пробы с максимальной биомассой [172, 439].

Порядок доминирования Dt указывает, насколько равномерно данный компонент распространен в пространстве и во времени.

$$Dt = 100DF/(pF). \quad (8)$$

Удобен коэффициент общности Жаккарда и Константинова, который [321] учитывает качественные и количественные изменения зоопланктонных сообществ в условиях фонового загрязнения:

$$J = \frac{c}{a+b-c} \frac{2 \sum_{i=1}^n \chi_{i \min}}{\sum_{i=1}^n \chi_{i1} + \sum_{i=1}^n \chi_{i2}}, \quad (9)$$

где a и b — число видов в составе соответственно первого и второго ценозов; c — число видов, общих для двух сравниваемых ценозов; $\chi_{i \min}$ — меньшая биомасса вида i сравниваемых ценозов; $\sum \chi_{i1}$, $\sum \chi_{i2}$ — общая биомасса соответственно первого и второго ценозов.

4.3.2. Применение индекса видового разнообразия для характеристики структуры зоопланктонного сообщества

При изучении структурных особенностей сообществ используется индекс разнообразия Маргалефа, впервые предложенный для фитопланктона [100, 101].

Индекс вычисляется по формуле

$$H_b = - \sum_{i=1}^S \frac{B_i}{B} \log_2 \frac{B_i}{B}, \quad (10)$$

где H_b — индекс разнообразия, бит/ед. массы; B_i — биомасса особей i -го вида в пробе; B — биомасса особей всех видов в пробе; S — число видов в пробе

$$B = \sum_{i=1}^S B_i. \quad (11)$$

Например, уменьшение индекса видового (таксономического) разнообразия за вегетационный период до 1,0—2,0 свидетельствует об эвтрофировании экосистемы, в том числе антропогенном. Значение $H_b < 1,0$ — показатель экстремальных экологических условий.

4.3.3. Определение продукции зоопланктона

Определение продукции хотя бы массовых видов зоопланктона наряду со сведениями о его качественном и количественном составе является важным показателем состояния планктонного сообщества [305, 307]. Зная скорости воспроизводства популяции массовых видов планктона, изменения, происходящие в биологической системе под влиянием антропогенной нагрузки, можно оценить не только по статистическим показателям, но и по кинетическим. Для сравнения продукционных особенностей различных популяций служит среднесуточный P/B -коэффициент.

Экспериментальные наблюдения темпов роста и размножения зоопланктона связаны с рядом трудностей в условиях сетевых гидробиологических лабораторий. Эксперименты такого рода требуют безукоризненной чистоты опыта, что достигается наличием специального оборудования, дополнительными затратами времени, а, возможно, ввиду увеличения объема работы, и дополнительными штатами. Кроме того, культивирование зоопланктона сопряжено со значительными трудностями. В особенности это относится к группе *Copepoda*. Длительное воспитание в искусственных условиях диаптоид, циклоид, особенно в личиночной стадии, требует специальных навыков и опыта.

Продукцию планктонных организмов с успехом можно определить, используя пробы, тщательно обработанные традиционными гидробиологическими методами. В этом случае продукция планктонных ракообразных определяется методом, предложенным П. Г. Петровицем с соавторами [277] и уточненным Г. Г. Винбергом с соавторами [81]. Для расчета продукции этим методом необходимо располагать данными о численности животных, их индивидуальных массах и продолжительности развития отдельных стадий.

Пробы отбираются в вегетационный период не реже чем через 10 дней. При обработке проб у ветвистоусых различают следующие стадии: молодь, яйценозные самки, самки без яиц, самцы; у веслоногих — науплиусы, копепоиды, взрослые особи и самки с яйцами. Биомасса зоопланктона определяется обычным способом — путем умножения численности организмов на их индивидуальные массы. Индивидуальные массы руководящих форм зоопланктона необходимо определять для каждого исследуемого водоема или, по крайней мере, для каждой географической области. (Этот вопрос подробно рассматривается в п. 4.2.2.)

Продукция каждой стадии за единицу времени определяется как произведение скорости прироста массы особей данной стадии на

численность этой стадии. Продукция популяции каждого вида складывается из продукции отдельных стадий его развития. Общая продукция популяции рачкового планктона за сутки определяется как сумма продукций за счет соматического роста и за счет размножения. Месячная продукция популяции находится умножением средней суточной продукции, полученной по данным еженедельных сборов, на 30 или 31. Численность всех стадий определяется при обработке количественных проб, отобранных в сроки, указанные выше (не реже чем через 10 дней).

Для расчета скорости роста доминирующих в зоопланктоне видов используются материалы литературных источников [77, 95, 143, 144, 148, 199, 229, 276, 278, 279]. Скорость развития животных приводится к соответствующей температуре воды, исходя из допущения, что зависимость ее от температуры может быть передана нормальной кривой Крога [73].

Для расчета продукции группы *Copepoda* принимается формула:

$$P = P_s + P_g = \frac{(\bar{W}_{c\text{мл}} - \bar{W}_n) N_n}{T_n} + \frac{(\bar{W}_{c\text{ст}} - \bar{W}_{c\text{мл}}) N_{c\text{мл}}}{T_{c\text{мл}}} + \frac{(\bar{W}_i - \bar{W}_{c\text{ст}}) N_{c\text{ст}}}{T_{c\text{ст}}} + \frac{N_{ov} F \bar{W}_g}{T_g}, \quad (12)$$

где P_s — суточная продукция за счет соматического роста; P_g — продукция за счет размножения; $\bar{W}_{c\text{мл}}$ — масса особи младшей копеподитной стадии; $\bar{W}_{c\text{ст}}$ — масса особи старшей копеподитной стадии; \bar{W}_n — средняя индивидуальная масса науплиусов; \bar{W}_i — масса взрослой особи; N и T — численность и продолжительность развития соответствующих стадий; N_{ov} — численность яйценосных самок; F — индивидуальная плодовитость; \bar{W}_g — масса яйца; T_g — продолжительность эмбрионального развития.

Для группы *Cladocera* принимается следующая формула:

$$P = P_s + P_g = \frac{(\bar{W}_n - \bar{W}_g) N_n}{T_n} + \frac{(\bar{W}_i - \bar{W}_n) N_i}{T_i} + \frac{N_{ov} F \bar{W}_g}{T_g}, \quad (13)$$

где \bar{W}_g — масса яйца; \bar{W}_n — масса молоди; \bar{W}_i — масса взрослой особи; N и T — численность и продолжительность развития соответствующих стадий.

Индивидуальная плодовитость массовых видов зоопланктона находится путем подсчета числа яиц или эмбрионов в выводковых камерах у 20—30 взятых подряд самок данного вида.

Продукция коловраток рассчитывается по методу Г. А. Галковской [95], основанному на определении относительного суточного прироста индивидуума как величины, обратной времени генерации (удвоения). Суточная продукция коловраток рассчитывается умножением относительного суточного прироста ($1/D_2$), приведенного к нужной температуре по «нормальной» кривой Крога, на биомассу.

Расчет производится по формуле

$$\frac{B_0 + B_t}{2} \frac{1}{D_2} t, \quad (14)$$

где B_0 и B_t — соответственно начальная и конечная биомасса; t — продолжительность периода, сут; D_2 — время удвоения, равное периоду от выхода коловраток из яйца до выхода потомства.

Данные о $1/D_2$ берутся из сборника «Методы определения продукции водных животных» (1968, с. 137). Индивидуальные массы коловраток могут быть заимствованы у А. А. Косовой [189] и у А. П. Щербакова [376].

Если отлов осуществляется планктонными сетями, мелкие виды коловраток улавливаются не полностью. В этом случае при расчете продукции для них применяется множитель 3 или 4; для форм крупных видов (*Asplanchna priodonta*, *Euchlanis*, *Brachionus*) множитель не применяется.

Данный метод расчета продукции планктонных коловраток и ракообразных наиболее удобен для фонового мониторинга, так как не требует постановки экспериментов и позволяет использовать пробы, отобранные в период обычных гидробиологических наблюдений на водоеме.

4.3.4. Оценка состояния пресноводных экосистем по индикаторным организмам — зоопланктерам

Видное место среди методов биологического анализа пресных вод занимает сапробиологический анализ, или оценка состояния пресноводных экосистем по индикаторным организмам. Авторы данного метода Кольквитц и Марссон [426], используя различную чувствительность гидробионтов к воздействиям внешней среды, выделили четыре зоны сапробиности и предложили списки видов-индикаторов, характерных для каждой из этих зон. В систему по мере ее эксплуатации постоянно вносились изменения; наибольший вклад в ее усовершенствование внесли Пантле и Букк, Зелинка и Марван, Сладечек, Ротшайн [441, 471, 454, 449].

Таблица 4.4
Соотношение значений относительного обилия и частоты встречаемости организмов

Встречаемость	Количество экземпляров одного вида, % общего количества	h, баллы
Очень редко	< 1	1
Редко	2—3	2
Нередко	4—10	3
Часто	10—20	5
Очень часто	20—40	7
Масса	40—100	9

Одним из методов оценки средней сапробности биоценоза является метод Пантле и Букка в модификации Сладечека [441, 454]. Данный метод учитывает относительную частоту встречаемости гидробионтов h и их индикаторную значимость s . Значение s определяется для каждого вида зоопланктона по спискам сапробных организмов, данным в приложении книги Сладечека [454]. Величина h находится из шестиступенчатой шкалы значений частоты и определяет относительное обилие видов (табл. 4.4).

Величины h и s входят в формулу для вычисления индекса сапробности:

$$S = \frac{\sum (sh)}{\sum h} \quad (15)$$

Вместо частоты встречаемости h можно использовать абсолютную численность. Однако в этом случае приходится производить операции с большими числами, что возможно только в хорошо оснащенной лаборатории (вычислительные приборы, калькуляторы), т. е. перевод абсолютной численности в частоту встречаемости h обусловлен трудоемкостью вычислений. Для статистической достоверности результатов исследования необходимо, чтобы в пробе содержалось не менее 12 индикаторных видов с общей суммой частоты встречаемости h , равной 30 [457].

Индекс сапробности вычисляют с точностью до одной сотой. Для ксеносапробной зоны он находится в пределах 0—0,50, олигосапробной — 0,51—1,50; β -мезосапробной — 1,51—2,50, α -мезосапробной — 2,51—3,50, полисапробной — 3,51—4,00. В табл. 4.5 приведен пример расчета сапробности по методу Пантле и Букка.

Таблица 4.5

Вид	Сапробность	S	h	sh
<i>Keratella cochlearis</i>	$\beta - o$	1,55	1	1,55
<i>Keratella quadrata</i>	$o - \beta$	1,55	1	1,55
<i>Lecane lunaris</i>	$o - \beta$	1,35	5	6,75
<i>Brachionus calyciflorus</i>	$\beta - \alpha$	2,50	2	5,00
<i>Synchaeta pectinata</i>	$\beta - o$	1,65	2	3,30
<i>Asplanchna priodonta</i>	$o - \beta$	1,55	1	1,55
<i>Daphnia longispina</i>	β	2,00	7	14,00
<i>Chydorus sphaericus</i>	β	1,75	2	3,50
<i>Bosmina longirostris similis</i>	$o - \beta$	1,55	3	4,65
<i>Cyclops strenuus</i>	$\beta - \alpha$	2,25	2	4,50
<i>Cyclops jurcifer</i>	o	1,20	2	2,40
Итого			28	48,75

$$S = \frac{\sum (sh)}{\sum h} = \frac{48,75}{28} = 1,74$$

Метод Пантле и Букка в модификации Сладечека более универсален и прост, чем требующие громоздких расчетов система Зелинки и Марвана [471], а также метод Ротшайна [449]. При использовании метода Пантле и Букка следует иметь в виду, что индикаторное значение видов может быть неодинаковым в различных климатических зонах. Желательно провести коррекцию списков индикаторных организмов для своей зоны. Распределение организмов по сапробности, т. е. по отношению к органическому загрязнению, не вполне отвечает условиям настоящего времени (изменился состав загрязняющих веществ). Однако исследования показали, что состав планктона в целом достаточно правильно отражает степень загрязненности участков разных водных объектов, но хуже передает различия между отдельными станциями в пределах одного водоема или водотока.

В условиях фонового загрязнения для оценки состояния пресноводных экосистем могут быть рассчитаны индекс $\epsilon/0$ (отношение эвтрофных видов к олиготрофным) и индекс трофности по А. Мязметсу [254], основанные на классификациях зоопланктона Ярнефельта, Паталаса, Мязметса, Хаккари и др.

Удобным при оценке состояния пресноводных экосистем в условиях фонового загрязнения по зоопланктону представляется индекс стабильности зоопланктонного сообщества [225]. Используются два показателя стабильности. Первый предполагает, что устойчивость может характеризоваться величиной, получаемой из усреднения ряда индивидуальных показателей стабильности отдельных характеристик системы:

$$\bar{S} = \frac{\sum_{i=1}^n S_i}{N}, \quad (16)$$

где N — число показателей стабильности отдельных характеристик. За показатель стабильности принимается значение отклонения амплитуды переменной относительно ее среднего значения:

$$S_i = \frac{\sum_{j=1}^n \left| \frac{K_j}{n} - K_j \right|}{\sum K_j}, \quad (17)$$

где K_j — значение переменной в момент измерения ($K_j \geq 0$), а n — число измерений. Максимальная стабильность — $S_i = 0$ — наблюдается при постоянстве характеристик; $S_i > 0$ при изменениях переменной i .

Второй индекс — коэффициент варибельности:

$$V_i = \frac{S_i}{\bar{x}_j}, \quad (18)$$

где \bar{x}_j — среднее значение, S_i — стандартное отклонение:

$$S_j = \frac{\sqrt{\sum_j (x_j - \bar{x}_j)^2}}{k-1}. \quad (19)$$

Стабильность достигает своего максимума ($V_j = 0$) при отсутствии изменений свойств экосистемы. Для анализа используются следующие характеристики зоопланктона: средние за сезон показатели численности (N) и ее устойчивости (S_1, V_1), биомассы (B, S_2, V_2), продукции мирного зоопланктона (P, S_3, V_3), P/B коэффициента ($P/B, S_4, V_4$), индекс видового разнообразия (H, S_5, V_5) и общая стабильность (S, V), вычисленная как среднее из этих показателей. О сильной нарушенности экосистем водных объектов свидетельствуют высокие значения индексов стабильности. Индекс стабильности имеет прямую связь с продукцией зоопланктона и обратную с его видовым разнообразием. Индекс общей стабильности зоопланктонного сообщества представляется вполне надежным, но трудоемким. Для вычисления этого индекса нужны подробные исследования зоопланктона на водоеме по вышеуказанным параметрам в течение не менее чем двух лет. Такие исследования на водоеме предусмотрены программой наблюдений за фоновым состоянием водных экосистем, разработанной в Институте глобального климата и экологии.

4.3.5. Использование экологических модификаций биоценозов при оценке состояния пресноводных экосистем

В экологическом мониторинге пресноводных экосистем последнее время с успехом используются инвариантные состояния или экологические модификации биоценозов, предложенные В. А. Абакумовым [4]. Характер изменения исследуемых экосистем и биоценозов под воздействием антропогенных нагрузок определяется с позиций уровня и направленности их метаболизма (метаболический прогресс и метаболический регресс). Достаточно продолжительный ряд наблюдений за состоянием зоопланктонных сообществ в различных условиях позволил зарегистрировать экологические модификации, характеризующиеся определенными признаками развития зоопланктоценоза (метаболический и экологический прогресс, метаболический прогресс и экологический регресс, метаболический и экологический регресс) [31, 32].

Метод регистрации экологических модификаций зоопланктонных сообществ успешно применяется при выявлении степени антропогенного закисления поверхностных вод. Снижение значений рН среды на единицу и более приводит к упрощению экологической структуры зоопланктоценоза: сокращению видового разнообразия, уменьшению количественных показателей (численности и биомассы). Метаболический прогресс достигается путем экологического регресса ценоза. В некоторых экосистемах, характеризующихся крайне низкими значениями рН среды (ниже 5), состояние зоопланктоценоза соответствует пределу его адаптационных возможностей и наступает явление экологического и метаболического регресса биоценоза [21, 22, 30].

ПРИЛОЖЕНИЕ 4.1

ПРИБОРЫ, ОБОРУДОВАНИЕ, МАТЕРИАЛЫ, РЕАКТИВЫ

1. Микроскоп МБС-1
2. Микроскоп МБР или МБИ-3
3. Количественная сеть Джеди
4. Качественная сеть Апштейна
5. Батометр Руттнера или бутылочный батометр
6. Ведро полиэтиленовое (5 л)
7. Кружка алюминиевая, полихлорвиниловая (1 л)
8. Камера Богорова
9. Кристаллизатор Цееба
10. Чашки Петри
11. Часовые стекла
12. Мерные стаканы, цилиндры (100, 200 и 300 см³)
13. Химические стаканы
14. Круглодонная колба (100 см³)
15. Трубки стеклянные диаметром 0,3 и 0,5 см
16. Пипетки мерные (25 см³)
17. Штемпель-пипетка или пипетка стеклянная диаметром 1 см (10 см³)
18. Пенициллиновые пузырьки, пузырьки (50 см³)
19. Стеклянные или полихлорвиниловые бутылки, банки (100, 200, 300 см³)
20. Пипетки глазные
21. Предметные стекла
22. Покровные стекла
23. Иглы препаровальные, энтомологические
24. Груши резиновые
25. Резиновый шланг диаметром 0,5—1 см
26. Скальпель
27. Спиртовка
28. Капельницы
29. Зажимы Мора
30. Фал капроновый (диаметр 0,5—1 см)
31. Газ или мельничное сито (№ 38, 58, 64, 73, 77)
32. Формалин 40 %-ный
33. Бикарбонат натрия NaHCO₃ (питьевая сода)
34. Лакмусовая бумага
35. Спирт
36. Глицерин
37. Парафин
38. Фильтровальная бумага
39. Вата, марля
40. Лейкопластырь
41. Пергамент
42. Блокноты
43. Карандаши
44. Полевой дневник, рабочий журнал
45. Ящик для транспортировки проб (утепленный для зимнего периода)
46. Термометр глубоководный и поверхностный
47. Белый диск

ПРИЛОЖЕНИЕ 4.2

ОПРЕДЕЛИТЕЛИ

- Рылов В. М. Пресноводные *Calanoida*. Фауна СССР. Пресноводная фауна. Вып. 1. Определители организмов пресных вод СССР. Л., 1930.
- Рылов В. М. Ветвистоусые ракообразные *Cladocera*//Жизнь пресных вод СССР. Т. 1. М.; Л.: Изд-во АН СССР, 1940.
- Рылов В. М. Свободноживущие веслоногие ракообразные *Copepoda*//Жизнь пресных вод СССР. М.; Л.: Изд-во АН СССР, 1940. Т. 1.
- Бенинг А. Л. Кладоцера Кавказа. Тбилиси: Грузмедиздат, 1941.
- Рылов В. М. *Cyclopoidea* пресных вод. Фауна СССР. Ракообразные. Т. 3. Вып. 3. М. — Л.: Изд-во АН СССР, 1948.
- Мануйлова Е. Ф. Ветвистоусые рачки *Cladocera* фауны СССР. М.; Л.: Наука, 1964.
- Кутикова Л. А. Коловратки *Rotatoria* фауны СССР. М.; Л.: Наука, 1970.
- Определитель пресноводных беспозвоночных Европейской части СССР (планктон и бентос). Л.: Гидрометеиздат, 1977.
- Боруцкий Е. В. Определитель свободноживущих пресноводных веслоногих раков СССР и сопредельных стран по фрагментам в кишечниках рыб. М.: Изд-во АН СССР, 1960.
- Смирнов Н. Н. *Chydoridae* фауны мира. Фауна СССР. Ракообразные. Т. 1. Вып. 2. Л.: Наука, 1971.
- Смирнов Н. Н. *Macrothricidae* и *Moinidae* фауны мира. Фауна СССР. Ракообразные. Т. 1. Вып. 3. Л.: Изд-во Наука, 1976.
- Монченко В. И. Шелепнороті циклопоподібні циклопи (*Cyclopidae*). Фауна України. Т. 27. Вип. 3(194). Київ: Наукова думка, 1974.

Глава 5. МОНИТОРИНГ МИКРОЗООПЛАНКТОНА

Оценка качества вод может производиться по состоянию микрозоопланктонного биоценоза. Однако значение полученных результатов существенно возрастает, когда анализ ведут в комплексе с исследованиями других биоценозов, а также с привлечением данных по гидрологии и гидрохимии. Методы изучения микрозоопланктона применимы на любых водоемах, при этом чем крупнее обследуемый водоем, тем более определенно обнаруживаются преимущества этих методов по сравнению с другими гидробиологическими методами. В зависимости от размера водоема, поставленных задач, сложности условий для биологического анализа применяются либо простые экспресс-методы, не требующие длительной обработки материалов и высокой квалификации специалистов [195], либо методы глубокого и всестороннего анализа, позволяющие получать самую разнообразную информацию с большой степенью точности [197, 198].

Методы основаны на анализе динамики численности планктонных инфузорий и коловраток. Изменение численности является первой реакцией биоценоза на антропогенное влияние. Изменение видового состава, как правило, происходит с большим запаздыванием. Чем больше водоем и сложнее его гидродинамика, тем больше это запаздывание и тем менее эффективна индикация сапробности по видовому составу.

Одним из главных достоинств инфузорий и коловраток как показателей загрязненности является их способность к быстрому размножению. Благодаря коротким срокам генерации и высокой чувствительности к изменениям условий обитания их значение как биоиндикаторов особенно велико для водоемов с быстро меняющейся картиной загрязнения.

В районе выброса сточных вод обычно наблюдается высокая концентрация ионов солей, растворенных органических веществ и взвешенных частиц, которая постепенно уменьшается по мере удаления от источника загрязнения. Численность бактерий, которые являются первыми потребителями легкодоступной (лабильной) органики сточных вод, возрастает в непосредственной близости от места выброса и сокращается по мере уменьшения концентрации органических веществ. Аналогично ведут себя «грибы сточных вод» (*Sewage fungus*); они совсем исчезают в чистых водах.

Интенсивное преобразование органической части сточных вод сопровождается уменьшением содержания кислорода в воде. По мере улучшения кислородного режима появляется значительное количество инфузорий и коловраток, большинство из которых принадлежит к видам, питающимся бактериями. Водоросли после

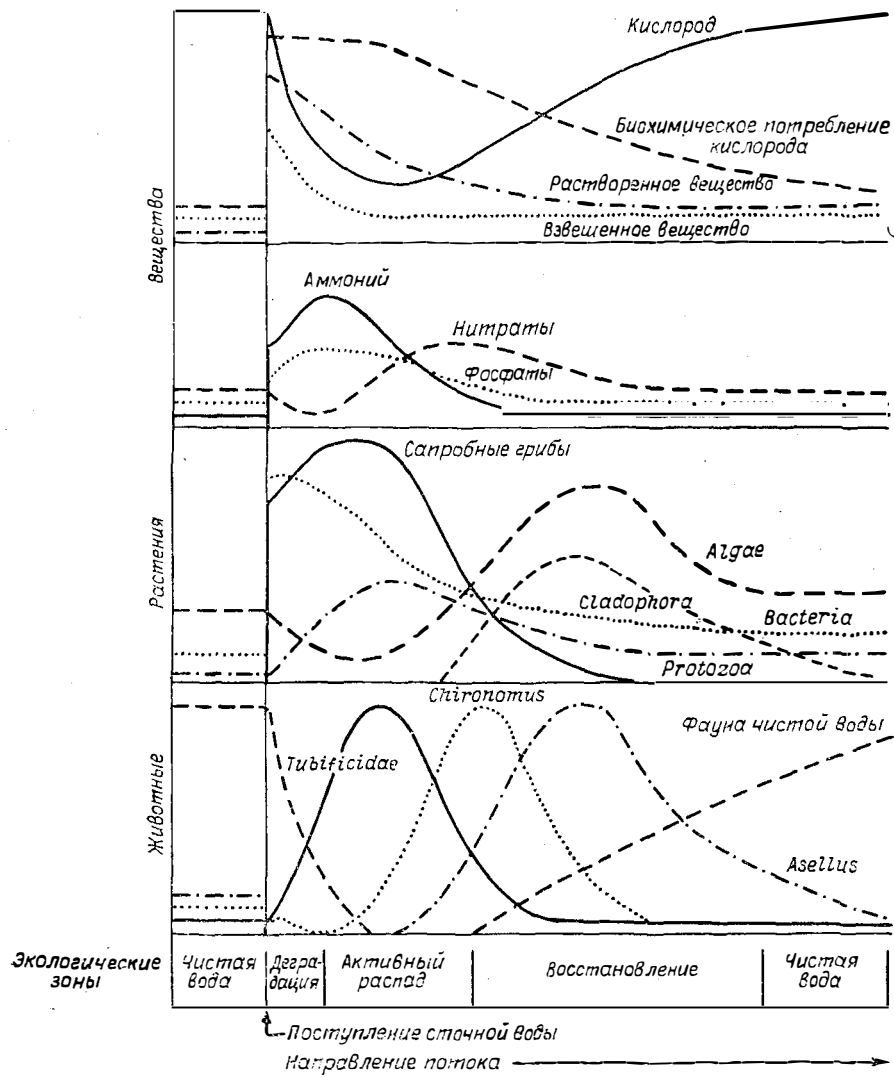


Рис. 5.1. Характерные изменения некоторых основных гидрохимических и гидробиологических показателей по зонам последовательного самоочищения воды.

контакта со стоками сначала уменьшаются в численности, но затем вследствие преобразования органических веществ в минеральные численность бактерий резко возрастает, что происходит уже, как правило, на значительном расстоянии от источника загрязнения. По мере уменьшения в воде концентрации биогенных элементов численность водорослей вновь уменьшается (рис. 5.1) [195].

Для прочих групп гидробионтов характерен аналогичный ход кривых распределения численности. Но в зависимости от трофических и других экологических особенностей конкретных групп организмов (в первую очередь от их места в трофической цепи) максимумы кривых численности обнаруживаются обычно на разных расстояниях от места выброса сточных вод [197]. В целом в однонаправленных водных потоках под влиянием сточных вод на определенном расстоянии от источника загрязнения появляются зоны повышенной (зона метаболического прогресса) и пониженной численности гидробионтов.

Главное преимущество организмов планктона как биоиндикаторов перед прикрепленными или подвижными организмами бентоса и перифитона состоит в том, что первые населяют и, следовательно, характеризуют всю толщу водной массы, тогда как вторые и третьи связаны лишь с придонными слоями. Это различие особенно ощутимо на крупных глубоководных водоемах, где биотоп водной толщи несравненно обширнее донных биотопов.

Планктонные организмы, пассивно переносимые водными потоками, не могут дать суммарной характеристики влияния условий в данном месте за длительный промежуток времени, но зато они хорошо отражают свойства тех вод, в которых они находятся в момент исследования. Сопоставляя биологические показатели по планктону с гидрофизическими и гидрохимическими показателями в этот же период, можно проводить анализ влияния на биоценоз в настоящий момент определенного источника загрязнения [195—198].

Из недостатков инфузорий и многих коловраток как показателей биологического анализа следует отметить необходимость (особенно для точных определений видового состава) работы с живыми объектами.

Список приборов, оборудования, материалов и реактивов приведен в приложении 5.1.

5.1. Отбор проб микрозоопланктона

Станции наблюдения располагаются таким образом, чтобы охватить всю акваторию, подверженную непосредственному влиянию сточных вод, а также небольшой участок условно чистых вод, граничащих с загрязненными. В крупных водоемах со сложной гидродинамикой сеть станций должна быть достаточно плот-

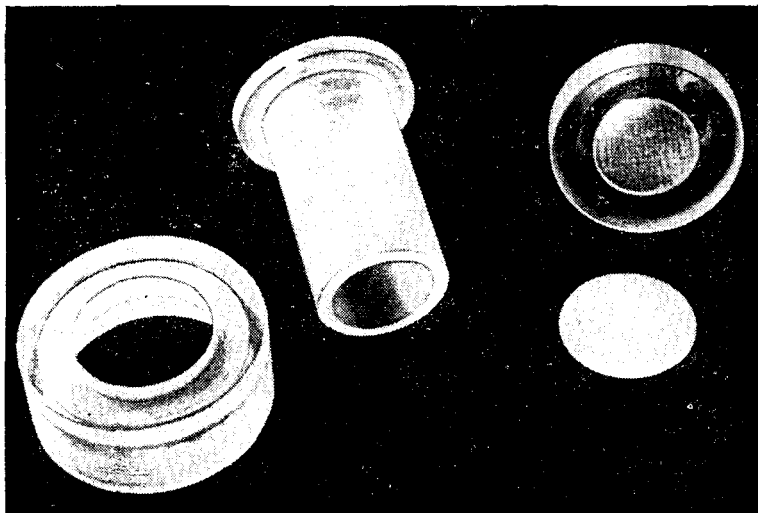
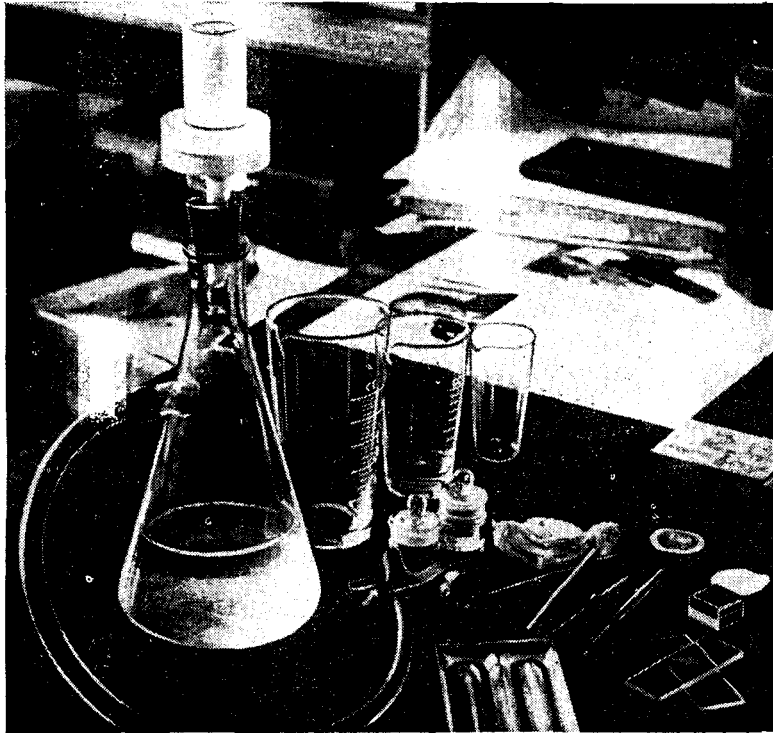


Рис. 5.2. Лабораторное оборудование для обработки проб микрозоопланктона.

ной, чтобы оконтурить местоположение загрязненных потоков при их сложном распределении.

Пробы микрозоопланктона отбираются с поверхности ведром или фракционно с горизонтов 0, 1, 2, 3, 4, 5 м опрокидывающимся батометром Нансена. При использовании батометра полученные 6 л воды (т. е. 6 проб по 1 л) сливаются в одну емкость, из которой после тщательного перемешивания отбирается интегральная проба.

Для контроля наиболее удобен поверхностный горизонт, так как он зачастую является основным носителем теплых сточных вод и наиболее богат микрозоопланктоном. Наблюдения можно вести по горизонтам, но это значительно увеличит объем обрабатываемого материала.

Лабораторное оборудование для обработки проб микрозоопланктона представлено на рис. 5.2.

Объем пробы определяется плотностью популяций планктона и варьирует от 0,2 до 1,0 л. Отобранные пробы обычно концентрируются в лаборатории на мембранных фильтрах, но в отдельных случаях, когда численность микрозоопланктона измеряется в тысячах экз/л, пробу объемом 6—10 см³ просчитывают без предварительного концентрирования. В этих случаях целесообразно отбирать две порции из одной пробы. Одну из них объемом около 0,5 л сгущают для подсчета редких видов, а вторую, меньшим объемом, не концентрируют и используют для подсчета массовых форм. Все результаты пересчитывают на количество экземпляров в 1 л (экз/л).

Для сгущения пробу сливают в фильтрационную воронку (рис. 5.3) и фильтруют через мембранный фильтр № 6 (предварительный) без применения вакуума (т. е. самотеком) до объема 5—10 см³. При необходимости можно слегка подсасывать воздух, и лишь в крайнем случае, когда проба сильно загрязнена взвешенными частицами, забивающими поры фильтра, используется вакуумный насос Камовского. Сконцентрированную пробу сливают из воронки в мензурку. Фильтр обмывают дополнительно тонкой струей воды, и эту воду впоследствии тоже просматривают. После этого воронку развинчивают и устанавливают фильтр для новой пробы.

Пробы просчитывают немедленно во избежание гибели простейших вследствие быстрого нагревания малых объемов воды. Подсчет производится в камере Богорова под биноклем системы МБС. Для этого проба небольшими порциями переливается в камеру из мензурки. Иногда для удобства подсчета быстродвигающихся организмов пробу вносят в канавки камеры в виде серии отдельных капель, разделенных сухими промежутками. При необходимости уточнения видов, зарисовок или фотографирования отдельные особи вылавливают тонкой пипеткой и рассматривают на предметном стекле под микроскопом МБИ-3. Излишки воды оттягивают с помощью фильтровальной бумаги, которая осто-

рожно подносится к краю капли воды, выступающей из-под покровного стекла.

При необходимости фиксации под микроскопом используются раствор Люголя ($I_2 + 2KI$), раствор Буэна, слабый раствор формалина или пары концентрированного раствора сулемы. В качестве красителя применяется преимущественно раствор ацетокармина (раствор кармина в 40%-ной уксусной кислоте). Способ

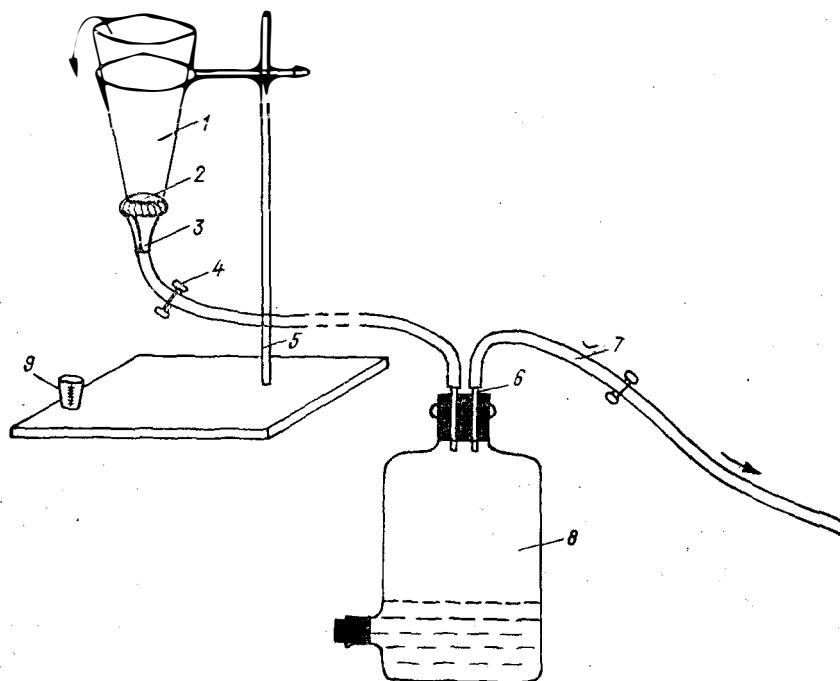


Рис. 5.3. Схема установки для фильтрования проб микрозоопланктона.

1 — воронка из плексигласа (0,5—1,0 л); 2 — фильтр беззольный № 6; 3 — привинчивающаяся при замене фильтра часть воронки; 4 — зажимы; 5 — штатив; 6 — стеклянная трубка в пробке; 7 — резиновый шланг; 8 — колба Буэна; 9 — мензурка.

применения реактивов: каплю реактива наносят на предметное стекло недалеко от капли воды с организмами, препаровальной иглой проводят между ними «канал» и следят через микроскоп за действием реактива. При достижении нужного результата канал ликвидируют фильтровальной бумагой. Для рассматривания под микроскопом желательно отлавливать не одну, а несколько особей одного вида.

Микропипетки для отлова инфузорий должны иметь очень тонкий конец с маленьким отверстием. Изготовить их можно самим. Для этого пригодны обычные медицинские (но лучше не глазные) пипетки. Раскалив для размягчения в огне спиртовки или газовой горелки кончик такой пипетки, его зажимают металлическим пинцетом и вытягивают по-возможности длиннее. После

остывания самый кончик аккуратно обламывается или отпиливается, чтобы открылось отверстие. Пипетка готова.

Для определения инфузорий и коловраток в качестве основного руководства используется «Определитель пресноводных беспозвоночных Европейской части СССР» (планктон и бентос) [267].

Кроме того, как вспомогательные пособия для определения этих животных можно использовать также работы Кутиковой [207], Чорика [365], Каля [422] и некоторых других авторов, которые введены в специальный список определителей (см. приложение 5.2). Следует отметить, однако, что полные определения до вида необходимы лишь для анализа, описанного в разделе 5.5. В остальных анализах вполне достаточно подсчета общей численности инфузорий и общей численности коловраток. Формы записей результатов обработки микрозоопланктона по отдельным пробам и по отдельным станциям даны в приложениях 5.3 и 5.4.

5.2. Хранение и приемы ускоренной обработки проб

Скорость обработки проб микрозоопланктона имеет существенное значение вследствие крайней нежелательности их фиксации. Но даже и в нефиксированных пробах инфузории в обычных условиях быстро гибнут и разрушаются. Поэтому сроки хранения нефиксированных проб микрозоопланктона существенно ограничены и, следовательно, ограничены возможные сроки их обработки. Между тем постоянно возникает необходимость просчитывать большое количество одновременно собранных проб. По этой причине используется ряд приемов хранения и ускоренной обработки проб.

Во-первых, следует учесть, что протозойный планктон лучше выживает в больших объемах воды и при пониженных температурах. В связи с этим рекомендуется пробы объемом 3—5 л хранить в прохладном месте и концентрировать каждую непосредственно перед обработкой. В жаркое летнее время пробы лучше поместить в холодильник, при этом их объем целесообразно уменьшить до 1 л. При таких благоприятных условиях пробы могут храниться в течение нескольких часов без заметных потерь. Даже такие нежные и легко разрушающиеся инфузории, как представители родов *Strombidium*, *Strobilidium*, *Amphileptus*, хорошо сохраняются в течение суток.

Во-вторых, сконцентрированные пробы можно просчитать в два этапа. Сразу после фильтрования в пробе определяются и подсчитываются легко разрушающиеся инфузории и коловратки, не имеющие панциря. После этого проба из счетной камеры сливается в мелкие бюксы и сохраняется в холодильнике. На следующий день в бюксовых пробах просчитываются остальные коловратки

и массовые тинтиниды, сохраняющиеся благодаря наличию доминов.

В-третьих, при просмотре и подсчете пробы целесообразно использовать счетчик элементов крови вместо традиционной фиксации получаемых данных в счетных карточках. Можно довольно легко выработать практические навыки работы на счетчике «слепым» методом, когда проба безотрывно просматривается в бинокляр, в то время как с помощью пяти пальцев свободной руки на пяти клавишах счетчика непрерывно фиксируют численность пяти отдельных видов планктона. При совершенствовании навыков такой работы можно использовать одновременно и другие клавиши счетчика, что позволяет учитывать сразу численность еще большего количества видов и, таким образом, просчитывать пробу за один просмотр.

5.3. Выделение зон загрязнения по численности микрозоопланктона

Полученные для всех станций значения общей численности инфузорий и общей численности коловраток наносятся на карты, строится также график динамики численности. На оси ординат откладывается численность инфузорий и коловраток, на оси абсцисс отмечаются станции в порядке удаления от точки выброса стоков. На основе карт и графика акваторию в районе влияния стоков можно разделить на несколько зон, различающихся по уровню загрязненности воды и по экологическому состоянию биоценозов микрозоопланктона.

Фоновая зона — это участок водоема вне действия сточных вод (по течению выше сброса стоков).

Первая зона — участок прямого контакта вод водоема со стоками. Это самая загрязненная зона, в ней численность гидробионтов заметно понижена относительно соседней (второй) зоны, а иногда и относительно фоновой. В непосредственной близости от места выброса живые организмы могут полностью отсутствовать. Токсическое действие стоков, а также обычный здесь дефицит кислорода становятся доминирующими факторами в развитии планктона; I зона — зона резкого угнетения планктона (состояние метаболического и экологического регресса по системе экологических модификаций) [197].

Вторая зона. По мере разбавления стоков их токсическое влияние ослабевает, растет количество кислорода. Доминирующим в развитии планктона становится пищевой фактор. Углеводная часть сульфитных щелоков, бытовых стоков, сточных вод пищевой и других отраслей промышленности является хорошей питательной средой для самых мелких микроорганизмов. Последние, в свою очередь, служат пищей для инфузорий, коловраток и других планктонных фильтраторов. Все это ведет к появлению в загрязняемом районе зоны (или фронта) повышенной продуктивности гетеро-

трофных организмов. Их деятельность и определяет наиболее интенсивный процесс самоочищения вод от стоков. За счет обилия бактериальной пищи растут численность и видовое разнообразие планктона.

Таким образом, во II зоне наиболее активно утилизируется органическая составляющая сточных вод. За счет избытка питательных веществ часто происходит бурная вспышка численности планктона. Она ослабевает по мере разбавления и использования всех легкоусвояемых органических веществ и биогенов. Эта зона соответствует зоне активной трансформации, зоне разбавления и биологического преобразования сточных вод; она называется «эвтрофной» по доминирующему пищевому фактору и по экологической классификации соответствует зоне метаболического прогресса. Так как эта зона располагается между I и III, то оконтуривание последних после ее выделения не представляет сложности.

Третья зона. По мере дальнейшего разбавления и трансформации сточных вод численность зоопланктона снова падает, приближаясь к фоновому уровню. Третья зона — это зона стабилизации процессов самоочищения вод и биологических показателей на уровне общего фона основной части данного водоема.

Предлагаемый метод, основанный на общих закономерностях развития микропланктонных биоценозов, применим для всех водоемов. Он дает хорошее представление о степени влияния любого источника загрязнения на любой водоем, независимо от степени его естественной или антропогенной эвтрофированности.

Благодаря простоте и скорости выполнения анализа по этому методу, можно получить основные сведения об экологическом состоянии загрязняемого водоема, не прибегая к глубоким биологическим исследованиям, которые дают более детальные результаты, но требуют большого количества материала, затрат времени и привлечения высококвалифицированных специалистов. Метод может дать информацию, достаточную для предварительных прогнозов и рекомендаций, при первой же съемке на любом, даже не изученном ранее водоеме и при отсутствии биологических данных об этом водоеме до начала его антропогенного загрязнения. Характеристики кривой графика (амплитуда колебаний, размах кривой, размеры и соотношение разных ее участков и т. д.) пригодны для контроля за выпуском сточных вод по сезонам и годам, а также для прогноза дальнейшего загрязнения водоема и состояния его биоценозов.

Карты и графики позволяют прежде всего определить общую загрязненную площадь водоема, установить границы влияния стоков. Выделение на картах трех зон показывает участки водоема, где наиболее значительно действуют токсический и эвтрофирующий факторы загрязнения. Соотношение площадей этих трех зон между собой позволяет говорить о преобладании первого или второго фактора. Регулярные наблюдения за динамикой численности микрозоопланктона дают представление периодичности выбросов.

Достоинство данного метода, в отличие от других методов индикации сапробности, — необязательность определения видового состава микропланктона. Достаточным является разграничение гидробионтов на уровне крупных таксономических групп: бактериопланктон, фитопланктон, инфузории, коловратки, рачковый планктон (кладоцеры, копеподы) и т. д. Поскольку существует закономерность в положении на графике кривых численности для этих групп (что определяется пищевыми взаимоотношениями гидробионтов), то возможна аппроксимация результатов по одной-двум группам на другие группы. Относительная простота биологического анализа по этому методу позволяет привлечь к работе исполнителей, не обладающих высокой квалификацией.

Таким образом, в водоемах со слабой проточностью распределение микрозоопланктона находится в полном соответствии с описанной закономерностью динамики биоценоза, зависящей от интенсивности источника загрязнения. Установление зон с различной степенью загрязненности по численности гидробионтов в этом случае не представляет сложности. Зоны выделяются на основании распределения численности групп микрозоопланктона (инфузорий, коловраток) или численности отдельных доминирующих видов, если их доля в общей численности значительно превышает 50 %.

Более сложен для биологического анализа район выброса сточных вод у берегов открытого крупного озера или моря, где под влиянием сложной системы течений происходит интенсивное разбавление стоков и где условия обитания планктеров меняются очень быстро. Начинаясь складываться под влиянием сточных вод биоценоз часто разрушается, не успев достигнуть максимума развития. На таких объектах для зоны повышенной трофности резкие всплески численности микрозоопланктона (как это отмечается в шхерных районах и небольших реках) нехарактерны. Здесь зона повышенной трофности выделяется лишь слабым и непостоянным подъемом численности на узких участках, и можно говорить не о зонах, а о фронтах эвтрофикации. В этом случае достоверность анализа требует комплексных гидрофизических, гидрохимических и гидробиологических наблюдений и использования при выделении зон индекса загрязненности.

5.4. Выделение зон с помощью индекса загрязненности

При комплексных съемках получают целый ряд характеристик состояния вод. Однако гидрофизические и гидрохимические показатели подвержены целому ряду воздействий разного характера и происхождения, поэтому они неоднозначно реагируют на загрязнение. Лишь анализ комплекса показателей дает более или менее объективную картину. Но простое сопоставление нескольких карт распределения гидрофизических и гидрохимических факторов среды с гидробиологическими в известной мере субъективно. Поэтому при выделении зон по биологическим показателям (рис. 5.4)

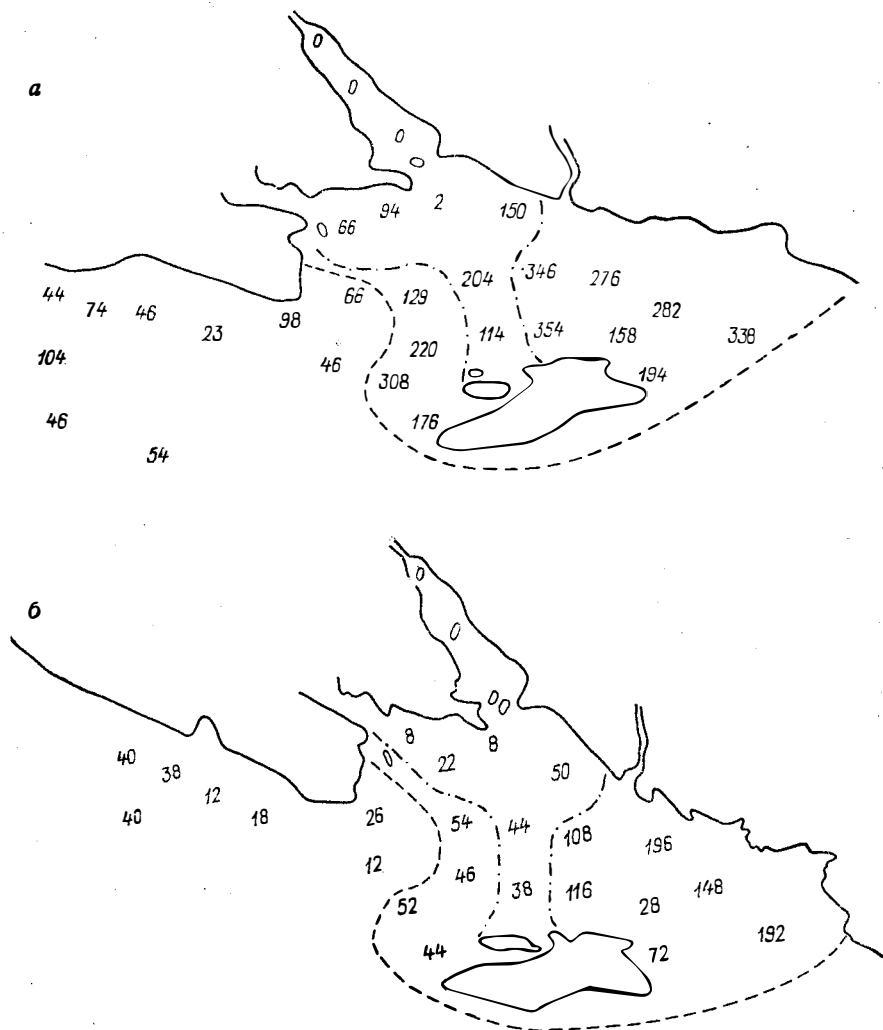


Рис. 5.4. Распределение численности организмов (экз/л) инфузорий в слое 0—5 м по зонам.

а — инфузории; б — коловратки.

влияние физических и химических характеристик вод устанавливают с помощью индекса загрязненности (I).

Индекс загрязненности есть единый обобщенный показатель, вычисленный на основе целого ряда физических и химических характеристик, он интегрально выражает уровень загрязнения вод, обусловленный всем комплексом факторов. Математически индекс есть частное от деления двух произведений: в числителе — произведение всех показателей, растущих с ростом загрязнения, а в знаменателе — произведение показателей, уменьшающихся с ростом загрязнения [419]. Для каждого типа стоков, как правило, хорошо известен характер колебаний любого из показателей, поэтому распределить их между числителем и знаменателем несложно. Например, для целлюлозно-бумажного производства индекс можно представить в таком виде:

$$I = \frac{[\text{Ca}^{2+}] \text{ЛСК}\sigma}{\text{pH}[\text{O}_2]\epsilon'} \quad (1)$$

Величины, стоящие в числителе: концентрация лигносульфонатов кальция, лигносульфоновых кислот и удельная электропроводность — возрастают с увеличением концентрации загрязняющих веществ. Величины, стоящие в знаменателе: концентрация ионов водорода, содержание растворенного кислорода и прозрачность — уменьшаются с увеличением концентрации сточных вод. В принципе, в индекс могут входить самые разные показатели, так или иначе реагирующие на загрязнение. Учитывая, что некоторые показатели, например pH, σ , изменяются в небольших пределах, по видимому, целесообразно применение для них степенной функции. В более общей форме индекс может быть представлен следующей формулой:

$$I = \prod_{j=1}^{j=n} x_j^{(-1)^k} a_j, \quad (2)$$

где n — число показателей; x_j — j -тый показатель загрязнения; a_j — показатель степени для x_j ; k — показатель степени, определяющий характер вклада j -го показателя в загрязнение, т. е. $k = 2n$, если x_j увеличивается с ростом загрязнения, $k = 2n - 1$, если уменьшается.

Такой индекс используется для оценки загрязненности участков одного водоема или одного района. Если необходимо сравнить индексы различных водоемов, то вместо абсолютных значений физических и химических показателей целесообразно включать в него относительные значения. Для этого находят отношение значения каждого показателя в конкретной точке к среднему фоновому значению для всего водоема.

Индекс позволяет интегрально оценить всякое изменение степени загрязнения в количественном выражении (рис. 5.5). Сопоставление данных о численности инфузорий или коловраток со значениями индекса помогает более достоверно выделить зоны (см. рис. 5.4). Выделение и оконтуривание зон, в свою очередь, раскрывает новые возможности для дальнейшего, более глубокого

исследования влияния различной степени загрязненности на численность и видовой состав планктона.

В отличие от численности инфузорий и коловраток, на которую кроме уровня загрязнения могут влиять и другие факторы, индекс практически не испытывает посторонних, не связанных с концентрацией сточных вод влияний. Это дает возможность расположить все исследуемые точки (станции) в строго определенном порядке по степени уменьшения загрязненности. Появляется возможность

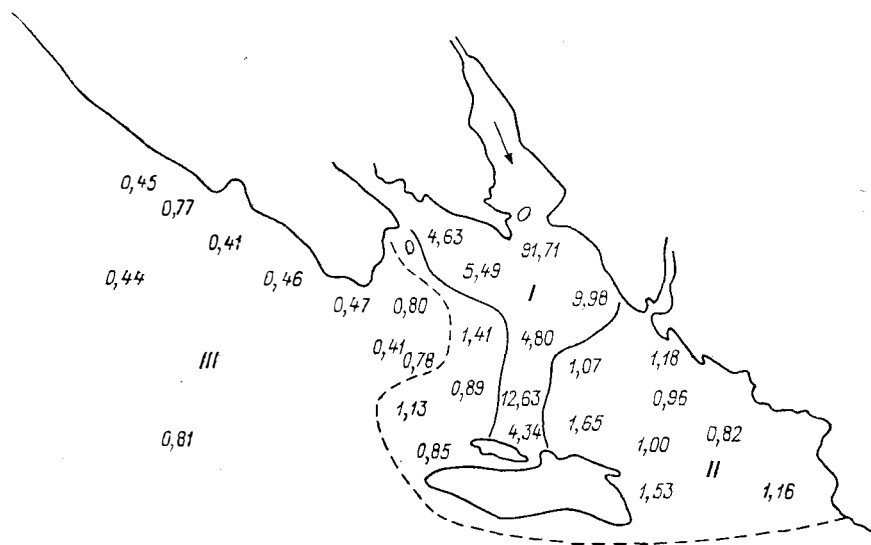


Рис. 5.5. Распределение индекса загрязненности по акватории водоема (25 июня 1974 г.).

Зона	I	II	III
Значение индекса .	4—100 и более	0,8—1,65	меньше 0,8

более точного отнесения станций к зонам, установленным по численности планктона, даже в том случае, когда значения численности близки.

Это важно по той причине, что значения численности инфузорий (коловраток) в I и III зонах могут быть очень близкими, так что различить эти две зоны только по показателям состояния планктона не всегда легко. Но при картировании водоема по развитию планктона проблемы различения этих зон нет, так как обычно они разделяются хорошо выраженной II зоной — зоной повышенной численности. Иногда, однако, в открытых районах крупных водоемов складывается гидрологическая обстановка, при которой «языки» I зоны проходят через II зону и вторгаются в III зону. Обнаружить такую ситуацию позволяет индекс загрязненности, так как понижение численности в I зоне обусловлено токсическим эффектом загрязнения, а понижение в III зоне вызвано восстановлением фоновой трофности.

Таким образом, в периоды особенно быстрых и резких изменений в гидрологической обстановке крупного водоема такого показателя, как численность планктона, даже в сочетании с отдельными физическими или химическими показателями, как правило, бывает недостаточно, чтобы составить четкую картину распределения сточных вод в водоеме. Такую возможность практически в любой ситуации дает индекс загрязненности.

5.5. Анализ видового состава микрозоопланктона

Выделение зон открывает широкие возможности для изучения индикаторного значения и экологических валентностей планктона, что необходимо при составлении прогноза изменений в биоценозах водоемов, подверженных антропогенному влиянию.

Анализируя картину распределения даже одного массового показательного вида, иногда можно без данных гидрохимии и гидрофизики установить, как распространяются сточные воды, и определить характер и силу их влияния на экосистему водоема.

При анализе распределения видов по зонам целесообразно принять следующую условную зональную классификацию видов планктона:

- 1) виды, встречающиеся только в I зоне;
- 2) виды, встречающиеся в I и II зонах;
- 3) виды, доля которых в общей численности наиболее высока в I зоне и наиболее низка в III;
- 4) виды, встречающиеся только во II зоне,
- 5) виды, встречающиеся только в III зоне;
- 6) виды, встречающиеся во II и III зонах,
- 7) виды, доля которых в общей численности наиболее высока в III зоне и наиболее низка в I.

Разделив все исследованные на водном объекте станции на три группы соответственно зонам, выясняют наиболее характерные виды для каждой из них. Для этого высчитывают процентное соотношение всех видов для каждой станции, а затем находят среднее значение для каждой зоны (по каждому виду).

Сравнив полученные значения, нетрудно выяснить, в какой из зон для того или иного вида в исследуемый период сложились оптимальные условия. Полученные результаты вместе с соответствующими гидрофизическими и гидрохимическими характеристиками зон подлежат длительному хранению с целью накопления данных за многолетний период. Форма записи результатов обработки микрозоопланктона одной съемки по зонам и соответствующим им станциям дана в приложении 5.5.

Особого внимания заслуживают отдельные виды — показатели вод повышенной трофности. В зонах метаболического прогресса (II зона) в районах выброса сточных вод на один такой вид может приходиться 90 % и более общей численности планктона. Причем наблюдается это, как правило, в сочетании с резко повышенной

численностью (на 1—4 порядка) по сравнению с фоновой и обычной для всего данного водоема [31, 308]. В качестве индикатора высокотрофных вод может выступать любой вид (иногда даже космополиты типа коловратки *Keratella cochlearis*), когда для него в данном районе выброса сточных вод складываются наиболее благоприятные условия (главным образом трофические).

Показательные виды могут быть разными даже в разных районах одного крупного водоема. Так, в Ладожском озере среди инфузорий описанные свойства были замечены у *Tintinnidium pussilum* и *Strombidium viride* f. *pelagica* [197]. Расширение списка таких видов и накопление данных о них значительно облегчит контроль за антропогенным влиянием на водоемы.

ПРИЛОЖЕНИЕ 5.1

ПРИБОРЫ, ОБОРУДОВАНИЕ, МАТЕРИАЛЫ, РЕАКТИВЫ

1. Батометр Нансена или любой другой (1 л)
2. Водный термометр в оправе
3. Диск Секки
4. Ведро
5. Банки, объемом 1, 2, 3 л
6. Установка для сгущения проб
7. Фильтры беззольные № 6 (поры 2—5 мкм)
8. Мензурки, объемом 50—100 см³
9. Бюксы стеклянные с притертой крышкой, объемом 10 см³
10. Камера Богорова
11. Микропипетки
12. Препаровальные иглы
13. МБС-1 (бинокуляр)
14. МБИ-3 (микроскоп)
15. Стекла предметные
16. Стекла покровные
17. Окуляр-микрометр
18. KI
19. I₂

ПРИЛОЖЕНИЕ 5.2

ОПРЕДЕЛИТЕЛИ

1. Гаевская Н. С. О некоторых новых методах изучения питания водных организмов. Методы получения бактериологически чистых *Cladocera*, *Ostracoda* и *Rotatoria*. Зоол. журн., 1938. Вып. 17, № 6. С. 1003—1017.
2. Гаевская Н. С. Простейшие (*Protozoa*) // Жизнь пресных вод. М.; Л.: Изд-во АН СССР, 1949. Т. 2. С. 229—310.
3. Кутикова Л. А. Коловратки *Rotatoria* фауны СССР. — М. — Л.: Наука, 1970. 744 с.
4. Мажейкайте С. И. Протозойный планктон Онежского озера. Л.: Наука, 1970. С. 40—125.
5. Определитель пресноводных беспозвоночных Европейской части СССР (планктон и бентос). Л.: Гидрометеониздат, 1977. 510 с.
6. Чорик Ф. П. Свободноживущие инфузории водоемов Молдавии. Кишинев: Изд-во АН МССР, 1968. 251 с.
7. Kahl A. Die Deutschlanchs. Urtiere oder Protozoa. Jena, 1930—1935. 886 S.

ПРИЛОЖЕНИЕ 5.3

ФОРМА ЗАПИСИ РЕЗУЛЬТАТОВ ОБРАБОТКИ
ПРОБ МИКРОЗООПЛАНКТОНА *

Водоем _____ Глубина _____ Объем пробы _____

Район _____ Температура воды _____ Горизонт _____

Дата _____ Прозрачность по диску Секки _____ Время _____

Таксоны	Численность		
	экз	проба	экз/л

Инфузории

(*Ciliata*)

1.

2.

3.

.....

Итого

Коловратки

(*Rotatoria*)

1.

2.

3.

.....

Итого

* Целесообразно составлять отдельные карточки такой формы для каждой пробы.

ПРИЛОЖЕНИЕ 5.4

**ФОРМА ЗАПИСИ РЕЗУЛЬТАТОВ ОБРАБОТКИ ПРОБ
МИКРОЗООПЛАНКТОНА ПО СТАНЦИЯМ**

Водоем _____ Глубина _____ Объем пробы _____

Район _____ Температура воды _____ Горизонт _____

Дата _____ Прозрачность по диску Секки _____ Время _____

Таксоны	Численность (экз/л) по станциям						
	1	2	3	4	5	6...	средняя

Инфузории

(Ciliata)

1.

2.

3.

.....

Итого

Коловратки

(Rotatoria)

1.

2.

3.

.....

Итого

Глава 6. МОНИТОРИНГ ФИТОПЛАНКТОНА

Микроскопические организмы, пассивно передвигающиеся в воде и осуществляющие фотосинтез, объединяются термином фитопланктон. Фитопланктон, первое звено трофической цепи, играет значительную роль в мониторинге пресноводных экосистем. Способность фитопланктона адекватно реагировать на изменение условий окружающей среды определяется его большим видовым разнообразием и, как правило, коротким жизненным циклом.

6.1. Пункты наблюдений

Выбор пунктов наблюдений за состоянием растительного планктона проводится в соответствии с общими принципами размещения пунктов наблюдений и контроля в системе мониторинга состояния окружающей среды. Местоположение станций, т. е. пунктов отбора проб на водном объекте, зависит прежде всего от расположения источников загрязнения на его водосборной площади. Отбор проб осуществляется на участках до и после этих источников (крупных населенных пунктов, промышленных и сельскохозяйственных комплексов). Количество проб, отбираемых на участке реки, расположенном ниже источника загрязнения, должно значительно превышать количество проб, взятых выше источника.

Учитывая, что влияние промышленных и бытовых стоков на фитопланктон сказывается только через 2—3 сут, по скорости течения реки рассчитывают место размещения станций и створов. Так, при скорости реки у исследуемого пункта в 0,5 м/с первый створ (трансекту) целесообразно заложить через 43 км, второй — через 86 км, а третий — через 130 км, что соответствует расстоянию, пройденному водной массой соответственно за 1, 2, 3 сут.

При исследовании влияния сточных вод в малопроточных или непроточных водоемах трансекты закладываются с учетом ветровых стонов, так как ветровые течения здесь превосходят склоновые. При работе на озерах и водохранилищах необходимо исследовать устья впадающих рек и наиболее крупных ручьев, а также основные заливы. На крупных водоемах такого типа число станций на трансектах должно быть пропорционально площади обследуемых заливов и плесов.

При работе на водохранилищах, озерах, глубоководных прудах отбор проб осуществляется из слоя, где возможен фотосинтез (из тр фогенного слоя), глубина которого равна утроенному значению прозрачности, измеренной по белому диску Секки. Например, при прозрачности 5 м — на глубине до 15 м. Стандартные горизонты отбора проб: 0; 1; 2,5; 5; 10; 20 м. Таким образом, на станции

с каждого из перечисленных горизонтов (до глубины утроенной прозрачности) отбирают из батометра по 1 л воды, сливают в один сосуд (чистое эмалированное ведро с крышкой), тщательно перемешивают и в зависимости от степени развития фитопланктона, заполняют пол-литровые или литровые бутылки и консервируют. В реках вертикальное распределение фитопланктона относительно равномерное, поэтому отбор проб обычно производят с горизонта 0,2—1 м батометром или простым зачерпыванием определенного объема воды (в зависимости от степени развития фитопланктона 0,2; 0,5 или 1 л).

6.2. Методы сбора и орудия лова фитопланктона

В последнее время гидробиологами довольно редко используется метод сетяного лова, который предназначен для отбора качественных проб фитопланктона всех категорий, кроме наннопланктона. Однако в некоторых случаях он остается наиболее эффективным, особенно когда тот или иной вид представлен в незначительном количестве и может быть собран только в результате процеживания большого объема воды. Для выявления видового состава фитопланктона лучше использовать планктонную сеть Джели [140], изготовленную из очень мелкого (№ 70 и еще

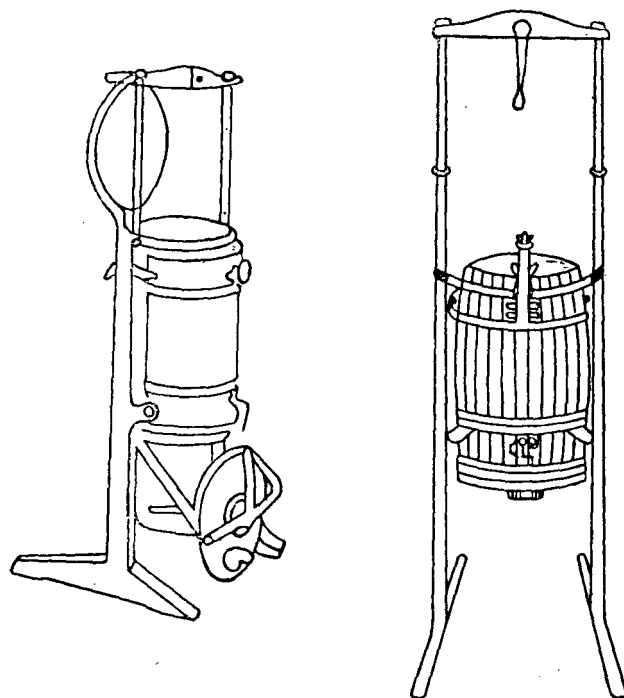


Рис. 6.1. Планктобатометр Дьяченко—Кожевниковой.

больших номеров) мельничного сита шелковой или капроновой нити. (Раскрой такой сети дан во многих работах [140, 168, 306], и здесь не приводится.) Материал, отобранный сетью, может быть просмотрен в живом состоянии в полевых условиях.

Одинаково применим для качественного и количественного сбора материала батометрический метод отбора проб фитопланктона. Системы существующих батометров весьма разнообразны. Почти все конструкции и их описания приведены в монографии И. А. Киселева [168]. Опыт работы показал, что батометры типа батометра Рутнера малопригодны для сбора проб фитопланктона, так как погружаясь в водоем, они своим нижним диском разбивают поверхностную пленку и перемешивают организмы водной толщи в районе действия прибора. Необходимо пользоваться приборами, у которых при погружении обе створки находятся в вертикальном положении и не мешают вырезанию определенного столба воды.

Наиболее прост в изготовлении и удобен в работе батометр А. В. Францева [120]. Его способность вырезать метровый слой жидкости особенно ценна при исследовании вертикального распределения водорослей. При комплексных работах, когда необходимо получить одновременно воду для биологического и химического анализов, следует применять батометры большего рабочего объема. К таким приборам относится планктобатометр ДК (Дьяченко—Кожевниковой), емкость которого у большой

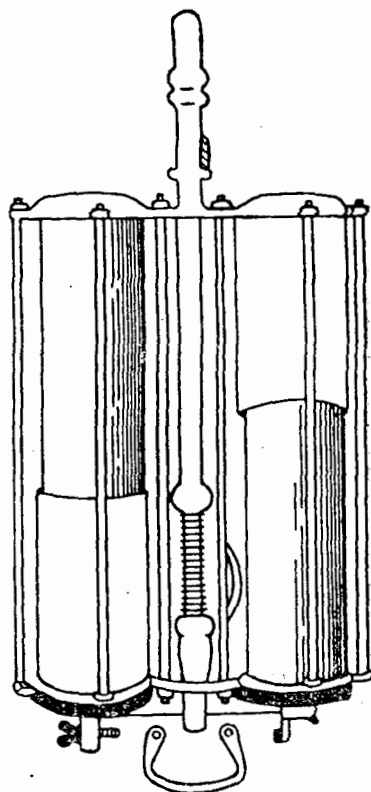


Рис. 6.2. Батометр Молчанова ГР-18.

модели равна 10, а у малой — 5 л (рис. 6.1). Еще более удобен батометр Молчанова ГР-18. Он предназначен для взятия проб воды с различных глубин водоема и одновременного измерения температуры воды исследуемого слоя (от 1 до 40 °С). Батометр ГР-18 имеет два цилиндра из органического стекла, емкость которых не менее 4 л (рис. 6.2).

В быстротекущих водах отбор проб этими приборами осложнен из-за эффекта сноса. Для таких водоемов применяются батометры Жуковского или Фридингера, а также батометр, сконструированный Ягом, Амбюлем и Циммерманом [168]. В воду батометры

указанных конструкций опускаются с открытыми горизонтально крышками; вода при этом свободно проходит насквозь.

Список приборов, оборудования, материалов, реактивов приведен в приложении 6.1.

6.3. Методы сгущения и консервации фитопланктона

Наиболее распространенными методами концентрирования планктона являются седиментация и фильтрация пробы воды через мелкопористые мембранные фильтры. Седиментационный (осадочный, или отстойный) метод, предложенный Р. Г. Гринбергом еще в 1915 г. и модифицированный П. И. Усачевым [347], распространен и в настоящее время. Метод заключается в отстаивании законсервированной исследуемой пробы воды в темном прохладном месте. Объем пробы зависит от степени развития фитопланктона; обычно он составляет 0,5 л, а для олиготрофных водоемов — 1 л. Исследователи предлагают разные сроки отстаивания пробы [168, 205]. По нашему мнению, следует отстаивать пробу не менее 10 дней.

Для фиксации проб отдельными гидробиологами до сих пор применяется формалин, но он разрушает нежные флагеллаты и не ликвидирует газовые вакуоли у синезеленых, что мешает их осаждению. Уже в 1926 г. Усачевым было предложено перейти на фиксацию проб иодистым калием [347]. Позднее Утермель рекомендовал рецепт еще одного фиксатора [458], трех капель которого вполне достаточно для фиксации 100 мл планктонной пробы. На основании этого раствора в Институте биологии внутренних вод РАН разработан фиксатор, состоящий из двух растворов:

	Раствор I	Раствор II
KI	— 10 г	Хромовая кислота 1 %-ная — 5 см ³
H ₂ O	— 50 см ³	Ледяная уксусная кислота — 10 см ³
I	— 5 г	Формалин 40 %-ный — 80 см ³

Оба раствора сливаются и хранятся в темном месте. При применении иодных фиксаторов в клетках водорослей хорошо обнаруживаются пиреноиды, жгутики, окрашивается слизь, исчезают вакуоли у большинства имеющих их синезеленых. Наличие формалина в составе консерванта, позволяет хранить пробу длительное время.

Фиксированная проба после отстаивания концентрируется отсасыванием воды с помощью трубки-сифона с загнутым на 2 см вверх концом, затянутым газом №№ 70—76, или с помощью устройства для автоматического концентрирования фитопланктонных проб, предложенного А. Ф. Крахмальным [194] (рис. 6.3). Устройство состоит из двух расположенных на разных уровнях штативов (на верхний штатив устанавливается сосуд с концентри-

руемой водой, на нижний — мерный цилиндр, в который отсасывается вода), сифона, трубок, двух вентилях (обычного и солеидного) и следующего устройства. Это устройство позволяет создать стандартные условия концентрирования, а также отрегулировать скорость отсасывания воды таким образом, чтобы исключить возможность попадания в фильтрат мелких видов фитопланктона.

После отсасывания остаток пробы в 30—80 мл переливают в склянку (типа аптечной плевательницы). Туда же сливают воду после ополаскивания стенок сосуда, в котором происходило осаждение.

Широкое применение в гидробиологии получил метод мембранной фильтрации, который способствует быстрой концентрации проб и дает возможность просматривать фитопланктон в живом состоянии. Отечественное производство мембранных фильтров было начато в 1931—1932 гг. экспериментальной фабрикой ультрафильтров Министерства коммунального хозяйства РСФСР (Мытищи). Для сгущения фитопланктона пригодны фильтры № 6 и

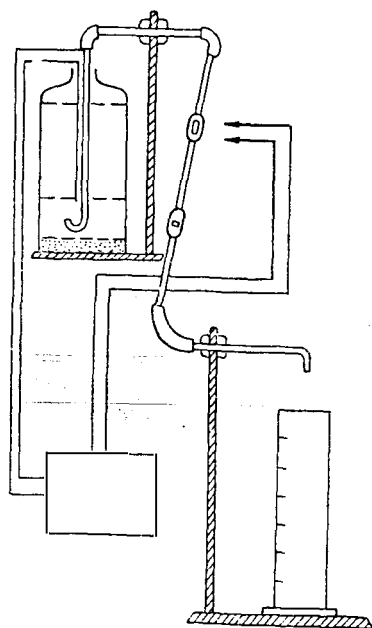


Рис. 6.3. Общая схема устройства для автоматического концентрирования фитопланктонных проб.

№ 5 с диаметром пор 2—5 мкм и 1,2 мкм соответственно. Фильтр № 6 рекомендуется использовать как предварительный при обильных пробах для ускорения процесса фильтрации, а также для разделения крупноразмерной и мелкоразмерной фракций фитопланктона. После фильтрации на фильтре № 6 полученный фильтрат, содержащий вторую фракцию, следует пропустить повторно через фильтр № 5.

В 80-х годах был налажен выпуск мембранных фильтров «Владипор» Казанским производственным объединением «Тасма» им. В. В. Куйбышева, из которых для концентрирования фитопланктона пригоден фильтр № 10 с диаметром пор около 1 мкм. В упаковках имеются фильтры-подложки войлочного типа, на которые укладывается сам мембранный фильтр, что предотвращает его разрыв и способствует равномерному распределению осадка. В нашей стране получили распространение также чешские фильтры марки «Сынпор-2» с диаметром пор 1,2 мкм.

Сухие фильтры содержат в своих порах воздух, который закупоривает их и затрудняет фильтрацию. Для удаления воздуха

фильтры нужно прокипятить в дистиллированной воде в течение 20—30 мин [205]. Воду следует нагревать медленно, а кипячение должно быть спокойным, так как при бурном нагревании и кипячении фильтры скручиваются и становятся непригодными к употреблению. Кроме того, для удаления воздуха из пор фильтров можно рекомендовать длительное содержание фильтров в дистиллированной воде (перед помещением их на такое хранение фильтры необходимо несколько раз промыть в дистиллированной воде).

Фильтрацию проводят под вакуумом в воронке с пористым или сетчатым дном, на которое укладывают мембранный фильтр. Воронку укрепляют на колбе Бунзена, которую через верхний тубус

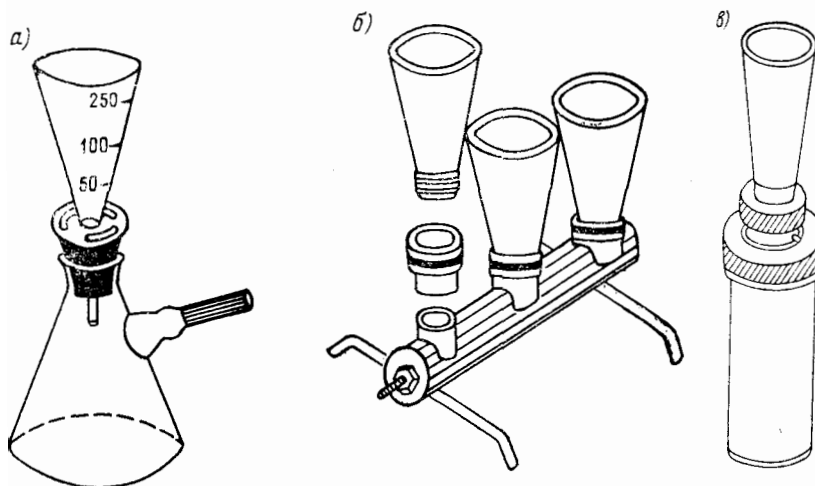


Рис. 6.4. Фильтраторы.

а — Гусевой [168]; *б* — Доти и Огури [168]; *в* — Балонова.

шлангом соединяют с вакуумным насосом (рис. 6.4 *а*). Возможно соединение нескольких воронок (рис. 6.4 *б*) одной трубкой или системой гибких шлангов, что позволяет фильтровать сразу несколько проб.

И. М. Балонов предложил портативный прибор, очень удобный в экспедиционных условиях, где колба Бунзена заменена дюралевым стаканом, в котором при транспортировке переворачивается и фиксируется модифицированная фильтрационная воронка из органического стекла (рис. 6.4 *в*). Для создания вакуума он использует насос от мотороллера или велосипеда. Масса прибора вместе с насосом не превышает 1260 г, а размеры в собранном виде 233×94 мм.

Пробу фильтруют до определенного объема, оставляя над фильтром столбик воды высотой 1 см, или до момента, когда воды над осадком уже нет, но фильтр еще остается влажным. Затем планктон осторожно смывают с фильтра мягкой кисточкой и просчитывают в счетной камере. Желательно сразу после филь-

трации просмотреть живой материал, что позволяет не только обнаружить нежные формы водорослей, но и определить общее состояние фитопланктона. Если нет необходимости просматривать живую пробу, фильтр помещают в пенициллиновую склянку объемом 20 мл, заливают 5—10 мл фильтрата и консервируют до слабо-желтого цвета. В этом случае за 30 мин до фильтрации можно провести предварительную консервацию пробы несколькими каплями фиксатора, что предотвратит деформацию водорослей на фильтре, которая может иметь место при фильтрации живой пробы.

Оценка точности осадочного и фильтрационного методов, проведенная К. А. Гусевой, показала, что довольно близкие результаты с отстойным концентрированием получаются только в случае двойной фильтрации пробы [120]. Причина состоит в том, что при обильных пробах только такая двойная фильтрация обеспечивает равномерное распределение отфильтрованных водорослей по площади фильтра. При одноразовой фильтрации происходит сбивание организмов фитопланктона в кучи или даже склеивание их на фильтре. Поэтому результаты подсчета фитопланктона непосредственно на таких фильтрах (особенно при большом увеличении микроскопа) обычно выше результатов, полученных с помощью отстойного (седиментационного) метода [245].

Несмотря на определенные достоинства метода мембранной фильтрации (это прежде всего возможность анализа живого материала, а также быстрота сгущения проб при малом исходном объеме) многие гидробиологи предпочитают использовать отстойный метод как более простой и не требующий специальных установок [168, 348].

Изучать организмы в живом состоянии можно и в случае применения метода центрифугирования, который позволяет быстро осадить водоросли. Однако применять его при количественном учете фитопланктона не следует, так как центрифуга не осаждаёт синезеленые водоросли, содержащие газовые вакуоли, и организмы с меньшей плотностью, чем вода.

6.4. Эtiquетирование проб

Каждая проба снабжается этикеткой, на которой указывают название водного объекта, номер станции, глубину, орудие лова, дату сбора. Этикетка пишется на пергаментной бумаге твердым карандашом или шариковой ручкой и вкладывается под прокладку крышки. Для этикеток удобно использовать лейкопластырь, кусочки которого наклеивают на банку или крышку, а затем подписывают мягким карандашом или ручкой. Иногда на этикетке ставится просто номер, который соответствует номеру, записанному в журнале или полевом дневнике. В дневник вносятся дополнительные сведения о погоде, температуре, цветности, прозрачности воды, глубине станции, визуальные наблюдения о качестве воды и т. д.

6.5. Камеральная обработка фитопланктона

Метод прямого микроскопирования является самым трудоемким, но пока единственным методом, позволяющим точно идентифицировать виды, получить их размерные характеристики, определить физиологическое состояние и подсчитать численность. Определение качественного состава фитопланктона следует проводить до вида по наиболее широко применяемым определителям [136, 187, 188, 206, 268, 340] (см. приложение 6.2). Кроме того, нужно учитывать новые данные по таксономии и систематике, публикуемые в специальной литературе, в частности в ежегоднике «Новости систематики низших растений», «Ботаническом журнале». При этом всегда необходимо указывать источник, по которому проведено определение вида.

6.5.1. Методы подсчета водорослей планктона

Для количественной обработки фитопланктона удобны счетные камеры «Учинская» или «Нажотта» объемом 0,01; 0,02 и 0,05 см³. Процесс подсчета очень трудоемок и требует большой тщательности. Существенным моментом является наполнение камеры, перед которым проба тщательно перемешивается продуванием воздуха через капилляр с входным отверстием не менее 2 мм. Этим же капилляром вносится одна-две капли фильтрата, и камеру быстро закрывают покровным стеклом. Пробе дают осесть в течение нескольких минут.

Второй важный момент — это количество просчитанных полос. К. А. Гусева считает, что в камере объемом 0,05 мл при количестве водорослей несколько сотен и десятков тысяч в 1 мл можно ограничиться подсчетом двух полос из 40 имеющихся в ней, при нескольких тысячах клеток в 1 мл необходимо просчитать всю камеру [120]. В камере же объемом 0,01 мл только при количестве нескольких сот тысяч можно просчитать две полосы, при нескольких десятках тысяч — пять полос и при нескольких тысячах — всю камеру. Г. В. Кузьмин [205] советует просчитывать каждую пятую полосу указанных камер, а при высокой численности — каждую десятую. Определение численности водорослей лучше проводить в камерах разных объемов. Так, крупные и колониальные формы планктона просчитывают в камерах большого размера (не менее 0,05—0,1 см³), для остальных видов подходят и более мелкие (0,01 и 0,02 см³).

За счетную единицу следует принимать клетку. Пересчет общей численности фитопланктона производится по формуле:

$$N = \frac{nv_1 \cdot 1000}{V_2 V_3}, \quad (1)$$

где N — число клеток в 1 л воды исследуемого водного объекта; n — число клеток, обнаруженных в просчитанных полосах камеры; v_1 — объем концентрата пробы, см³; V_2 — объем воды в про-

считанных полосах камеры, см³, V_3 — объем профильтрованной пробы, см³.

Так, например, если при просмотре 10 мл концентрата пробы объемом 500 мл в 10 полосах камеры Нажотта объемом 0,01 см³, встречено 10 клеток, то в 1 л будет содержаться 80 000 клеток.

Практика показывает, что для оценки видового разнообразия фитопланктона вполне достаточным является даже то количество планктона, которое содержится в одной камере объемом 0,01 см³.

Размеры клеток водорослей могут быть важным систематическим признаком. Клетки измеряют с помощью окуляр-микрометра. Цену делений окуляр-микрометра находят, сопоставляя их с уже известными делениями объект-микрометра. Последний представляет собой предметное стекло с 1-миллиметровой шкалой и единичными делениями ценой 0,01 мм.

Фитопланктон просчитывают обычно при объективе с 40-кратным увеличением и окуляре с 7-кратным увеличением (можно использовать окуляры и с более сильным увеличением).

6.5.2. Методы вычисления биомассы

В основе вычисления биомассы фитопланктона лежит определение объема клеток различных видов водорослей. Форма клеток приравнивается к близкому геометрическому телу и по формулам, известным из стереометрии, вычисляют их объем. Плотность (удельный вес) водорослей при расчете биомассы условно принимают равной единице, поэтому общая биомасса фитопланктона численно равна его общему объему.

В литературе имеются таблицы объемов и весов (масс) различных видов планктона для некоторых районов страны. Однако распространять эти данные на любые географические районы нельзя в связи с зависимостью размеров клеток от климатической зоны, сезона, типа водоема. Эти данные можно использовать только как ориентировочные.

Большинство массовых видов водорослей имеет форму шара, цилиндра, эллипсоида или двух конусов. Для вычисления объемов этих тел нетрудно составить таблицу формул и постоянно пользоваться ею. Приведем ряд формул для вычисления объема геометрических тел, которым обычно подобны клетки планктонных водорослей.

Шар:

$$V = \frac{4}{3} \pi r^3; \quad (2)$$

цилиндр с очень маленькой высотой:

$$V = \pi r^2 h; \quad (3)$$

цилиндр, в основании которого лежит эллипс:

$$V = \pi a b h; \quad (4)$$

эллипсоид:

$$V = \frac{4}{3} \pi abc; \quad (5)$$

параллелепипед:

$$V = a'b'c'; \quad (6)$$

клин:

$$V = \frac{(c' + 2b') a' h}{6} \quad (7)$$

В формулах (2)—(7) приняты следующие обозначения: r — радиус; h — высота; a, b, c — полуоси эллипсоида; a', b', c' — стороны клина и параллелепипеда.

Несомненно, всякое приравнивание к геометрическим фигурам условно, отчего возможны ошибки в определении объема клеток, а в конечном счете и биомассы. Поэтому выбранная фигура должна как можно лучше соответствовать форме исследуемой клетки.

6.6. Приемы формальной оценки видовой структуры сообщества

Для формальной характеристики видовой структуры сообществ используются индексы видового богатства и разнообразия. В основе такого подхода лежит выделение существенных параметров и целостных характеристик сообщества и нахождение общих закономерностей, по которым в ряде случаев можно судить о состоянии сообщества.

Изучение различных структурных характеристик сообществ и индексов разнообразия показало, что для формальной оценки изменений видовой структуры фитопланктонного сообщества под действием неблагоприятных условий среды наибольшей разрешающей способностью обладает индекс Менхиника [20, 344]:

$$S = \frac{W}{\sqrt{N}}, \quad (8)$$

основанный на соотношении между количеством видов N и общей численностью фитопланктона W .

Для оценки состояния пресноводных экосистем по фитопланктону используют также метод Пантле и Букка в модификации Сладечека [441, 454]. В результате применения этого метода получают индекс сапробности, вычисляемый по формуле

$$S = \frac{\sum sh}{\sum h}, \quad (9)$$

где s — индикаторная зависимость каждого вида (определяется по спискам сапробных организмов) [344], h — численность вида

или относительная частота встречаемости вида, определяемая по глазомерной шкале [20]. Индекс сапробности вычисляют с точностью до 0,01. Для ксеносапробной зоны он находится в пределах 0—0,50; бетамезосапробной — 1,51—2,50; альфамезосапробной — 2,51—3,50; полисапробной — 3,51—4,00.

При оценке состояния водных экосистем важно учитывать одновременно функциональные и структурные характеристики фитопланктоценозов. Одновременное увеличение первичной продукции и видового разнообразия фитопланктона является надежным показателем экологического прогресса. Это явление часто наблюдается в местах смешения водных масс различного происхождения. С экологическим прогрессом обычно связано также образование водохранилищ. В первые десятилетия существования водохранилища увеличение первичной продукции может сопровождаться многократным увеличением таксономического разнообразия фитопланктона.

При значительных уровнях антропогенных нагрузок, ведущих к увеличению первичной продукции, происходит сокращение видового разнообразия фитоценоза — метаболический прогресс достигается путем экологического регресса фитоценоза. На тяжелое загрязнение биогидроценоза указывает явление экологического и метаболического регресса фитопланктоценоза.

ПРИЛОЖЕНИЕ 6.1

ПРИБОРЫ, ОБОРУДОВАНИЕ, МАТЕРИАЛЫ, РЕАКТИВЫ

1. Батометр Молчанова
2. Планктобатометр ДК (Дьяченко — Кожевниковой)
3. Батометр Рутнера
4. Ведро эмалированное или полиэтиленовое
5. Микроскоп типа МБИ-3, Биолам Р-6, Д-3
6. Сеть Джеди
7. Мельничный газ или шелковое сито (№ 76, № 77)
8. Стаканчик для планктонной сети
9. Плотная ткань (типа брезента)
10. Лить капроновый
11. Камера для подсчета клеток
12. Банки стеклянные (500 мл, 100 мл)
13. Слянки из-под пенициллина
14. Покровные стекла
15. Предметные стекла
16. Колба Бунзена (1 л)
17. Насос Комовского или водоструйный насос
18. Пипетки глазные
19. Кисточка колонковая
20. Лейкопластырь
21. Бальзам для приготовления постоянных препаратов
22. Хромовая кислота 1 %-ная
23. Ледяная уксусная кислота
24. Формалин 40 %-ный
25. Иод кристаллический
26. Дистиллированная вода
27. Раствор Люголя

ПРИЛОЖЕНИЕ 6.2

ОПРЕДЕЛИТЕЛИ

1. Вассер С. П., Кондратьева Н. В., Масюк Н. П. и др. Водоросли. Справочник. Киев, 1989. 608 с.
2. Еленкин А. А. Сине-зеленые водоросли СССР. М.; Л.: Наука, 1938. Вып. 2. 908 с.
3. Коршиков О. А. Визначник прісноводних водоростей УРСР. Т. 5. Киев: Изд-во АН УССР, 1953, 438 с.
4. Косинская Е. К. Десмидиевые водоросли//Флора споровых растений СССР. М.; Л.: Изд-во АН СССР, 1960. Т. 5, вып. 1, 706 с.
5. Курсанов Л. Н., Наумов Н. А. Определитель низших растений. М.: Изд-во АН СССР, 1953. Т. 1, 396 с. Т. 2, 310 с.
6. Определитель пресноводных водорослей. Общая часть/Под ред. М. М. Голлербаха, В. М. Полянского. М.; Л.: Сов. наука, 1951. Вып. 1. 200 с.
7. Топачевский А. В., Масюк Н. П. Пресноводные водоросли УССР. Киев, 1984. 336 с.

Глава 7. МЕТОДИКА ОПРЕДЕЛЕНИЯ ПИГМЕНТОВ ФИТОПЛАНКТОНА

Основной пигмент растительных клеток, трансформирующий солнечную энергию, — хлорофилл, поэтому содержание хлорофилла в клетках является важной экологической характеристикой растительных сообществ. По количеству хлорофилла в клетках можно судить о фотосинтетической активности фитопланктона. В период 60—80-х годов хлорофилльный метод широко применялся для определения первичной продукции в водоемах. В этом методе в качестве постоянного коэффициента использовали так называемое ассимиляционное число (АЧ) с условным средним значением, равным 3,7 [451]. Однако детальные исследования показали, что АЧ, отражающее активность хлорофилла, может значительно варьировать — от десятых долей до десятков единиц. Поэтому и значения первичной продукции, получаемые хлорофилльным методом, могут сильно различаться [309, 404].

Тем не менее хлорофилл может служить достаточно показательной характеристикой физиологического состояния растительных сообществ. В частности, физиологическое состояние фитопланктонного сообщества через содержание хлорофилла может характеризовать пигментный индекс, или индекс Маргалефа — соотношение между оптическими плотностями ацетоновой вытяжки на двух длинах волн — 663 и 430 нм: D_{663}/D_{430} [434]. Уменьшение индекса обычно свидетельствует об ухудшении физиологического состояния фитопланктона, а следовательно, об ухудшении условий окружающей среды.

В современных лимнологических и океанологических исследованиях содержание хлорофилла используется для оценки биомассы фитопланктона. Изучение содержания хлорофилла в единице биомассы фитопланктона пресноводных водоемов показало высокую корреляцию между этими величинами: $r = 0,6 \dots 0,9$. При этом отмечается большая вариабельность отношения хлорофилл/биомасса [434], обусловленная сезонным состоянием фитопланктона, трофностью водоема и другими факторами. Тем не менее установление корреляции между хлорофиллом и биомассой фитопланктона на определенном водоеме позволяет следить за изменениями биомассы фитопланктона по хлорофиллу.

Другим важным фактором является то, что различные таксономические группы фитопланктона имеют различный набор пигментов, в частности и хлорофиллов *a*, *b* и *c*. Например, хлорофилл *a*, каротиноиды и ксантофилы найдены у всех групп водорослей. Хлорофилл *b* указывает на развитие зеленых водорослей, а также цианобактерий (синезеленых). Хлорофилл *c* встречается у диатомовых, перидиниевых, хризомонад (кремнежгутиковых, кокколи-тин, золотистых) и криптононад. Поэтому соотношение этих пиг-

ментов позволяет оценить соотношение таксономических групп водорослей в фитопланктонном сообществе.

Исследованиями Фолленвейдера, Оглсби, Сакамото [449, 451, 452] установлена тесная зависимость между содержанием хлорофилла *a* в озерах и фосфорной нагрузкой на них, что позволяет эффективно использовать эту характеристику при оценке трофического статуса водоемов, а также в гидробиологическом мониторинге водоемов.

Другой важной характеристикой состояния фитопланктона является количество феофитина — продукта распада хлорофилла. Увеличение феофитина указывает на затухание фотосинтетической активности фитопланктона, что может быть обусловлено и воздействием антропогенных факторов. Следовательно, количество феофитина в фитопланктонном сообществе может служить биоиндикатором изменения условий окружающей среды, т. е. использоваться для выявления факторов, загрязняющих водоемы.

Основную роль в процессе фотосинтеза растительных клеток играют хлорофиллы *a*, *b* и *c*. Метод определения содержания хлорофиллов в растительных клетках был разработан Ричардсоном и Томпсоном [449], и в настоящее время он применяется с некоторыми модификациями, введенными другими исследователями [114, 404].

При определении содержания хлорофиллов фитопланктон концентрируют на мембранном фильтре, затем хлорофиллы экстрагируют раствором ацетона или метанола и спектрофотометрируют экстракт на длинах волн 630, 665, 645, 750 нм, а для расчета индекса Маргалефа еще и на длине 430 нм.

Список приборов, оборудования, материалов, реактивов приведен в приложении 7.1.

7.1. Отбор проб

Для достоверного определения содержания хлорофилла необходимо получить достаточно большую концентрацию растительных клеток. Поэтому пробы отбирают в больших объемах: около 0,5 л для эвтрофных водоемов; не менее 1 л для мезотрофных водоемов; 3—5 л для олиготрофных водоемов. Объем отбираемой пробы может варьировать также в зависимости от количества фитопланктона на данном участке в конкретный период времени.

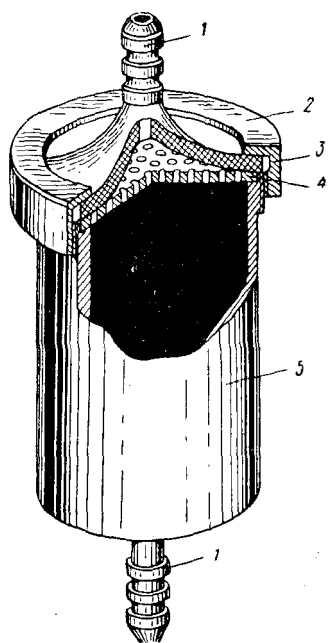
Пробы с различных глубин отбирают батометром, затем переливают в темные канистры или темные бутылки. При всех операциях следует избегать воздействия солнечных лучей на пробы.

Для концентрирования клеток используют мембранные фильтры с размерами пор, не превышающими размеры самых мелких клеток исследуемого фитопланктонного сообщества. Обычно используют мембранные фильтры с размером пор 0,5—1 мкм. Наиболее эффективны в работе ядерные фильтры, изготавливаемые в Объединенном институте ядерных исследований РАН (Дубна). Эти прочные фильтры имеют гладкую эластичную поверхность,

с которой легко снимается осадок с клетками. Можно также использовать мембранные фильтры на нитроцеллюлозной или ацетилцеллюлозной основе типа Владипор (Казань), Сынпор (ЧСФР), Миллипор (США).

7.2. Фильтрование проб

Основной частью фильтрационной установки является фильтр Зейтца большой модели (рис. 7.1). Диаметр фильтрующей поверхности фильтра позволяет использовать мембранные фильтры диаметром 60—100 мм, что ускоряет процесс фильтрации. Подложка под мембранные фильтры может быть изготовлена из стеклянного фильтра № 1 большого диаметра или представлять собой сито из оргстекла с крупными отверстиями.



Для предотвращения разложения хлорофилла, а также для ускорения его экстрагирования перед фильтрованием пробы поверхность мембранного фильтра следует покрыть углекислым магнием. Углекислый магний готовят в виде водной суспензии из расчета 10 мг $MgCO_3$ на 1 см^2 поверхности мембранного фильтра. Процесс фильтрации осуществляют следующим образом.

Рис. 7.1. Фильтр Зейтца для концентрирования фитопланктона.

1 — отводы к вакууму и к пробе; 2 — завинчивающаяся крышка; 3 — прижимная шайба из тонкой резины; 4 — подложка; 5 — корпус фильтра.

На фильтр Зейтца помещают мембранный фильтр и заливают его суспензией углекислого магния из указанного расчета. Затем пробу фитопланктона в темной канистре соединяют с помощью вакуумного или полувакуумного резинового шланга с фильтром Зейтца. Фильтр Зейтца в свою очередь соединяют с вакуумным насосом через колбу Бунзена или через специальное фильтровальное устройство (рис. 7.2) и проводят фильтрование пробы.

Если мембранный фильтр забивается клетками, а нужный объем еще не профильтрован, пробу можно дофильтровать на втором мембранном фильтре.

Фильтрование проводят при пониженном давлении: 0,4—0,6 атм (примерно 400—600 гПа), — что позволяет практически исклю-

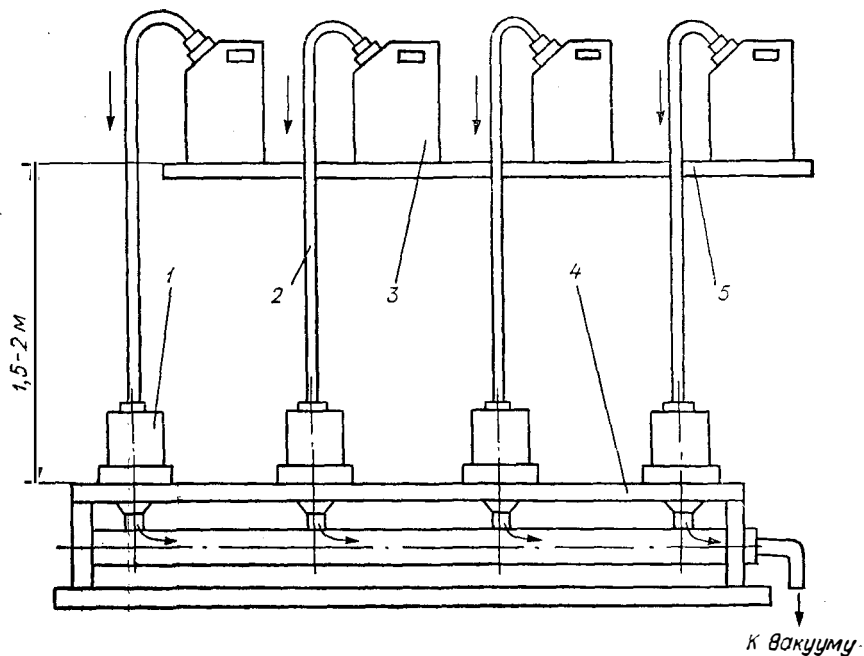


Рис. 7.2. Устройство для фильтрования проб самотеком или под вакуумом.

1 — фильтр Зейтца; 2 — шланги вакуумные или полувакуумные; 3 — канистры с пробами; 4 — фильтровальная установка; 5 — полка для канистр.

чить потери хлорофилла. После того как проба отфильтрована, следует осторожно действием того же вакуума осушить осадок, чтобы максимально удалить с осадка растворенные соли и уменьшить тем самым холостую пробу. После этого приступают к экстрагированию пигментов.

7.3. Высушивание и хранение фильтров с осадком

Если в экспедиционных условиях нет возможности провести экстрагирование и определение пигментов, то мембранные фильтры необходимо дополнительно высушить в эксикаторе с силикагелем, щелочью и натронной известью (1 : 1 : 1) и поместить в темный эксикатор с силикагелем для хранения. Хранить фильтры следует при температуре около 1 °С (в холодильнике) не более 1 мес.

Практика работы по определению концентрации хлорофилла фитопланктона показала, что хранение фильтров с осадком более месяца приводит к интенсивной феофитинизации (разрушению хлорофилла), что существенно изменяет получаемые результаты.

Поэтому после фильтрования проб желательно по-возможности быстрее начинать экстрагирование пигментов и определение их концентрации, т. е. спектрофотометрирование.

7.4. Экстрагирование пигментов

Перед экстрагированием готовят 90 %-ный раствор ацетона (на дистиллированной воде) из расчета 10 мл на одну пробу, центрифугу, центрифужные пробирки, гомогенизатор, мерные пробирки.

Осадок с фитопланктоном и $MgCO_3$ осторожно скальпелем снимают с мембранного фильтра и помещают в сосуд для гомогенизации, добавляют 2—3 мл 90 %-ного ацетона и размельчают осадок с помощью гомогенизатора в течение 1—2 мин. После этого гомогенат переносят в центрифужную пробирку, добавляют 90 %-ный ацетон до объема 10 мл и выдерживают в течение 10—15 мин в темном месте при комнатной температуре.

Затем центрифугируют в течение 10 мин при скорости 4000—5000 оборотов/мин. После центрифугирования прозрачный экстракт сливают в мерную пробирку, а в центрифужную добавляют 5 мл 90 %-ного ацетона и еще раз проводят экстракцию и центрифугирование. Полученный экстракт также сливают в мерную пробирку, закрывают притертой пробкой и регистрируют объем полученного экстракта.

Подготовленный к спектрофотометрированию экстракт следует хранить в холодильнике не более 1 сут. Но лучше провести спектрофотометрирование сразу после экстрагирования.

7.5. Спектрофотометрирование экстрактов

В зависимости от плотности экстракта при спектрофотометрировании используют кюветы разной длины — от 1 до 5 см. Из мерной пробирки часть экстракта с помощью пипетки переносят в кювету спектрофотометра. В кювету сравнения наливают 90 %-ный раствор ацетона и измеряют оптические плотности экстракта D на длинах волн 430, 630, 645, 663, 750 нм¹ (без поправки на мутность экстракта). После этого подкисляют экстракт в кювете 2—3 каплями 0,5 %-ной HCl и снова измеряют оптические плотности на длинах волн 750 и 663 нм, что необходимо для последующего расчета содержания феофитина.

¹ В разных методических руководствах иногда даются длины волн (нм) 664, 665 вместо 663, а также 647 вместо 645. Эти различия в области максимумов незначительны и не играют существенной роли.

7.6. Расчет концентрации пигментов

Концентрацию пигментов рассчитывают следующим образом.

1. В значения оптической плотности D_{663} , D_{645} и D_{630} вводят поправку на мутность экстракта D_{750} , на длину кюветы l , на объем экстракта $V_э$, на объем профильтрованной пробы $V_п$ и получают значения истинной оптической плотности E . Формулы получения E аналогичны для всех трех D . Например, для D_{663} формула имеет вид:

$$E_{663} = \frac{D_{663} - D_{750}}{l} \frac{V_э}{V_п}, \quad (1)$$

где значение $V_э$ выражено в мл, $V_п$ — в л, l — в см.

2. Определяют истинную оптическую плотность экстракта после подкисления:

$$E_{663}^к = \frac{D_{663}^к - D_{750}^к}{l}. \quad (2)$$

Концентрацию (C мкг/л) хлорофиллов a , b и c вычисляют на основе истинных оптических плотностей по формулам [104]:

$$C_{хл. a} = 11,64D_{663} - 2,16E_{645} + 0,10E_{630}; \quad (3)$$

$$C_{хл. b} = 20,97E_{645} - 3,94E_{663} - 3,66E_{630}; \quad (4)$$

$$C_{хл. c} = 54,22E_{630} - 5,53E_{663} - 14,81E_{645}. \quad (5)$$

Содержание феофитина a (%) рассчитывают по формуле

$$C_{ф} = \frac{1,7E_{663}^к - E_{663}}{0,7E_{663}} \cdot 100. \quad (6)$$

Пример расчета ($V_п = 10,0$ л, $V_э = 4,2$ мл)

Номер пробы	λ нм	D	$D^к$	Примечание
1	430	0,6198		Длина кюветы 1 см
	630	0,0835		
	645	0,1163		
	663	0,2799	0,2273	
	750	0,0066	0,0050	

$$E_{663} = \frac{0,2799 - 0,0066}{1} \frac{4,2}{10} = 0,1148;$$

$$E_{645} = \frac{0,1163 - 0,0066}{1} \frac{4,2}{10} = 0,0460;$$

$$E_{630} = \frac{0,0835 - 0,0066}{1} \frac{4,2}{10} = 0,0323;$$

$$E_{663}^к = \frac{0,2273 - 0,005}{1} \frac{4,2}{10} = 0,0934.$$

Рассчитываем концентрации хлорофиллов, мкг/л:

$$C_{\text{хл. } a} = 11,64 \cdot 0,1148 - 2,16 \cdot 0,0460 - 0,10 \cdot 0,0323 = 1,2401;$$

$$C_{\text{хл. } b} = 20,97 \cdot 0,0460 - 3,94 \cdot 0,1148 - 3,66 \cdot 0,0323 = 0,3941;$$

$$C_{\text{хл. } c} = 54,22 \cdot 0,0323 - 5,53 \cdot 0,1148 - 14,81 \cdot 0,0460 = 0,4352.$$

Концентрация феофитина

$$C_{\text{ф}} = \frac{1,7 \cdot 0,0934 - 0,1148}{0,7 \cdot 0,1148} \cdot 100 = 0,55 \cdot 100 = 55 \%$$

Расчет пигментного индекса

$$\frac{D_{430}}{D_{663}} = \frac{0,6198}{0,2799} = 2,21,$$

где D_{430} и D_{663} — оптические плотности экстракта (без поправки на мутность) на длинах волн соответственно 430 и 663 нм.

Полученные результаты записывают в таблицу по форме, указанной в приложении 7.2.

ПРИЛОЖЕНИЕ 7.1

ПРИБОРЫ, ОБОРУДОВАНИЕ, МАТЕРИАЛЫ, РЕАКТИВЫ

1. Батометр для отбора проб (1—10 л)
2. Специальный фильтр Зейтца (рис. 1)
3. Вакуумный насос
4. Спектрофотометр (СФ-10, СФ-14, СФ-16, СФ-46, «Спекол»)
5. Центрифуга (не менее 6000 об/мин)
6. Темные канистры для хранения отобранных проб (1—10 л)
7. Эксикатор (темный)
8. Холодильник для хранения фильтров с осадком
9. Скальпель, пинцет малый
10. Гомогенизатор для размельчения осадка
11. Мерные пробирки (10—20 мл)
12. 90 %-ный раствор ацетона
13. Раствор $MgCO_3$
14. Силикагель (NaOH, натронная известь)
15. Соляная кислота 0,5 %-ная
16. Шланг резиновый (диаметром 10 мм)
17. Мембранные фильтры
18. Пипетки на 1 мл, 5 мл, 10 мл

ПРИЛОЖЕНИЕ 7.2

ФОРМА ЗАПИСИ ПРИ ОПРЕДЕЛЕНИИ ПИГМЕНТОВ ФИТОПЛАНКТОНА

	Дата отбора пробы								
	Номер станции								
	Горизонт отбора								
	Время отбора								
	Объем пробы, л								
	Объем экстракта, мл								
	D_{430}								
	D_{630}								
	D_{645}								
	D_{663}								
	D_{663}^k								
	D_{750}^k								
	<table border="1"> <tr> <td colspan="3">Содержание</td> </tr> <tr> <td>а</td> <td rowspan="2">хлорофилл, мг/л</td> <td rowspan="2">с</td> </tr> <tr> <td>в</td> </tr> </table>	Содержание			а	хлорофилл, мг/л	с	в	феофитин, %
Содержание									
а		хлорофилл, мг/л	с						
в									
	$C_{хл. а} / C_{хл. с}$								
	Пигментный индекс D_{430} / D_{663}								

Глава 8. МОНИТОРИНГ ВЫСШЕЙ ВОДНОЙ РАСТИТЕЛЬНОСТИ

Важное место в контроле качества вод занимают наблюдения за состоянием высшей водной растительности, которая чутко реагирует на изменение окружающей среды. При антропогенном воздействии на водоемы могут изменяться видовой состав, биомасса и продукция растений, возникать морфологические аномалии, происходить смена эдификаторов. Поэтому при контроле качества воды и донных отложений следует учитывать видовой состав высших водных растений, их обилие, фитомассу, экологические формы растений, продолжительность фенофаз и проективное покрытие [1].

Значение высшей водной растительности очень велико при рекогносцировочном гидробиологическом осмотре водных объектов, проводимом с целью экологически обоснованного размещения постоянных пунктов контроля загрязнения [24]. Приступая к рекогносцировочному гидробиологическому обследованию водоема или водотока, исследователь прежде всего должен обращать внимание на водные растения, которые либо возвышаются над водой, оконтуривая берега непрерывной или прерывистой полосой различной ширины, либо пронизывают толщу воды. Видимые глазом зеленые растения называются макрофитами. Нередко этот термин отождествляется с понятием «высшие водные растения». Но это не совсем точно, так как к макрофитам наряду с цветковыми и высшими споровыми растениями относятся и харовые водоросли.

В данной главе кратко рассматриваются основные особенности развития водных растений и строения их сообществ и приводятся основные методы их изучения. В приложении 8.1 дана характеристика наиболее распространенных водных растений. Более подробно с методикой полевого изучения водных растений и обобщения собранных материалов можно познакомиться в книге В. М. Катанской [157].

8.1. Биологические особенности высших водных растений

8.1.1. Эколого-биологические группы (биоморфы)

Водные растения по-разному связаны с водной средой. По отношению к водному фактору: гидрофиты — настоящие водные растения, полностью или большей своей частью погруженные в воду, гигрофиты — растения избыточного увлажнения — и мезогигрофиты — растения достаточного (среднего) увлажнения. Переходной группой между гидрофитами и гигрофитами являются

гидрогигрофиты, или гелофиты — водно-болотные (земноводные) растения, которые населяют как акватории, так и сырые берега.

Влаголюбивые растения — гигрофиты, а часто и мезогигрофиты — являются обычными компонентами растительных сообществ прибрежной зоны. Они широко развиты на озерных сплави-нах, на заболоченных и сильно увлажненных (мокрых) низменных участках берегов, где линия уреза воды часто бывает неясна, на кочках или прямо в воде на небольшой глубине среди зарослей растительности у берега. Целый ряд гигрофитов, например омежник водяной (*Oenanthe aquatica*), некоторые осоки (*Carex rostrata*, *C. vesicaria*), клубнекамыш морской (*Bolboschoenus maritimus*), могут образовывать в водных условиях хорошо выраженные устойчи-вые ценозы.

Во флоре водоемов территории бывшего СССР насчитывается около 400 видов высших водных растений [183]. К флоре водое-мов в этом списке относятся прежде всего настоящие водные рас-тения — гидрофиты, затем водно-болотные (земноводные) расте-ния — гелофиты, постоянно растущие в воде, и, наконец, те из влаголюбивых растений-гигрофитов, которые обитают среди зар-ослей гелофитов, в приурезовой полосе водоемов, на сплавинах, мокрых и заболоченных берегах водоемов или в воде. Таким об-разом, к собственно флоре какого-либо водоема относятся гидро-фиты, гелофиты и те из гигрофитов, которые в воде дают устой-чивые, длительно существующие группировки. Поэтому в общем списке флоры водоема желательнее иметь два отдельных списка: список водной флоры, включающий гидрофиты и гелофиты, и спи-сок его гигрофильной флоры.

Водные растения являются вторичноводными организмами — приспособившимися к жизни в водной среде наземными расте-ниями. Их виды относятся к 56 семействам, отдаленным в систе-матическом отношении друг от друга. Многие из них широко рас-пространены, а некоторые являются космополитами. В основном это корневищные многолетники, отличающиеся достаточно широ-кой экологической амплитудой. Они растут в водной среде, но могут существовать также на суше, в наиболее сырых местах. Од-нолетних видов среди водных растений сравнительно мало. Боль-шинство водных растений цветет и плодоносит над водой. Кроме генеративного способа размножения, часто подавленного, у них широко развито вегетативное размножение при помощи корневищ, частей стеблей, почек и т. д. Некоторые из них размножаются только вегетативным путем.

Водные растения по морфологическим признакам (формам роста) и эколого-биологическим особенностям, выработавшимся у них в процессе приспособления к жизни в водной среде, объеди-няются в экологические группы (по вопросу наименования групп в литературе идет дискуссия, и здесь вопросы терминологии обсу-ждаться не будут).

В экологическом отношении состав флоры водоемов неодноро-ден. Если положить в основу классификации два основных при-

знака — связь с водной средой и связь с грунтом, то можно различать следующие эколого-биологические группы растений.

1. Растения, погруженные в воду (гидатофиты):

а) укореняющиеся: элодея (*Elodea*), большинство видов рдеста (*Potamogeton*), наяда (*Najas*), полушник (*Isoetes*), уруть (*Myriophyllum*) и др.;

б) неукореняющиеся: виды роголистника (*Ceratophyllum*), виды пузырчатки (*Utricularia*), ряска трехдольная (*Lemna trisulca*) и др.

2. Растения с плавающими листьями или другими вегетативными органами (нейстофиты):

а) укореняющиеся: виды кувшинки (*Nymphaea*) и кубышки (*Nuphar*), горец земноводный (*Polygonum amphibium*), водяной орех (*Trapa*), некоторые виды рдеста (*Potamogeton natans*, *P. nodosus*, *P. gramineus*) и др.

б) неукореняющиеся: виды ряски (*Lemna minor*, *L. gibba*), многокоренник (*Spirodela*), водокрас (*Hydrocharis*) и др.

3. Воздушно-водные растения (гелофиты): виды камыша (*Scirpus*), рогоза (*Typha*), тростянка (*Scolochloa*), манник (*Glyceria*), хвощ приречный (*Equisetum fluviatile*) и др. Некоторые представители этой группы, например тростник (*Phragmites*), обладают широкой экологической амплитудой и могут существовать не только в воде, но и на влажных наземных местообитаниях. Многие гелофиты имеют не только надводную форму, но и плавающую, а иногда и погруженную (виды стрелолиста (*Sagittaria*), ежеголовника (*Sparganium*), частухи (*Alisma*) и др.).

4. Растения преимущественно переувлажненных мест обитания (мокрых лугов, болот), которые часто встречаются в прибрежных частях водоемов (гигрофиты и мезогигрофиты): виды осоки (*Carex*), калужница (*Caltha*), наумбургия (*Naumburgia*), жербенник иволлистный (*Lythrum salicaria*), вербейник обыкновенный (*Lysimachia vulgaris*) и др. Группа очень разнородна, многочисленна, по экологии занимает промежуточное положение между водными и сухопутными растениями и является постоянным компонентом растительного покрова любого водоема. Резкой границы между гигрофитами и гидрофитами нет, она как бы размывается группой гелофитов, нет четких границ также между погруженными, плавающими и возвышающимися растениями, поскольку и здесь существует много переходных форм.

В работах, связанных с практическими задачами (мелиорацией, рыбоводством, охотничьим хозяйством и т. д.), довольно часто встречается разделение водных растений на жесткие и мягкие (жесткая и мягкая растительность). К жестким растениям относят главным образом надводные виды, имеющие грубые стебли, такие как тростник (*Phragmites*), рогоз (*Typha*), камыш (*Scirpus*), а к мягким — плавающие растения с плавающими листьями и погруженные растения с мягкими гибкими стеблями: виды рдеста (*Potamogeton*), урути (*Myriophyllum*), кувшинки (*Nymphaea*), кубышки (*Nuphar*) и др.

При названии экологических групп водных растений употребляются термины: подводные, наводные и надводные. Термины эти, будучи близки по звучанию и написанию, при перепечатке часто путаются. Такие случаи в литературе отмечены, поэтому вместо термина «наводные» будем употреблять «плавающие».

8.1.2. Распределение растительности в водоемах

Состав, степень развития и размещение растительности в водоеме обусловлены неоднородностью экологических условий в различных частях водоема и подчиняются определенным закономерностям. Наиболее важными условиями (факторами), определяющими указанные характеристики растительности в естественных и искусственных водоемах разных географических зон, можно считать следующие: морфологические особенности водоемов (размеры, глубину, в водохранилищах — размеры и глубину озеровидной части, изрезанность берегов — наличие заливов и защищенных мест, наличие мелководных участков с глубиной 2,5—3 м, уклоны дна), оптические свойства водных масс (прозрачность и цвет воды), динамические факторы (колебания уровня, волноприбойное движение, течения), химические факторы (химический состав воды, содержание биогенных элементов, концентрацию водородных ионов рН, газовый режим), донные отложения (механический и химический составы), температуру воды, степень проточности водоема, затененность (облесенность) берегов и другие факторы. Для формирования растительности водохранилищ важное значение имеет наличие зачатков водной растительности на затопленной территории и колебания уровня вод водохранилища. Большое влияние на растительность водоемов оказывает также деятельность человека, в особенности загрязнение стоками различных производств, химизация лесной промышленности и сельского хозяйства, строительство животноводческих комплексов вблизи водоемов и на их берегах. На указанное обстоятельство в настоящее время необходимо обращать самое пристальное внимание при исследованиях и стремиться выявлять растения-индикаторы и сообщества-индикаторы, указывающие на ту или иную степень антропогенного эвтрофирования или другого типа загрязнения.

Кратко рассмотрим влияние, оказываемое некоторыми из вышеперечисленных факторов на распределение и формирование растительности в водоемах.

Степень зарастания водоемов во многом зависит от их морфологии. Благоприятные условия для развития водной растительности почти всегда создаются в небольших мелководных водоемах и в крупных с сильно изрезанными берегами, заливами, защищенными от ветра и волнения, мелководной и отлогой литоралью с постепенным нарастанием глубины от берега. Неблагоприятны условия для существования растений в крупных, а также в больших глубоких водоемах, которые имеют открытые слабоизре-

занные берега, узкую полосу литорали и крутые уклоны дна в прибрежной части.

На морфологию водоемов необходимо всегда обращать особое внимание при прогнозировании зарастания существующих и вновь сооружаемых водоемов — водохранилищ, прудов, каналов и других водных объектов.

От прозрачности и цвета воды зависит количество и качество проникающих в глубь водной массы световых лучей, необходимых для нормальной жизнедеятельности растений. Глубина, на которую распространяются растения, зависит от глубины проникновения света. Такие виды гелофитов, как тростник, рогоз узколистный (*Typha angustifolia*), тростянка овсяницевая в водоемах растут обычно не глубже 2—2,5 м, иногда 3 м. Растения, невысоко поднимающиеся над водой, — стрелолист обыкновенный (*Sagittaria sagittifolia*), частуха подорожниковая (*Alisma plantago-aquatica*), некоторые виды ежеголовника (*Sparganium*) — обитают, как правило, у берегов на глубинах до 1 м. Коренящиеся растения, имеющие плавающие на поверхности воды листья: кувшинка чистобелая (*Nymphaea candida*), кубышка желтая (*Nuphar lutea*), рдест плавающий, горец земноводный (*Polygonum amphibium* f. *aquaticus*) и погруженные в воду, цветущие над водой — рдест блестящий (*Potamogeton lucens*), рдест пронзеннолистный (*P. perfoliatus*), уруть колосистая (*Myriophyllum spicatum*) — в водоемах с достаточно высокой прозрачностью воды обычно заходят в воду не глубже 3—4 м, в особенности растения с плавающими листьями. То же относится к растениям, цветущим и плодоносящим под водой — роголистнику погруженному (*Ceratophyllum demersum*), полушнику озерному (*Isoetes lacustris*), — и растениям, размножающимся только вегетативным путем — элодее канадской (*Elo-dea canadensis*). В отдельных случаях полушник и элодея спускаются на глубину 8—12 м, а харовые водоросли — до 30 м. В водоемах с низкой прозрачностью воды погруженные растения почти отсутствуют. С прозрачностью воды в сильной степени связано флористическое разнообразие макрофитов в водоеме, в первую очередь состав группы погруженных в воду растений. Чем прозрачнее в водоемах вода, тем богаче их флора и разнообразнее растительные сообщества.

Увеличение трофности водных масс, в том числе и при антропогенном эвтрофировании водоемов, приводит к появлению в них ряда отсутствовавших ранее видов плавающих растений, а в некоторых случаях и к их обильному развитию.

Начиная от линии берега по направлению к глубине водная растительность располагается определенными поясами растительных сообществ, закономерно сменяющимися друг друга, т. е. ее распределение в водоеме имеет зональный характер. Эта зональность обусловлена увеличением глубин. Полная зональная классификация включает пять зон, однако не в каждом водоеме все они полностью выражены. Начиная от берега зоны располагаются в следующем порядке (рис. 8.1).

Зона низких и средневысоких надводных растений занимает пространство от уреза воды до глубины 0,5—0,75 м. Она представлена зарослями хвоща речного, различных видов осок, стрелолиста, частухи, сусака и других водно-болотных относительно невысоких растений. В этой зоне нередко присутствуют и гигрофиты.

Зона высоких надводных растений распространяется от глубины 0,5—0,75 м до глубины 1,5—2 м. Для нее типичны сообщества тростника, рогоза, камыша озерного (*Scirpus lacustris*), тростянки овсяницевой и других крупных гелофитов.

Зона плавающих растений располагается от края зоны высоких надводных растений до глубины 2,5—3 м. Для нее характерны

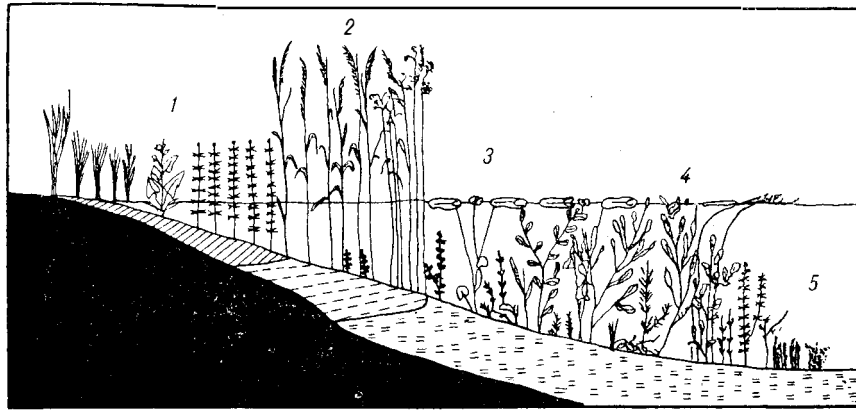


Рис. 8.1. Зональное распределение растительности в литеральной зоне водоема.

1 — низкие надводные растения (осоки, хвощ); 2 — высокие надводные растения (тростник, камыш); 3 — растения с плавающими листьями (кувшинки, кубышки); 4 — высокие погруженные растения (широколистные рдесты, уруть); 5 — низкие погруженные растения (водяные мхи, полушник).

сообщества кубышек, кувшинок, рдеста плавающего и некоторых других гидрофитов.

Зона высоких погруженных растений располагается вслед за предыдущей до глубины 3—3,5 м. Эта зона слагается сообществами крупных рдестов — рдеста блестящего, рдеста пронзеннолистного, а также урути колосистой (*Myriophyllum spicatum*) и других погруженных растений.

Зона низких (придонных) погруженных растений сменяет зону высоких погруженных растений и простирается до нижней границы распространения растительности. Она наиболее отчетливо выражена в озерах с прозрачной водой и представлена сообществами полушника озерного, лобелии Дортманна, ситняка игольчатого (*Eleocharis acicularis*), элоден канадской, харовых водорослей и некоторыми другими макрофитами. В водоемах с невысокой прозрачностью воды эта зона чаще всего отсутствует. При уменьшении прозрачности воды зоны смещаются на меньшую глубину.

Однако надо отметить, что рассмотренная последовательность зон растительности в водоемах наблюдается далеко не всегда. В большинстве случаев в зависимости от прозрачности воды, крутизны уклонов дна, состава донных отложений и других факторов, в совокупности обуславливающих те или иные условия местообитания в различных участках водоемов, некоторые зоны не развиты совсем или выражены очень плохо. Чередование зон очень хорошо прослеживается у берегов небольших, но глубоких пойменных водоемов, в некоторых заливах больших озер.

В водоемах с заболоченными берегами или расположенных среди болот можно встретить сплавины, надвигающиеся на по-

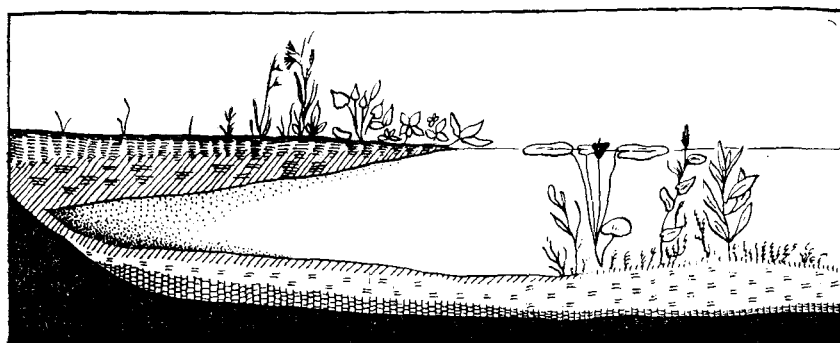


Рис. 8.2. Надвигающаяся сплавина.

верхность водоема с берега. Эти сплавины состоят из переплетающихся стеблей болотных растений, покрытых мхами, поросших осоками, пушицей, вахтой и сабельником и другими видами растений. У края сплавины встречаются растения с плавающими листьями, а нередко и погруженные растения (рис. 8.2).

Для определения и развития растительности в реках благоприятны те же факторы, которые указаны для озеровидных водоемов. Определяющими в реках являются скорость течения, мутность воды и степень подвижности грунта. В реках, имеющих сильное течение и легко размываемый подвижный грунт, растительность поселяется в заводях, наиболее затишных местах плёсов и проток с ослабленным течением и в какой-то степени закрепленным грунтом. Обычно очень хорошие условия для развития растительности создаются в старицах, речках и ручьях со слабым течением и в дельтах рек.

Ветровое волнение и течение оказывают отрицательное механическое действие на укрепление и дальнейшую жизнь растений. Влияние на растительность минерального и биогенного составов воды и других химических ингредиентов остается еще недостаточно освещенным в литературе. Установлено, что с увеличением солености воды в водоемах значительно обедняется состав растений, почти полностью выпадают плавающие растения.

О приуроченности видов и групп видов водных растений к определенному составу донных отложений известно немного. Установлено, что мягкие, но вязкие илистые отложения, богатые органическими веществами, обычно бывают обильно покрыты растительностью. Песчаные и глинистые, в различной степени заиленные донные отложения также благоприятны для поселения некоторых видов растений и обычно интенсивно зарастают. На рыхлых органических илистых донных отложениях поселяются преимущественно растения с плавающими листьями. Гравийные, галечные, крупнопесчаные, т. е. легкоподвижные грунты, мало благоприятны для развития растительности.

Из физических факторов среды на развитие и состав растительности прибрежной зоны водоемов засушливых областей и водохранилищ гидроэлектростанций оказывают влияние сезонные и годовые колебания уровня воды. Высокие амплитуды колебания уровня воды отрицательно сказываются на развитии растений, особенно погруженных в воду видов.

8.1.3. Состав и строение растительных сообществ водных растений

Фитоценоз, или растительное сообщество, является основной единицей растительности. В геоботанике под фитоценозом понимают, по определению В. Н. Сукачева [330], «...всякую группировку растений, на известном протяжении однородную по составу, структуре и сложению, характеризующуюся также однородным характером взаимоотношений как между растениями, так между ними и средой. Фитоценоз может быть по своей структуре, по систематическому и экологическому характеру слагающих его растений очень сложным, но он остается в пространстве одним и тем же до тех пор, пока его сложение и взаимоотношения всех структурных частей сохраняются такими же».

Различные виды по степени их участия в фитоценозе (в основном в создании фитомассы и проективного покрытия) разделяются на главные и второстепенные: 1) виды-эдификаторы — основные сообщества, определяющие его фитоценозическую среду; 2) виды-спутники — сопутствующие виды (ассектаторы), мало влияющие на создание среды внутри сообщества. Доминантами называются виды, преобладающие (господствующие) в фитоценозе, в его ярусах. В фитоценозе может быть несколько видов-доминантов. Второстепенные доминанты и эдификаторы называются субдоминантами и субэдификаторами.

В вертикальной структуре водных растительных сообществ различаются три основных яруса:

1) надводный с подъярусами по высоте: высоких, средневысоких и низких надводных растений (трав), т. е. растений соответственно первой, второй и третьей величины;

2) плавающий — из растений, плавающих и с плавающими листьями;

3) подводный с подъярусами по высоте: высоких, средневысоких и низких придонных растений (трав).

Ярус плавающих растений обозначается нулем, подъярусы надводного яруса — цифрами 1, 2 и т. д., а подъярусы подводного яруса — цифрами со знаком минус: —1, —2 и т. д.

Растительные сообщества водных растений обычно слагаются небольшим числом видов, часто только одним видом. В этом случае развиваются одноярусные фитоценозы зарослевого характера или, как их часто называют, заросли.

Просто устроенные маловидовые сообщества достаточно широко представлены среди всех групп водных растений, а в водоемах с низкой прозрачностью воды они преобладают над сложно устроенными сообществами. В водоемах с высокой прозрачностью воды, кроме одновидовых одноярусных ценозов, встречаются расчлененные на несколько ярусов ценозы с одним или несколькими доминирующими видами, к которым примешивается большое количество сопутствующих видов.

В основу большинства эколого-фитоценологических классификаций, применяемых исследователями водной растительности, положены принципы, разработанные А. П. Шенниковым для классификации лугов, т. е. для сообществ, наиболее близких к группировкам макрофитов. Шенников [369, 370] предложил следующий классификационный ряд: ассоциация — группа ассоциаций — формация — группа формаций — класс формаций — тип растительности; ассоциация, формация и тип растительности являясь основными классификационными единицами.

Ассоциация является низшей таксономической единицей растительности. В ассоциацию объединяются фитоценозы, сходные по составу доминантов и сопутствующих видов, строению и другим признакам, а также по взаимоотношениям между растениями и между растениями и средой. Названия ассоциаций составляются на русском и, согласно международным правилам, на латинском языках. Ассоциация именуется по господствующим в ней видам одного или нескольких ярусов. В русском варианте название второстепенного вида ставится на первое место, а главного — на второе (например, ассоциация тростниково-рогозая, или ассоциация рогоза с участием тростника).

При составлении латинских названий ассоциаций широко используются два способа. При первом способе название ассоциации состоит из существительного (названия основного вида — на первом месте) и прилагательного (названия второстепенного вида — на втором месте). В этом случае к корню родового названия главного вида (окончание отбрасывается), прибавляется суффикс *etum*, а к корню родового названия второстепенного вида (стоит на втором месте) — суффикс *osum* (например, *Typhetum phragmitosum*). Если ассоциация слагается только одним видом, то при составлении ее названия берется родовое название растения (ко-

рель слова) с окончанием *etum* и к нему обычно прибавляется его видовое название (например, ассоциация *Phragmitetum australis* — ассоциация тростника обыкновенного, или ассоциация *Phragmitetum australis purum* — ассоциация тростника обыкновенного чистая).

При втором способе название ассоциации составляется из обычных ботанических наименований (т. е. родового и видового) доминирующих растений. При этом эдификаторы и доминанты одного яруса соединяются знаком «+», а разных ярусов знаком «—». Это правило никогда не надо забывать и не соединять доминанты разных ярусов знаком плюс (например, ассоциация *Phragmites australis + Typha angustifolia*, ассоциация *Typha angustifolia — Nuphar lutea — Potamogeton lucens*). Правила составления названий ассоциаций рассматриваются в работах В. В. Алехина [39], А. П. Шенникова [372].

8.2. Инструменты и приборы для сбора и количественного учета водной растительности

8.2.1. Инструменты для качественного сбора растений

Для доставания растений со дна при глубине воды, не превышающей 2—3 м, используются водяные грабельки трех- и шести-зубцовые (рис. 8.3). Трехзубцовые имеют поперечную планку длиной 13 см, три зубца длиной 16 см (зубцы загнуты примерно

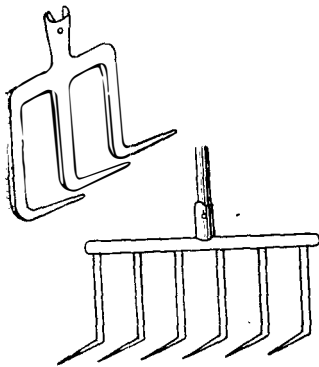


Рис. 8.3. Водяные грабельки.

на треть своей длины) и втулку для шеста. Шестизубцовые грабельки имеют поперечную планку 0,5 см толщиной, 1,5 см шириной и примерно 15 см длиной. Вместо планки может употребляться железная трубка около 1 см в диаметре. К планке на расстоянии друг от друга 2,5 см прочно привариваются зубцы и втулка для шеста. Шест для грабелек должен быть ровным и гладко оструганным. Длина шеста выбирается в зависимости от предельной глубины распространения растений, но не более 4 м. Одеваются грабельки обязательно на толстый конец шеста. Указанные размеры грабелек условны, их можно изменять.

Грабельки удобны для добывания всех погруженных видов растений, а также некоторых видов с плавающими листьями. Приемы обращения с ними просты, но требуют некоторой сноровки, особенно при работе на больших глубинах. Работа грабельками с лодки производится или при неподвижном ее состоянии, или на очень тихом ходу. Удобнее работать с кормы лодки. По-

лезно нанести на шест метки с интервалом 0,20—0,25 м, в таком случае можно измерить и глубину.

Для добывания донной растительности с глубины, превышающей 2,5—3 м, применяются инструменты, привязывающиеся к длинной веревке, с помощью которой их можно волочить по дну. Длина веревки при этом должна в 5—6 раз превышать глубину, на которой производится работа.

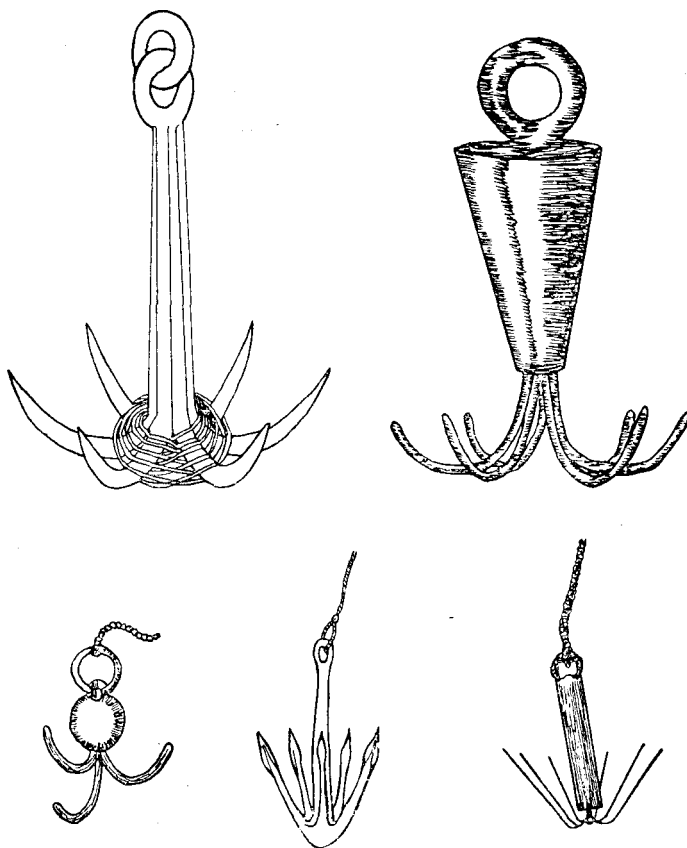


Рис. 8.4. Якорьки-кошки.

Якорьки-кошки — это небольшого размера якорьки (10—15 см в высоту вместе с петлей) с различным числом зубцов (3—10) и массой 0,5—1 кг (рис. 8.4). Зубцы могут быть разной длины, длинные должны чередоваться с короткими. Для лучшего удерживания растений на якорьке рекомендуется на зубцы наматывать проволоку или веревку.

Для добывания растений со дна на больших глубинах можно также воспользоваться мотком колючей проволоки с грузом, который волочат по дну на веревке, а также драгами различных конструкций.

Драга Раменского имеет овальной формы раму с мешком (рис. 8.5). Рама изготавливается из железной полосы шириной 5—7 см. Длина рамы 35 см, ширина в средней части 20 см. К ее узким сторонам прикрепляется ручка высотой около 15 см с петлей для привязывания веревки. Около места прикрепления ручки к раме приделываются специальные стерженьки-упоры, позволяющие ручке колебаться лишь в пределах 45°. На нижней стороне рамы имеются отверстия для прикрепления мешка из редкой ткани. К верхней стороне рамы можно приварить зубцы длиной 3—3,5 см, несколько отогнутые наружу.

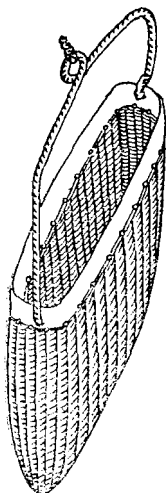


Рис. 8.5. Драга Л. Г. Раменского.

8.2.2. Инструменты и приборы для количественного сбора и учета растений

Для количественного сбора растений (т. е. сбора с известной площади) используется ряд конструкций, не являющихся вполне универсальными, в частности мало пригодных для сбора растительных сообществ, которые развиваются на песчано-каменистых и каменистых грунтах. Большинство конструкций довольно успешно применимы только в сообществах погруженных растений, невысоко поднимающихся от дна, хуже — в сообществах высоких погруженных растений и мало пригодны в зарослях растений с плавающими листьями и растений, возвышающихся над водой.

Для количественного учета растительности (для подсчета количества стеблей, определения проективного покрытия и взятия укосов) в сообществах всех групп растений широко используются различной формы рамы площадью 1; 0,5 и 0,25 м² (квадратные, прямоугольные, круглые). Они изготавливаются из дерева, легких металлических (алюминиевых) и пластмассовых труб и других легких материалов.

Деревянные рамы (рис. 8.6) делаются из реек шириной 2—5 см и толщиной 1,5—2 см. Длина реек при площади 1 м² у квадратной рамы равна 1 × 1 м, у прямоугольной — 2 × 0,5 м; при площади 0,5 м² у прямоугольной — 1 × 0,5 м, а при площади в 0,25 м² у квадратной — 0,5 × 0,5 м. При изготовлении рам из реек надо учитывать размер угловых сочленений. Рейки окрашиваются белой

масляной краской и размечаются черной краской через 5 или 10 см. Кроме того, на рейках в местах меток можно приделать маленькие скобочки для натягивания веревок масштабной сетки.

Для легкой транспортировки рамы делаются разборными полностью или частично или складными. Удобна разборная рама из

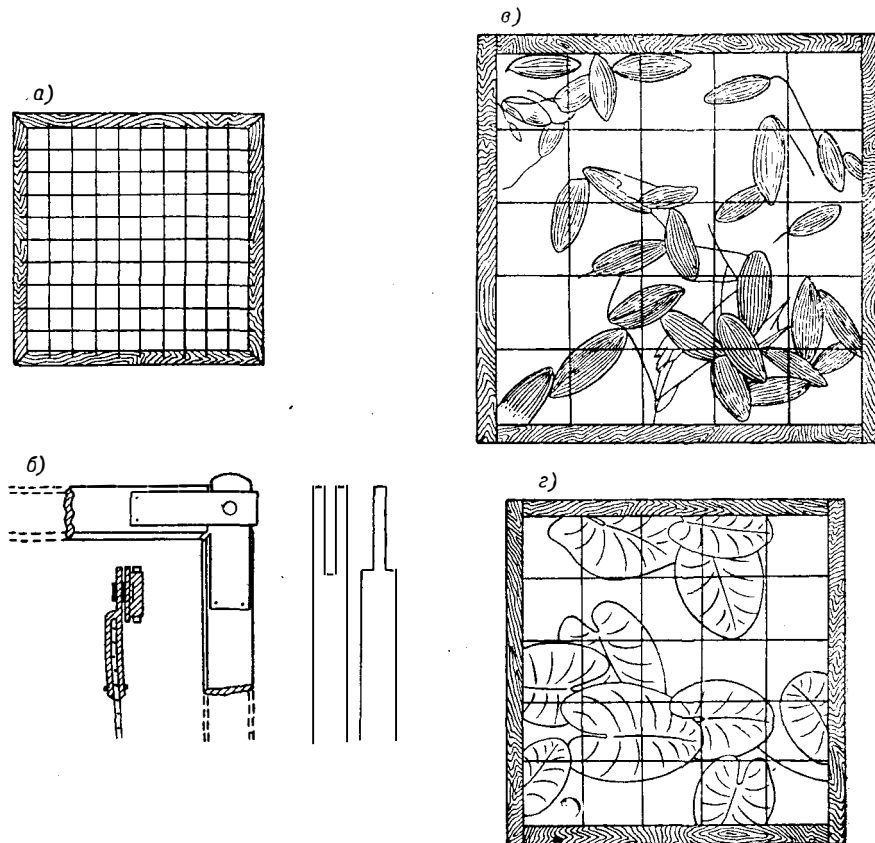


Рис. 8.6.

а — деревянная рама с натянутой масштабной сеткой; б — способы сочленения реек в углах; в, г — зарисовка покрытия поверхности воды листьями рдеста плавающего (в) и кубышки желтой (г).

гимнастических палок (длиной по 105 см), сделанных из плавучих пластмассовых материалов. Соединяют палки путем продевания их в хомутики, скрепленные под углом, или другим способом. Такая рама не разбухает в воде, как деревянная, и хорошо держится на плаву.

При всех видах количественного учета — выборке и срезании растений для расчета фитомассы, подсчете численности, зарисовках, определении проективного покрытия и т. д. — в различных

типах растительных сообществ приходится пользоваться разными приемами установки рамы.

При ручном сборе в сообществах мелких придонных растений на небольших глубинах (0,2—0,3 м) рама опускается на дно и накладывается на сообщество. В сообществах погруженных, плавающих и невысоко поднимающихся над водой (до 1 м) растений рама также накладывается сверху и в плавучем состоянии на поверхности воды прочно укрепляется с двух противоположных углов (по диагонали) специальными шестами (рис. 8.7).

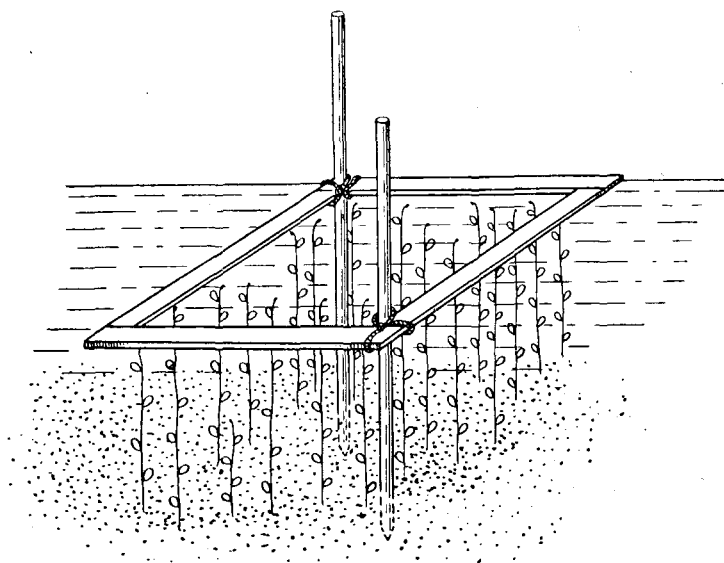


Рис. 8.7. Укрепление рамы перед выкашиванием растений.

В сообществах высоко поднимающихся над водой растений раму сверху накладывать нельзя. Нужно брать разборную раму и «вкладывать» или «вставляя» ее в травостой сбоку. Делается это таким образом. Две стороны рамы (рейки) скрепляются под углом. Затем одна из них просовывается между стеблями растений на расстояние, несколько меньшее ее длины. После этого рейку начинают поворачивать, пропуская ее между стеблями и как бы окружая растения. Когда один угольник встанет на место, ограничивая две стороны площадки, к нему приставляется второй угольник, ограничивающий уже полностью площадку. Вариантов вставления рамы в высокие травостой может быть несколько. Укреплять раму шестами в сообществах надводных растений, как правило, нет необходимости.

Все виды работ с рамой возможны до глубины, не превышающей 2 м. На более глубоких местах учет растительности с помощью рамы ненадежен. Учет и выкашивание растительности на открытых местах водоема нужно делать в тихую погоду. При

ветре и волнении работать с рамой очень трудно, а иногда и невозможно.

При работе на малых глубинах в зарослях, которые слагаются растениями, принадлежащими к разным биологическим группам, удобна двойная прямоугольная рама (рис. 8.8), сделанная по типу рамы, предложенной В. И. Жадиным [139]. При помощи этой рамы можно одновременно вести учет подводных, плавающих и надводных растений.

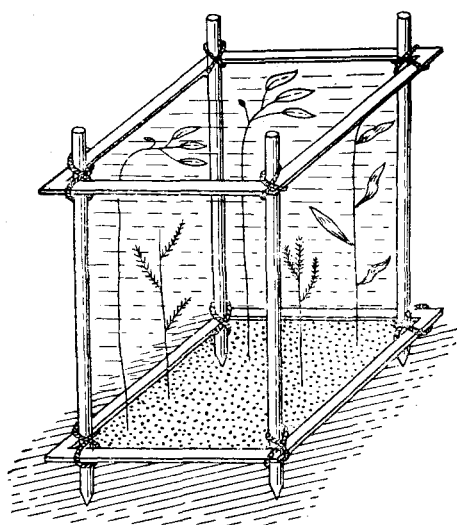


Рис. 8.8. Двойная прямоугольная рама для учета растительности на малых глубинах.

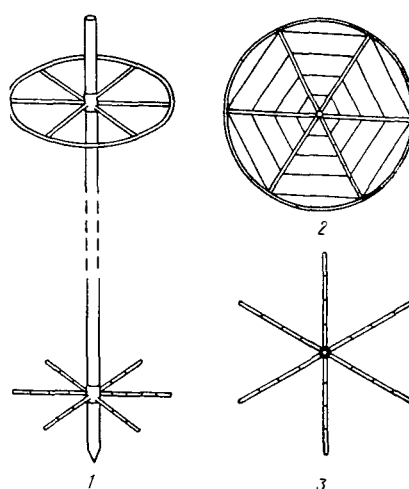


Рис. 8.9. Двойная круглая рама для определения покрытия и встречаемости водных растений.

1 — общий вид рамы; 2 — верхняя муфта с кругом и шнурками, натянутыми между стержнями; 3 — нижняя муфта.

Двойная круглая рама для определения покрытия, встречаемости и численности водных растений [155] состоит из шести (или металлической штанги) с заостренным концом и двух подвижных муфт, укрепляющихся на нем винтами (рис. 8.9). По окружности муфты делается шесть гнезд с винтовыми нарезками, в которые ввинчиваются металлические стержни диаметром 5 мм. При площади учета 1 м^2 длина стержня (радиуса) вместе с радиусом муфты составляет 564 мм, при площади $0,5 \text{ м}^2$ — 399 мм, а при площади $0,1 \text{ м}^2$ — 178 мм. К концам стержней верхней муфты приделывается металлический круг (рама). Для удобства перевозки круг можно сделать съемным. Для лучшей видимости в воде устройство (рама и стержни) окрашивается белой масляной краской.

Порядок работы следующий. На нижнем конце штанги укрепляется рама без наружного круга и устройство погружается в растительное сообщество, при этом необходимо слегка пошевеливать

его, чтобы стержни не приминали растения. Достигнув дна, штанга вдавливается в него. Муфта должна несколько возвышаться над дном. Верхнюю муфту с кругом укрепляют у поверхности воды. Благодаря тому что белые стержни нижней рамы хорошо видны в воде, можно легко подсчитать количество растений в каждом секторе круга, учесть их распределение на площадке у дна. С помощью верхнего круга можно зарисовать покрытие поверхности воды листьями растений над тем же самым участком дна. Учет растений при высокой прозрачности воды может производиться на глубинах до 2—3 м.



Рис. 8.10. Коса с коротким лезвием.

На практике наиболее удобны и употребительны плавучие разборные четырехугольные рамы из синтетических трубок. Рама-ящик конструкции К. В. Доброхотовой [126] приспособлена для количественного учета растений и отбора укосов в растительных сообществах водных растений, развивающихся на мелких местах и на течении (в реках, протоках и т. п.). Площадь прибора составляет 0,25 м². Стенки рамы сделаны из реек длиной 0,5 м, высотой 0,7 м и обтянуты сеткой. Стенки подвижно скреплены парами. На свободных сторонах стенок имеются крючки и петли. На нижней стороне каждой стенки, по углам, прибиты металлические угольники для вдавливания рамы-ящика в грунт. При выборке растений вода и взмученные со дна частицы ила свободно проходят через сетки, которыми затянуты стенки,

а растения остаются внутри рамы. При установке рамы каждая пара скрепленных подвижно стенок опускается отдельно, а затем уже они скрепляются крючками. Верхняя часть стенок должна быть выше поверхности воды. Из рамы растения выбираются руками, а всплывшие — собираются сачком.

При отборе проб для расчета фитомассы используются косы и зарослечерпатели. Коса с коротким лезвием — самое простое и надежное приспособление для срезания растений — изготавливается из обыкновенной косы среднего размера, у которой под углом обрезается конец лезвия и остается кусок длиной от пятки до конца 20—25 см (рис. 8.10). Около пятки лезвие косы скрепляется планкой с втулкой, в которую вставляется шест. Использовать косу с необрезанным концом лезвия не стоит. Ею трудно хорошо выкосить площадку и, кроме того, приподнятый конец лезвия высоко подрезает растения. Скрепление лезвия около пятки со втулкой шеста особой планкой обязательно, иначе при косьбе попавшие в существующий здесь промежуток растения сильно мнутся и рвутся, но не срезаются, а при выкашивании грубых стеблей (особенно тростника) коса в этом месте может

обломиться. Шест берется длинный, гладкий и размечается через 0,25 м. Для удобства работы с лодки на глубоких местах необходимо, чтобы свободный конец шеста, при поставленной на дно косе, возвышался над водой не менее чем на 1—1,5 м. Выкашивание производится мелкими рывками.

Коса предназначена для срезания растений при определении фитомассы методом площадок. Срезать растения косой с учетных площадок можно до глубины 1,5—2,5 м; на более глубоких местах косить очень трудно. Работу на открытых участках водоема необходимо производить только при безветренной погоде.

Зарослечерпатели (зарослевывреза-тели) приспособлены для вырезания определенных площадей и объемов в растительных сообществах. Многие из них используются при гидробиологических исследованиях для количественного учета макрофитов, но пригодны и для ботанических работ. Среди них имеются также приспособления, сконструированные специально для вырезания проб на фитомассу. Обзор различных систем этих приборов имеется в работах [142, 160, 243, 314, 328, 407].

Приведем описание некоторых конструкций зарослечерпателей. Зарослечерпатель А. Н. Липина и Н. Н. Липиной [219] устроен по принципу дночерпателя. Это — металлическая коробка (рис. 8.11), стенки и верх которой обтянуты крупноячейстой сеткой. На нижней стороне коробки подвижно прикреплены ковши, подобные ковшам дночерпателя. Нижние и боковые стороны ковшей, сходящиеся при закрывании прибора, зазубрены и заострены, благодаря чему увеличивается режущая линия и более прочно захватывается несрезанная растительность. Тросики, при помощи которых закрывается прибор, находятся снаружи, на его боковых стенках. Площадь захвата зарослечерпателя 0,1 м², масса 15 кг. Спуск прибора производится или на веревке, или, что легче, со стрелы, установленной на лодке. Зарослечерпатель может использоваться для учета фитомассы зарослей преимущественно погруженных растений как на малых, так и на больших глубинах.

Наиболее широко при исследовании водной растительности применяется зарослечерпатель С. Бернатовича [385, 386]. Он состоит из двух металлических рамок (20 × 40 см), подвижно посаженных на опорной оси с пружиной. В открытом положении (рис. 8.12) они представляют собой квадрат со стороной 40 см. Каждая рамка снабжена зубцами, вырезанными из целого толстого листа металла. На длинных сторонах рамы длина зуба равна

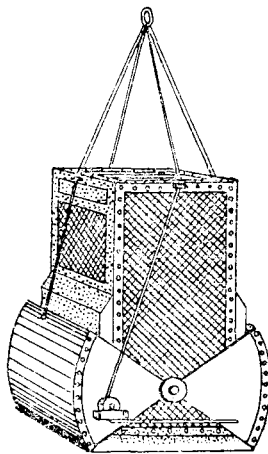


Рис. 8.11. Зарослечерпатель А. Н. и Н. Н. Липиных.

8 см, на коротких сторонах зубья по направлению к опорной оси постепенно укорачиваются. При замыкании прибора зубья одной рамки входят в промежутки между зубьями другой. На оси, соединяющей обе рамки, расположены три сильные пружины. На каждой рамке имеется ручка для открывания прибора. К углам рамки прикреплены цепочки, которые одеваются на болты спускового механизма. Они удерживают прибор в открытом состоянии. Прибор спускается на веревке в открытом виде, замыкается при помощи посыльного груза. Масса прибора 6,5 кг. Площадь квадрата $1/6 \text{ м}^2$. Автор советует после подъема прибора обрезать

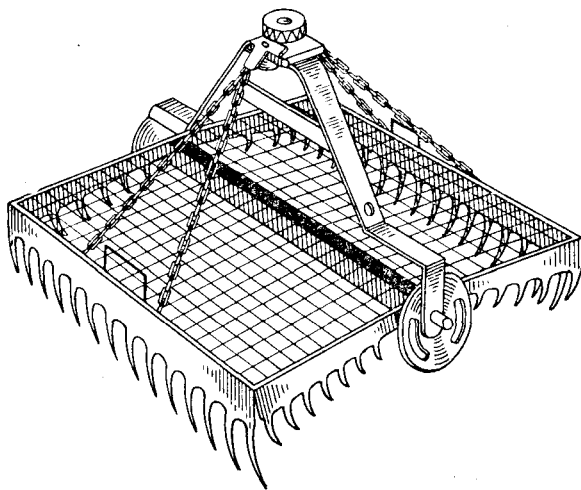


Рис. 8.12. Зарослечерпатель С. Бернатовича.

растения, висящие с боков. Прибор рекомендуется для сбора проб главным образом в сообществах погруженных растений и растений с плавающими небольшими листьями. При работе с растениями, имеющими упругие плохо разрывающиеся корневища, результаты получаются ненадежные. Для того чтобы взять пробу фитомассы с 1 м^2 , надо сделать шесть опусканий прибора.

Наибольшей точности при определении фитомассы погруженных макрофитов можно достичь, используя модернизированный прибор Говарда—Вильямса и Лонгмана [417], который состоит из следующих частей (рис. 8.13): а) режущих ножей — обрезанных концов кос (2 шт.) по 25 см, сваренных вместе; б) набора штанг (6 шт.) из алюминиевой трубки диаметром 30 мм, длиной 150 см, скрепляемых между собой муфтами со шплинтом; в) двух муфт с захватами для подбора скашиваемых растений; г) рукоятки для вращения штанги с ножами; д) опорной пластины; е) направляющего стержня. В зависимости от глубины водоема прибор собирается из 2 штанг и более. Он с лодки опускается в заросли погруженных макрофитов и опорной пластиной упирается в дно. При

вращении прибора вокруг оси происходит срезание растений у дна с площади 0,2 м². Стебли растений подхватываются захватами и наматываются на штанги. Прибор с намотанными растениями извлекается из воды, растения снимаются с прибора и упаковываются в матерчатые мешочки для высушивания и дальнейшей обработки.

Кроме описанных приборов и инструментов при разных видах ботанических работ на водоеме, нужно иметь: сачок из редкой ткани с толстым ободом диаметром не менее 25 см (он служит для вылавливания мелких плавающих растений и всплывших мелких растений или кусков растений при выкашивании или ручной выборке учетных площадок), решето для промывки растений, ножницы, секатор или серп для срезания растений на малых глубинах, весы для взвешивания отобранных укосов. В. Д. Утехин [349] рекомендует для быстрого взвешивания укосов в поле употреблять снегомер весовой, или плотномер ВС-43. Его точность взвешивания составляет 5 г, предельная нагрузка — 1,5 кг. Масса прибора — 3,7 кг. Для измерения высоты растений, ширины зарослей на мелких местах и других работ, связанных с размерными характеристиками растений и их сообществ, надо иметь

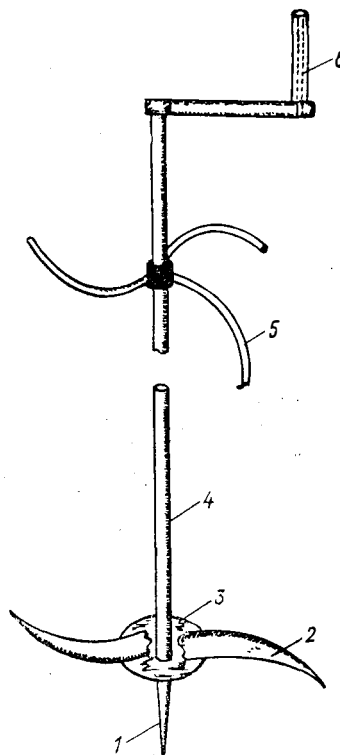


Рис. 8.13. Прибор для количественного сбора подводных макрофитов.

1 — направляющий стержень; 2 — режущие ножи; 3 — опорная пластина; 4 — штанга; 5 — муфта с захватами; 6 — рукоятка.

мерную вилку или штангенциркуль, портновские сантиметры, рулетки (лучше из тесьмы).

Для заворачивания срезанных с учетных площадок растений (чтобы доставить их к месту обработки и хранения) необходимо иметь матерчатые (лучше хлопчатобумажные) или марлевые (двойные) простыни, полиэтиленовую пленку или клеенку. Для сушки укосов необходимы мешки из редкой ткани или марли. Простыни, мешки, пленку или клеенку надо иметь в достаточном количестве и различных размеров. При стандартной ширине марли для мешков наиболее употребительна длина в 1, 0,75 и 0,5 м, но желательно иметь и некоторое количество маленьких мешков. Полиэтиленовая пленка или клеенка нарезаются кусками 1,5—2 м длиной. Такую же длину имеют простыни из двойной марли.

Для сбора растений при описаниях и гербаризации нужно иметь стандартные полиэтиленовые мешки и примерно такого же размера мешки из легко моющейся материи, непромокаемую большую сумку с плоским дном для сбора растений, ботанические прессы (гербарные сетки) и гигроскопичную (можно газетную) бумагу для сушки растений.

8.2.3. Измерение расстояний и прокладка профилей и трансект на воде

Мерный шнур (рис. 8.14) изготавливается из любых тонких веревок и шнуров, в том числе из крученого пенькового шпагата. При правильном способе изготовления (с вымачиванием, растягиванием) шнур из пенькового шпагата при работе на воде не путается, не садится, не растягивается, расстояния между метками

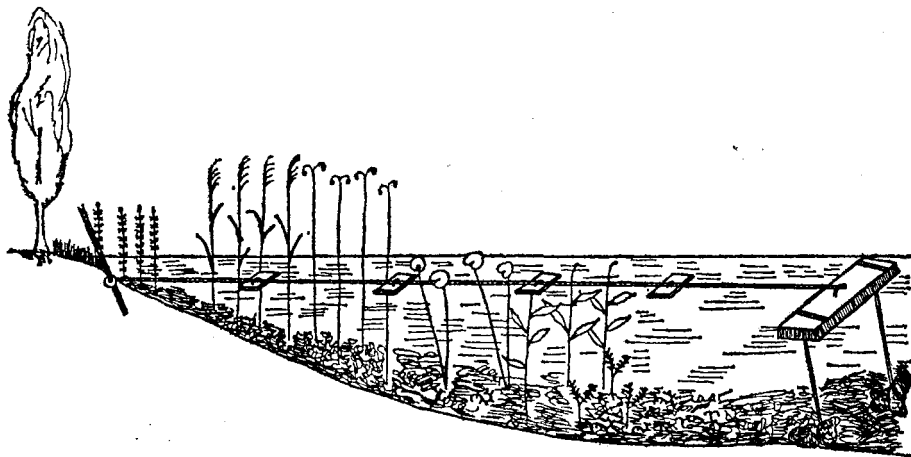


Рис. 8.14. Общий вид мерного шнура в натянутом состоянии.

в сухом и мокром виде одинаковы. Разметку шнура удобно делать тряпочками или флажками черного, белого, синего и красного цветов. Черными обозначают нечетные деления, белыми — четные, синими — каждую пятую, красными — каждую десятую отметки.

После употребления пеньковый мерный шнур и шнуры не из синтетических материалов необходимо разматывать и просушивать, иначе они сгниют. Веревки и шнуры из синтетических материалов (крученые и плетеные) требуют меньшего ухода, они не гниют, после употребления их не требуется каждый раз разматывать. Большим недостатком синтетических шнуров является то, что при намокании они очень сильно растягиваются. Это надо учитывать при измерении расстояний. Для изготовления мерного шнура из синтетических материалов лучше употреблять тонкий литой шнур (похож на тонкий провод, имеется в продаже под названием «бельевая веревка»).

Мерный шнур должен иметь длину около 250—300 м и состоять из нескольких кусков (отрезков) по 40—50 м каждый, которые на концах сцепляются карабинами.

При растягивании шнура на водоеме во время прокладки профилей к нему через каждые 20 м прикрепляются карабинами или привязываются поплавки из пенопласта или любого другого легкого материала (можно использовать деревянные дощечки, выкрашенные белой или красной масляной краской) со скобкой, сделанной на одной из сторон поплавок для прикрепления шнура. Поплавки можно не отцеплять от шнура в продолжение всей работы (40- или 50-метровые отрезки шнура наматывают на поплавки).

На маленьких водоемах (прудах, небольших озерах, речках) растяжка шнура производится с берега на берег и больших затруднений не вызывает. На крупных водоемах шнур прокладывается на зарастающем мелководье несколько дальше границы распространения растений. Разметку шнура лучше производить в направлении с воды на берег.

Установив с помощью грабелек или драги границу распространения растений и отъехав от нее к середине водоема на 15—20 м, укрепляют на двух якорях или на крупных угловатых камнях конечный поплавок — буй. Буй можно сделать из сухого соснового, а лучше елового, круглого полена, к которому с двух сторон приделано по кольцу для прикрепления веревки и шнура, или из толстой сухой доски длиной около 1,5 м, шириной 0,25 м, у которой на концах вырезаны пазы для привязывания якорных веревок, а на середине одной из плоскостей прибита скоба для привязывания шнура. В качестве буя можно использовать камеры от колес автомобиля и другие материалы.

После того как установлен конечный поплавок, к нему прикрепляют шнур, берут нужное направление на берег и при медленном движении лодки начинают разматывать шнур. В тот момент, когда на воду опускается очередной поплавок или сцепляются шнуры, лодка обязательно затормаживается. В ветреную погоду и на течении при растягивании шнура на большое расстояние получается дуга, направленная в сторону движения воды или ветра, поэтому время от времени следует прекращать роспуск шнура и, не останавливая лодки, подтягиванием шнура выравнивать поплавки. На берегу шнур прочно привязывают. Он должен сверху лежать на поплавках, в том числе на конечном поплавке (рис. 8.14).

Если мелководье обширное и полоса растительности простирается более чем на 250 м, делается несколько перекидок шнура. Оба конца шнура в этом случае укрепляются на буях. Также перекидками шнура проводится профиль через широкий мелководный водоем, на котором растительность распространена по всей акватории. Натягивание шнура на водоеме, особенно во время ветра, требует много времени, но дает хорошие результаты по измерению протяженности зарослей.

8.3. Исследование элементов структуры растительности

8.3.1. Работа на водоемах

При исследовании растительности водоемов прежде всего нужна не особенно большая, устойчивая гребная лодка, в которой можно вставать, ходить и которая может легко двигаться в зарослях растительности и по мелким местам. Моторная лодка или катер необходимы при работе на больших водоемах. Если в распоряжении исследователя имеется только моторная лодка, то при въезде в заросли нужно останавливаться, поднимать мотор и продвигаться далее при помощи шеста или весел, что бывает трудно в густых зарослях. Для работы на мелких местах и в зарослях можно иметь надувную лодку или автомобильную надувную камеру с приклеенным дном и лопаточками для гребли (такими пользуются рыболовы-любители). Ее можно привязывать на длинной веревке к гребной или моторной лодке.

Уключины гребной лодки должны быть такими, при которых в любой момент можно бросить весла, не заботясь о том, что они уплывут. Для облегчения продвижения лодки в зарослях, у берегов и по узким рекам и протокам полезно, кроме весел, иметь шест длиной около 3 м с раздвоенным концом. Шест в ряде случаев может использоваться вместо якоря.

В гребной лодке лучше работать вдвоем, причем занимающемуся описанием растительности необходимо сидеть на корме.

Прежде чем начинать описание и картирование растительности (независимо от степени детальности), рекомендуется сделать рекогносцировочный объезд водоема (или его части) на лодке, обход или объезд на автомобиле по берегу, для того чтобы познакомиться с характером растительности и с основными чертами распределения сообществ. При таком объезде или обходе необходимо вести полевой дневник, наметить характерные участки для дальнейшего более подробного исследования. Без предварительного объезда или обхода исследователь, незнакомый с характером распределения растительности, рискует провести лишнюю работу по детализации участков, которые не представляют особого интереса.

Большую помощь при геоботанических работах на водоемах могут оказать визуальные наблюдения над растительными сообществами и их распределением с самолета и вертолета, а также данные аэрофотосъемки при картировании растительности. При глазомерном картировании с воздуха четко видны границы растительных сообществ. При использовании легких водолазных костюмов с масками и аквалангами данные качественных и количественных сборов получаются более точными, чем при работе с лодки.

Описание и картирование растительности могут производиться одновременно. Они осуществляются путем объезда прибрежной части водоема (если водоем глубокий) и целиком всего водоема (если он мелководный) на лодке (рис. 8.15) с заездами в самые глухие заливчики (к берегу) и за пределы распространения ра-

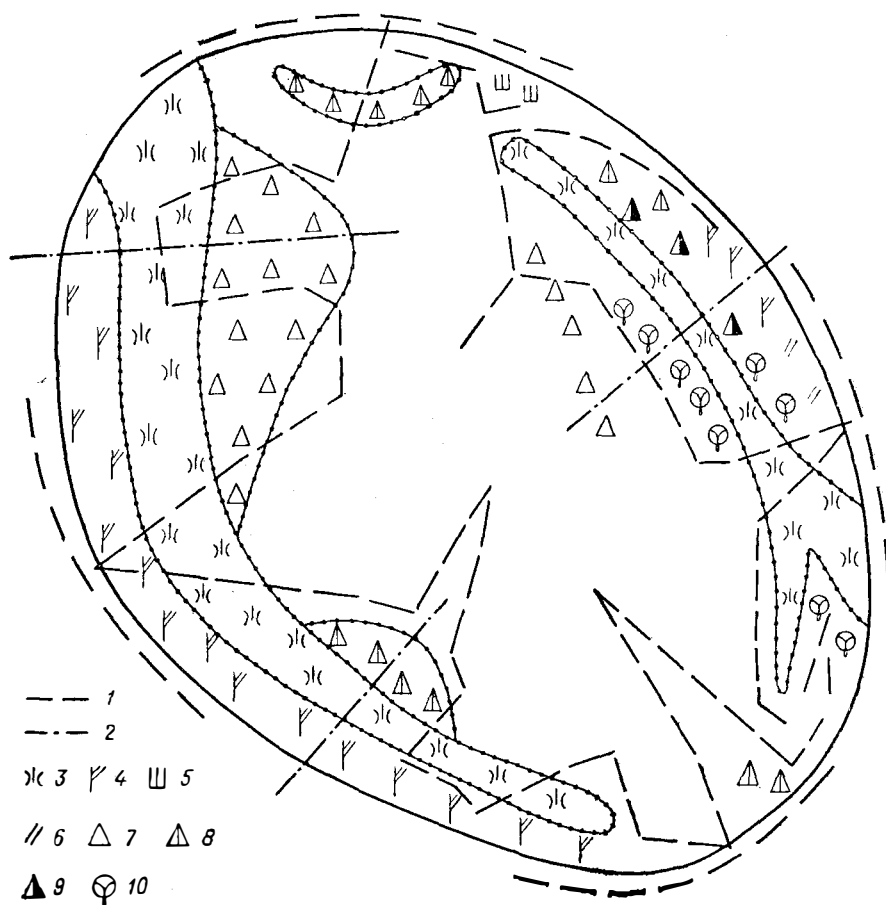


Рис. 8.15. Схема обследования водоема.

1 — ход лодки и ходовая линия по берегу; 2 — линия профиля; 3 — тростник обыкновенный; 4 — тростянка овсяницевая; 5 — ситняг болотный; 6 — частуха подорожниковая; 7 — рдест блестящий; 8 — рдест гребенчатый; 9 — рдест пронзеннолистный; 10 — горец земноводный.

стительности (к центру). Время от времени следует выходить на берег (если это возможно) для знакомства с типом зарастания его прирезовой низменной части, которая может затапливаться в половодье. При объезде с целью выявления состава растительности и установления границы ее распространения по глубине

нужно все время пользоваться водяными грабельками, якорьками, драгами или мотком колючей проволоки на веревке.

Во время такого объезда ведется полевой дневник и делаются остановки для описания растительных сообществ и определения факторов среды. В полевой дневник вносятся замечания о закономерностях распределения растительных сообществ на том или ином участке побережья, их составе и состоянии (физиономическом и жизненном), экологических условиях, в которых они находятся, влиянии на них человека и животных и другие данные о растительности в водоеме в целом; делаются глазомерные зарисовки распределения сообществ на отдельных участках водоема. В наиболее характерных по зарастанию частях водоема прокладываются профили, трансекты, на которых производится описание и учет растительности, устанавливается ширина (по линии профиля) отдельных фитоценозов и зон (поясов) растительности. Эти материалы используются при составлении картосхемы зарастания водоема.

Описание по профилю начинают с краткой характеристики прибрежной растительности, затем переходят к описанию поясов водной растительности, выделяя в их пределах отдельные фитоценозы. Ширину поясов растительности, а также фитоценозов определяют по меткам на шнуре. Отсчет ведется от уреза воды.

Количество профилей, которые нужно проложить в том или ином водоеме для описания, количественного учета и картирования растительности, зависит прежде всего от характера зарастания водоема и его размера. В водоемах с малоизрезанной береговой линией, в маленьких и даже достаточно крупных, но мелководных, не отличающихся большим разнообразием биотопов и растительности, можно ограничиться прокладкой одного-двух профилей.

При картировании площадей сообществ, слагающих прибрежную полосу растительности, количество профилей зависит от постоянства ширины и извилистости прибрежной полосы растительности. В водоемах со сложной береговой линией и в крупных водоемах с большим количеством биотопов профили проводятся в наиболее характерных местах. Профили прокладываются при помощи мерного шнура, который натягивается в направлении от границы распространения растений к урезу воды или наоборот, обычно под прямым углом к линии берега. Направление профиля устанавливается по компасу или другим приборам. Если полоса растительности у берега узкая (20—50 м), то протянуть шнур не составит труда и не займет много времени. При широкой полосе растительности, особенно при густых зарослях высоких надводных растений, а также в ветреную погоду — это трудоемкая работа.

Прокладывать профили для картирования или описания растительности можно и без шнура, что, конечно, дает менее точные результаты. Если прокладку профиля начинают от уреза воды, то сначала на границе распространения растительности (немного далее ее) устанавливают хорошо видимый знак (бук, шест).

После этого гребут на лодке от берега на него, стараясь плыть по прямой линии. В местах смены зарослей или через равные промежутки времени делают остановку (укрепляясь с помощью якоря или шеста) для измерения глубины и ставят буйки. Расстояние отсчитывается по числу гребков. Грести нужно равномерно всегда одному человеку, предварительно определив расстояние между гребками. По буйкам при возвращении проверяют правильность первого измерения. Когда профиль проводится в направлении от открытой части водоема в сторону берега, то сначала нужно поставить хорошо видимый знак на берегу и грести от него.

Описание и учет растительности на профиле делается после его прокладки.

8.3.2. Описание растительности

Описание сообществ растительности производится на пробных площадях (площадях выявления) размером около 100 м² обычно в форме квадрата 10 × 10 м. Пробные площади выбираются в наиболее характерных местах выделенного растительного сообщества с более или менее однородными экологическими условиями. Границы пробных площадей обычно устанавливаются на глаз. Описание фитоценозов на пробных площадях следует делать на специальных бланках (см. приложение 8.2) или, если нет бланков, в отдельной тетради, в которой для каждого описания отводится несколько страниц: они разграфляются заранее по форме бланка. Вместо бланков описание можно делать на перфорационных картах. Применение таких карт облегчает последующую обработку материала.

В бланке описания приводится также характеристика условий произрастания фитоценоза: глубина (у границ сообщества), температура воды у поверхности и у дна, свойства донных отложений по глазомерной оценке (желателен в некоторых случаях отбор для лабораторного анализа) и, по потребности, других показателей среды.

При геоботаническом описании фитоценоза на площадке характеризуются: общее состояние фитоценоза, его физиономичность, флористический состав, обилие видов, их размещение по площади (равномерно, пятнами, группами и т. д.), ярусность, высота растений и подъярусов, а для возвышающихся над водой видов высота их надводной части, проективное покрытие — для всего травостоя в целом и для каждого подъяруса в отдельности (если возможно, и для отдельных видов), жизненность и фенологическое состояние (обозначение фенофаз: вегетации — в, бутонизации — б, цветения — ц, плодоношения — п, отмирания — о). Проективное покрытие менее 5 % обозначается знаком «+».

Для определения флористического состава создается полный список растений, образующих фитоценоз. В бланк описания заносятся все виды, встреченные на пробной площади. Растению, ко-

торое работающий не знает, присваивается какое-либо условное название. Это название сохраняется на весь период работы. Такие виды обязательно берутся в гербарий, и на этикетках пишется данное им условное наименование, которое после определения всюду заменяется на правильное. С особенностями гербаризации водных растений можно познакомиться в работах В. М. Катанской [155, 157].

Собирающему водные растения надо знать, что ряд видов гидрофитов находится под охраной и внесен в Красную книгу СССР [193]. Следует перед началом работы познакомиться с ней, а также с «красными книгами», посвященными только растениям [192], в том числе тех областей, в которых проводятся исследования. Необходимо познакомиться со списками охраняемых растений обследуемой местности.

Выявление видов растений и их регистрацию на бланке лучше делать по подъярусам, начиная всегда с верхнего — надводного. Для уверенности, что видовой состав фитоценоза водного сообщества выявлен полностью, при учете растений в подводном подъярусе, нужно пользоваться водяными грабельками, якорьком, а иногда и маской. В фитоценозах, в которых передвигаться на лодке легко, нужно объехать площадку полностью, а в тех, где передвижение невозможно, например в сообществах высоких растений, приходится ограничиться осмотром площадки со стоящей лодки.

Под обилием понимается степень участия особей вида в фитоценозе (по числу особей, массе, проективному покрытию и т. д.). Для глазомерной оценки обилия видов в фитоценозе используются различные шкалы и чаще всего шкала Друде (табл. 8.1);

Таблица 8.1

Шкала обилия видов по Друде

1 — единично	Sol. (solitariae)
2 — мало, вкраплено в основной фон других растений	Sp. (sparsae)
3 — довольно много	Cop. ¹
4 — много	Cop. ²
5 — очень много	Cop. ³ (copiosae)
6 — обильно, образует фон, смыкается	Soc. (sociales)
гр. — встречается группами. Это обозначение ставится рядом с категорией обилия	Gr. (gregarius)

в ней баллами и словами обозначена степень обилия того или иного вида. В некоторых ботанических работах цифры заменены сокращениями латинских слов. Схематически шкала Друде представлена на рис. 8.16. Список растений с оценками обилия видов по Друде называется квалификационным списком.

Проективное покрытие — площадь горизонтальных проекций растений на поверхность грунта (дно) — выражается в процентах пробной площади, которая принимается за 100 %. Различаются общее проективное покрытие, или проективная полнота, ярусное

покрытие, проективное покрытие отдельных видов (проективное обилие) и истинное покрытие (площадь дна, занятая основаниями растений).

Определение проективного покрытия производится обычно глазомерно или при помощи квадратной рамы или двойной круглой рамы размером 0,5 или 1,0 м² с натянутой масштабной сеткой через 10 см.

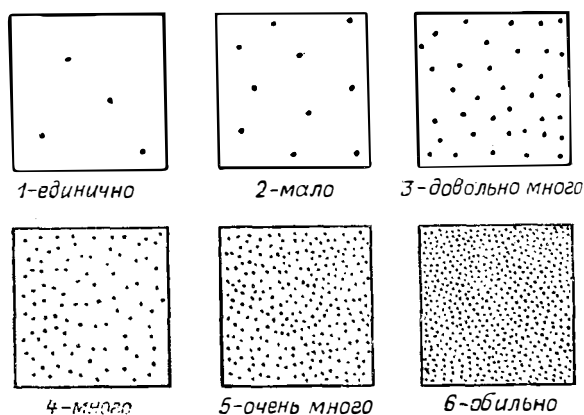


Рис. 8.16. Схематическое изображение шестибалльной шкалы обилия Друде.

Жизненность видов (приспособленность растений к условиям местообитания) имеет следующие градации:

- 1 — виды явно угнетенные;
- 2 — вегетативное развитие видов ниже нормального, способность цвести и плодоносить не утрачена;
- 3 — виды с полным циклом развития, нормального роста, цветут и плодоносят;
- 4 и 5 — развитие выше нормального, или чрезмерное.

8.3.3. Картирование растительности

Для того чтобы иметь возможность показать хотя бы приблизительно распределение растительности в водоеме и определить площади, занимаемые отдельными растительными сообществами, необходимы крупномасштабные карты и планы, желательно такие, на которых нанесены глубины. Но, к сожалению, они не всегда имеются даже для крупных водоемов.

Для получения картины распределения отдельных единиц растительности недостаточно общей картосхемы, поэтому для некоторых наиболее интересных густо заросших участков водоемов, по тем или иным причинам важных для обследования, составляются планы крупного масштаба (вплоть до 10 м в 1 см), на которые уже можно нанести фрагменты фитоценозов, занимающих

совсем небольшие площади. При составлении картосхем и планов нельзя ограничиваться нанесением границы только хорошо видимой растительности. Необходимо нанести также границы находящихся под водой и плохо видимых сверху сообществ, погруженных и мелких придонных растений.

Составлять схемы распределения растительности можно глазомерно с лодки, измеряя расстояния и протяженность различных типов растительности гребками, мерным шнуром, а у берегов и на берегах — рулеткой, мерной лентой, или с воздуха. В последнем случае желательно иметь при себе планшеты аэрофотосъемки. При картировании растительности на отдельных участках водоема можно использовать приемы пикетажной съемки. При помощи буйков или вех участок водоема разбивается на пикеты-квадраты, в пределах которых потом и проводятся границы растительных сообществ. Для более точного нанесения контуров различных растительных сообществ на картосхему требуется инструментальная съемка и специальная аэрофотосъемка с последующим дешифрированием. К сожалению, еще далеко не все сообщества водной растительности (погруженной и плавающей) дешифрируются. При оформлении картосхемы для обозначения наносимых единиц растительности (ассоциаций, формаций и т. д.) пользуются услов-

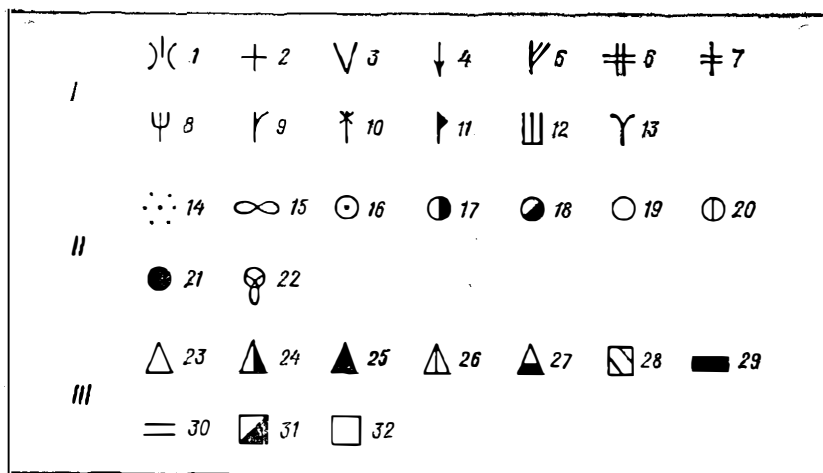


Рис. 8.17. Условные изображения основных видов водных растений на картосхемах.

I — гелофиты: 1 — тростник обыкновенный; 2 — камыш озерный; 3 — рогоз узколистный; 4 — рогоз широколистный; 5 — тростянка овсяницевая; 6 — манник большой; 7 — хвощ приречный; 8 — сусак зонтичный; 9 — ежеголовник прямой; 10 — частуха подорожниковая; 11 — стрелолист обыкновенный; 12 — ситняг болотный; 13 — осоки;
 II — гидрофиты плавающие: 14 — ряска маленькая; 15 — водокрас обыкновенный; 16 — сальвиния плавающая; 17 — кувшинка белая; 18 — кувшинка чистобелая; 19 — кубышка желтая; 20 — кубышка малая; 21 — рдест плавающий; 22 — горец земноводный;
 III — гидрофиты погруженные: 23 — рдест блестящий; 24 — рдест пронзеннолистный; 25 — рдест гребенчатый; 26 — рдест блестящий; 27 — рдест маленький; 28 — валлиснерия спиральная; 29 — элодея канадская; 30 — ряска трехдольная; 31 — роголистник погруженный; 32 — уруть колосистая.

ными знаками — разными типами штриховки, цветными карандашами или значками (рис. 8.17). Выработать условные обозначения для всех видов водных растений невозможно да и не нужно. Редко встречающиеся виды при необходимости можно обозначать начальными буквами их родового или видового названия.

При обозначениях штриховкой для формаций надводных растений предлагается наклонная вправо штриховка, для плавающих — извилистая горизонтальная или в косую клетку, для погру-

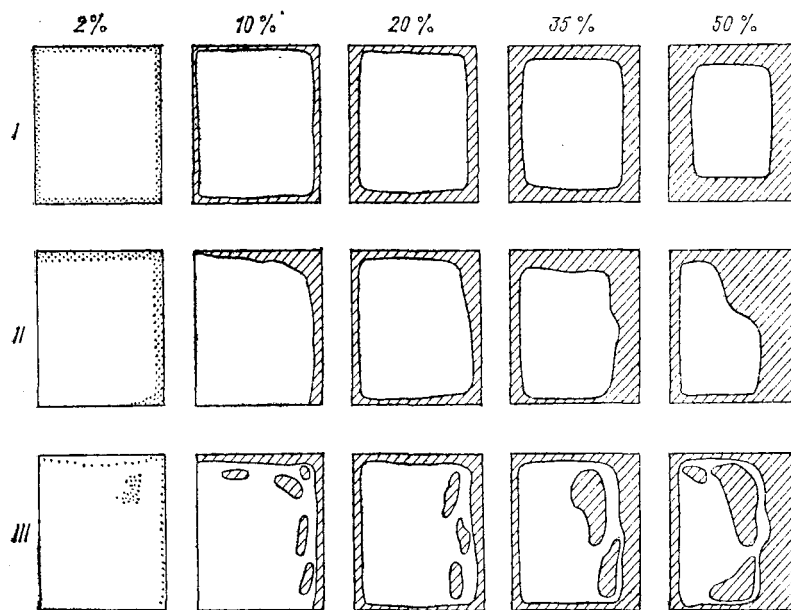


Рис. 8.18. Степень зарастания прудов при разном распределении растительности (по Стармаху [456]).

I — равномерное; II — неравномерное; III — неравномерное и островное.

женных — вертикальная. Штриховка должна быть редкой, чтобы иметь возможность вписать буквы, обозначающие виды растений.

Для глазомерной оценки степени зарастания водоема можно воспользоваться схемой Стармаха [456], предусматривающей разное распределение растительности в прибрежье (рис. 8.18). Зарастание пруда классифицируется следующим образом: 1 — ничтожное (1—2% площади поверхности); 2 — небольшое (3—10%); 3 — среднее (11—20%); 4 — большое (21—35%); 5 — очень большое (36—50%); 5+ — чрезмерное, растительностью покрыто более 50% поверхности пруда.

По картам определяется площадь, занятая растительностью в водоеме, а также площадь отдельных сообществ.

8.4. Продуктивность водных растительных сообществ

Изучение продуктивности водных растительных сообществ в настоящее время строится в основном на определении зеленой (надземной) растительной массы фитоценозов весовым методом в период их максимального развития, под которым условно принимается фаза цветения растений. Максимальная фитомасса (за нее принимается фитомасса в этот период) растений нередко условно приравнивается к их годовой продукции. Эти величины, как показали исследования, не всегда совпадают; годовая продукция может или превышать, или быть меньше максимальной фитомассы и разница между ними иногда значительна. При вычислении продукции водной растительности по максимальной фитомассе для водоема средних широт предлагается вводить поправку — надбавку к фитомассе воздушно-водных и погруженных растений в размере 10—20 %. Краткий обзор литературы по этому вопросу имеется в работах И. М. Распопова [288] и А. П. Белавской [54].

8.4.1. Методика взятия укосов

В фитоценозе во время массового цветения вида — строителя сообщества закладывается учетная площадка квадратной или прямоугольной формы размером от 0,1 до 1,0 м². Учетная площадка ограничивается рамой, веревкой или другим способом. Повторность и размеры площадок в каждом конкретном случае определяются сложностью строения травостоя сообщества, особенностями его сложения, густотой стояния и т. д.

Учетные площадки небольшого размера (0,1—0,5 м²) берутся в большем количестве, чем площадью в 1 м² и крупнее. В сообществах с однородным и густым травостоем и в одновидовых чистых зарослях учетных площадок закладывают меньше, чем в сообществах с неоднородным различной степени сложности травостоем. В сообществах тростника и хвоща зарослевого типа сложения нужно закладывать 5—10 площадок по 0,5 или 1 м², а в травостоях с неоднородно-групповым сложением — по 15—20 таких площадок. В сообществах с изреженным травостоем рекомендуется брать несколько учетных площадок в различных частях площадью 1 м² и больше. В сообществах кувшинок и кубышек размер учетных площадок должен быть не менее 2—4 м².

Если для взятия проб на фитомассу используются приборы (зарослечерпатели, дночерпатели, драги и др.), площадь захвата которых мала, необходимо так рассчитать количество опусканий, чтобы ими была покрыта площадь хотя бы в 0,25 м² или 0,5 м². Одно опускание прибора с небольшой площадью захвата не может дать надежных результатов. При взятии укосов должны обязательно учитываться размеры сообщества и сложение его травостоя. Полученные средние значения надземной фитомассы

сообщества затем пересчитываются на всю площадь, занятую им в водоеме. Не рекомендуется распространять значение фитомассы только одного укоса на всю площадь, занятую данным сообществом в водоеме.

Для характеристики продуктивности растительного покрова всего небольшого водоема с относительно однородной растительностью можно ограничиться взятием небольшого количества укосов. В крупных водоемах, даже при сравнительно однотипной растительности, укосов всегда набирается много. Это обстоятельство надо учитывать при планировании летних полевых работ на таких водоемах.

Взятие укосов — это наиболее трудоемкая часть работы при определении надземной фитомассы. При взятии укосов обычно употребляются различные рамы. Способы установки рам в фитоценозах гидрофитов и гелофитов описаны в разделе 8.2. Раму во всех случаях рекомендуется оставлять на плаву, укрепляя по углам кольями (см. рис. 8.7). Такое положение рамы удобно потому, что поднимающиеся кверху во время ручной выборки и выкашивания растения или их части не расплываются вокруг, а задерживаются внутри рамы и их легко собрать. На мелких местах (до глубины 0,6 м) растения выбирают (стоя в воде или с лодки) руками, срезаются ножом, ножницами, серпом, секатором и т. д. При ручной выборке удобно употреблять прямоугольную раму, поскольку из нее можно доставать растения, находясь все время на одной ее стороне.

Передвижение вокруг рамы всегда нежелательно, особенно в местах с рыхлым илом на дне, так как при этом поднимается много мути, что затрудняет работу. Для уничтожения мути хорошо иметь при себе лопаточку или ковшик, которым время от времени надо осторожно проводить над дном по краю площадки (в одну сторону), создавая течение. Муть при этом постепенно сгоняется, но нужно следить, чтобы вместе с ней не уплыли и срезанные растения или их части. Выборку растений нужно начинать с центральной части площадки, за исключением ценозов гелофитов с густым травостоем, в которых срезать растения начинают с одной из сторон площадки.

Взятие укосов с глубин, превышающих 1,0—1,5 м, производится косой с лодки. При срезании растений косой надо работать вдвоем: один косит (он должен находиться в кормовой части лодки), а второй выбирает скошенные растения, находясь примерно посреди лодки. В первую очередь срезаются растения, находящиеся в середине площадки, а затем растения, растущие по краям. После каждого одного-двух срезов косой следует некоторое время подождать, не вынимая косу из воды, пока скошенные растения не всплывут на поверхность, а затем собрать их в лодку. Перед обкосом площадки крупные взвешенные в толще воды и свободно плавающие на ее поверхности растения вытаскиваются руками или водяными грабельками, а мелкие вылавливаются сачком или решетом. Зарослечерпатели, скребки, драги и другие

инструменты не годятся для выборки растений с площадок, ограниченных рамой.

В тех случаях, когда на глубоких местах берется площадка более 1 м² (например, в ценозах кувшинки или кубышки), она оконтуривается шнуром. Для этого в фитоценозе намечается квадрат или прямоугольник площадью 2—4 м² и более, по углам которого устанавливаются колья. Затем с трех сторон площадки натягивается и закрепляется шнур. Одна из сторон остается свободной для въезда лодки. Шнур на этой стороне натягивается только тогда, когда производится скашивание растений. Лодка во время скашивания укрепляется или удерживается только при помощи специального шеста — якорь опускать нельзя.

Скашивание всегда лучше начинать с центральной части площадки. Положение работающих в лодке такое же, как и при работе с рамой, только выбирающий растения должен удерживать и передвигать лодку.

Во время взятия укосов как на малых, так и на больших глубинах с лодки вдоль борта расстилаются полиэтиленовые пленки с влажными простынями, на которые складываются растения. Пленки располагаются вдоль борта, противоположного тому, с которого производится ручная выборка или скашивание. Длина простыни должна немного превышать высоту растений (можно использовать две простыни). Срезанные надводные растения укладываются целиком на простыни в одном и том же порядке: нижними концами стеблей в одну сторону, верхушками — в другую. Ломать листья и класть их в беспорядке нельзя, это очень затруднит их дальнейшую разборку и обработку.

При взятии укосов в фитоценозах погруженных растений, на поверхности листьев и стеблей которых задерживается много воды (урути, роголистника, мхов, харовых водорослей и др.), полиэтиленовая пленка расстилается на дне лодки так, чтобы в ней могла собираться вода, не выливаясь в лодку. На пленку кладут сухую марлевую простыню, в которую и складываются растения. По мере извлечения растений накапливающаяся на пленке вода периодически с нее сливается.

В процессе ручной выборки и выкашивания растения насколько возможно отмываются от грязи, очищаются от обрастаний, предварительно сортируются по группам. Укос снабжается этикеткой и регистрируется в дневнике. В этикетке указывается номер укоса, название водоема и фитоценоза, место и дата сбора, глубина, состав донных отложений (визуальная оценка), способ взятия, площадь, с которой взят укос. Если при этом берутся пробы донных отложений или других компонентов, то указывается их номер. Затем укос завертывается во влажные простыни и пленку, перевязывается веревками (надо иметь запас коротких тонких веревок). Стебли очень высоких надводных растений при завертывании укоса можно согнуть вверх (в тонкой части укоса) все вместе, когда они уже завернуты в простыню. Это предохранит их от перелома.

Укосы доставляются на базу или в лабораторию для обработки. Завернутые во влажную материю и пленку, они удобны для транспортировки и остаются свежими в течение 1—2 сут, если их хранить в тени, в прохладном месте. Погруженные виды за это время отдадут с поверхности значительную часть влаги — обсыхают, но не высыхают, что облегчает обработку. Иногда начинающие исследователи складывают растения в емкости с водой, в которых и доставляются к месту обработки. Это очень громоздко и неудобно. Кроме того, в лодке трудно иметь одновременно несколько таких емкостей.

На больших глубинах укосы можно брать, погружаясь в воду в легких водолазных костюмах с масками или аквалангами. При этом применяется окрашенная в белый цвет металлическая рама. Растения выбираются руками и складываются в мешок. Помехой при сборе растений является быстрая взмучиваемость донных отложений. Несмотря на то что этот способ взятия укосов на глубинах дает очень надежные результаты, он не получил широкого распространения, очевидно, в силу того, что требует значительных затрат времени и еще потому, что не всякий работающий может сам опускаться в воду.

Обработку доставленных на базу или в лабораторию укосов желательно производить в этот же день или на следующий. На более поздние сроки она может быть отложена только при исключительных обстоятельствах.

Для регистрации укосов и записей результатов их обработки заводится журнал. На каждый укос в нем отводится две страницы (иногда более), которые разграфляются по форме, приведенной в приложении 8.2.

8.4.2. Обработка укосов. Определение фитомассы

Укосы обрабатываются в определенной последовательности: очистка, разборка, взвешивание в сыром виде (при необходимости проводится биометрическая обработка), сушка, взвешивание в воздушно-сухом и абсолютно сухом состоянии. Дальнейшая обработка проводится в соответствии с задачами исследования.

1. Растения очищаются от оставшейся грязи и посторонних примесей, отрезаются остатки корней. У возвышающихся над водой растений следует отмывать или очищать от обрастаний и грязи в основном только нижние части стеблей. Верхние, надводные части стеблей мочить не следует. Погруженные и плавающие растения, если они грязные, нужно промыть целиком и обсушить. Для этого растения следует разложить на сухой простыне тонким слоем, края простыни загнуть и свернуть ее валиком. Иногда подобную операцию приходится проделывать несколько раз. Так же высушиваются хорошо отмывые во время выборки, но мокрые растения. Поверхностную воду с растений можно удалять фильтровальной бумагой, а также простым встряхиванием. Для дальнейшего удаления воды растения раскладываются в по-

мещении на сетках, бумаге, подвешиваются на веревках, но ненадолго, так как при этом неизбежно подсыхают и сами растения.

2. Укосы разбирают в тени на влажных простынях. Во время длительной разборки их следует покрывать влажными простынями. Растения раскладываются по видам или группам — погруженные, плавающие, надводные и т. д. Для укосов из одновидовых ценозов такой разборки не требуется.

3. После разборки укос в целом, составляющие его группы и виды растений взвешиваются в сыром виде с точностью до 5 г. Во избежание ошибки взвешивать укос или группы и виды растений рекомендуется целиком, а не по частям. Масса укоса и дата взвешивания записываются в журнале. Взвешивание производится на весах любого типа. При подборе весов необходимо учесть возможную предельную массу укосов и высоту растений. В южных районах масса одного укоса с 1 м² может достигать 7—10 кг и более, а высота растений (например, тростника) — 4—6 м. Взвешивать укосы удобно на весах с предельной массой 20 кг, предназначенных для взвешивания детей грудного возраста. Надводные высокие растения перед взвешиванием связываются в снопик (ломать их нельзя), а погруженные и плавающие, если их много, приходится взвешивать в мешках для просушки, которые перед этим взвешиваются пустыми. В журнал записывается чистая масса укоса.

После взвешивания сырых укосов при необходимости измеряются высота и диаметр стеблей у корня, подсчитывается их количество (при этом желательно отдельно сосчитать генеративные и вегетативные особи), количество листьев и другие характеристики, которые хочет получить исследователь.

Измерение высоты растений в укосе, подсчет стеблей и измерение их диаметра производятся после их раскладки на «ростовые» группы с интервалом в 5 или 10 см (например, 50—55, 56—60, 61—65 см и т. д.).

4. Сушка до воздушно-сухого состояния производится в помещении или на улице (в последнем случае укосы нужно предохранять от дождя). Для просушивания укосы целиком или по частям помещаются в матерчатые или марлевые мешки. В каждый мешок вкладывается этикетка. Мешок завязывается. Растения в нем должны лежать свободно, набивать их в мешки нельзя. В набитых мешках замедляется высыхание и растения могут загнить. Если один укос закладывается в несколько мешков, то это указывается в этикетке. Этикетки нужно делать большого формата, на цветной яркой бумаге, тогда они легко находятся в массе растений.

Перед закладкой в мешки длинные стебли растений переламываются примерно по размеру мешка, мясистые и толстые (например, стебли рогоза, ежеголовника и др.) нарезаются внизу вдоль на несколько частей для более быстрого высыхания. То же продлевается с толстыми мясистыми корневищами (если извлекается корневая система). В процессе сушки необходимо перево-

рачивать мешки и ворошить в них растения. Укосы погруженных и плавающих растений не рекомендуется сушить в подвешенном виде, лучше их разложить на плоскости.

5. Взвешивание в воздушно-сухом виде производится после полного высыхания растений, которое можно определить по их хрупкости (листья ломаются при сгибании) или путем неоднократного взвешивания (до постоянной массы) в процессе сушки. Крупные возвышающиеся над водой растения сохнут очень долго — до 1 мес, погруженные и плавающие — значительно быстрее. Воздушно-сухая фитомасса и дата взвешивания укоса регистрируются в журнале.

Для определения абсолютно сухой массы из крупных укосов берется средняя проба — несколько растений или определенная навеска из измельченного укоса. Проба помещается в сушильный шкаф и высушивается при температуре 80 °С. По массе абсолютно сухой навески в дальнейшем определяется масса всего укоса. Фитомасса выражается в единицах массы сырого, воздушно-сухого и абсолютно сухого вещества на единицу площади: в г/м², кг/м², ц/га, т/км². Наиболее надежен расчет по абсолютно сухой массе. Во избежание написания длинных названий в таблицах и тексте сырое, воздушно-сухое и абсолютно сухое вещество предлагается обозначить только начальными буквами соответственно: СВ, ВСВ и АСВ. Можно, например, написать так: 215 г/м² СВ, 40 г/м² ВСВ, 37 г/м² АСВ.

8.4.3. Расчет годовой продукции

Годовая продукция выражается в единицах массы воздушно-сухого, абсолютно сухого вещества, органического вещества, углерода на единицу площади (г/м²) и в энергетических единицах (Дж/м²). Годовая продукция (P) летнезеленых водных растений умеренного пояса вычисляется по формулам:

1) сообщества надводных и погруженных растений

$$P = 1,2B_{\text{макс}}, \quad (1)$$

где $B_{\text{макс}}$ — максимальная надземная фитомасса (условно в период массового цветения);

2) сообщества растений с плавающими на поверхности воды листьями

$$P = 1,2B + \bar{W}n, \quad (2)$$

где \bar{W} — средняя масса листа; n — число мутовок, лишенных листьев.

За среднюю массу разрушающегося или разрушенного листа принимается средняя масса неповрежденного листа.

При вычислении годовой продукции высших водных растений требуется установить [54]:

1) среднюю фитомассу СВ, ВСВ и АСВ растительных сообществ в г/м²;

- 2) площадь, занимаемую сообществами в водоеме в га или км²;
- 3) общую фитомассу СВ, ВСВ и АСВ в кг, ц или т;
- 4) общую фитопroduкцию СВ, ВСВ и АСВ в кг, ц, т;
- 5) общую продукцию органического вещества в кг, ц или т;
- 6) продукцию (ВСВ, АСВ, органического вещества, углерода) на единицу площади водоема, выраженную в г/м² и в энергетических единицах — кДж/м²;
- 7) то же, что в п. 6, на единицу площади мелководий;
- 8) то же, что в п. 6, на единицу площади зарослей высших водных растений;
- 9) то же, что в п. 6, на единицу объема водоема: мг/л, г/м³, Дж/л, кДж/м³.

Переводные коэффициенты (по АСВ): органического вещества в надводной растительности — 92 %, растительности с плавающими листьями — 90 %, погруженной растительности — 85 % [181]; 1 г органического вещества равен 46,4 % С, или около 40 % С от абсолютно сухой массы растений [288].

8.5. Динамика растительности водоемов

8.5.1. Динамика фитомассы

Материалы о динамике фитомассы можно получить путем отбора укосов из растительных сообществ в разные сроки вегетационного сезона. Наблюдения фенологического развития растений необходимо проводить в течение одного года или ряда лет. Это особенно важно при использовании растительных группировок в качестве индикаторов качества воды. Для таких наблюдений в сообществе растений выбирается типичный участок (площадка больших размеров), на котором в установленные сроки отбираются укосы, причем в весеннее время чаще, чем летом и осенью. Размер, форма и повторность учетных площадок устанавливаются в зависимости от характерных черт состава и строения сообщества. Методика обработки укосов указана выше. Для простоты можно ограничиться определением только сухой массы и не делать биометрических измерений.

8.5.2. Динамика численности и темп роста растений

Изучение темпа роста и численности проводится на постоянных заложениях в типичных местах сообществ учетных площадках разного размера с разной степенью повторности. При определении размера и количества учетных площадок, как и в других подобных случаях, принимаются во внимание состав и морфологические особенности сообщества. Наблюдения производятся в установленные сроки (через несколько дней, еженедельно, один или два раза в месяц и т. д.). На учетных площадках подсчитывается количество растений и измеряется их высота (всех или только оп-

ределенного числа модельных). Измерение диаметра стеблей у корня возможно лишь тогда, когда сообщество находится на глубине, на которой до дна можно достать руками. В сообществах на больших глубинах эти измерения не производятся.

Темпы роста растений можно изучать и на модельных растениях (на 5—10 особях), выбранных для этих целей в различных частях сообщества или одиноко растущих. Выбранные растения помечаются легкими материалами: фольгой, тряпочками, нитками, краской. Около погруженных и плавающих растений ставятся буюки (но не вешка!). Для измерения высоты растений можно воспользоваться водомерной рейкой. При большой высоте надводных растений (3—6 м) ее нужно привинтить к шесту или к дюралюминиевой легкой штанге. Диаметры стеблей измеряются штангенциркулем или мерной вилкой.

С более подробной методикой изучения динамики фитомассы, численности и темпа роста водных растений можно познакомиться в работах Е. В. Боруцкого [64, 65].

8.5.3. Динамика растительного покрова водоемов

Огромную ценность для суждений об изменении качества воды и трансформации экосистемы могут дать наблюдения над динамикой растительного покрова водоема. Материалы о сменах растительного покрова могут быть получены путем натуральных наблюдений за растительностью всего водоема или его участка в различные сезоны одного года, в разные годы, десятилетия (непрерывные многолетние наблюдения или с интервалами в несколько лет) путем повторных описаний, зарисовок, картирования. При изучении динамики зарастания большое значение могут иметь аэрофотосъемка и (или) аэровизуальные наблюдения с самолета или вертолета.

Примерами долговременных наблюдений, которых, к сожалению, немного, могут служить наблюдения за сменами растительности в озерах Белом (Косино) и Глубоком (за 50 лет) [63, 377], в Рыбинском водохранилище (с 1946 г.) [152] и в двух заливах в шхерной части Ладожского озера, проводящихся ежегодно с 1962 г. по настоящее время [447]. При гидробиологическом мониторинге поверхностных вод необходимо проведение долговременных наблюдений над динамикой растительного покрова водоемов или их характерных частей; при наблюдениях следует учитывать антропогенное влияние, факторы среды и количественные данные о растительности.

Изучение динамики водной растительности проводится на постоянных площадках или трансектах, границы которых точно фиксируются вешками, буйками или привязываются к ориентирам на местности, чтобы они могли быть точно восстановлены в другие годы, так как наблюдения на них могут продолжаться в течение ряда лет. Форма площадок, их размеры, длина и ширина трансект произвольны. Закладывать их нужно на границах

фитоценозов в разных по типу зарастания участках водоемов. Трансекты могут проводиться от берега к центру водоема немного далее границы растительности. Трансекты и площадки в определенные сроки (раз в год или несколько раз в год или сезон) картируются (наносится границы фитоценозов), описываются факторы среды и т. д.

Говоря о сезонной динамике растительности водоемов, следует отметить, что наблюдения могут быть поставлены как над отдельными видами растений, так и над растительными сообществами. Выбор объектов для наблюдений лучше сделать осенью предшествующего года и, по возможности, отметить какими-нибудь знаками выбранные участки.

В случае если наблюдения проводятся над отдельными видами растений, для каждого из намеченных видов надо взять особи, произрастающие в различных условиях. Брать под наблюдение одиночно растущие растения, особенно в тех местах водоема, которые часто посещаются, рискованно, поскольку они могут оказаться уничтоженными. Выбираются растительные сообщества, наиболее характерные для всего водоема или для его части, если водоем большой, а также растительные сообщества, которые по тем или иным причинам интересны для наблюдений. Нужно взять одни и те же сообщества в разнообразных условиях местообитания, в том числе и в условиях антропогенного воздействия.

После того как будут выбраны растительные сообщества и растения, над которыми будут проводиться наблюдения, около них следует поставить отметки. В растительных сообществах наблюдения проводятся на постоянных площадках, заложенных в типичном месте сообщества. Для фенологических наблюдений над водными растительными сообществами удобны прямоугольные площадки размером около 100 м² или трансекты шириной 0,5 м. Такие площадки и трансекты легко просматриваются со стороны (с лодки). В тех случаях, когда площадь сообщества невелика, оно целиком берется под наблюдение. Постоянные площадки и трансекты, на которых проводятся наблюдения, ограничиваются кольями с зарубками внизу.

Во время наблюдений внутрь площадки лучше не заезжать — можно выдернуть или поломать растения. Все наблюдения следует проводить находясь у края площадки, преимущественно с длинной стороны. Доставать погруженные виды, производить выкос и другие работы нужно с внешней стороны площадки. Заезжать на лодке внутрь площадки можно лишь в тех случаях, когда травостой очень сильно изрежен и нет риска его испортить. При ветре или волнении во время наблюдений лодку нужно закрепить, чтобы она не попала на площадку. Лодка привязывается к специально для этого поставленным в стороне от площадки кольям или буйам. Якоря или предметы, употребляющиеся вместо них, непригодны для закрепления лодки, так как они очень сильно портят растительность вокруг. Привязывать лодку к ограничительным знакам площадки (кольям, буйкам) нельзя.

Наблюдения на фенологических площадках или над отдельными растениями проводятся путем объезда выбранных объектов на лодке через определенные промежутки времени в течение всего вегетационного периода. В некоторых случаях они могут проводиться в течение всего года с посещением объектов поздней осенью, зимой и ранней весной. Регулярные наблюдения желательно начинать с ранней весны вскоре после таяния льда. Сроки посещения площадок в это время надо устанавливать применительно к метеорологическим условиям с учетом широты местности. В поздневесеннее время, когда растения появляются, и летом, в апогей их развития, наблюдения проводятся через 2—3 сут (а то и ежедневно), осенью — через 4—5 сут. Зимой, если есть возможность, интересно посетить некоторые объекты 1—3 раза.

Фенологические наблюдения должны сопровождаться наблюдениями за факторами среды, определяющими из которых являются температура воды, воздуха и донных отложений. О влиянии температуры грунтов на развитие водных растений сведений не имеется.

В сезонном развитии растений установлено (для всех типов растительности) пять фенологических фаз: вегетации, бутонизации, цветения, плодоношения, отмирания. Период относительного зимнего покоя выделяется в качестве шестой фазы.

Об особенностях фенофаз водных растений известно очень мало [154, 156]. Вопрос требует специальной детальной разработки. Поэтому при наблюдениях надо ориентироваться на признаки, характеризующие состояние наземных травянистых растений в отдельные фазы [241, 158].

Фенологические фазы у водных растений, цветущих над водой, устанавливаются без особого затруднения по тем же признакам, что и у наземных растений. Трудно бывает проследить за наступлением фенофаз у растений, проходящих полный цикл развития под водой. Их время от времени приходится извлекать водяными грабельками по соседству с площадкой, а некоторые (например, виды полушника) брать с собой для дальнейшего изучения.

Для фенологических наблюдений заводится специальный журнал, в котором для каждого вида растений или растительного сообщества отводится определенное количество страниц. Они заранее разграфляются, но числа, в которые будут проводиться наблюдения, сразу не проставляются — они могут меняться по тем или иным обстоятельствам (сильный ветер, волнение и др.), — а ставятся в день наблюдения (см. приложение 8.3). Запись фенологических фаз в дневнике может производиться значками или буквами.

Результаты фенологических наблюдений сводятся в фенологические спектры. Способов составления феноспектров несколько. С ними можно познакомиться в соответствующей литературе. По сводному фенологическому спектру легко устанавливаются стадии сезонного развития растительности в данном водоеме: предвесенняя, весенняя, летняя, осенняя.

Однако кроме сезонной динамики развития высшей водной растительности происходят межгодовые изменения в зарастании водоемов, которые могут сопровождаться обогащением или обеднением видового состава группировок, сменой руководящих видов — эдификаторов,— изменением продуктивности сообществ. Целостную теорию смен фитоценозов разработал академик В. Н. Сукачев [331], который применил к сменам растительности термин «сукцессия». В зависимости от того, под преимущественным влиянием внешних или внутренних факторов происходят смены растительности, он выделил экзодинамические и эндодинамические сукцессии.

Для гидробиологической службы Росгидромета разработана другая, но довольно близкая система понятий [34, 151], учитывающая то, что в современных условиях природная среда подвергается антропогенному влиянию, которое изменяет поток энергии и трансформирует вещества в водных экосистемах. Биоценоз, как саморегулирующаяся система, стремится достичь относительного соответствия своего метаболизма изменяющимся условиям существования и жизнеобеспечения.

Авторы работ [26, 34, 151] выделяют три общих направления метаболического процесса, связанного с изменением экологической структуры биоценоза: 1) усложнение экологической структуры, или экологический прогресс (установлено, что сложно устроенные экосистемы способны наиболее полно использовать солнечную энергию и окружающие природные ресурсы и потому наиболее прогрессивны); 2) упрощение экологической структуры, или экологический регресс; 3) перестройка экологической структуры, не приводящая к усложнению или упрощению сообщества, или экологическая модуляция. Все три направления изменения структуры биоценозов объединяются понятием «экологические модификации».

Следует обратить внимание на то, что экологический регресс может сопровождаться метаболическим прогрессом, т. е. упрощение структуры фитоценоза может сопровождаться массовым развитием доминантного вида и увеличением фитомассы. Когда степень антропогенного воздействия на природную среду такова, что адаптационные возможности биоценоза приближаются к пределу, наступает метаболический регресс, способный привести к гибели биоценоза.

Вместе с тем и экологический прогресс не всегда говорит об улучшении качества водной среды. Приведем пример. Первоначально в литорали озера была распространена группировка тростника с лобелией, указывавшая на олиготрофный характер и чистоту водоема. Затем на водосборе озера построили животноводческую ферму и часть сточных вод стала поступать в водоем. Повысилась биогенная нагрузка, увеличилась плотность тростниковых зарослей, выпала из травостоя лобелия, но появились новые виды. Несмотря на экологический и метаболический прогресс фитоценоза тростника (табл. 8.2), качество воды озера ухуд-

шилось. В табл. 8.2 приведены примеры экологических модификаций фитоценозов макрофитов, произошедших в водоемах, которые подвергались антропогенному воздействию в течение нескольких лет.

Вместе с тем экологический регресс не всегда говорит об ухудшении качества воды. В ряде регионов мира проводятся мероприятия по восстановлению водоемов (ограждение от попадания биогенных элементов, аэрация), которые в ряде случаев могут приводить к экологическому и метаболическому регрессу биоценозов, т. е. способствовать выпадению ряда эвтрофных видов из группировки, обеднению ее видового состава и снижению фитомассы растений, хотя этот процесс сопровождается улучшением качества воды.

Долговременность и регулярность наблюдений над экологическими модификациями фитоценозов макрофитов дает возможность гидробиологической службе получать очень ценный в научном и практическом отношении материал, говорящий об изменениях в экосистемах водоемов; при соответствующей обработке этого материала можно делать прогнозы будущего состояния водоемов.

8.6. Высшая водная растительность как индикатор качества воды

Роль высшей водной растительности в формировании качества воды континентальных водоемов велика. Зеленый пояс макрофитов вдоль берегов является первой полосой «обороны» водоемов от поступающих с водосбора обогащенных биогенными элементами и загрязненных вод.

Высшие водные растения интенсивно поглощают минеральные и органические вещества, накапливают ионы тяжелых металлов и радионуклиды, выступают в роли минерализаторов и детоксикантов пестицидов и нефтепродуктов. В зарослях макрофитов осаждается значительное количество приносимых с водой минеральных и органических взвесей. Таким образом, высшие растения являются хорошим естественным биофильтром [235, 236, 266, 356, 386]. Они предохраняют центральные водные массы от загрязнения и биогенных элементов, ограничивая чрезмерное развитие фитопланктона. Камыш, тростник, рогоз и некоторые другие виды водных растений используются для очистки и доочистки бытовых и технических сточных вод. Удивительной способностью произрастать в водах, содержащих высокие концентрации загрязняющих веществ (особенно органического происхождения), обладают ряска маленькая и многокоренник. Они своей жизнедеятельностью способны вызывать детоксикацию этих веществ.

При хорошем водообмене оптимальным для состояния экосистем водоемов считается зарастание акватории на 15—20 % при значении фитомассы растений около 1,5 кг/м² АСВ. Чрезмерное

Таблица 8.2
Экологические модификации фитоценозов макрофитов

Начальное состояние			Модификации		
Растение	Обилие по Друде, баллы	Проективное покрытие, %	Растение	Обилие по Друде, баллы	Проективное покрытие, %
Экологический прогресс и метаболический прогресс					
Тростник обыкновенный	3	25	Тростник обыкновенный	4	40
Лобелия Дортманна	2	10	Мамник большой	1	+
Рдест пронзеннолистный	1	+	Горец земноводный	2	10
			Рдест плавающий	1	+
			Рдест пронзеннолистный	2	10
Фитомасса (АСВ) — 257 г/м ²			Фитомасса (АСВ) — 426 г/м ²		
Экологический регресс и метаболический прогресс					
Тростник обыкновенный	4	50	Тростник обыкновенный	4	50
Осока вздутая	2	10	Осока вздутая	1	5
Хвощ приречный	2	5	Хвощ приречный	1	+
Горец земноводный	2	10	Телорез алоэвидный	5	90
Рдест плавающий	1	+	Рдест плавающий	1	+
Рдест пронзеннолистный	2	10			
Телорез алоэвидный	2	10			
Элодея канадская	1	+			
Фитомасса (АСВ) 613 г/м ²			Фитомасса (АСВ) — 854 г/м ²		

Экологический регресс и метаболический регресс

Тростник обыкновенный	4	45	Двуклосточник тростниковидный	3—4	30
Рогоз широколистный	1	+	Вех ядовитый	3	30
Двуклосточник тростниковидный	2	5	Лютик ядовитый	1	+
Осока острая	2	10	Горец водяной перец	1	+
Горец земноводный	2	10	Черда трехраздельная	2	5
Рдест пронзеннолистный	2	10	Ряска маленькая	2	+
Элодея канадская	1	+			
Фитомасса (АСВ) — 580 г/м ²			Фитомасса (АСВ) — 262 г/м ²		

Экологическая модуляция

Хвощ приречный	1	+	Хвощ приречный	1	+
Рдест плавающий	4	60	Рдест плавающий	2	40
Кубышка желтая	1	10	Кубышка желтая	3	55
Рдест пронзеннолистный	1	5	Рдест пронзеннолистный	2	10
Элодея канадская	2	10	Элодея канадская	2	5
Ряска трехдольная	2	+	Ряска трехдольная	2	+
Телорез алоэвидный	2	10	Телорез алоэвидный	1—2	5
Фитомасса (АСВ) — 265 г/м ²			Фитомасса (АСВ) — 298 г/м ²		

развитие водной растительности неблагоприятно для водоема и может быть причиной вторичного загрязнения. Разложение отмерших растений требует значительного количества растворенного кислорода и может вызывать заморы.

Ученые всего мира пытаются разработать систему индикации качества воды и его изменений при естественном состоянии водоема и при наличии антропогенного воздействия. Рассмотрим, в каких случаях и в каком объеме высшие водные растения пригодны в качестве биоиндикаторов.

Высшие водные растения обладают довольно широкими географическими и экологическими ареалами, причем в различных физико-географических условиях одни и те же виды могут встречаться в водоемах различного трофического уровня и могут иметь разное индикаторное значение. Поэтому при разовых наблюдениях по присутствию или отсутствию какого-либо вида нельзя давать оценку качеству среды. Кроме того, для определенного географического района, группы водоемов или даже отдельного водоема необходимо выбирать виды, проявляющие индикаторные свойства в конкретных условиях [227, 228, 287, 307]. Трудность выявления видов-индикаторов у водных растений связана еще и с тем, что недостаточно сведений об экологии и физиологии многих видов водных растений.

Известна группа видов высших водных растений, которые можно считать индикаторами определенного состояния водной среды.

Наличие в водоемах полушника озерного (*Isoetes lacustris*), полушника иглистого (*I. echinospora*), лобелии Дортманна (*Lobelia dortmanna*), а также урути очередноцветковой (*Myriophyllum alterniflorum*) указывает на чистоту и олиготрофию вод.

Массовое развитие рясковых говорит о неблагополучии в водной экосистеме. Высокий показатель обилия ряски трехдольной (*Lemna trisulca*) говорит о богатстве биогенными веществами водной среды. Обилие ряски маленькой (*L. minor*) и многокоренника (*Spirodela polyrhiza*), помимо эвтрофирования, может свидетельствовать о промышленном и сельскохозяйственном загрязнении. Многокоренник способен развиваться на концентрированных стоках свиноводческих и животноводческих комплексов, активно участвуя в самоочищении и детоксикации загрязненных вод. Ряска маленькая обладает такими же свойствами, как и многокоренник, и в дополнение к этому способна произрастать в воде с высокой концентрацией органических токсичных веществ и способствовать их детоксикации. Локальное интенсивное развитие рясковых может указывать на места поступления биогенных веществ в водоемы с водосбора.

О наличии антропогенного воздействия на водную экосистему свидетельствует пышное развитие группировок стрелолиста обыкновенного (*Sagittaria sagittifolia*), частухи подорожниковой (*Alisma plantago-aquatica*), а также элодеи канадской (*Elodea canadensis*), телореза алоэвидного (*Stratiotes aloides*), роголист-

ника погруженного (*Ceratophyllum demersum*) и урути колосистой (*Myriophyllum spicatum*).

При индикации трофности водной среды с помощью отдельных видов растений могут быть использованы признаки жизненного состояния растения (развитие нормальное, выше или ниже нормального) и общий облик растения. Чрезмерное развитие или угнетенное состояние растений свидетельствует о необходимости обратить внимание на состояние качества воды. Большими по сравнению с отдельными видами растений индикаторными возможностями обладают растительные сообщества, так как они своим ограниченным экологическим ареалом способны отражать всякие, даже незначительные изменения в условиях среды [82].

Некоторые виды высших водных растений могут быть использованы для определения сапробности. К олигосапробам относятся рдест блестящий, уруть очередноцветковая, к олиго- β -мезосапробам — мох *Fontinalis antipyretica*, β -мезосапробами являются элодея канадская, ряски, рдесты плавающий и гребенчатый, кубышка желтая, роголистник погруженный, водяной лютик. Рдест гребенчатый указывает и на α -мезосапробность.

Наблюдения при контроле качества воды по состоянию растительности сходны с наблюдениями за динамикой растительности водоемов, при которых учитываются флора, строение основных растительных сообществ и фитомасса. Сеть обсерваторий и станций, которые проводят гидробиологические наблюдения, все время расширяется. Для этих наблюдений характерны регулярность (проводятся через определенные интервалы времени) и, что особенно важно, долговременность (ведутся в течение ряда лет).

Высшая водная растительность более консервативна, чем сообщества фито- и зоопланктона и бентоса, поэтому показателем изменения качества воды служат изменения в видовом составе, проективном покрытии зарослей макрофитов и в их фитомассе за длительный период.

ПРИЛОЖЕНИЕ 8.1

ХАРАКТЕРИСТИКА НАИБОЛЕЕ РАСПРОСТРАНЕННЫХ ВОДНЫХ РАСТЕНИЙ

Из большого числа сосудистых водных растений — цветковых и высших споровых — выбраны и кратко характеризуются лишь виды, которые являются постоянными компонентами растительного покрова озер, водохранилищ, рек всех природных зон. Многие из них в ряде водоемов имеют массовое распространение. Этот список не является всеобъемлющим и предназначен только для первой начальной ориентировки в растительности водоема в полевых условиях.

Растения нужно собрать в гербарий; при камеральной обработке следует определить по специальным определителям края или области, в которых производились исследования. При диагнозе вида приводятся русское и латинское названия, определяется принадлежность к семейству, описываются основные отличительные морфологические признаки, даются некоторые общие сведения по экологии и рисунки.

Растения в списках сгруппированы по эколого-биологическим типам, а в пределах типов — по чисто внешним морфологическим признакам — размеру и форме листьев (крупно- или широколистные, узколистные и мелколистные растения). Первыми характеризуются виды собственно водных растений — гидрофитов, погруженных в воду и плавающих на ее поверхности, затем водно-болотных (земноводных) растений — гелофитов — с поднимающимися над водой стеблями и листьями. В конце дан список видов гидрофитов, растущих на берегах и в прибрежной зоне на мелководье у берегов.

В диагнозах видов употребляются принятые сокращения: кр. — корень; крщ. — корневище, л. — лист; пл. — плод; р. — растение; ст. — стебель; цв. — соцветие; цв. — цветок; цвн. — цветоножка; чрш. — черешок; выс. — высота; дл. — длина; шир. — ширина; мн. — многолетник; одн. — однолетник; сем. — семейство. Римскими цифрами обозначены месяцы, в которые наблюдается цветение растений.

Гидрофиты погруженные

Крупнолистные и широколистные погруженные растения

Рдест блестящий — *Potamogeton lucens* L. (рис. П.1). Крупный мн. с длинным толстым крщ. Ст. прямой, округлый, вверху разветвленный. Л. до 30 см дл. и 4,5 см шир., все подводные на коротких чрш., крупные, ланцетовидные, на верхушке острые или с остроконечием, по краю волнистые, лоснящиеся, желтовато-зеленые, просвечивающие, с выдающейся средней жилкой и сеткой тонких боковых жилок. Цв. зеленые, плотные, на утолщенных кверху цветоносах, во время цветения (VI—VIII) поднимаются над водой.

Рдест пронзеннолистный — *P. perfoliatus* L. (рис. П.2). Крупный мн. с колленчато-изогнутым крщ., с длинными ползучими побегами. Ст. прямой, округлый, простой или кверху ветвистый. Л. до 6—12 см дл. и 3,5—6 см шир., все подводные темно-оливково-зеленые, округлые или продолговато-яйцевидные, слегка вогнутые со стеблеобъемлющим основанием, на верхушке тупые с 5—9 главными жилками и неясной сеточкой боковых жилок. Цв. многоцветковые, зеленые, на цветоносах, во время цветения (VII—VIII) поднимаются над водой.

Растет в водоемах различного типа, реках (может на сильном течении), на разных донных отложениях до глубины 2—3 м (и до 6 м). Образует огромные густые заросли.

Рдест курчавый — *P. crispus* L. (рис. П.3). Довольно крупный мн. с тонким сильно ветвистым крщ. Ст. тонкий, сплюснуто-четырёхгранный, кверху ветвистый. Л. все подводные 4—9 см дл. и 0,7—1,3 см шир., линейно-ланцетовидные с округленным основанием, темно-зеленые, иногда с коричневатым оттенком, по краю мелкоостропильчатые, волнистые или курчавые, очень редко плоские. Цв.

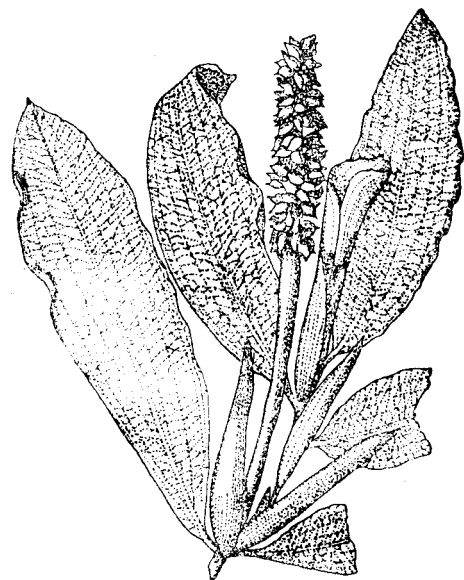


Рис. П.1. Рдест блестящий (*Potamogeton lucens* L.).



Рис. П.2. Рдест пронзеннолистный (*Potamogeton perfoliatus* L.).



Рис. П.3. Рдест курчавый (*Potamogeton crispus* L.).



Рис. П.4. Рдест гребенчатый (*Potamogeton pectinatus* L.).

малоцветковые на коротком слегка изогнутом цветоносе, во время цветения (с VI до осени) поднимаются над водой.

Растет в озерах, водохранилищах, реках, речных заводях на илистых донных отложениях до глубины около 2 м.

Узколистные погруженные растения

Рдест гребенчатый — *Potamogeton pectinatus* L. (рис. П.4). Крупный мн. с длинным, ползучим, сильно ветвящимся крщ., на котором осенью развиваются клубнеобразные утолщения. Ст. тонкий, прямой, кверху сильноветвистый. Ветви нитевидные, густо усажены л. Л. темно-зеленые или коричневатые, нижние узколинейные длинные, верхние короче, щетиновидные. Цв. прерывистые из нескольких малоцветковых мутовок, коричневато-зеленые, на длинном тонком цветоносе, во время цветения (VI—VII) находятся над водой.

Растет в разного типа водоемах с пресной и солоноватой водой, на разных



Рис. П.5. Рдест маленький (*Potamogeton pusillus* L.).



Рис. П.6. Валлиснерия спиральная (*Vallisneria spiralis* L.).

донных отложениях — от песчаных и каменистых до илистых до глубин 2—3 м. В солоноватых озерах южных районов образует огромные и густые заросли.

Рдест маленький — *P. pusillus* L. (рис. П.5). Мн., невысокое р. с тонким, иногда не развивающимся крщ. Ст. прямой, тонкий, светлый, округлый, простой или ветвистый. Л. узкие, линейные на верхушке тупые и остроконечные, темно-зеленые с тремя жилками, из которых средняя обычно слегка коричневатая, снизу листа выдающаяся. Сцв. прерывистое из нескольких сближенных малоцветковых мутовок на тонком цветоносе, во время цветения (VI—VII) поднимается над водой.

Растет на небольших глубинах, преимущественно на илистых донных отложениях у берегов в небольших озерах, заливах больших озер и водохранилищ, реках с тихим течением, прудах. Часто достигает массового развития на прибрежьях у селений.

Валлиснерия спиральная — *Vallisneria spiralis* L. (рис. П.6); сем. Водокрасовые — *Hydrocharitaceae*. Мн. Обычно невысокое р. с коротким ползучим крщ. Ст. укороченные. Л. тонкие, линейные (лентовидные) до 12 мм шир., внизу цельнокрайние, вверху мелкопильчатые, собраны в прикорневую розетку. Цв. мелкие; мужские на короткой цвт., скучены в виде головки у основания листьев, во время цветения открываются и всплывают на поверхность воды; женские цв. на очень длинных цвн.

Распространен в стоячих и проточных неглубоких водоемах до глубины 1 м. Хорошо развивается и образует густые обширные заросли в теплых водах водохранилищ-охладителей. Культивируется в аквариумах.

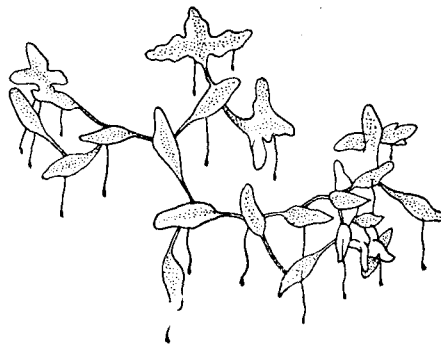
Мелколистные погруженные растения

Элодея канадская — *Elodea canadensis* Michx. (рис. П.7); сем. Водокрасовые — *Hydrocharitaceae*. Мн., ст. длинный, облиственный, сильноветвистый, ломкий, стелется по дну (укореняется) или плавает (взвешен) в толще воды.



Рис. П.7. Элодея канадская (*Elodea canadensis* Michx.).

Рис. П.8. Ряска трехдольная (*Lemna trisulca* L.).



Л. мелкие, яйцевидные, темно-зеленые, обычно по три в мутовке. Цветки мелкие на очень длинных тонких цвн., плавают на поверхности воды; цветет редко (VI—VIII). Размножается очень быстро частями стеблей. Осенью побеги густо покрываются мелкими листьями и зимуют на дне водоемов.

Растет в разного типа водоемах, на мелких местах и на значительных глубинах. Часто встречается у поселков, рыболовецких стоянок.

Ряска трехдольная — *Lemna trisulca* L. (рис. П.8); сем. Рясковые — *Lemnaceae*. Мн. Маленькое свободно плавающее в толще воды растение, состоящее из плоских тонких ланцетовидных небольшого размера пластинок — листочков (видоизмененных стеблей), с зазубренной верхушкой, округлым основанием и маленьким свисающим водным корешком. Взрослые особи соединены с двумя дочерними ножками, образуют группы, иногда из значительного числа листочков. Цв. очень мелкие, незаметные. Во время цветения р. всплывает к поверхности воды, цветет крайне редко (VI—VII).

Распространена в разного типа водоемах, особенно прудах, канавах, заводях рек, у поселков и рыболовецких стоянок. Образует огромные скопления, часто заполняющие толщу воды. Легко выносятся течением.

Погруженные растения с рассеченными на мелкие доли листьями

Роголистники — виды рода *Ceratophyllum* (рис. П.9); сем. Роголистниковые — *Ceratophyllaceae*. Мн. Без кр., с тонкими, членистыми и ломкими ст., в верхней части сильно ветвистыми. Л. вильчато разделены на линейные по

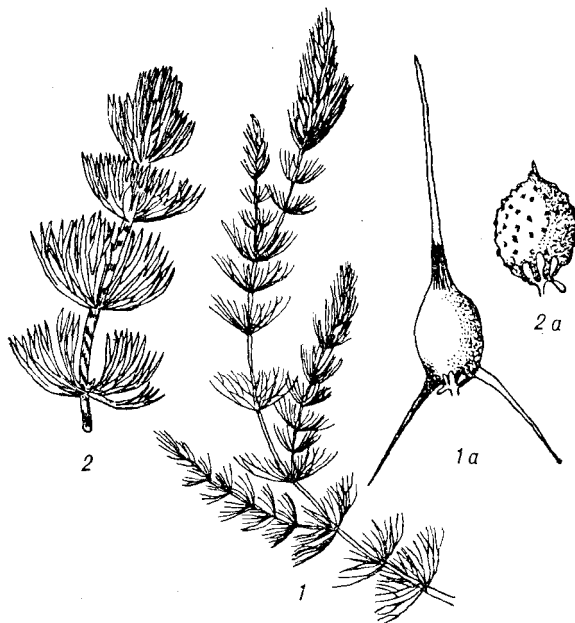


Рис. П.9. Роголистник.

1 — р. погруженный (*Ceratophyllum demersum* L.); 2 — р. полупогруженный (*C. submersum* L.); а — плод.

краю шиповато-зубчатые доли, расположены на стебле в мутовках; у роголистника погруженного (*C. demersum* L.) — темно-зеленые, грубые, у роголистника полупогруженного (*C. submersum* L.) — светло-зеленые, мягкие и нежные. Цветки очень мелкие, находятся в пазухах листьев.

Плоды продолговато-овальные, у роголистника погруженного с тремя колючками, у роголистника полупогруженного — с одной верхушечной колючкой. Цветут (VI—VIII) и плодоносят под водой.

Осенью на концах стеблей роголистников образуются плотные клубочки — почки перезимовывания, сохраняющиеся зимой на дне; из них весной вырастают новые растения.

У роголистников очень часто нижние части стеблей бывают погружены в ил, поэтому иногда их относят к прикрепленным растениям.

Растут преимущественно в небольших зарастающих водоемах или заливах крупных водоемов с илистым дном до глубины 1,5—2 м, иногда глубже. Встречаются в реках и протоках с тихим течением. Роголистник погруженный может расти на сильном течении. Образует обширные заросли.

Урути — виды рода *Myriophyllum* (рис. П.10); сем. Сланоягодниковые — *Haloragaceae*. Крупные мн. с ползучим корневищем и тонкими многочисленными

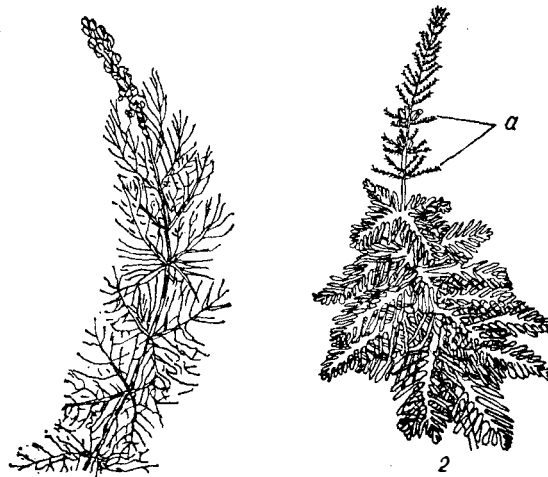


Рис. П.10. Уруть.

1 — у. колосистая (*Myriophyllum spicatum* L.); 2 — у. мутовчатая (*M. verticillatum* L.); а — прицветники.

кр. Ст. прямые, округлые, у урути колосистой (*M. spicatum* L.) ветвистые, беловатые или светло-зеленые, кверху густо облиственные, у урути мутовчатой (*M. verticillatum* L.) — ломкие, простые или кверху слабо ветвистые. Л. перисто раздельные, расположены на стебле в мутовках: у урути колосистой по четыре, у урути мутовчатой по пять-шесть в мутовке. Цв. мелкие, в прерывистых колосьях, у урути мутовчатой с перисто раздельными прицветниками, превышающими цв. Во время цветения (VI—IX) торчат над водой.

Растут в разного типа озерах и водохранилищах, прудах, заводях рек, мочажинах болот до глубины 1,5—2 м. Образуют обширные густые заросли. При обмелении водоема на влажных местах могут давать наземные формы.

Водяные лютики — виды рода *Ranunculus* (рис. П.11); сем. Лютиковые — *Ranunculaceae*. Мн. Укореняющиеся разной высоты растения с подводными мелкокорассеченными на нитевидные доли листьями, у некоторых видов жестковатыми, при вынимании из воды слипающимися или не слипающимися. У некоторых видов имеются плавающие листья. Цветки белые на цветоножках, торчат над водой (V—VIII).

Растут в разного типа водоемах, реках, старицах, канавах, мочажинах низинных болот, на глубинах до 1,5—2 м. Часто образуют крупные и очень густые заросли. При обмелении водоема на влажных местах могут давать наземные формы.

Пузырчатка обыкновенная — *Utricularia vulgaris* L. (рис. П.12); сем. Пузырчатковые — *Lentibulariaceae*. Мн. Ст. плавающий (взвешенный) в толще воды, длинный, ветвистый, густо усажен л. Л. многократноперистораздельные, с многочисленными ловчими пузырьками. Цв. желтые на цвп., при плодах, за-

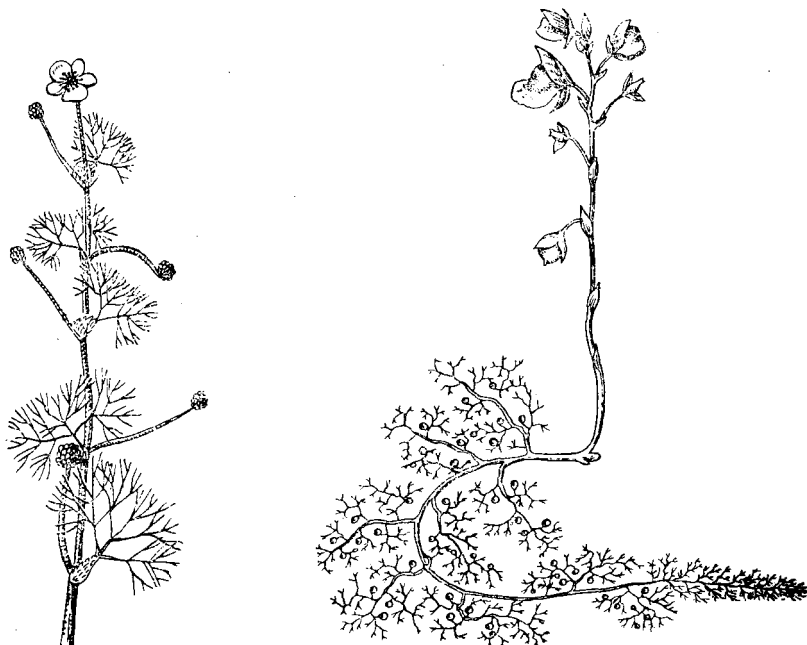


Рис. П.11. Водяной лютик жестколистный (*Ranunculus circinatus* Sibth.).

Рис. П.12. Пузырчатка обыкновенная (*Utricularia vulgaris* L.).

гнутых книзу, собраны в редкую кисть; во время цветения (VI—VII) на длинных цветоносах высоко поднимаются над водой.

Растет в зарастающих озерах, заливах крупных озер и водохранилищ, в заводях рек, в мочажинах низинных болот. Может образовывать очень большие скопления.

Осенью на концах стеблей пузырчатки образуют плотные клубочки — почки перезимовывания, которые опадают на дно водоема и в таком состоянии переносят зиму. Весной из них развиваются молодые растения.

Приземистые погруженные растения с прикорневыми короткими шиловидными или линейными листьями

Полушник озерный — *Isoëtes lacustris* L. (рис. П.13); сем. Полушниковые — *Isoëtaceae*. Мн. Невысокое (5—20 см) споровое р. с укороченным клубневидным крщ. и многочисленными кр., от которых вверх пучком отходят прямые шиловидные темно-зеленые л. В середине пучка находятся бесплодные л.; за ними л. с микроспорами и в наружной части располагаются л. с макроспорангиями. Макроспоры тонкоскладчатые, морщинистые; VII—IX.

Лобелия Дортманна — *Lobelia dortmanna* L. (рис. П.14); сем. Лобелиевые — *Lobeliaceae*. Мн. с многочисленными белыми тонкими мочковатыми кр. Л. прикорневые, собраны в розетку, линейные, гладкие, тупые, в верхней части ото-

гнутые книзу. Цветочный ст. высокий, простой, прямой с редкими линейными листьями, во время цветения выставляется над водой. Цв. голубые немногочисленные, одиночные, на поникающих цвн.

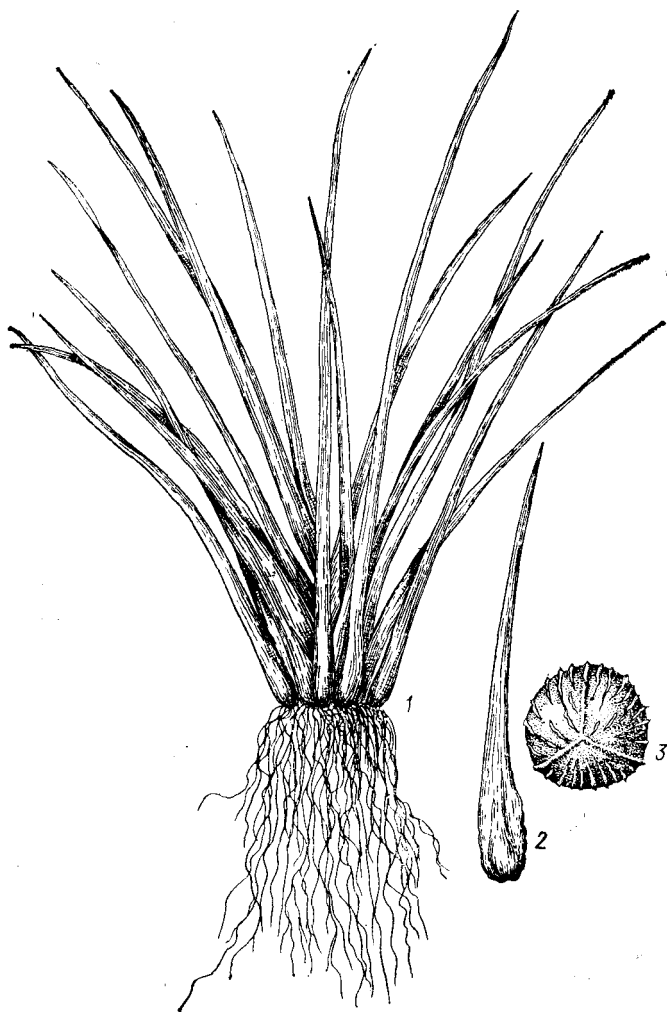


Рис. П.13. Полушник озерный (*Isoetes lacustris* L.).

1 — общий вид; 2 — спорангий; 3 — макроспора.

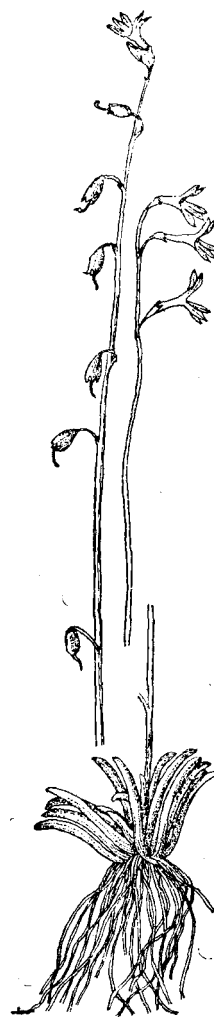


Рис. П.14. Лобелия Дортманна (*Lobelia dortmanna* L.).

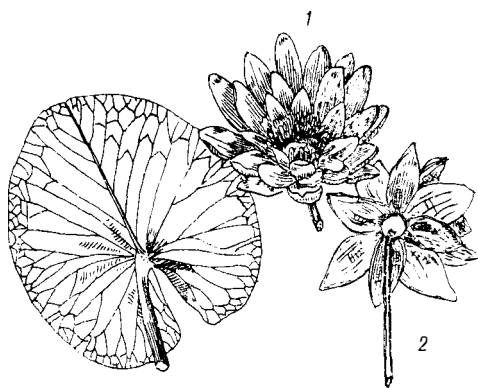
В озерах растут преимущественно на песчаном дне до глубины 1,5—2 м, иногда глубже. На больших глубинах только вегетируют.

К погруженным гидрофитам относятся также харовые водоросли и мхи. Они обильно развиваются в некоторых типах водоемов.

Гидрофиты, плавающие на поверхности воды (свободно плавающие и с плавающими листьями)

Крупнолистные плавающие растения

Кувшинки — виды рода *Nymphaea* (рис. П.15); сем. Кувшинковые — *Nymphaeaceae*. Мн. Крупные р. с горизонтальным или вертикальным с остатками чрш. спавших л. крш. Л. подводные и плавающие, собраны в прикорневую розетку. Подводные л. в небольшом количестве, на коротких чрш., тонкие, прозрачные, волнистые. Плавающие



на длинных круглых чрш., крупные, округло-овальные, толстые, сверху темно-зеленые, снизу обычно красноватые. Цв. белые на длинных круглых цветоносах (VII—VIII), плавают на поверхности воды. Плоды покрыты рубцами опавших тычинок, при созревании опускаются под воду на винтообразно скручивающихся цветоносах.

Рис. П.15. Кувшинка.

1 — к. чистобелая (*Nymphaea candida* J. Presl.); 2 — к. белая (*N. alba* L.)

Кувшинка белая — *Nymphaea alba* L. (рис. П.15); Л. очень кружные (10—30 см в поперечнике), сердцевидно-овальные, жилки лопастей л. расходящиеся. Цв. слабоароматные, очень крупные, основание цв. круглое. Пл. шарообразный.

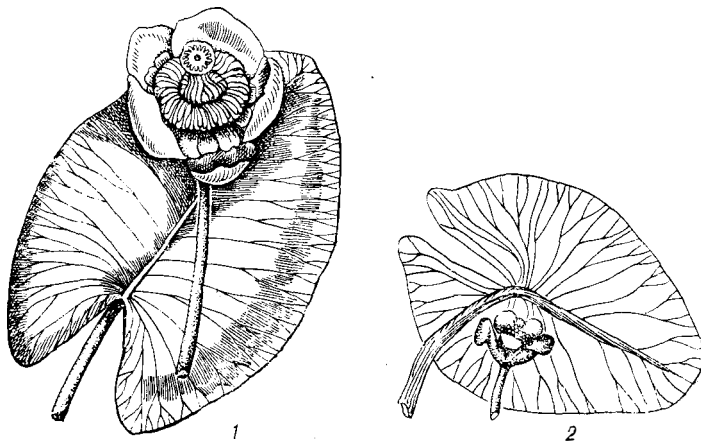


Рис. П.16. Кубышка.

1 — к. желтая (*Nuphar lutea* (L.) Smith); 2 — к. малая (*N. pumila* (Timm.) D. C.).

К. чистобелая — *N. candida* J. Presl. Л. очень крупные (12—30 см в поперечнике), округло-овальные; жилки лопастей л. дугообразно сходящиеся. Цв. почти без запаха, крупные, основание цв. четырехугольное. Пл. яйцевидный.

Растут в небольших озерах, заливах больших озер и водохранилищ, старицах, протоках и речках с тихим течением, заводях рек, преимущественно на илистых донных отложениях до глубины 2—2,5 м, редко глубже. Характерны

для пойменных озер. Образуют очень большие заросли, плотно покрывают поверхность воды плавающими листьями.

Кубышки — виды рода *Nuphar* (рис. П.16); сем. Кувшинковые — *Nymphaeaceae*. К. желтая — *N. lutea* (L.) Smith. Мн. Крупное растение с толстым, мясистым, покрытым рубцами от опавших листьев, часто сильно разветвленным крш. и толстыми, мясистыми длинными кр. Л. в прикорневой розетке, подводные и плавающие. Нижние подводные л. многочисленные на сравнительно коротких чрш., полупрозрачные, тонкие с волнистыми краями. Верхние плавающие л. на длинных толстых, трехгранных чрш., крупные с сердцевидно-овальной,верху закругленной, в основании глубоко надрезанной плотной, почти кожистой зеленой пластинкой. Цв. на длинных, круглых, толстых цветоносах крупные, одиночные, темно-желтые с мяси-

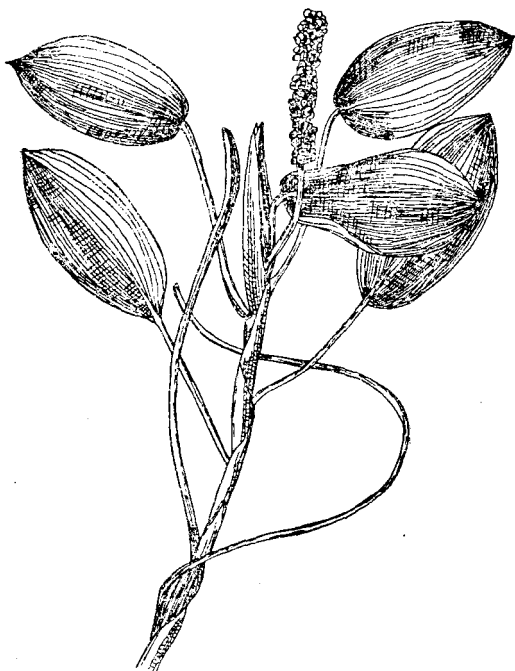


Рис. П.17. Рдест плавающий (*Potamogeton natans* L.).



Рис. П.18. Горец земноводный (*Polygonum amphibium* f. *aguaticum* Leys.).

стыми долями, невысоко поднимаются над водой. Пл. прямой гладкий,верху узкий, книзу расширенный, зеленый.

К. малая — *N. pumila* (Timm.) D. C. (рис. П.16). Отличается от к. желтой меньшими размерами всего растения, тонкими и плоскими чрш. л., тонким коротким крш. и небольшими снизу опушенными пластинками л. Пл. у К. малой согнуты вбок (VI—IX).

Растет в озерах, старицах, речках и ручьях со слабым течением, заводях, прудах, преимущественно на илистых донных отложениях до глубины 1,5—2 м.

К. желтая часто образует очень большие заросли, особенно в пойменных озерах.

Рдест плавающий — *Potamogeton natans* L. (рис. П.17); сем. Рдестовые — *Potamogetonaceae*. Крупный мн., крш. длинное ползучее, крепкое, сильно ветвистое, осенью с клубнеобразно утолщенными междоузлиями. Ст. толстый, простой или кверху слабоветвистый. Подводные л. малочисленные, полуцилиндрические, толстоватые, черешкообразные без листовой пластинки. Плавающие л. на длинных черешках, довольно крупные, зеленые или коричневатые, кожистые,

эллиптические или продолговатые, у основания округлые или близкие к сердцевидным. Цв. многоцветковые, цилиндрические, густые, большей частью коричневатые на цветоносах, во время цветения (VI—VIII) поднимаются над водой.

Растет в небольших озерах, заливах больших озер и водохранилищ, старицах, речках и ручьях со слабым течением, преимущественно на илистых донных отложениях до глубины 2—2,5 м, редко глубже.

Горец земноводный — *Polygonum amphibium* L. (рис. П.18); сем. Гречишные — *Polygonaceae*. То же, что водяная гречиха. Водная экологическая форма — *f. aquaticus* Leys. Крупный мн. с ползучим длинным ветвистым крш. Ст. прямой, простой, реже слабо ветвящийся, в верхней части плавает, на мелких местах в узлах укореняется. Л. плавающие, на длинных чрш., удлиненно-треугольные, гладкие, зеленые, толстоватые, цельнокрайние, на конце тупые, у основания закругленные или близкие к сердцевидным. Цв. мелкие, розовые, в плотных колосовидных св. возвышаются над водой; цветет с VI до осени.

Растет в разного типа водоемах, заводях рек до глубины 1—2 м и глубже. Нередко образует очень большие заросли. Является пионером зарастания. При обмелении и высыхании водоема дает наземную форму с прямостоячим стеблем и шершавыми листьями (*f. terrestre* Leys.).

Мелколистные плавающие растения

Сальвиния плавающая — *Salvinia natans* (L.) All. (рис. П.19); сем. Сальвиниевые — *Salviniaceae*. Одн. Небольшое свободно плавающее на поверхности воды, споровое р. с тонким разветвленным горизонтальным стеблем без кр. Подводные л. рассечены на нитевидные доли (с волосками), спускаются от стебля вниз и напоминают корешки. Плавающие л. с овальной, зеленой, сверху бородавчатой, снизу густо волосистой (с бурыми волосками) пластинкой сидят

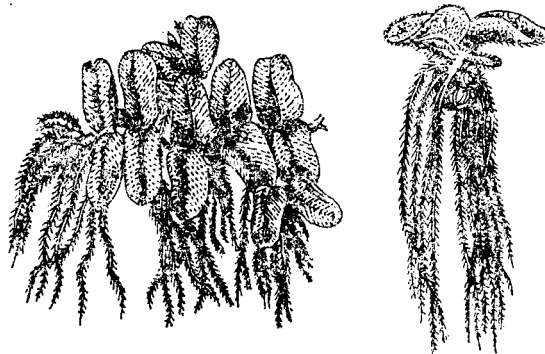


Рис. П.19. Сальвиния плавающая (*Salvinia natans* (L.) All.).

по два в узлах стебля. Спорокарпии по 4—8 на ножке находятся у основания подводных л.; спороношение VIII—IX.

Растет в небольших озерах, заливах больших озер и водохранилищ, старицах, заводях рек преимущественно у берега и среди зарослей высоких растений. При большом скоплении очень плотно покрывает поверхность воды. Хорошо развивается в теплых водах. Распространена в южных районах.

Ряски — виды рода *Lemna* и многокоренник — *Spirodela* (рис. П.20); сем. Рясковые — *Lemnaceae*. Мн., маленькие р., свободно плавающие на поверхности воды, состоят из округлых или округло-яйцевидных, сверху зеленых, снизу белесовато-зеленых толстоватых маленьких пластинок — листочков — видоизмененных безлистных стеблей, со спускающимся одним или несколькими белыми прозрачными водными корешками. Цветут редко. Размножаются делением.

Р. маленькая — *Lemma minor* L. Пластинки эллиптические и обратнойцевидные, цельнокрайние, сверху слабовыпуклые или слегка килеватые с выдающимся шипиком, зеленые, снизу плоские, желтовато- или беловато-зеленые, образуют обычно группы из трех — шести пластинок. Водный корешок один.

Р. горбатая — *L. gibba* L. Пластинки округлые или обратнойцевидные, сверху слабокилеватые с очень незначительным шипиком или без него, плоские, снизу шаровидно-выпуклые, с одним водным корешком.

Многокоренник обыкновенный — *Spirodela polyrrhiza* (L.) Schleid. Пластинки округлые или обратнойцевидные, цельнокрайние, толстоватые, плоские, сверху зеленые, снизу красновато-фиолетовые с пучком водных корешков. Образуют группы по 3—5 пластинок.

Растут в небольших илистых озерах, заливах больших озер и водохранилищ, старицах, речках и ручьях с тихим течением, в пойменных озерах, прудах, канавах, преимущественно у берегов и среди зарослей высоких растений. При боль-

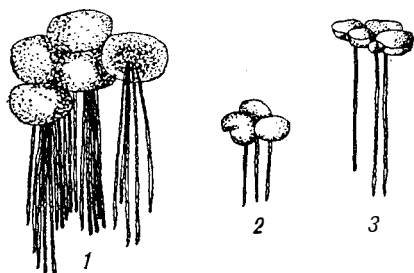


Рис. П.20.

1 — многокоренник обыкновенный (*Spirodela polyrrhiza* (L.) Schleid.); 2 — ряска маленькая (*Lemma minor* L.); 3 — ряска горбатая (*L. gibba* L.).

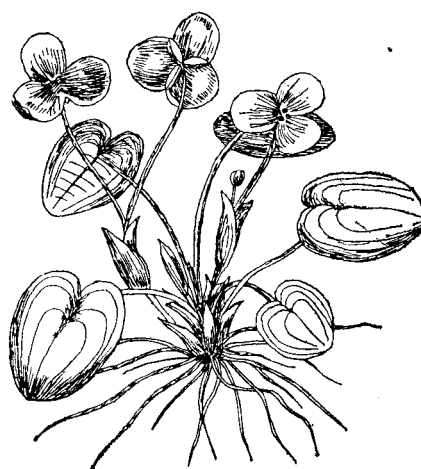


Рис. П.21. Водокрас обыкновенный (*Hydrocharis morsus-ranae* L.).

шом скоплении могут целиком покрыть поверхность воды. Легко выносятся течением.

Водокрас обыкновенный *Hydrocharis morsus-ranae* L. (рис. П.21); сем. Водокрасовые — *Hydrocharitaceae*. Мн. Ст. плавающий у поверхности воды, шнуровидный с сильно развитыми побегами, с розетками л. и с пучками длинных мясистых беловато-зеленоватых водных кр. Кр. иногда на мелких местах нижними концами бывают погружены в ил. Л. плавающие на длинных черешках, небольшие, зеленые, округлые, цельнокрайние, с сердцевидными основаниями. Цв. довольно крупные, белые, нежные на цветоносах возвышаются над водой (VII—VIII). Осенью на концах стеблей образуются зимующие почки, опадающие на дно водоема. Весной из них развиваются молодые растения.

Растет в мелководных водоемах и заливах, прудах, речках со слабым течением, у берегов и среди зарослей высоких растений. Образует большие скопления и листьями очень плотно покрывает поверхность воды.

Разнолистные плавающие растения с плавающими и подводными листьями

Рдест травяной — *Potamogeton gramineus* L. (рис. П.22), то же, что рдест разнолиственный — *P. heterophyllus* Schreb; сем. Рдестовые — *Potamogetonaceae*. Мн. Довольно крупное р. с тонким ползучим и вильчато-ветвящимся крщ. Ст. тонкие, кверху сильно ветвистые. Л. подводные и плавающие. Подводные л. мно-



Рис. П.22. Рдест травяной (*Potamogeton gramineus* L.).

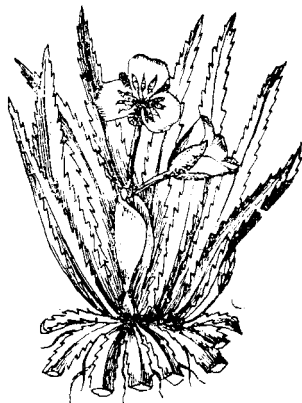
1 — водная форма, 2 — наземная форма.

гочисленные, тонкие, прозрачные, светло-зеленые, ланцетовидные или линейно-ланцетовидные, плоские или желобчато-сложенные и серповидно-изогнутые. Плавающие л. на чрш., зеленые, эллиптические, тонкокожистые, при основании почти округлые. Иногда они отсутствуют. Соцветия многоцветковые, плотные, зеленые на длинных, кверху утолщенных цветоносах, во время цветения (VI) поднимаются над водой.

Растет в озерах до глубины 1—1,5 м, редко глубже. При обмелении водоемов дает наземную форму, у которой имеются только кожистые л. (подводные почти не сохраняются), распластанные по поверхности влажного грунта (*f. terrestris* Fr.). На глубоких местах встречается в форме *f. graminifolius* Fr. только с подводными листьями.

Плавающие растения с мясистыми возвышающимися над водой листьями

Телорез обыкновенный — *Stratiotes aloides* L. (рис. П.23); сем. Водокрасовые — *Hydrocharitaceae*. Мн. Крупное р., в теплое время года, во время цветения, плавает, л. торчат над поверхностью воды, в холодное — погружается



в воду. Крш. горизонтальное с длинными побегами и свисающими в воду светлыми шнуровидными кр.; на мелких местах и осенью кр. могут быть погружены в ил. Ст. укороченный, толстый, мясистый. Л., как правило, узкие, вверх торчащие, удлинённые, вогнутые и саблевидно-изогнутые, собраны в воронковидную розетку, темно-зеленые, жесткие, ломкие, мясистые, режущие, по средней жилке снизу и по краям имеются направленные вверх зубцы с колючками. Цв. довольно крупные белые, очень нежные, на сплюснутых цвн. выставлены над водой (VII—VIII).

Рис. П.23. Телорез обыкновенный (*Stratiotes aloides* L.).

Растет в небольших озерах, заливах больших озер и водохранилищ, старицах, пойменных озерах, речках с тихим течением. Предпочитает неглубокие илистые озера. Может произрастать на глубинах до 2—3 м в постоянно погруженном состоянии. Нередко образует заросли, покрывающие водоем целиком.

Гелофиты

Надводные растения с безлистным или почти безлистным стеблем

Хвощ приречный — *Equisetum fluviatile* L. (рис. П.24); сем. Хвощевые — *Equisetaceae*. Мн. Споровое р. средней высоты с довольно толстым желтоватым или черно-бурым матовым или слаболознящимся сильноветвистым крш. Ст. прямостоячие или вверху в разной степени ветвистые, с широкой срединной полостью, членистые, серовато-зеленые, светлые, с гладкими плоскими ребрами. У сочленений стебля находятся спаянные между собой зубцы — видоизмененные листья, внизу черные или красноватые, кверху — бледно-зеленые, охватывающие стебель и прижатые к нему. Спороносный колос (стробил) на конце стебля, яйцевидный или овальный; споры VI—VII.

Растет у берегов водоемов, на илистых, песчаных и каменистых донных отложениях до глубины 0,75 м, редко глубже. Образует очень большие и густые заросли.

Камыш озерный — *Scirpus lacustris* L. (рис. П.25); сем. Осоковые — *Cyperaceae*. Мн. Крупное высокое р. с ползучим толстым черно-бурым крш. с многочисленными густыми и длинными кр. Ст. прямой, гладкий, безлистный (иногда бывают подводные недолго сохраняющиеся л.), довольно упругий, темно-зеленый, при основании — буроватое, бурое или красно-бурое влагалитше, часто полуразрушенное. Соцветие расположено на верхушке стебля, раскидистое или сжатое, с прицветными листьями при основании. Колоски мелкие, продолговатояйцевидные, заостренные, красновато-бурые. Колосковые чешуи без бородавочек (VI—VIII).

Растет у берегов озер, водохранилищ, рек, на болотах до глубины 1,5—2 м (редко глубже) и на влажных берегах. Образует очень большие заросли.

Симняг болотный — *Eleocharis palustris* (L.) R. Вг. (рис. П.26); сем. Осоковые — *Cyperaceae*. Мн. Крш. ползучее. Ст. тонкие прямые невысокие, стоящие одиночно или небольшими пучками, безлистные, неветвистые, зеленые или сизо-

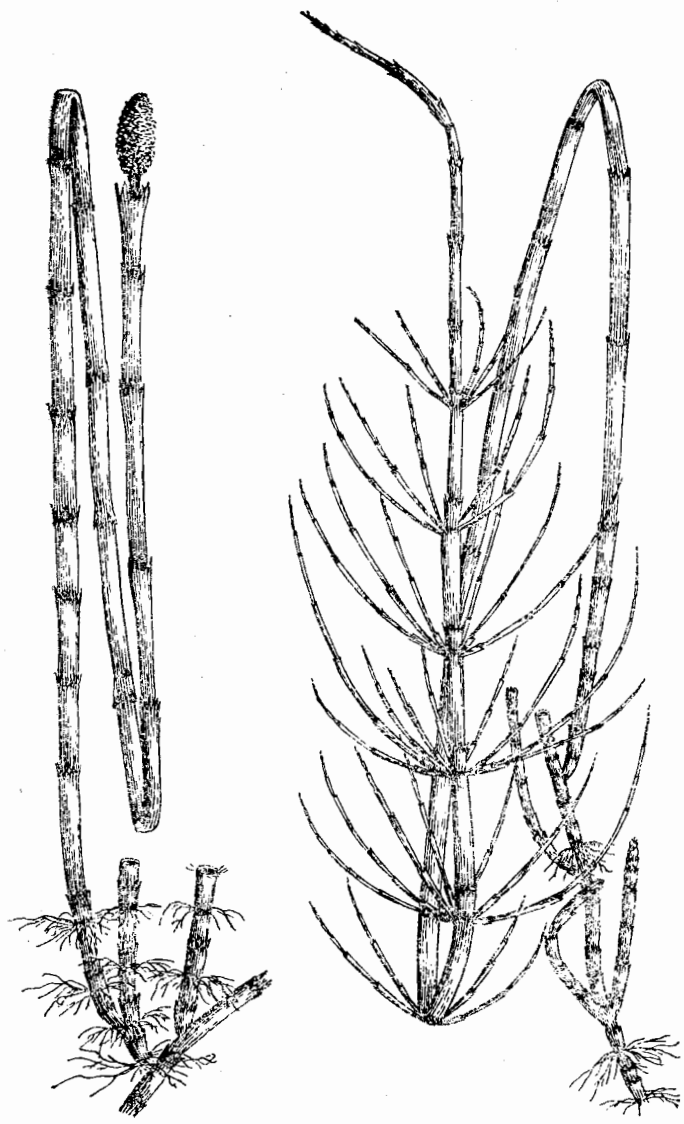


Рис. П.24. Хвощ приречный (*Equisetum fluviatile* L.).



Рис. П.25. Камыш озерный (*Scirpus lacustris* L.).

Рис. П.26. Ситняг болотный
(*Eleocharis palustris* (L.)
R. Br.).

зеленые, бороздчатые или почти гладкие с пурпурным основанием. Колоски на верхушке стебля маленькие, цилиндрические или яйцевидно-цилиндрические, темно-бурые (VI—VIII).

Растет у берегов водоемов на мелких местах до глубины 0,5 м. Предпочитает илесто-песчаные и илесто-глинистые донные отложения.

Крупнолистные и широколистные надводные растения

Частуха подорожниковая — *Alisma plantago-aquatica* L. (рис. П.27); сем. Частуховые — *Alismataceae*. Мн. Довольно крупное р. с толстым коротким крш. Ст. прямой, безлистный, цилиндрический или неяснотрехгранный, гладкий, на всем протяжении или только в верхней части полый, внизу утолщенный. Л. подводные (иногда их нет) и воздушные, прикорневые. Подводные л. лентовидные, тонкие. Воздушные л. на длинных чрш., длинные пластинки, округленные или



Рис. П.27. Частуха подорожниковая (*Alisma plantago-aquatica* L.).

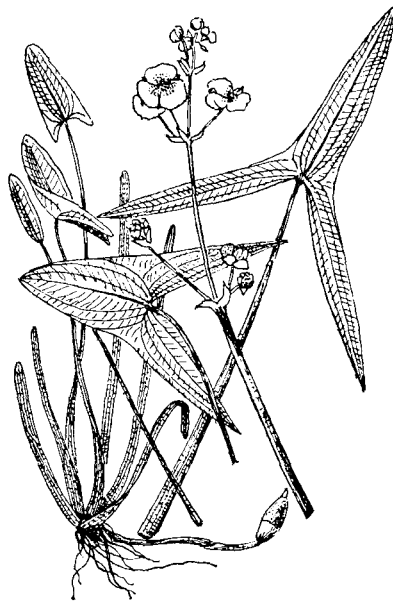


Рис. П.28. Стрелолист стрелолистный (*Sagittaria sagittifolia* L.).

эллиптические, сверху тусклые, матовые, с сероватым оттенком, в основании сердцевидные или закругленные с вдавленными, кроме средней, продольными жилками. Соцветие на конце ст. пирамидальное, выше л. Цв. (VI—VIII) мелкие, многочисленные розоватые. Пл. расположены кольцом.

Стрелолист стрелолистный — *Sagittaria sagittifolia* L. (рис. П.28); сем. Частуховые — *Alismataceae*. Мн. Невысокое р. с мочковатыми кр. и длинными шнуровидными побегами, на которых осенью развиваются клубневидные зимующие почки. Ст. простой, безлистный, гладкий, внизу несколько утолщенный, трехгранный. Л. прикорневые, неоднородные, воздушные на длинных черешках со стреловидно-треугольной пластинкой и расходящимися лопастями, из которых нижние короче верхушечной. Плавающие л. — длинночерешковые с ланцетовидной пластинкой. Подводные л. сидячие, линейные, тупые, прозрачные с параллельными жилками. Часто подводные и плавающие л. отсутствуют. Сцв.

ветвистое. Цв. (VI—VIII) белые, небольшие с темно-фиолетовым основанием и фиолетовыми тычинками. Пл. в крупных шаровидных головках.

Частуха и стрелолыст растут на влажных берегах и в воде у берега небольших зарастающих озер, стариц, пойменных озер, речек, ручьев, заводей рек, в заливах больших озер и водохранилищ до глубины 0,3—0,5 м, редко глубже. Ч. подорожниковая иногда образует большие и густые заросли.

Узколистные надводные травы с лентевидными или линейно-ланцетными листьями

Рогозы — виды рода *Typha* (рис. П.29); сем. Рогозовые — *Typhaceae*. Мн. Крупные, высокие р. с толстым ползучим крщ., с многочисленными кр. Ст. прямые, крепкие цилиндрические с несколькими л. Л. отходят от основания ст.,

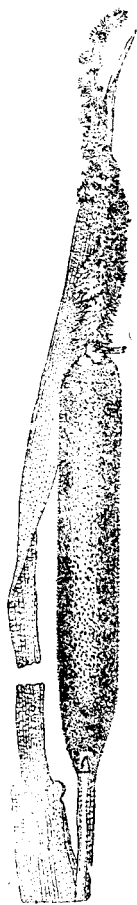


Рис. П.29. Рогоз широколиственный (*Typha latifolia* L.).

Рис. П.30. Ежеголовник прямой (*Sparganium erectum* L.).



ремневидные, длинные, зеленые, у основания несколько желобчатые, в остальной части плоские, иногда немного закрученные. Соцветия крупные, длинноцилиндрические, в верхней части тонкие с мужскими цв., после цветения быстро опадающими, в нижней части утолщенные с женским цв., бархатистые, с долго сохраняющимися после отцветания плодами.

Рогоз узколистный — *Typha angustifolia* L. Л. узколинейные с короткозаостренной верхушкой (4—10 мм шир.). Соцветия коричневые: женские и мужские соцветия отделены друг от друга небольшим промежутком (VI—VIII).

Р. широколиственный — *T. latifolia* L. Л. более широкие, чем у предыдущего вида, широколинейные (до 20 мм шир.), с более заостренной верхушкой. Соцветия толстые, почти черного цвета; женские и мужские соцветия соприкасаются (VI—VII).

Р. растет у берегов озер, водохранилищ, стариц, в заводях рек, канавах, карьерах, на болотах и болотистых берегах рек, заболачивающихся водоемах, на сплавинах до глубины 1,5—2 м, иногда глубже. Образует крупные заросли.

Ежеголовники — виды рода *Sparganium*. Сем. Ежеголовниковые — *Sparganiaceae*. Ежеголовник прямой — *Sparganium erectum* L. (рис. П.30); то же, что Е. ветвистый — *Sparganium ramosum* Huds. Мн. Довольно крупное р.

с ползучим крщ. Ст. прямые, крепкие, в соцветии ветвистые. Л. трехгранные, острые, длинные, мечевидные, густо-зеленые, тусклые, довольно крепкие, снизу с крылатым килем и вогнутыми гранями. Соцветие крупное, разветвленное. Цв. мелкие, собраны в шаровидные головки, сидят на ветках соцветия (VII—VIII).

Растет у берегов озер и водохранилищ, стариц, пойменных озер, заводей, рек, прудов, на сырых лугах, болотах у воды и в воде на небольших глубинах (до 0,75 м, редко глубже).

Е. простой — *S. emersum* Rehm., то же, что *S. simplex* Huds. Мн. Р. невысокие с ползучим крщ. Ст. прямые, простые, довольно крепкие, иногда вверху

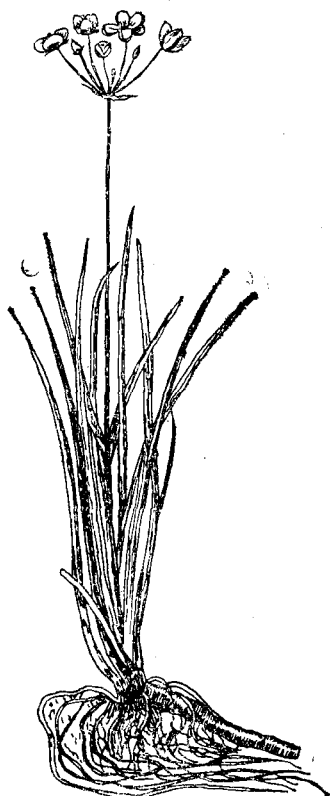


Рис. П.31. Сусак зонтичный (*Butomus umbellatus* L.).

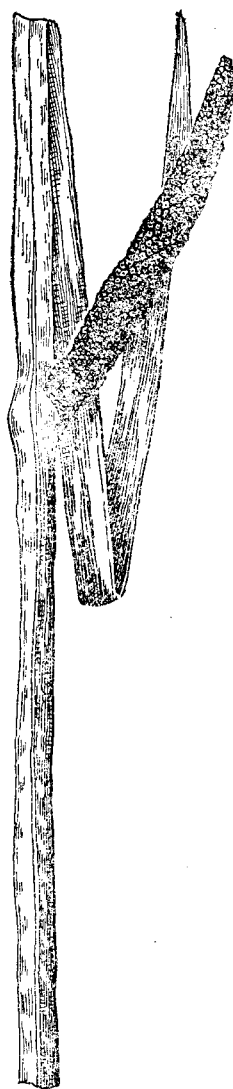


Рис. П.32. Аир, или ирный корень (*Acorus calamus* L.).

плавающие. Л. ремневидные, тупотрехгранные, снизу без продольного кля, мягкие, светло-зеленые, нижние обычно плавающие. Соцветие простое, неветвистое, цветки мелкие, собраны в шаровидные головки (VII—IX).

Растет в тех же местах, что и предыдущий вид. Большие заросли образует редко.

Сусак зонтичный — *Butomus umbellatus* L. (рис. П.31); сем. Сусаковые — *Butomaceae*. Мн. Довольно крупное р. с толстым мясистым крщ. Ст. безлист-

ный, крепкий, цилиндрический, гладкий, длиннее л. Л. все прикорневые, прямостоячие, при основании трехгранные, желобчатые, кверху линейные. Соцветие на верхушке ст. зонтиковидное. Цв. розовые (VI—VII).

Растет в воде и на влажных берегах небольших озер, заливах больших озер и водохранилищ, старицах, заводях рек, пойменных озерах до глубины 0,5—0,7 м, редко глубже.

Аир, или ирный корень — *Acorus calamus* L. (рис. П.32); сем. Аронниковые — *Araceae*. Мн. Крупное невысокое р. с толстым ползучим, сильно разветвленным крщ. с довольно толстыми корневыми мочками. Ст. с желобком со стороны соцветия и острым ребром с противоположной стороны. Л. длинные, линейные, мечевидные. Соцветие — початок, цилиндрическое, к концу несколько суженное, отклоненное. Цв. зеленовато-желтые (V—VI).



Рис. П.33. Различные виды осок.

1 — осока острая (*Carex acuta* L.), 2 — о. водяная (*C. aquatilis* Wahl.), 3 — о. бугорчатая (*C. rostrata* Stokes.).

Растет на берегах водоемов и в воде на небольшой глубине.

Осоки — виды рода *Carex* (рис. П.33); сем. Осоковые — *Cyperaceae*.

Осока бутылчатая — *C. rostrata* Stokes. Мн. Невысокое с ползучим корневищем р. Ст. прямой, тупотрехгранный, гладкий, только в соцветии шероховатый, часто короче листьев, с блестящим серо-бурым или красновато-бурым основанием. Л. сизо-зеленые, сверху белесые, сетчатые, длиннозаостренные, желобчато-сложенные или свернутые, или частично плоские, жестковатые, по краям и снизу по килю шероховатые. Соцветие прямостоячее, удлиненное из трех — шести расставленных колосков, из которых нижние на коротких, прямостоячих или слабоотклоненных ножках (V—VI).

Растет на травяно-осоковых болотах, болотистых лугах, сырых берегах рек, озер, в капавах и воде у берегов до глубины 0,5—0,6 м, редко глубже.

О. острая — *C. acuta* L. Мн. Крупное, рыхлодерновинное р. Крщ. укороченное, дугообразно ползучее. Ст. крепкий, остротрехгранный по ребрам сильношероховатый (зазубренный), прямой, наверху несколько согнутый, поникающий, у основания блестящий, красно-бурые или черно-пурпурные, длиннее или немного короче л. Л. довольно узкие, длинные, двухцветные с нижней стороны сизоватые или сероватые, лоснящиеся, с верхней стороны темно-зеленые, жестковатые с острым килем, по краям острошероховатые (режущие) с длиной трехгранной верхушкой. Соцветие удлиненное, редковатое из четырех — шести колосков, из которых нижние на ножках, иногда длинных, отклоненные или поникшие (V—VI).

Растет на травяно-осоковых болотах в воде и на сырых берегах озер, рек, ручьев, особенно лесных, на небольших глубинах.

Злаки (сем. Злаки — *Poaceae*)

Тростник обыкновенный, или Т. южный — *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. (рис. П.34); то же, что *P. communis* Trin. Мн. Крупное высокое р. с длинным толстым ползучим сильноветвистым крщ. с подземными и реже надземными побегами (столонами). Ст. прямые, стоячие, очень редко — лежащие, полые, толстые, крепкие, гладкие, доверху облиственные. Л. серо- или сизо-зеленые, широкие, линейно-ланцетные, длиннозаостренные, плоские, жесткие, по краям острошероховатые. У основания л. имеется валик с жесткими, прямыми волосками. Метелка густая, реже — рыхлая, крупная, поникающая с шероховатыми веточками. Колоски темно- и буро-фиолетовые, реже — желтоватые (VII—X).

Растет у берегов, на сырых берегах разного типа озер, водохранилищ, рек, на болотах, на сплавинах до глубины 2—3 м и больше.

Тростянка овсяницевая — *Scolochloa festucacea* (Willd.) Link. (рис. П.35). Мн. Крупное р. с толстым ползучим крщ., образующим ветвистые побеги. Ст. прямые, простые, иногда ветвистые, довольно толстые, слегка шершавые, в нижних узлах с корешками. Л. линейные, длиннозаостренные, гладкие с острошероховатыми краями. Метелка рыхлая с прижатыми вверх ветвями, серебристо-белая, позднее раскидистая, темнеющая (VI—VII).

Растет на сырых берегах и по побережьям разного типа водоемов до глубины 1 м и глубже.

Манник большой — *Glyceria maxima* (C. Hartm.) Holmb. (рис. П.36). Крупный высокий мн. Длинное ползучее крщ. с многочисленными корнями и массой мелких корешков. Ст. прямой, довольно толстый и крепкий, слегка сплюснутый, гладкий. Л. светло-зеленые, лентовидно-линейные, широкие, плоские, на верхушке заостренные и стянутые в колпачок, снизу по средней жилке килеватые. Метелка крупная, густая с шероховатыми, обращенными во все стороны ветвями, многоколосковая. Колоски зеленоватые, позднее буроватые или фиолетовые (VI—VIII).

Растет в ручьях и речках со слабым течением, у берегов озер и водохранилищ, по крупным канавам и заливным травяным болотам до глубины 1—1,5 м, редко глубже.

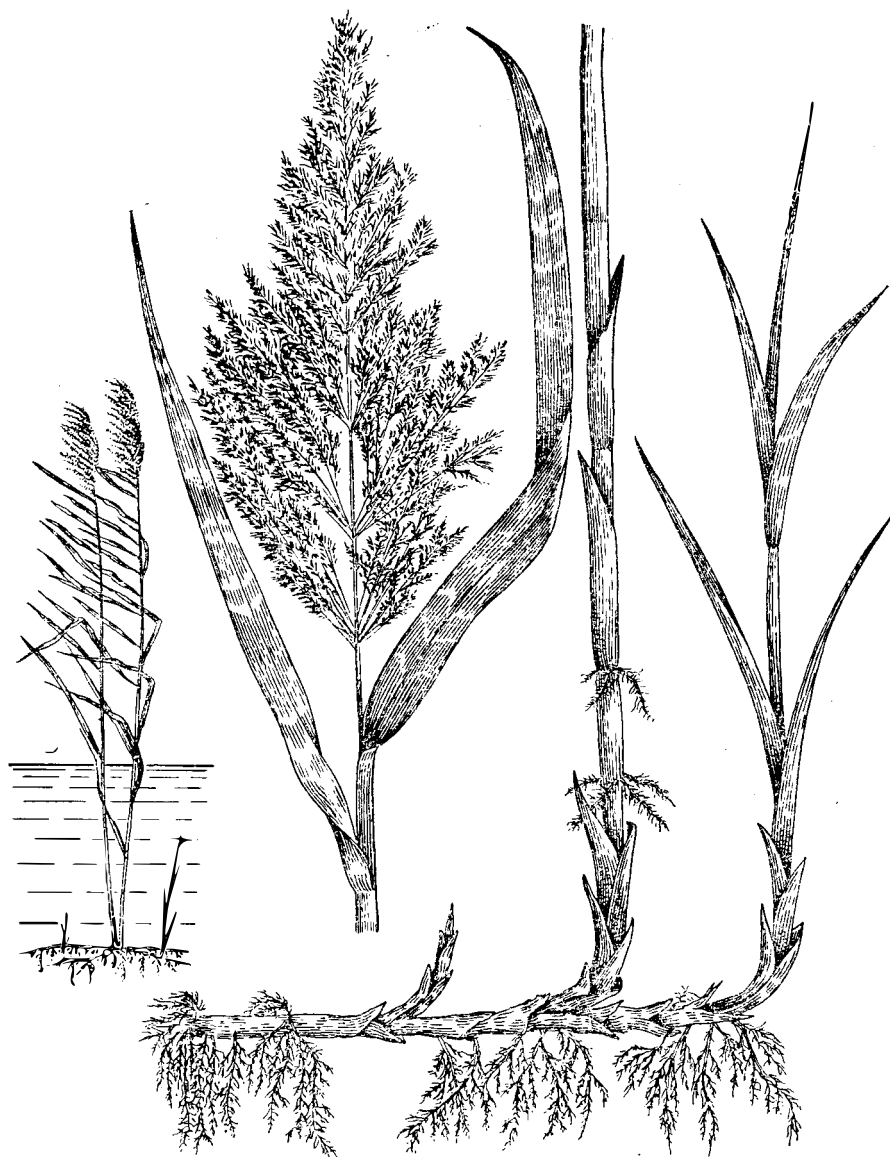


Рис. П.34. Тростник обыкновенный (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.)



Рис. П.35. Тростянка овсяническая (*Scolochloa festucacea* (Willd.) Link.).

Рис. П.36. Манник большой (*Glyceria maxima* (C. Hartm.) Holmb.).

Приземистые растения

Это — маленькие растения, большинство из которых стелется по поверхности субстрата на берегах или в воде и едва приподнимается над ним. В водах с высокой прозрачностью спускаются на значительные глубины.

Ситняг игольчатый — *Eleocharis acicularis* R. Br. (рис. П.37); сем. Осоковые — *Cyperaceae*. Мн. Крщ. ползучее, нитевидное, образует густые дерновины. Ст. многочисленные, простые, безлистные, очень тонкие, до 10 см высотой, прямостоячие или восходящие, четырехгранные, реже трехгранные. Колоски очень маленькие на верхушке стебля.

Лютик стелющийся — *Ranunculus reptans* L. (рис. П.38); сем. Лютиковые — *Ranunculaceae*. Мн. Ст. лежачий или приподнимающийся, дуговидно изогнутый,

в узлах укореняющийся, нитевидный, ветвистый, опушенный (реже голый). Л. узколинейные или ланцетные, постепенно переходящие в черешок. Цв. маленькие, желтые.

Растений (гигрофитов), обитающих на увлажненных берегах водоемов, на прибрежных или плавающих сплавинах, на кочках и в воде у берегов или в мелких заболочивающихся озерах, очень много. В большинстве это — болотные виды. Они, хотя и не являются типично водными растениями, весьма характерны для растительного покрова прибрежий рек. Наиболее обычными представителями этой группы растений почти во всех географических зонах являются (в порядке алфавита без указания семейства): белокрыльник болотный (*Calla palustris* L.), вахта трилистная (*Menyanthes trifoliata* L.), вех ядовитый (*Cicuta virosa* L.), дербенник иволстый (*Lythrum salicaria* L.), зюзник европейский (*Lycopus europaeus* L.), калужница болотная (*Calitha palustris* L.), ка-

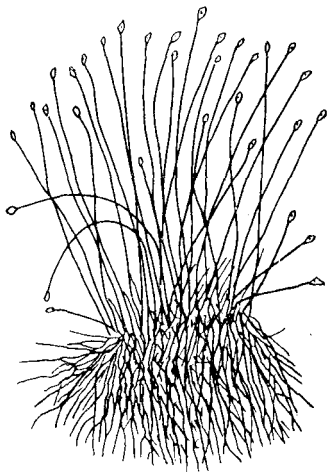


Рис. П.37. Ситняг игольчатый (*Eleocharis acicularis* (L.) R. Br.).

сатик желтый (*Iris pseudacorus* L.), лютик длиннолистный (*Ranunculus lingua* L.), Л. ядовитый (*R. sceleratus* L.), омежник водяной (*Oenanthe aquatica* (L.) Poir.), полевница побегообразующая (*Agrostis stolonifera* L.), поручейник широколистный (*Sium latifolium* L.), сабельник болотный (*Comarum palustre* L.), череда трехраздельная (*Bidens tripartita* L.), чистец болотный (*Stachys palustris* L.), шавель водяной (*Rumex aquaticus* L.) и многие другие.



Рис. П.38. Лютик стелющийся (*Ranunculus reptans* L.) R. Br.).

ПРИЛОЖЕНИЕ 8.2

ФОРМА БЛАНКА ДЛЯ ОПИСАНИЯ РАСТИТЕЛЬНОСТИ ВОДОЕМОВ

Название ассоциации _____

Номер описания _____ Дата _____ Автор _____

Размер описываемой площади _____

Название и географическое положение водоема _____

Местоположение ассоциации в водоеме (у берега, в заливе, в бухте и т. д.) _____

Особенности местообитания:

глубина у внешней и у внутренней границы ассоциации _____

прозрачность воды _____

температура воды (у поверхности, у дна) _____

скорость течения _____

донные отложения (цвет, механический состав) _____

Характеристика состава и строения ассоциации

Однородность состава, характер распределения, сомкнутость и т. д. _____

Ярусность:

Ярусы	Высота, см	Проективное покрытие, %	Доминирующие растения
Надводные			
Плавающий			
Подводные			

Видовой состав

Название растения	Ярус	Высота	Обилие по Друде	Проективное покрытие, %	Фенофаза	Характер распространения

1)

2)

Влияние человека и животных _____

Чертежи и рисунки

Примечания

ПРИЛОЖЕНИЕ 8.3

**ФОРМА ЖУРНАЛА ДЛЯ РЕГИСТРАЦИИ УКОСОВ
И ЗАПИСЕЙ ИХ ОБРАБОТКИ**

Ассоциация _____ Номер укоса _____

Водоем (название и географическое положение) _____

_____ Дата _____

Год _____ Положение в водоеме _____

Размер учетной площади _____ Глубина _____

Донные отложения визуально (номер образца) _____

Способ отбора (ручная выборка, выкашивание, сбор прибором и каким) _____

Растения, их части	Количество экземпляров	Масса						Количество мешков
		сырая		воздушно-сухая		абсолютно сухая		
		г	дата взвешивания	г	дата взвешивания	г	дата взвешивания	

ПРИЛОЖЕНИЕ 8.4

**ФОРМА ЖУРНАЛА
ДЛЯ РЕГИСТРАЦИИ ФЕНОЛОГИЧЕСКИХ НАБЛЮДЕНИЙ**

Водоем (название, географическое положение) _____

Номер площадки _____ Размер _____ Ассоциация _____

Местоположение (часть водоема) _____

Глубина (от _____ до _____)

Донные отложения (визуальная оценка и результаты анализов)

Растение	Июнь		Июль			и т. д.	Примечание
	25	30	5	8	12		
<i>Potamogeton lucens</i>	в	в	вб	бц	ц		

Буквенные обозначения фенологических фаз:
в — вегетация, б — бутонизация, ц — цветение, п — плодоношение, о — отмирание.

Глава 9. МЕТОДЫ ОПРЕДЕЛЕНИЯ ПЕРВИЧНОЙ ПРОДУКЦИИ И ДЕСТРУКЦИИ ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА

При оценке состояния водных экосистем, а следовательно и состояния водной среды, продукционно-деструкционные параметры растительных сообществ имеют ряд преимуществ по сравнению с другими биологическими показателями. Растительные организмы быстро реагируют первичной продукцией и деструкцией на изменение условий водной среды. Такая реакция позволяет использовать указанные параметры в качестве экспресс-информации для оценки состояния водной среды. Кроме того, эти параметры позволяют сопоставлять между собой различные растительные сообщества (фитопланктон, фитобентос, макрофиты, перифитон) в водоемах и водотоках разного типа.

Изменение первичной продукции и деструкции, а также соотношения этих величин позволяет давать оценку состояния водных экосистем в целом и определять направленность их метаболизма. Таким образом, продукционно-деструкционные параметры растительных сообществ могут достаточно объективно характеризовать экологические модификации водных экосистем. Однако в водоемах и особенно в водотоках наблюдается большая временная и пространственная изменчивость продукционно-деструкционных величин. Это связано, с одной стороны, с их естественными вариациями, а с другой — с несовершенством существующих методов определения первичной продукции и деструкции.

При исследованиях процессов первичного продуцирования органического вещества в водоемах, соотношения первичной продукции и деструкции, а также при расчетах баланса органического вещества часто обнаруживается существенный дисбаланс. Во многих пресноводных водоемах наблюдается превышение деструкции над валовой первичной продукцией. Возникающий при этом значительный дисбаланс органического вещества, по мнению ряда авторов, не может быть компенсирован за счет поступления аллохтонного органического вещества [56, 63].

Изучение энергетического баланса экосистемы Южной Атлантики показало, что общая деструкция более чем на порядок превышает первичную продукцию. Это никак не может быть объяснено реальными особенностями пелагических сообществ данного района и, по мнению В. Н. Грезе, связано с ошибками измерения первичной продукции и деструкции [54]. О том, что часто наблюдаемый дисбаланс органического вещества во многом обусловлен методическими ошибками в измерении первичной продукции, говорится в целом ряде работ [26, 34, 39, 65, 139, 142]. Такая ситуация связана в основном с занижением продукции при ее определении скляночным методом. Это обусловлено рядом причин: 1) ингибирующим скляночным эффектом; 2) потерями мелких и

мельчайших форм фитопланктона при фильтрации в радиоуглеродной модификации скляночного метода; 3) разрушением клеток фитопланктона при жесткой фильтрации; 4) невозможностью правильно оценить значение деструкции и чистой продукции при использовании радиоуглеродной модификации; 5) недоучетом экстрацеллюлярной продукции растительных клеток; 6) погрешностью вследствие временной и пространственной изменчивости продукционно-деструкционных характеристик.

Если причины занижения первичной продукции, отмеченные в пунктах 2—5, относятся только к радиоуглеродной модификации скляночного метода, то пункты 1 и 6 относятся к скляночному методу в целом (к радиоуглеродной и кислородной модификациям). О большом ингибирующем эффекте склянок можно судить на основании экспериментальных данных, полученных при измерении первичной продукции и деструкции с использованием продукционных склянок разного объема (табл. 9.1) [126]. Из таблицы видно, что значения первичной продукции и деструкции в одном и том же районе могут различаться больше чем на порядок. Поэтому очень важно в течение всего периода измерений использовать продукционные склянки одного объема.

Таблица 9.1
Зависимость значений первичной продукции (числитель) и деструкции (знаменатель) от объема продукционной склянки (мг С/(м³·сут))

Номер станции	Объем склянки, мл		
	30	300	3800
1	3,35/0,46	7,47/0,34	35,5/0,89
2	-0,17/0,70	0,22/0,37	3,02/1,33
3	0,24/0,76	0,24/0,12	1,25/0,28
4	0,19/0,54	0,47/0,19	5,13/0,30
5	-0,14/0,60	0,21/0,24	4,33/0,30

Другим важным фактором, определяющим правильность измерения первичной продукции и деструкции, является время экспозиции продукционных склянок. Методические исследования, проведенные на Можайском водохранилище, показали, что с увеличением времени экспозиции склянок с фитопланктоном в них наблюдается ингибирование фотосинтеза (рис. 9.1). При экспозиции склянок более 4—6 ч первичная продукция получается в несколько раз ниже, чем суммарная продукция, рассчитанная по отдельным одночасовым экспозициям за тот же период. В связи с этим при измерении первичной продукции скляночным методом на каком-либо водоеме предварительно необходимо экспериментально установить оптимальное время экспозиции. Время экспозиции должно быть максимально продолжительным, но нужно точно

знать, когда наступает стадия подавления фотосинтеза. При высоких концентрациях фитопланктона оптимальное время экспонирования склянок составляет 1—3 ч, при низких концентрациях — 4—6 ч. Время экспозиции зависит также от объема продукционных склянок: чем больше объем, тем более длительная экспозиция допустима.

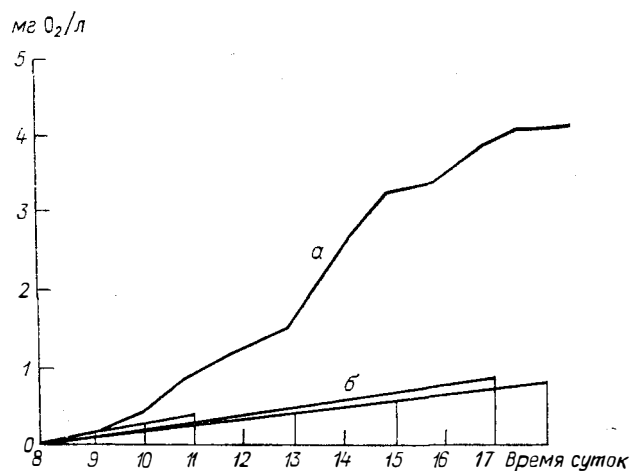


Рис. 9.1. Значения валовой первичной продукции, полученные скляночным методом при разных экспозициях: а — экспозиция 1 ч; б — экспозиции 1, 2, 3, 5, 7, 9, 10 ч.

Таким образом, при определении первичной продукции прежде всего необходимо обращать внимание на объем продукционных склянок и время экспозиции склянок в водоемах.

В данном разделе подробно описан скляночный метод определения первичной продукции в кислородной модификации с использованием ионоселективных электродов для определения растворенного в воде кислорода. Этим методом, не меняя основную последовательность работы по прежней методике, можно измерять первичную продукцию фитопланктона, макрофитов, перифитона.

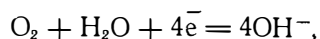
Список приборов, оборудования, материалов приведен в приложении 9.1.

9.1. Метод определения первичной продукции и деструкции с использованием датчика кислорода (оксиметра)

Метод основан на восстановлении кислорода, которое протекает с различной скоростью в зависимости от разности потенциалов на катоде и аноде. Электровосстановление кислорода протекает с наибольшей скоростью в щелочных растворах на электро-

дах из благородных металлов, обладающих каталитической активностью по отношению к этой реакции. На этом принципе основаны кислородные датчики гальванического типа (оксиметры), например с серебряным катодом и свинцовым анодом. В качестве электролита используется раствор щелочи (NaOH или KOH).

На серебряном катоде идет реакция восстановления кислорода:



а на свинцовом аноде — реакция растворения свинца:



На значение диффузного тока, т. е. показания оксиметра, большое влияние оказывает температура воды. Температурная поправка может составлять 2—3 % на 1 °С. Для компенсации влияния температуры наиболее удобен электрический способ, когда в схему оксиметра введена термокомпенсация и показания оксиметра уже содержат поправки, т. е. представляют собой аб-

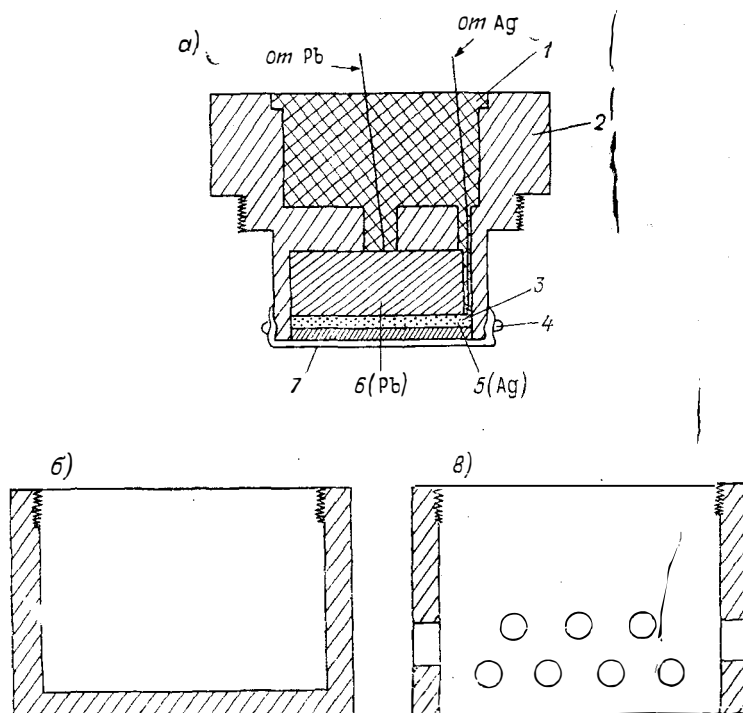


Рис. 9.2. Схема кислородного датчика (а) и его защитных кожухов для транспортировки (б) и для работы (в).

1 — эпоксидная смола; 2 — корпус из оргстекла; 3 — прокладка, пропитанная трехмолярным раствором KOH; 4 — прижимное резиновое кольцо; 5 — серебряный катод; 6 — свинцовый анод; 7 — полиэтиленовая пленка.

солютные значения концентрации кислорода (мг/л). Однако такое удобство достигается существенным уменьшением чувствительности прибора.

Практика наших исследований показала, что при измерениях с высокой чувствительностью, которая необходима при определении первичной продукции, когда при коротких экспозициях концентрация кислорода изменяется незначительно, наиболее прием-

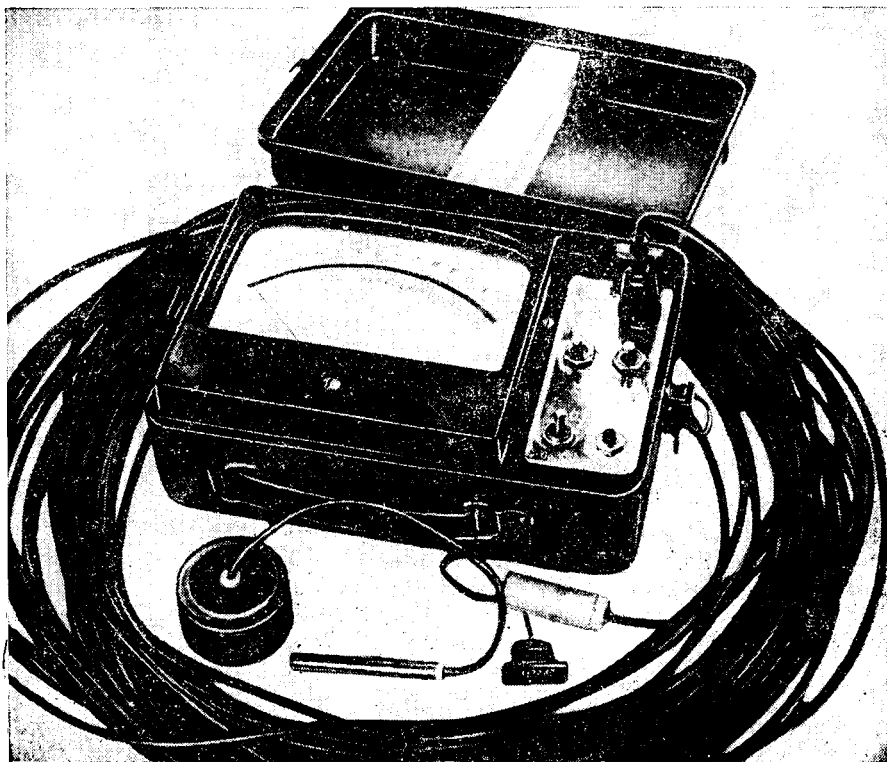


Рис. 9.3. Внешний вид оксиметра с датчиками кислорода и температуры.

лем графический способ. Он позволяет при помощи номограмм определять концентрацию растворенного в воде кислорода по двум параметрам: показаниям датчика кислорода, выраженным в единицах электрического тока или в делениях шкалы измерительного устройства, и по значениям температуры воды, измеряемой электротермометром, встроенным в схему прибора. Схема торцевого датчика кислорода гальванического типа представлена на рис. 9.2, а общий вид оксиметра на рис. 9.3.

Принцип работы датчика кислорода заключается в том, что полиэтиленовая мембрана, защищающая анод, катод и электролит (КОН) от воды, пропускает из воды газы, в частности рас-

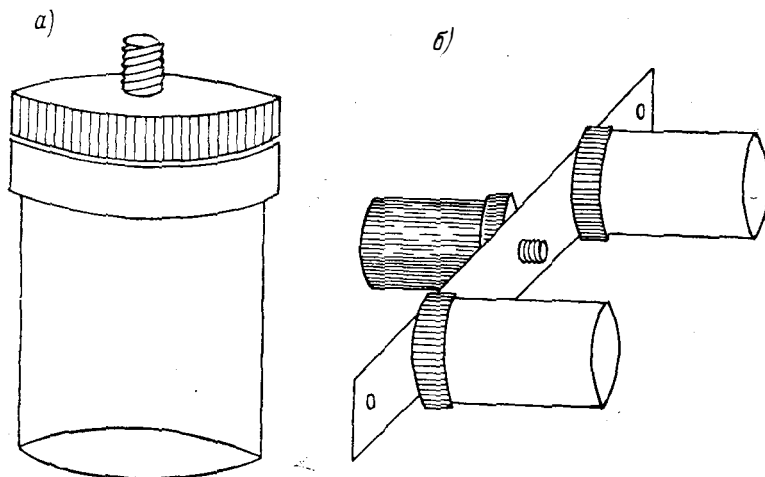


Рис. 9.4.

а — производственная склянка; *б* — крепление производственных склянок на прозрачный держатель из оргстекла.

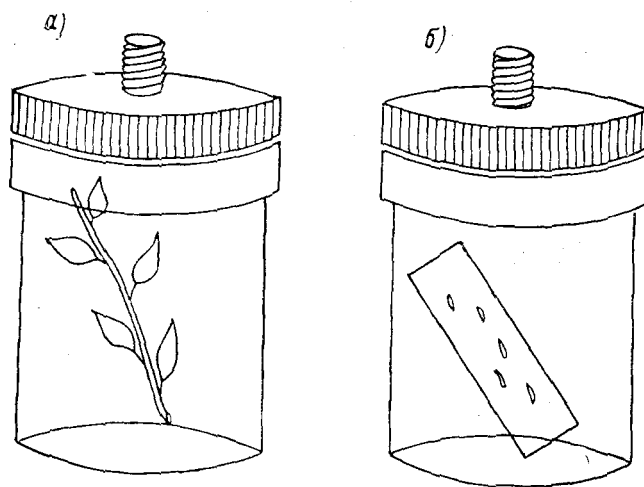


Рис. 9.5. Экспонирование макрофита (*а*) и перифитона (*б*) в производственной склянке.

творенный в воде кислород. При поступлении кислорода через мембрану происходят реакции на катоде и аноде.

Номограммы для расчета концентрации кислорода в мг O_2/l представлены в приложении 9.2.

Для определения первичной продукции с помощью оксиметра необходимо иметь производственные склянки специальной конструкции (рис. 9.4, 9.5). Производственные склянки могут быть изготов-

лены из прозрачного органического стекла, которое пропускает всю фотосинтетически активную радиацию, а также из пирекса или молибденового стекла. Они должны иметь широкое горло, позволяющее поместить в склянку датчики кислорода и температуры для измерения. Разработанная нами конструкция продукционной склянки из прозрачного оргстекла объемом 300—350 мл очень удобна в эксплуатации, она позволяет быстро заполнять такие склянки пробами и помещать их на нужную глубину водоема для экспонирования. Продукционные склянки крепятся на специальные держатели, изготовленные также из прозрачного оргстекла (см. рис. 9.4 б).

9.1.1. Определение продукции фитопланктона

Определение первичной продукции и деструкции проводят по схеме, используемой в титриметрическом методе определения кислорода и первичной продукции, с той лишь разницей, что концентрацию растворенного в воде кислорода измеряют при помощи оксиметра непосредственно в момент отбора пробы воды с каждого горизонта и непосредственно после экспонирования продукционных склянок.

Отобрав батометром пробу воды с нужного горизонта, ее осторожно разливают в две светлые и одну темную продукционные склянки. В четвертую склянку также наливают часть пробы и сразу же измеряют концентрацию кислорода (начальную). Две светлые и одну темную продукционные склянки помещают на глубину, с которой взята проба, и экспонируют в течение нескольких часов (время зависит от трофности водоема). Оптимальное время экспонирования склянок для каждого конкретного водоема лучше определять экспериментальным путем. После экспозиции склянки извлекают из воды и сразу же оксиметром определяют в них концентрацию кислорода.

Если определение первичной продукции и деструкции проводится на стационарной станции в прибрежной части водоема, где можно пользоваться электроэнергией, то лучше содержание кислорода в склянке измерять с применением магнитной мешалки, на которую ставится склянка. В склянку помещают якорек мешалки для перемешивания и датчики кислорода и температуры. В специальную таблицу (приложение 9.3) записывают показания делений на шкале кислорода и температуру в градусах Цельсия. После этого с помощью номограмм переводят относительные значения содержания кислорода (деления) в абсолютные (мг O_2 /л).

Пример. При определении содержания кислорода в продукционной склянке показания шкалы кислорода 103 дел., температура воды 26,5 °С. По номограмме находим, что концентрация кислорода составляет 7,8 мг/л.

Расчет валовой и чистой первичной продукции, а также деструкции проводят по следующим формулам:

валовая первичная продукция

$$P_{\text{вал}} = \frac{C_c - C_T}{t}, \quad (1)$$

чистая первичная продукция

$$P_{\text{чист}} = \frac{C_c - C_c^H}{t}, \quad (2)$$

деструкция

$$D = \frac{C_c^H - C_T}{t}, \quad (3)$$

где C_c^H — концентрация O_2 в продукционной склянке до начала экспозиции, C_c — концентрация O_2 в светлых склянках после экспозиции, C_T — концентрация O_2 в темной склянке после экспозиции, t — время экспозиции (ч). Первичная продукция и деструкция выражаются в мг $O_2/(л \cdot ч)$ или в мг $O_2/(м^3 \cdot ч)$.

9.1.2. Определение продукции макрофитов

Применение оксиметра позволяет использовать единую методику и аппаратуру для определения первичной продукции всех водных растительных сообществ, в частности погруженной водной растительности. В отличие от общепринятых методов оценки продукции макрофитов (определение фитомассы в период их максимального развития) данный физиологический метод, основанный на измерении интенсивности фотосинтеза макрофитов, позволяет давать не только значения продукции, но и оперативно оценивать состояние (физиологическое) водной растительности. Такая оценка может служить важным показателем изменения условий водной среды в результате антропогенного загрязнения водоемов.

Метод измерения продукции макрофитов с использованием оксиметра аналогичен скляночному методу измерения первичной продукции фитопланктона в кислородной модификации. В продукционные склянки помещают часть макрофита (одного или нескольких видов) и экспонируют в зоне зарослей этих видов макрофитов (рис. 9.5 а). Первичную продукцию рассчитывают по концентрации кислорода на единицу массы макрофита. Поскольку молодые и старые части растения продуцируют с разной скоростью, желательно отдельно экспонировать разные части макрофитов. Таким образом в определенной мере можно усреднить первичную продукцию макрофита. Поскольку в каждом отдельном случае в продукционную склянку помещается часть макрофита той или иной массы, то для сопоставления результатов первичную продукцию и деструкцию необходимо выражать в удельных единицах (на единицу массы). Наиболее правильным будет пересчет продукции на сухую массу.

В зоне зарослей погруженной водной растительности отбирают наиболее представительные экземпляры макрофитов. С помощью

пинцета и скальпеля отделяют часть растения с листьями и помещают в производственные склянки — две светлые и одну темную. Заполняют склянки водой, взятой из зоны зарослей. Одновременно заполняют той же водой еще три производственные склянки (две светлые и одну темную) для определения продукции фитопланктона (чтобы исключить продукцию фитопланктона из продукции макрофитов). Измеряют начальную концентрацию кислорода (C_n^c). Производственные склянки с макрофитами и фитопланктоном помещают на глубину, соответствующую глубине произрастания исследуемого макрофита. Время экспозиции не должно превышать 2—4 ч, так как биомасса макрофита достаточно большая, длительная экспозиция приведет к большому ингибирующему скляночному эффекту. После экспозиции макрофиты пинцетом извлекают из производственных склянок и помещают в чашки Петри, номера которых соответствуют номерам производственных склянок.

В производственных склянках измеряют концентрацию кислорода. Измеряют также концентрацию кислорода в светлых и темной производственных склянках с фитопланктоном. Данные заносят в таблицу (см. приложение 9.2).

После этого определяют биомассу каждого макрофита, экспонированного в склянках. Для более информативных дальнейших расчетов лучше определять сырую и абсолютно сухую массу макрофитов. В первом случае макрофиты слегка обсушивают фильтровальной бумагой (для удаления поверхностной воды) и после этого взвешивают, во втором — помещают в сушильный шкаф, где при температуре 105 °С высушивают до постоянной массы, которая и представляет собой абсолютно сухую массу.

Расчет продукции макрофитов проводят в два этапа.

I этап. Из значений концентрации кислорода в производственных склянках с макрофитами (после экспозиции) вычитают концентрации кислорода в производственных склянках с фитопланктоном, чтобы получить только значения продукции макрофитов. После этого производят расчет продукции и деструкции собственно макрофитов.

II этап. Продукцию макрофитов в отличие от продукции фитопланктона выражают на единицу массы (удельная продукция), так как в серию производственных склянок помещают разные по массе макрофиты. Зная удельную продукцию макрофитов, а также общую массу зарослей, для которых оценена удельная продукция, можно определить и продукцию макрофитов для какого-либо участка. Удельную продукцию можно рассчитать на единицу сырой массы, а также на единицу абсолютно сухой массы.

Приведем пример расчета концентрации кислорода для макрофитов (табл. 9.2).

Для определения первичной продукции было взято два макрофита (два кусочка). В светлую производственную склянку был помещен кусочек сырой массой 20 г, а в темную — кусочек сырой массой 15 г. Прежде чем перейти к расчету продукции макрофитов, определяем истинное увеличение концентрации кислорода

Таблица 9.2

Продуценты	Номер склянки	Время экспозиции, ч	Концентрация O ₂ , мг/л		Сырая масса W, г	Концентрация O ₂ в склянках с макрофитами без фитопланктона, мг/л
			начальная	конечная		
Макрофиты	1 с	2	9,1	12,7	20	11,6
	1 т	2	9,1	8,5	15	8,6
Фитопланктон	1 с	2	9,1	10,2	—	—
	1 т	2	9,1	9,0	—	—

в продукционных склянках после экспозиции. Это увеличение происходит только за счет фотосинтеза макрофитов. Из табл. 9.2 получаем, что в процессе экспонирования в результате жизнедеятельности фитопланктона концентрация кислорода в светлой склянке увеличилась на 1,1 мг/л (10,2—9,1). Это значение вычитаем из концентрации кислорода в склянке с макрофитом (светлой) и получаем значение 11,6 мг/л (12,7—1,1). В темной склянке в результате жизнедеятельности планктона концентрация кислорода уменьшилась на 0,1 мг/л. Это значение мы прибавляем к концентрации кислорода в темной склянке с макрофитом после экспозиции. Истинная концентрация кислорода в темной склянке будет составлять 8,6 мг O₂/л. После этого мы проводим расчет первичной продукции и деструкции макрофита аналогично расчету продукции фитопланктона и пересчитываем эти величины на единицу массы макрофита (мг O₂/(л·ч·г)):

$$P_{\text{вал}} = \frac{C_{\text{с}} - C_{\text{т}}}{tW}; \quad (4)$$

$$D = \frac{V_{\text{с}}^{\text{н}} - V_{\text{т}}}{tW}; \quad (5)$$

$$P_{\text{чист}} = P_{\text{вал}} - D. \quad (6)$$

Исходя из данных табл. 9.2, получаем:

$$P_{\text{вал}} = \frac{11,6 - 8,6}{2 \cdot 20} = 0,075;$$

$$D = \frac{9,1 - 8,6}{2 \cdot 15} = 0,017;$$

$$P_{\text{чист}} = 0,075 - 0,017 = 0,058.$$

Для сопоставления первичной продукции макрофитов с продукцией фитопланктона необходимо определить сырую (или сухую) массу фитопланктона и рассчитать его удельную продукцию.

9.1.3. Определение продукции перифитона

Основным компонентом перифитона являются водоросли. Кроме того, в его состав входят бактерии, простейшие и другие животные организмы. Перифитонное сообщество представляет собой группы организмов, которые принадлежат к разным трофическим уровням. Поэтому изучение и определение их продукционных характеристик в условиях, максимально приближенных к естественным условиям обитания, крайне сложно. До настоящего времени продукционные характеристики перифитонного сообщества практически не изучены.

Рассматриваемая методика предназначена для определения первичной продукции растительной группы перифитона и общей деструкции всего сообщества перифитона. В качестве искусственного субстрата, как правило, используется обычное предметное стекло. Серия предметных стекол укрепляется при помощи держателей на исследуемой глубине водоема (или водотока). Стекла постепенно обрастают перифитоном. В процессе обрастания можно периодически измерять первичную продукцию и общую деструкцию перифитона.

Чтобы определить первичную продукцию, стекла с перифитоном извлекают из держателей и помещают в продукционные склянки (рис. 9.5 б) — две светлые и одну темную. Склянки заполняют водой и измеряют начальную концентрацию кислорода в воде. После этого склянки устанавливают на ту же глубину, где находились стекла с перифитоном. Одновременно туда же ставят еще две светлые и одну темную склянку (без стекол с перифитоном) для определения продукции фитопланктона.

После экспозиции во всех склянках определяют концентрацию кислорода и рассчитывают первичную продукцию и деструкцию так же, как для макрофитов.

Для оценки удельной первичной продукции и деструкции, т. е. на единицу массы перифитона, после экспозиции делают соскоб со стекла и смывают в определенный объем фильтрованной воды. Затем подсчитывают количество клеток водорослей, измеряют их размеры, рассчитывают объемы по методу подобия геометрическим телам и определяют сырую массу перифитона.

По другому способу определения сырой массы перифитона соскоб с предметного стекла взвешивают на торсионных или аналитических весах. В этом случае значение удельной первичной продукции получается существенно осредненным, в то же время удельная общая деструкция определяется таким способом достаточно точно.

Последующее высушивание перифитона в сушильном шкафу позволяет получить абсолютно сухую массу.

После определения сырой или абсолютно сухой массы рассчитывают удельную первичную продукцию и деструкцию перифитона на единицу сырой или сухой массы.

При изучении долгосрочной временной динамики продукцион-

ного професса перифитона ставят для экспонирования (на несколько недель или месяцев) такое количество предметных стекол, чтобы их хватило для регулярного измерения первичной продукции и деструкции и для определения сырой и абсолютно сухой массы за этот период.

9.2. Измерение первичной продукции и деструкции в режиме непрерывной регистрации

Для системы биологического мониторинга состояния водной среды, которая включает также наблюдение за продукционно-деструкционными характеристиками, применение метода склянок как в кислородной, так и в радиоуглеродной модификации не позволяет получать полную информацию, так как измерения проводятся 1—3 раза в сутки. Поскольку продукционно-деструкционные процессы в водоемах очень динамичны, то дискретные измерения не всегда позволяют обнаружить резкие изменения этих характеристик в результате антропогенных воздействий.

Специальные разработки и усовершенствования позволили создать метод для непрерывной регистрации первичной продукции и деструкции в автоматическом режиме записи [82]. Метод представляет собой кислородную модификацию скляночного метода; для измерения концентрации растворенного в воде кислорода ис-

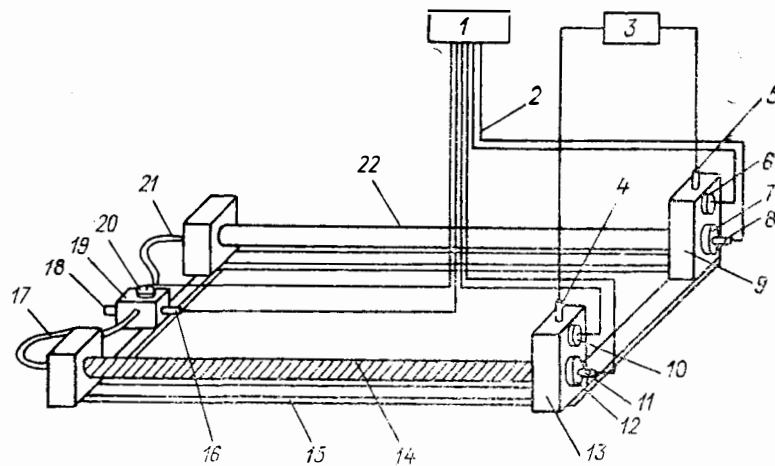


Рис. 9.6. Устройство для определения первичной продукции и деструкции в режиме непрерывной регистрации.

1 — регистрирующий прибор; 2 — кабель; 3 — двухканальный проточный насос; 4, 5 — выходные штуцеры; 6, 10, 20 — датчики измерения концентрации кислорода; 8, 11, 16 — датчики измерения температуры воды; 9, 13 — измерительные ячейки выходные; 7, 12 — крышки; 14 — непрозрачная цилиндрическая экспозиционная камера; 15 — рама; 17, 21 — шланги; 18 — всасывающий штуцер; 19 — входная измерительная ячейка; 22 — прозрачная цилиндрическая экспозиционная камера.

пользуются высокочувствительные датчики. Принципиальная схема устройства представлена на рис. 9.6.

Устройство включает в себя погружаемую на заданную глубину раму 15, на которой установлены проточные цилиндрические экспозиционные камеры (прозрачная 22 и непрозрачная 14) с измерительными ячейками 9, 13, 19. В этих ячейках измеряют количество растворенного в воде кислорода и температуру. При помощи двухканального проточного насоса 3 (это может быть перистальтический насос) вода прокачивается через экспозиционные камеры. На входе в них регистрируется концентрация кислорода. Выходящая из экспозиционных камер 14 и 22 вода проходит через выходные измерительные ячейки 13 и 9, где также регистрируется концентрация кислорода после экспозиции, а затем через выходные штуцеры 4 и 5 удаляется из установки.

Сигналы датчиков кислорода и температуры каждые 2,5 мин передаются по кабелю 2 к регистрирующему прибору 1. Разность значений концентрации растворенного кислорода на выходах из прозрачной и непрозрачной экспозиционных камер характеризует валовую первичную продукцию. Разность показаний на входе и выходе из непрозрачной камеры определяет деструкцию, а разность показаний на входе и выходе прозрачной камеры — чистую продукцию.

При определении первичной продукции и деструкции на специальном плоту недалеко от берега устанавливают описанное устройство. Экспозиционные камеры с датчиками кислорода и температуры опускают на исследуемую глубину, а насос устанавливают непосредственно на плоту. Электроэнергия к насосу подается с берега (можно использовать для работы насоса аккумуляторы), а на берег с помощью специальных кабелей подаются сигналы с датчиков кислорода и температуры. Эти сигналы записываются на многоканальный самописец. Для работы устройства необходимо иметь не менее 6 каналов (два канала кислорода и температуры на входе в камеры и по два канала на выходах из прозрачной и непрозрачной экспозиционных камер). Затем устанавливают скорость протекания воды через экспозиционные камеры с помощью насоса. Скорость потока воды и есть «экспозиция пробы» по мере продвижения по экспозиционным камерам. Время протекания, или время экспозиции, обычно составляет 45—60 мин. При низких концентрациях фитопланктона время экспозиции может быть увеличено за счет уменьшения скорости протекания, а также за счет удлинения экспозиционных камер.

Устройство запускают в работу и проводят запись результатов в течение необходимого времени — 1, 2, 3 сут и т. д. Результаты получают сначала в виде записи на ленте самописца (рис. 9.7). Кривая 1 — концентрация кислорода на входе экспозиционных камер ($C_в$), кривая 2 — концентрация кислорода на выходе прозрачной экспозиционной камеры ($C_п$), кривая 3 — концентрация кислорода на выходе из непрозрачной экспозиционной камеры ($C_н$). Площадь между кривыми 2 и 3 есть валовая пер-

вичная продукция, площадь между 1 и 2 — чистая первичная продукция, площадь между 1 и 3 — деструкция.

Регистрирующее устройство (самописец) может работать непрерывно или дискретно. Например, самописец типа КСП регистрирует данные каждые 2,5 мин. В зависимости от того, как быстро изменяются первичная продукция и деструкция, изменяется дискретность работы прибора (10 мин, 30 мин и т. д.).

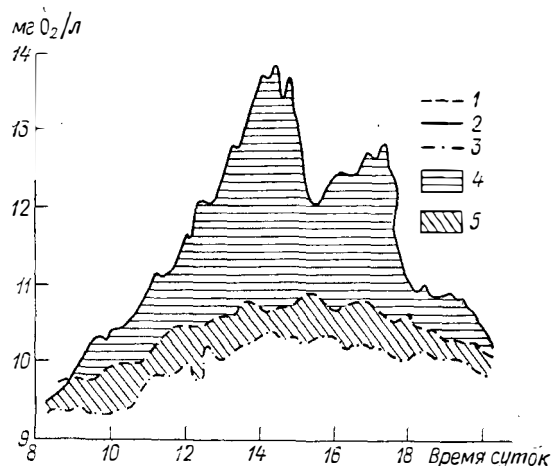


Рис. 9.7. Дневная динамика первичной продукции и деструкции.

1 — концентрация O_2 на входе; 2 — концентрация O_2 на выходе из прозрачной экспозиционной камеры; 3 — концентрация O_2 на выходе непрозрачной экспозиционной камеры; 4 — чистая продукция; 5 — деструкция; площадь между 2 и 3 — валовая продукция.

Применение проточных экспозиционных камер существенно повышает репрезентативность получаемых данных, поскольку измерения можно вести непрерывно и фиксировать практически все изменения, происходящие в водоеме. Например, можно следить за динамикой фитопланктона, изменением его физиологической активности, изменением скорости разложения органического вещества. Эти явления бывают непродолжительными и при дискретном измерении могут остаться незамеченными.

Представляется перспективным использование данного метода определения первичной продукции и деструкции для выявления влияния токсичных веществ, поступающих в водоемы, так как многие из них значительно изменяют процессы фотосинтеза (первичную продукцию) и дыхания (деструкцию) [24].

Представленные методы оценки первичной продукции и деструкции разных растительных сообществ водоемов являются унифицированными для всех видов продуцентов, поскольку одними и теми же приборами и инструментами можно определять

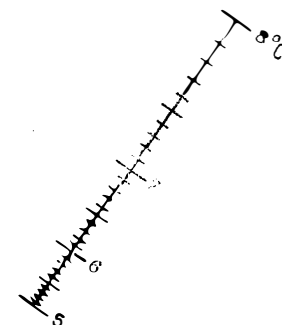
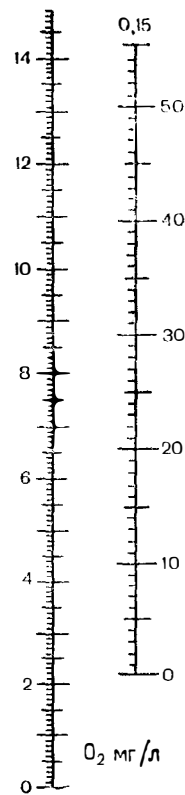
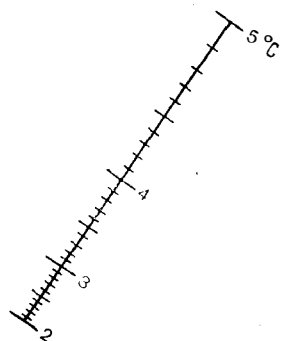
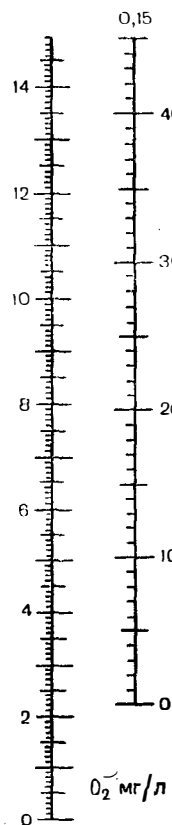
продукцию и деструкцию фитопланктона, макрофитов и перифитона. Все же использование устройства для непрерывной записи продукционно-деструкционных характеристик предназначено прежде всего для фитопланктона. Одним из основных инструментов является прибор для измерения кислорода в воде — оксиметр, — а также специальные продукционные склянки. Наличие этих инструментов позволяет достаточно просто и оперативно определять продукционно-деструкционные характеристики в любом водоеме. Следует сказать, что устройство непрерывной регистрации требует наличия определенных стационарных условий (лаборатории, электричества). Поэтому оно может быть установлено на станциях гидробиологической службы с соответствующим оборудованием.

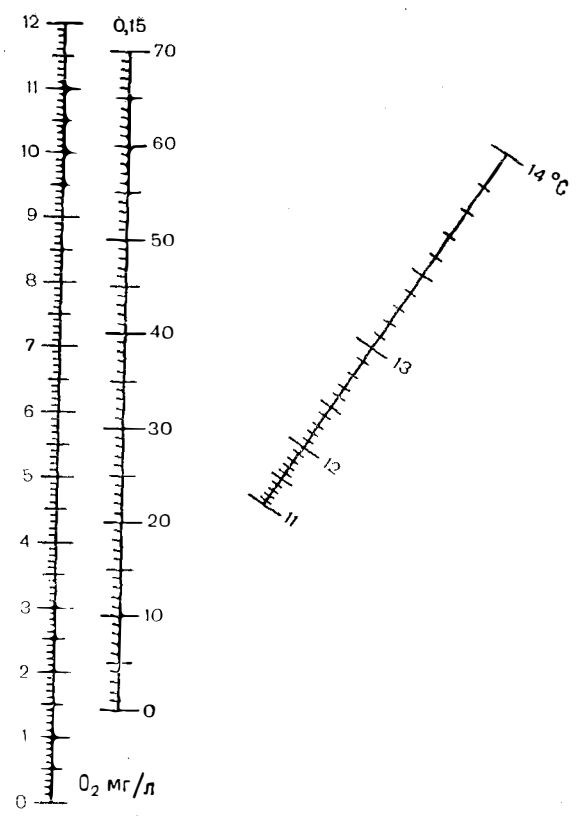
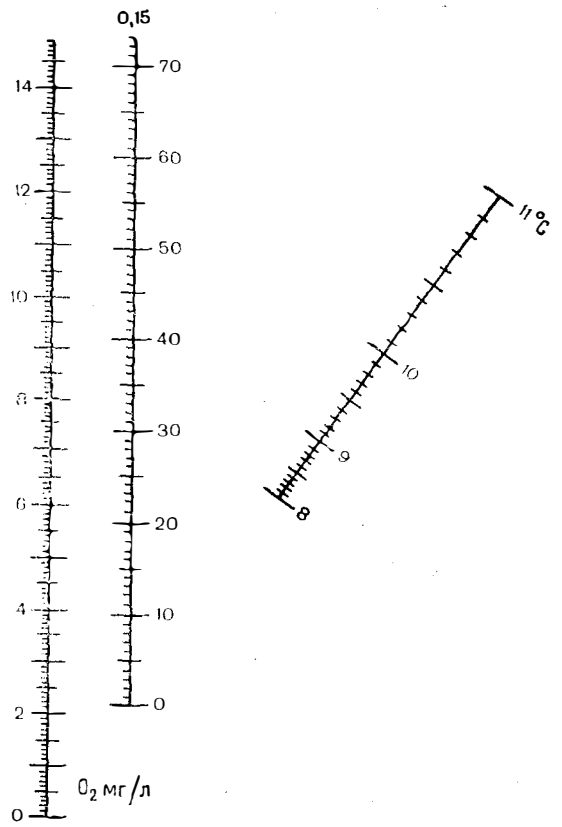
ПРИЛОЖЕНИЕ 9.1

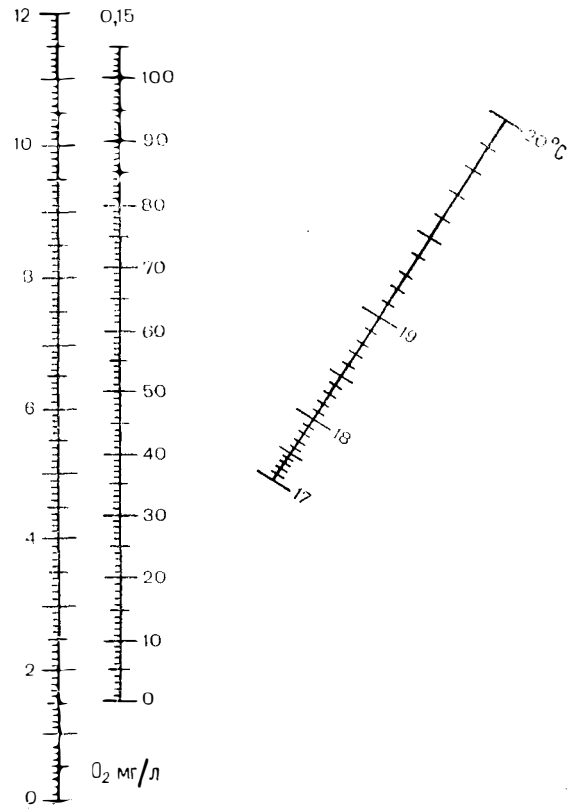
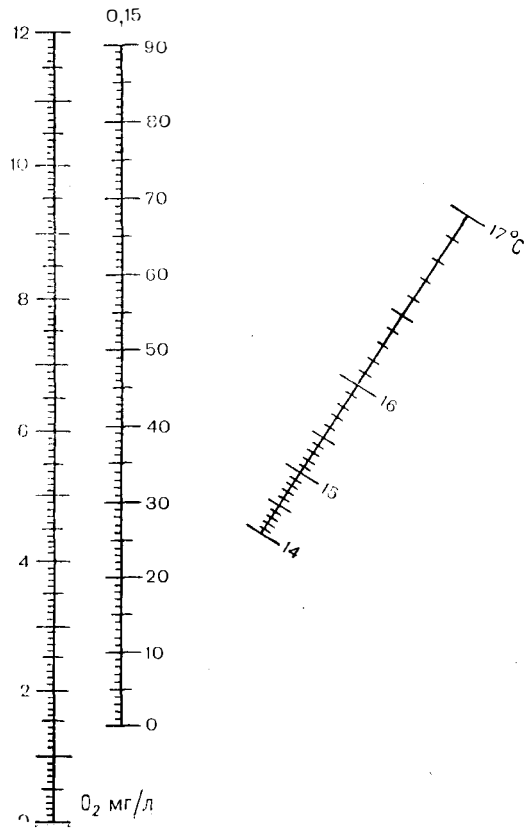
ПРИБОРЫ ОБОРУДОВАНИЕ, МАТЕРИАЛЫ

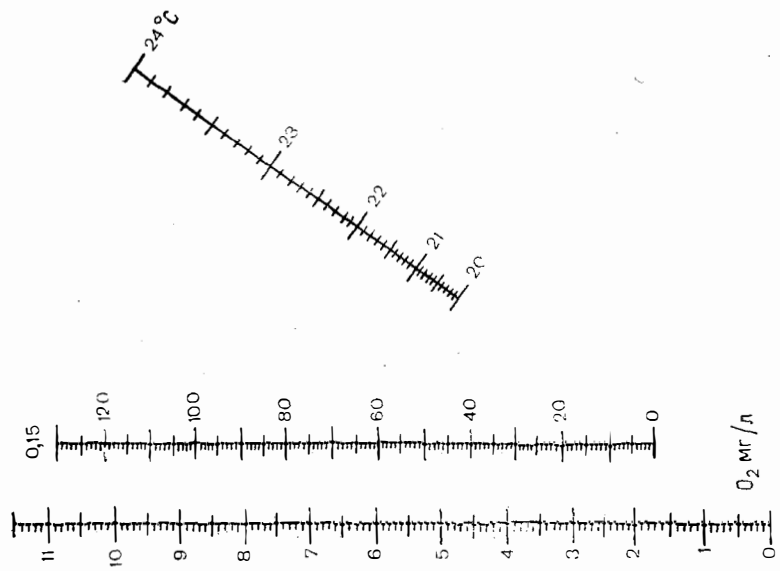
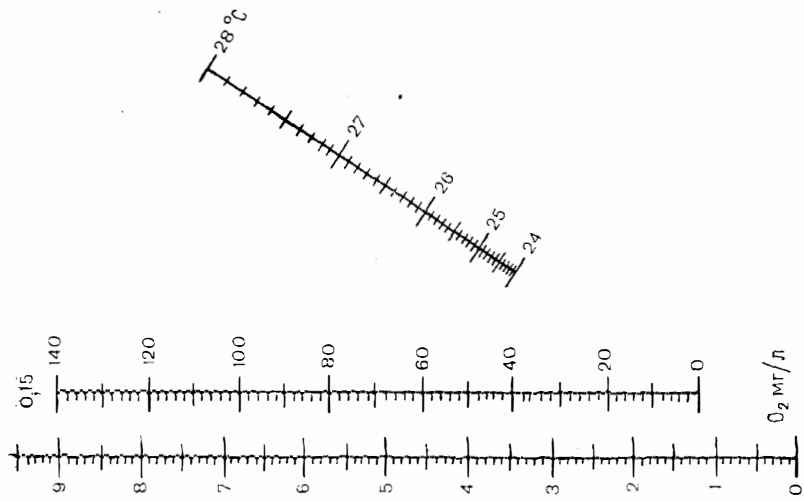
1. Оксиметр
2. Магнитная мешалка
3. Аналитические весы
4. Сушильный шкаф
5. Батометр
6. Диск Секки
7. Чашки Петри
8. Предметные стекла
9. Продукционные склянки светлые и темные
10. Держатели для экспонирования продукционных склянок
11. Держатели предметных стекол
12. Пинцеты
13. Скальпели
14. Фильтровальная бумага
15. Номограммы
16. Прозрачная линейка для работы с номограммами

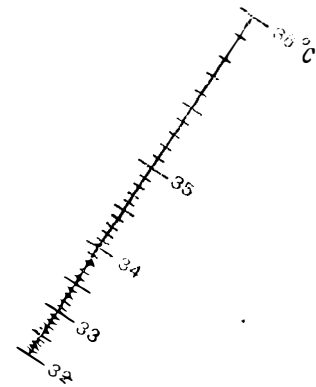
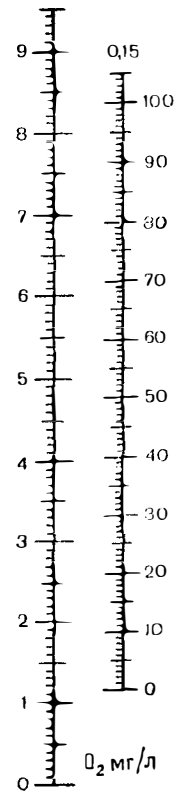
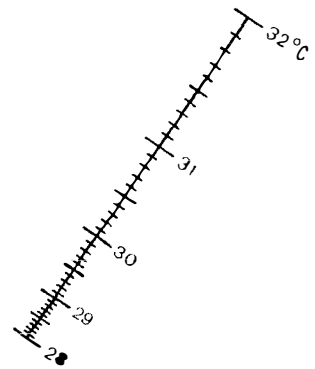
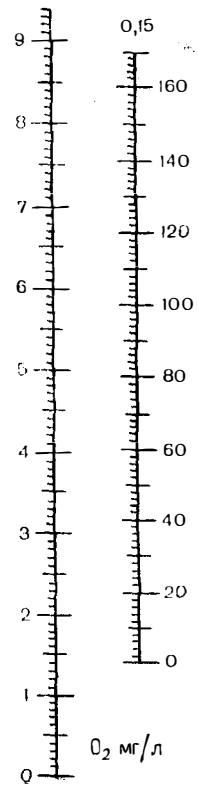
ПРИЛОЖЕНИЕ 9.2
НОМОГРАММЫ ДЛЯ ОПРЕДЕЛЕНИЯ КОНЦЕНТРАЦИИ РАСТВОРЕННОГО В ВОДЕ КИСЛОРОДА











Дата	
Номер станции	
Местоположение	
Прозрачность по белому диску	
Горизонт отбора пробы	
Номер склянки	
Начало экспозиции, T_I	
О ₂ , дел.	Показания оксиметра
t °С	
О ₂ , мг/л	
Конец экспозиции, T_{II}	
О ₂ , дел.	Показания оксиметра
t °С	
О ₂ , мг/л	
Время экспозиции $T_{II} - T_I$	
$P_{вал}$	мг О ₂ /(л · ч)
$P_{чист}$	
D	
Продолжительность светового дня	
P_v	г О ₂ /(м ² · сут)
$P_ч$	
D	

ФОРМА ЗАПИСИ ПРИ ОПРЕДЕЛЕНИИ ПЕРВИЧНОЙ ПРОДУКЦИИ И ДЕСТРУКЦИИ
С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ОКСИМЕТРА

ПРИЛОЖЕНИЕ 9.3

Глава 10. МОНИТОРИНГ БАКТЕРИОПЛАНКТОНА

Бактериопланктон и микроорганизмы донных отложений представляют собой важное звено экосистемы водоема. Бактерии разрушают вещества естественного происхождения (целлюлозу, хитин, лигнин, углеводороды, фенолы, смолы, асфальты и т. д.), а также искусственно созданные человеком соединения (ксенобиотики разного химического строения, СПАВ, полимеры и продукты их частичной деструкции). При избытке во внешней среде каких-либо специфических веществ происходит обогащение среды теми бактериями, которые способны их разрушать. На этом основано использование бактерий для индикации определенных загрязняющих веществ [1, 104, 165, 242, 250, 297].

В процессе разложения органических веществ микроорганизмами часто образуются продукты распада, влияющие на гидрохимический режим водоема. Потребление микроорганизмами кислорода приводит к его дефициту, при развитии сульфатредуцирующих бактерий образуется сероводород. Все это создает условия, неблагоприятные для развития остальных групп гидробионтов. Таким образом, не имея представления о количественном развитии и функциональных характеристиках микрофлоры водоема, нельзя дать целостной картины жизни озера или реки, и многие явления, вызванные деятельностью микроорганизмов, могут остаться необъясненными.

При микробиологическом исследовании в системе гидрометслужбы следует учитывать:

- 1) общее количество бактерий на мембранных фильтрах;
- 2) количество сапрофитных бактерий — показателей органического загрязнения;
- 3) количество олиготрофных бактерий;
- 4) количество спор бактерий;
- 5) количество микроорганизмов различных физиологических групп, определяемых составом и объемом сточных вод;
- 6) Время удвоения численности бактерий и продукции бактериальной биомассы как показатель активности микрофлоры.

Для выполнения указанных исследований используются методики и рецептуры, описанные в руководствах [203, 295—297, 345].

Список приборов, оборудования, материалов, реактивов приведен в приложении 10.1.

10.1. Выбор места и времени взятия проб для микробиологических исследований

Пробы берутся в тех же точках и в те же сроки, которые намечены для общего гидробиологического обследования данного водоема. Наблюдениями следует охватить все биологические сезоны.

10.2. Отбор проб

Обязательным условием микробиологических работ на водоемах является неукоснительное соблюдение правил стерильного отбора проб. Стерильность отбора необходима при всех работах, связанных с посевами микроорганизмов на питательные среды. С поверхности вода берется стерильной бутылкой. Предварительно она тщательно моется хромовой смесью, чтобы на стенках не было органических веществ и бактериальных клеток. В горлышко бутылки вставляется ватная пробка с марлевой салфеткой. Сверху накладывают салфетку из жесткой бумаги и завязывают ниткой.

Вода из поверхностного горизонта реки и озера может быть отобрана с лодки. Для этого бутылку берут в ладонь у горлышка,

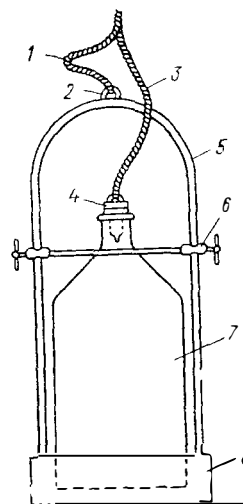


Рис. 10.1. Батометр для стерильного отбора проб воды.

1 — трос для опускания бутылки; 2 — кольцо для крепления троса; 3 — бечевка, при помощи которой пробка 4 прикрепляется к тросу; 5 — рама батометра; 6 — зажим для закрепления стерильного сосуда при отборе проб воды; 7 — стерильная бутылка вместимостью 0,25—0,5 л; 8 — гнездо утяжеленной рамы батометра.

другой рукой с нее снимают салфетку и вытаскивают пробку. На расстоянии руки от лодки бутылку погружают в воду на глубину 5—10 см. Отбор производят при медленном перемещении лодки у ее носа, чтобы в бутылку не попадала вода, которая соприкасалась с бортами лодки. После наполнения часть воды выливают и сосуд затыкают той же стерильной пробкой.

Для отбора проб воды с глубины от 0 до 30 м используют бутылочный батометр (рис. 10.1). Перед отбором пробы в поддон ставят стерильную бутылку, на плечи которой надвигают и закрепляют винтами хомутик. Из бутылки вынимают ватную пробку и на ее место вставляют резиновую настолько прочно, чтобы батометр висел на маленькой веревке и пробка не выскакивала. Предварительно резиновую пробку тщательно обтирают спиртом и обжигают. В таком виде батометр опускают на нужную глубину, резким рывком основной веревки пробку выдергивают из бу-

тылки и через полминуты батометр поднимают на поверхность. Бутылку снимают, верхний слой воды сливают из горлышка и той же ватной пробкой закрывают.

Посевы необходимо проводить не позже чем через 1 ч после взятия образцов воды или же через несколько часов, если хранение проб осуществлялось при температуре 3—5 °С. При посевах соблюдают необходимые предосторожности во избежание заражения посевного материала: стол и руки протирают спиртом, горлышки стерильных колб, бутылок и пробирок открывают над пламенем горелки и обжигают их; стерильные пипетки вынимают из упаковки также над пламенем и обжигают их кончики; крышки стерильных чашек Петри при посевах поднимают как можно ниже и на возможно короткое время вблизи горячей спиртовки. Для каждого разведения используют отдельную пипетку. Все операции при посевах выполняются по возможности быстро.

10.3. Стерилизация посуды и сред

10.3.1. Стерилизация паром

Питательные среды, используемые при микробиологических работах, стерилизуют в автоклаве при 120 °С в течение 20 мин. В автоклаве стерилизуют также воду для разведения, резиновые предметы (пробки, трубки), металлические инструменты и при необходимости посуду. Среда стерилизуют в небольших сосудах (склянках или колбах объемом не больше 1 л); сосуды заполняются средой не более чем на 1/3. Колбы закрывают ватной пробкой и обвязывают колпачком из плотной бумаги, на котором простым карандашом пишут название среды. Пробирки с приготовленной для разведений водопроводной водой (или физиологическим раствором: 8,5 г NaCl на 1 л дистиллированной воды) помещают по 10—15 штук в металлические банки с ватной прокладкой на дне и обертывают сверху плотной бумагой. Резиновые пробки заворачивают в плотную бумагу.

Поместив приготовленные для стерилизации предметы на подставку в автоклав, герметически закрывают крышку. Трубку, выводящую пар, оставляют открытой и начинают нагревать котел. Вода через некоторое время закипает, пар вытесняет воздух из котла. Когда весь воздух вытеснится паром, закрывают выходное отверстие. Чтобы узнать, весь ли воздух вытеснен, следует пропустить выходящую струю пара и воздуха через холодную воду. Пока в котле есть воздух, струя с сильным треском проходит через воду, один пар не дает такого звука.

Как только выход пара прекращен, манометр начинает показывать увеличение давления, которое доводят до 1 атм. Затем уменьшают нагревание прибора настолько, чтобы давление осталось на одном уровне. Это давление сохраняют 20 мин, затем

прекращают нагревание, давление постепенно падает. Когда оно дойдет по манометру до нуля, открывают кран, выводящий пар. Как только пар выпущен, отвинчивают крышку. (Если открыть крышку не дожидаясь падения давления, то пробки в сосудах с жидкими средами становятся мокрыми.) Предметы вынимают через некоторое время после окончания стерилизации, дождав-шись подсушивания бумаги и пробок.

10.3.2. Стерилизация сухим жаром

Стерилизацию сухим жаром производят в сушильном шкафу при температуре 150—170 °С. Вся посуда перед стерилизацией должна быть тщательно вымыта, высушена и завернута в бумагу. Чашки Петри заворачивают по четыре вместе. Пипетки перед стерилизацией затыкают с широкого конца ватой и заворачивают поодиночке в узкие длинные ленты тонкой папиросной бумаги. Затем партию пипеток по 15—20 штук заворачивают в плотную бумагу и надписывают на бумаге объемы пипеток. Склянки для отбора проб должны быть закрыты ватной пробкой, а сверху колпачком из плотной бумаги, обвязанным шпагатом вокруг горлышка. Пробирки и пенициллиновые склянки закрывают ватными пробками, заворачивают в плотную бумагу и перевязывают шпагатом. Стекланные и резиновые пробки для склянок и пробирок стерилизуют отдельно, завернутыми в плотную бумагу, причем резиновые пробки необходимо стерилизовать в автоклаве.

Приготовленные для стерилизации предметы помещают в сушильный шкаф и стерилизуют при 150 °С в течение 2 ч, при 160 °С — 1 ч, при 170 °С — 20 мин. После прогревания при одной из этих температур в течение указанного времени сушильный шкаф выключают и ожидают падения температуры до комнатной, после чего дверцы шкафа открывают и вынимают простерилизованные предметы.

Хранить стерильную посуду и среды следует в специально отведенном шкафу.

10.4. Рекомендуемые исследования

10.4.1. Микроскопический учет общего количества бактерий в воде

Взятую для анализа пробу пропускают через мембранный фильтр с диаметром пор 0,3—0,7 мкм в фильтровальной установке (рис. 10.2), состоящей из толстостенной колбы Бунзена, металлической воронки Зейтца и вакуумного насоса, при помощи которого понижают давление примерно до 0,4 атм (или около 400 гПа). Фильтры предварительно кипятят в дистиллированной воде, которую несколько раз меняют. В зависимости от типа во-

Таблица 10.1
Объем (мл) воды для анализа общей численности бактерий

Тип водосточника	Диаметр фильтрующей площади воронки, см	
	2,5	1
Артезианские воды, ключи, родники	50—200	5—30
Чистые районы рек, озер, водохранилищ	10—20	1—3
Загрязненные участки	1—5	0,1—1

доисточника, степени его загрязнения и диаметра воронки фильтруют различные объемы воды (табл. 10.1).

На фильтре карандашом делается отметка с указанием номера станции, даты и профильтрованного объема воды. Серию фильтров укладывают в чашку Петри и высушивают на воздухе. На крышку чашки капают 1—2 капли 40 %-ного формалина. На чашке делают отметку о водоеме и дате анализа (месяц, год). В таком виде фильтры могут храниться до их окрашивания карболовым эритрозином.

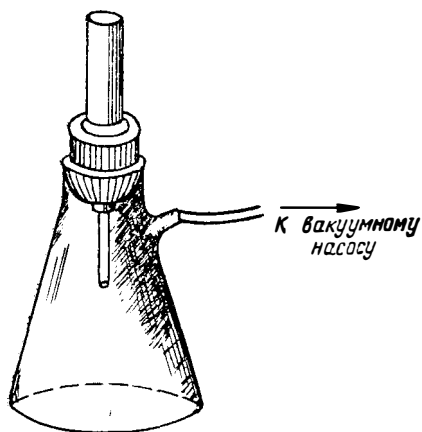


Рис. 10.2. Фильтровальная установка.

Приготовление карболового эритрозина

Для приготовления требуются эритрозина основного — 5 г, карболовой воды (5 %-ный раствор фенола в дистиллированной воде) — 100 мл. Фенол необходимо перегнать непосредственно перед приготовлением карболовой воды. Для этого берут коническую колбу 100 мл с корковой пробкой, в которую вставлена стеклянная изогнутая трубка длиной около 30 см. В колбу вносится фенол и она ставится на электрическую плитку. Рядом помещают технические весы с уравновешенной гирьками склянкой, в которую после нагревания из трубки будет капать свежеперегранный фенол. Грубо взвешивают 5 г свежеперегранный фенола. В склянку с фенолом приливают 100 мл дистиллированной воды и после перемешивания вносят 5 г эритрозина. После энергичного встряхивания краска настаивается в течение суток. Если приготовленный таким образом раствор эритрозина имеет красновато-кирпичный цвет, к нему необходимо добавить крепкой щелочи до появления вишнево-красного цвета.

Для окрашивания в чашку Петри помещают кружок фильтровальной бумаги, которую смачивают краской, на нее нижней стороной кладут фильтры и закрывают крышкой. С внутренней стороны крышки чашки также кладется фильтровальная бумага, чтобы на фильтры не капала конденсационная вода.

После окончания окрашивания (в течение 14—16 ч) эритрозин с мембранных фильтров отмывают, перекадывая их пинцетом на листе фильтровальной бумаги, смоченной дистиллированной водой. Фильтры перекадывают до тех пор, пока они не будут давать слабую розовую окраску фильтрованной бумаге. Затем фильтры высушивают на воздухе. После высушивания рабочая площадь фильтра (со взвесью) должна быть розовой, края — слабо-розовыми, а бактерии — ярко-красными.

Для подсчета микроорганизмов, задержанных на фильтре, на предметное стекло наносится капля иммерсионного масла, на него накладывают кусочек окрашенного мембранного фильтра (примерно 1/8 фильтра) фильтрующей поверхностью к объективу. Сверху на фильтр наносят еще каплю масла и просматривают под иммерсионным объективом с 90-кратным увеличением и окуляром — с 10-кратным увеличением. В окуляр помещается сетка площадью примерно 2500 мкм² (точную площадь необходимо определить с помощью объект-микрометра).

Просчитывать следует 20 полей зрения в разных местах фильтра, чтобы в просчитываемой сетке было не меньше 50 и не больше 150 микроорганизмов. Одновременно следует окрасить (предварительно прокипятив) и просмотреть под микроскопом контрольные фильтры для учета бактериального загрязнения фильтров. Число бактерий на опытных фильтрах должно быть примерно в 10 раз больше, чем на контрольных. Результаты контроля вычитаются из данных опыта. Запись результатов обработки ведется по форме, приведенной в приложении 10.2. В графе «Примечания» может быть сказано о преобладании тех или иных форм бактериальных клеток (нитей, палочек, кокков и т. д.), отмечена высокая загрязненность органическими и минеральными частицами или же сделаны другие замечания.

Расчет содержания бактерий в 1 мл воды (X) проводится по формуле (буквенные обозначения см. в приложении 10.2):

$$X = K \frac{d - e}{a}, \quad (1)$$

где K — переводной коэффициент, постоянный для данного микроскопа, фильтрующего аппарата и просчитываемой сетки, равный отношению $d/(e \cdot a)$.

Формула (1) может быть упрощена за счет введения единого коэффициента K/a (в случае фильтрации одного и того же объема воды), который умножается на разность $d - e$.

10.4.2. Учет эвтрофных (сапрофитных) бактерий

Перед посевом восковым карандашом или фломастером на крышках стерильных чашек Петри делается надпись с указанием номера станции, количества высеянной воды (в мл) и даты, например: № 2; 0,001; 20/V.

Из каждой пробы воды для посевов должно быть осуществлено не менее двух различных разведений (заранее намеченных); из каждого разведения посеvy должны быть произведены не менее чем в две чашки. Разведение подбирают с таким расчетом, чтобы на чашкеросло не меньше 20 и не больше 120 колоний бактерий. Из чистых водоемов для посевов можно брать 0,1—1 мл воды. Для посевов из загрязненных участков берется от 0,01 до 0,00001 мл пробы, для чего необходимо применять разведение согласно схеме на рис. 10.3. Например, если в водоеме ожидается

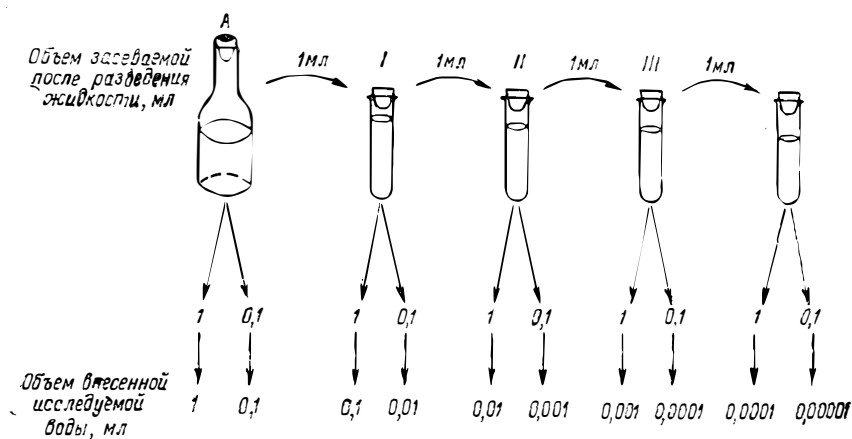


Рис. 10.3. Схема разведения воды для посевов на твердые и жидкие среды.

A — склянка с исследуемой водой; I, II, III, IV — пробирки с 10 мл стерильной воды, употребляемой для разведения.

несколько тысяч сапрофитных бактерий в 1 мл, необходимо посеять 0,01 мл, для чего использовать I (0,1 мл) или II разведение (1 мл). При количестве сапрофитных бактерий, доходящем до сотен тысяч в 1 мл, следует посеять 0,0001 мл, для чего использовать III (0,1 мл) или IV разведение (1 мл) и т. д.

Посев производится на определенную среду.

Рецепты питательных сред

1. Мясо-пептонный агар (МПА) готовый

МПА сухой	50 г
Вода дистиллированная	1 л

2. МПА на мясных кубиках

Вода водопроводная	1 л
Мясной кубик	1 шт.
Пептон	10 г
NaCl	2 г
K ₂ HPO ₄	1 г
Агар-агар	20 г

3. МПА из мясной воды

Мясная вода	1 л
Пептон	10 г
NaCl	2 г
Агар-агар	20 г

Мясная вода готовится следующим образом: 500 г мясного фарша (без жира и сухожилий) заливают 1 л водопроводной воды и оставляют при 50—55 °С на 1 ч или при 0—6 °С на 12 ч. Экстракт процеживают через марлю с ватой, которую потом отжимают. Полученную жидкость кипятят, затем дважды фильтруют: сначала через марлю с ватой, а затем через фильтровальную бумагу. Фильтрат доливают водой до 1 л, разливают по колбам, закрывают ватными пробками и стерилизуют 20 мин при 120 °С.

4. Разбавленный мясо-пептонный агар (МПА : 10) [107]

а) Водопроводная вода	1 л
МПА сухой	5 г
Агар-агар	13,5 г

б) При приготовлении МПА : 10 на основе рецептов 2 и 3 делают в 10 раз меньшие навески составляющих компонентов (пептона, NaCl, K₂HPO₄, мяса или мясного кубика) при сохранении того же количества воды и агар-агара.

В приготовленных средах значение рН должно быть равно 7,0. Стерилизация при 1 атм 20 мин.

Техника посева заключается в следующем. Проба воды взбалтывается, исследуемая вода берется стерильной пипеткой в количестве, предназначенном для посева (в случае необходимости посеять меньше 0,1 мл, используют посев из разведений по вышеприведенной схеме), и вносится в стерильную чашку Петри с соответствующей надписью. Питательный мясо-пептонный агар (МПА или МПА : 10) должен быть заранее расплавлен на водяной бане и охлажден до температуры 40 °С (колба с расплавленным агаром не должна обжигать ладонь руки). Этот агар выливается из колбы в чашку прямо на внесенную воду. Немедленно по выливанию агар тщательно смешивается с исследуемой водой путем легкого вращательного движения чашки на поверхности стола. Агар должен быть распределен по дну чашки ровным тонким слоем без пузырьков воздуха и без незалитых пространств. Надо следить, чтобы агар не попал на борт чашки. После застывания агара чашки переворачивают вверх дном и заворачивают в бумагу, на которой пишется дата. Подсчет выросших колоний на чашках с МПА производят через 7 дней, а на чашках с разбавленным агаром (МПА : 10) — через 15 дней. Инкубацию чашек проводят при 20 °С. Пересчет на 1 мл делают на основании средних данных, полученных при росте на чашках из одной пробы. Чашки с очень большим или очень малым числом выросших колоний (более 120 или меньше 20 на одной чашке) при пересчете не используют. Запись результатов ведут по форме, приведенной в приложении 10.3.

10.4.3. Учет олиготрофных бактерий

Воду исследуемого водоема разливают в 8 пробирок по 10 мл и стерилизуют в автоклаве при 0,5—0,75 атм. Затем пробирки

на 6—8 ч помещают в герметичный шкаф в атмосферу углекислоты для приведения рН к нейтральному значению. После этого их нумеруют и расставляют в штатив. В первую пробирку стерильной пипеткой вносят 1 мл воды, затем после тщательного перемешивания другой пипеткой 1 мл этой воды переносят во 2-ю пробирку и т. д. При посеве воды из водоемов проводят до 6—7 разведений, 7-я или 8-я пробирка служит контролем. Инкубируют посевы две недели при 20 °С. Затем производят посев на МПА: 10 из каждой пробирки по 1 мл и через 10 сут инкубации отмечают разведение, в котором отсутствует рост бактерий на этой среде [209]. Форма записи результатов — приложение 10.4.

10.4.4. Учет количества спор бактерий

В стерильную пробирку отливают 15—20 мл исследуемой воды, помещают ее в водяную баню и прогревают в течение 10 мин при температуре 80 °С (температуру определяют в одной из пробирок). Затем производят посев на МПА аналогично тому, как это делается при посеве сапрофитных бактерий. Рекомендованное количество воды для посева — 1 и 0,1 мл. После инкубирования в термостате при 30 °С подсчитывают количество выросших колоний (число которых на чашке, как и при определении сапрофитов, не должно превышать 120 и не быть меньше 20) и делают пересчет на 1 мл. Запись результатов — по форме, приведенной в приложении 10.5.

10.4.5. Учет специализированных групп бактерий

При наличии резко выраженного нефтяного загрязнения или при исследовании сточных вод, в которых в большом количестве находятся нефтепродукты, целлюлоза, фенолы, серосодержащие соединения, делают посевы на специализированные среды, позволяющие судить о развитии микроорганизмов, разрушающих эти соединения.

а) Углевородоокисляющие микроорганизмы

Простерилизованную минеральную среду Диановой-Ворошиловой разливают на 1/3 в стерильные склянки из-под пенициллина¹ (примерно 4—5 мл) и добавляют 4—5 капель нефтепродукта (0,05 мл), простерилизованного в запаянных ампулах².

¹ Возможно также употребление биологических пробирок. В обоих случаях используют ватные пробки.

² Ампулы можно изготовить из биологических пробирок, оттянув с перетяжкой на пламени газовой горелки их концы. Ампулы заполняют на 1/2 имеющимся нефтепродуктом и запаивают в месте перетяжки. Подготовленные таким образом ампулы 20 мин стерилизуют в автоклаве при 1 атм или кипятят на водяной бане по 1 ч в течение трех дней.

Обычно используют нефть, мазут, соляровое или машинное масло, дизельное топливо.

Среда Диановой-Ворошиловой для углеводородокисляющих бактерий

Вода дистиллированная	1 л	
NH_4NO_3	1 г	
K_2HPO_4	1 г	
KH_2PO_4	1 г	
$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	0,2 г	
$\text{CaCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	0,2 г	
FeCl_2	2 капли	концентрированного раствора

pH = 7,2

На склянках надписывают номер станции, объем посеянной воды и дату. Затем производят посев обычно от 0,1 мл до 0,0000001 мл (т. е. 10^{-7}). Склянки ставят в термостат при 30 °C и наблюдают за изменениями среды на 3-, 7- и 14-й день. Отмечают помутнение, образование пленки, осадка, окрашивание среды.

Запись результатов ведут по форме, приведенной в приложении 10.6.

В качестве конечного результата записывают максимальный титр бактерий, при котором наблюдаются изменения среды. Например, если при посеве от 0,1 до 0,0000001 мл развитие бактерий отмечено до разведения 0,00001 мл, то в качестве конечного результата записывают титр 10^{-5} , что соответствует примерному содержанию нефтеокисляющих бактерий — 100 000 клеток в 1 мл.

Интенсивность разрушения нефтяных углеводородов определяется при инкубации проб воды при 20 °C с добавлением в склянки стерильного нефтепродукта. Для этого разливают с необходимыми при определении кислорода предосторожностями исследуемую воду в четыре кислородные склянки вместимостью по 150 мл. В две из них добавляют 0,05 мл солярового масла. Все склянки закрывают пробками и помещают в темноту при 20 °C (обычно используют эмалированное ведро с крышкой). Через 3 дня в склянках фиксируют кислород добавлением MnCl_2 и $\text{KL} + \text{NaOH}$ затем определяют в каждой из них содержание кислорода. По разности между его содержанием в склянках без нефтепродукта и с нефтепродуктом судят о потенциальной окислительной способности (ПОС) микрофлоры воды к разрушению нефтяных углеводородов. Форма записи — в приложении 10.7.

б) Фенолокисляющие бактерии

Посев производят на среду Егоровой, заранее разлитую в пенициллиновые склянки. Объем высеваемой воды — от 1 до 0,0001 мл. Форма записи и просмотр посевов такие же, как при учете нефтеокисляющих микроорганизмов (см. приложение 10.6).

Среда Егоровой для фенолоксиляющих бактерий

Вода дистиллированная	1 л
K ₂ HPO ₄	1 г
MgSO ₄	0,2 г
NaCl	0,2 г
CaCl ₂	0,1 г
FeCl ₃	0,02 г
(NH ₄) ₂ SO ₄	0,1 г
MnSO ₄	0,01 г
(NH ₄) ₂ HPO ₄	0,5 г
Фенол	1 г

в) Сульфатредуцирующие бактерии

Посев производят из придонной воды или ила на твердую среду Кравцова—Сорокина.

Среда Кравцова—Сорокина

K ₂ HPO ₄	0,5 г
NaH ₂ PO ₄	0,3 г
Na ₂ SO ₄	0,5 г
MgSO ₄ ·7H ₂ O	0,1 г
(NH ₄) ₂ SO ₄	0,2 г
Соль Мора (NH ₄) ₂ Fe(SO ₄) ₂ ·6N ₂ O *	1 г
Молочнокислый кальций	2 г
Водопроводная вода	50 мл

* Соль Мора стерилизуют отдельно в пробирке под резиновой пробкой и вносят в среду перед посевом, после чего по каплям добавляют 1 %-ный стерильный раствор Na₂S·9H₂O в 1 %-ном углекислом натрии до слабого потемнения среды. Значение pH доводят до 7,2.

В стерильные пробирки в зависимости от ожидаемого количества бактерий разливают от 1 до 0,001 мл исследуемой воды, заливают подготовленной средой, закрывают стерильными резиновыми пробками и ставят в стакан с холодной водой. После затвердевания помещают в термостат при 30 °С и через 3—4 недели считают выросшие темные колонии. Пересчет производят на 1 мл. Запись результатов ведут по форме, приведенной в приложении 10.8.

10.4.6. Определение времени удвоения численности бактерий и продукции бактериальной биомассы

Отобранную в стерильную посуду исследуемую воду фильтруют (для удаления фито- и зоопланктона) через предварительный мембранный фильтр № 6 в стерильную склянку или колбу. Фильтровальную воронку предварительно необходимо протереть спиртом и обжечь. Для фильтрации применяют свежекипяченые фильтры. Фильтры кипятят несколько раз в дистиллированной воде, меняя воду. Перед началом кипячения их погружают в горячую воду. Из профильтрованной воды с соблюдением правил стерильности делают посев на МПА и фильтруют требуемое количество на мембранном фильтре по методу прямого счета (см. п. 10.4.1). Склянку с профильтрованной водой выдерживают не-

которое время при температуре и освещении, близких к естественным, после чего анализ численности бактерий повторяют. Время выдерживания склянок должно быть достаточным для достоверного улавливания разницы между исходной и конечной численностью бактерий в пробе. Летом рекомендуется следующее время: для эвтрофных водоемов 1—6 ч; для мезотрофных 6—18 ч; для олиготрофных 24—48 ч. При низких температурах весной и осенью время выдерживания проб увеличивается в несколько раз.

Расчет времени удвоения (g) численности бактерий (общего количества — g_0 и числа сапрофитных — g_c) производят по формуле:

$$g = \frac{t \cdot \lg 1,8}{\lg B - \lg b}, \quad (2)$$

где t — продолжительность опыта, ч; 1,8 — показатель, характеризующий процесс размножения бактерий; b — исходное количество бактерий; B — количество бактерий в конце опыта.

Запись результатов ведут по форме, приведенной в приложении 10.9.

Для определения продукции бактерий нефилтрованную воду из той же пробы воды выдерживают в течение времени t в идентичных условиях и затем определяют исходное (b^1) и конечное (B^1) количество бактерий в естественной нефилтрованной воде методом прямого счета. Расчет часовой продукции бактериальной массы производят по формуле:

$$y = \frac{b^1}{g} + \frac{b^1 - B^1}{t}, \quad (3)$$

где g — длительность одной генерации, ч; t — продолжительность опыта, ч.

10.5. Оценка состояния экосистемы по показателям развития бактериопланктона

Данные об общем количестве бактерий (А), числе гетеротрофов (Б) и их соотношении позволяют охарактеризовать состояние экосистемы (табл. 10.2).

Таблица 10.2

Оценка состояния экосистемы по шкале экологических модификаций

Состояние экосистемы [19]	А, млн клеток/мл	Б, тыс. клеток/мл	А:Б
Фоновое	< 1,0	< 0,5	> 1000
Экологический прогресс (антропогенное экологическое напряжение)	1,0—4,0	0,5—10,0	1000—400
Элементы экологического регресса	4,0—20,0	10,0—200,0	400—100
Экологический регресс	20,0—40,0	200,0—700,0	100—70
Метаболический регресс	> 40,0	> 700,0	< 70

Численность бактерий, вырастающих на МПА : 10, характеризует определенный уровень трофности и загрязненности вод: в высокотрофных или загрязненных водах отношение числа таких бактерий к их количеству на МПА равно 2—3, в малотрофных и загрязненных водных объектах это отношение составляет 10—100 и может достигать еще больших значений [233].

Содержание споровых микроорганизмов указывает на характер органического вещества: при наличии труднорастворимых соединений число таких микроорганизмов может превышать 1000 клеток/мл.

Появление в пробах воды сульфатредуцирующих бактерий (в количестве нескольких десятков в 1 мл) свидетельствует об опасности сероводородного заражения.

Наличие фенол- и углеводородокисляющих бактерий в количествах, превышающих 10^2 — 10^3 клеток/мл, указывает на ту или иную степень загрязнения этими веществами. При определении интенсивности разрушения нефтяных остатков по значению ПОС следует руководствоваться следующей шкалой: сильное хроническое нефтяное загрязнение — 0,4—1,0 мг O_2 /(л·сут) и более; слабое загрязнение — 0,1—0,4 мг O_2 /(л·сут); нет загрязнения — менее 0,1 мг O_2 /(л·сут) [232, 233].

ПРИЛОЖЕНИЕ 10.1

ПРИБОРЫ, ОБОРУДОВАНИЕ, МАТЕРИАЛЫ, РЕАКТИВЫ

1. Автоклав	1 шт.
2. Сушильный шкаф на 200 °С	1 шт.
3. Весы технические	1 шт.
4. Весы аналитические	1 шт.
5. Сумка-холодильник	2—3 шт..
6. Микроскоп с иммерсионным объективом (90 *) и осветителем	1 шт.
7. Бутылочный батометр	2 шт.
8. Термометры до 300 °С	2 шт.
9. Термометры до 50 °С в оправе (для измерения в водоеме)	3 шт.
10. Фильтровальная установка	2 шт.
11. Вакуумный насос	1 шт.
12. Спиртовая или газовая горелка	2 шт.
13. Штативы для пробирок	10 шт..
14. Бутылки для отбора проб (100—200 мл)	50 шт.
15. Чашки Петри	500 шт..
16. Пробирки	500 шт.
17. Пенициллиновые склянки	100 шт..
18. Колбы (0,2; 0,5; 1 и 2 л)	50 шт.
19. Пипетки градуированные (1 и 2 мл)	300 шт..
20. Пипетки градуированные (5 и 10 мл)	200 шт.
21. Предметные стекла	100 шт.
22. Мембранные фильтры с диаметром пор 0,3—0,7 мкм	500 шт.
23. Кюветы эмалированные	3—5 шт..
24. Ведра эмалированные с крышками	2 шт.
25. Кастрюли эмалированные (2—5 л)	5 шт.
26. Тазы	3 шт.
27. Пинцет, скальпель, ножницы	по 2 шт..
28. Вата	5 кг
29. Марля	10 м
30. Фильтровальная бумага	50 листов.
31. Оберточная бумага (крафт)	10 кг
32. Папиросная бумага для пипеток	2 кг
33. Шпагат	2 кг
34. Карандаши по стеклу	10 шт.
35. Иммерсионное масло	100 мл
36. Мясо-пептонный агар (готовый)	
37. Агар-агар	
38. Мясные бульонные кубики (при отсутствии МПА)	
39. Мясо без жира (при отсутствии готового МПА)	
40. Пептон	
41. Эритрозин	
42. Фенол	
43. Дистиллированная вода	
44. Спирт этиловый	

ПРИЛОЖЕНИЕ 10.4

ФОРМА ЗАПИСИ ПРИ УЧЕТЕ ОЛИГОТРОФНЫХ БАКТЕРИЙ

Номер п/п	Дата отбора пробы	Номер станции	Место- положение станции	Кратность разведения	Наличие колоний на МПА : 10	Титр бактерий, $1 \cdot 10^{-n}$ ($n = 1 \dots 7$)
1	2	3	4	5	6	7

ПРИЛОЖЕНИЕ 10.5

ФОРМА ЗАПИСИ ПРИ УЧЕТЕ СПОРООБРАЗУЮЩИХ БАКТЕРИЙ

Номер п/п	Дата отбора пробы	Номер станции	Место- положение станции	Объем посеянной воды, мл	Количество колоний на МПА	Количество колоний в 1 мл
1	2	3	4	5	6	7

ПРИЛОЖЕНИЕ 10.6

ФОРМА ЗАПИСИ ПРИ УЧЕТЕ УГЛЕВОДОРОДОКИСЛЯЮЩИХ МИКРООРГАНИЗМОВ

Номер п/п	Дата отбора пробы	Номер станции	Местополо- жение станции	Вид использован- ного нефтепро- дукта	Объем посеянной воды, мл	Развитие бактерий ¹			Титр бактерий $1 \cdot 10^{-n}$ ($n = 1 \dots 7$)
						на 3-й день	на 7-й день	на 14-й день	
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10

¹ Условные обозначения степени бактериального роста:

- + легкое помутнение среды
- ++ небольшая муть
- +++ муть средней интенсивности
- ++++ сильная муть
- p — пленка
- o — осадок

ПРИЛОЖЕНИЕ 10.8

ФОРМА ЗАПИСИ ПРИ УЧЕТЕ
СУЛЬФАТРЕДУЦИРУЮЩИХ БАКТЕРИЙ

Номер п/п	Дата отбора пробы	Номер станции	Место- положение станции	Объем посянной воды, мл	Количество выросших колоний	Количество бактерий в 1 мл
1	2	3	4	5	6	7

Глава 11. МОНИТОРИНГ ЗАГРЯЗНЕННОСТИ ЭКОСИСТЕМ ХЛОРООРГАНИЧЕСКИМИ СОЕДИНЕНИЯМИ

11.1. Общие положения

Хлорорганические соединения, имеющие глобальный характер распространения, значительные масштабы мирового производства и потребления, оказывают отрицательное воздействие на обитателей пресноводных экосистем. Среди стойких хлорорганических соединений существенное место занимают пестициды и полихлорированные бифенилы (ПХБ), масштабы потребления которых за последние 40—50 лет составили для ДДТ около 4 млн т и для ПХБ более 1,2 т. Большая часть этих веществ продолжает до сих пор циркулировать в окружающей среде.

В связи с необходимостью сравнения получаемых результатов оценка загрязненности биологической составляющей пресноводных экосистем должна базироваться на сопоставимых данных, получаемых в рамках регулярных наблюдений; должны использоваться единые подходы к обследованию и методики сбора и анализа проб.

Животные способны накапливать эти соединения, поэтому уровни содержания вредных веществ в организмах значительно выше, чем в окружающей среде. В частности, в организмах гидробионтов превышение достигает 1—3 порядков. Хотя список используемых индикаторных организмов относительно невелик, он тем не менее достаточен для получения репрезентативных данных о загрязненности пресноводной фауны и экосистемы в целом как в импактных, так и в фоновых районах.

Индикаторы выбраны по итогам многолетних исследований загрязненности различных групп животных и растений (микроорганизмы, водоросли, черви, ракообразные, рыбы) стойкими соединениями, в том числе хлорорганическими [89] (табл. 11.1). Требования, предъявляемые к индикаторным организмам, должны удовлетворять критериям, перечисленным в табл. 11.2. Эти требования учитывают биологические особенности организмов, их способность к кумуляции, а также возможность получения материала при соблюдении общих природоохранных принципов [90, 94].

Для индикации загрязненности пресноводных экосистем хлорорганическими соединениями в первую очередь используются двустворчатые моллюски (перловица, беззубка, дрейссена) и обычные виды хищных рыб (щука, окунь, судак). Эти организмы удовлетворяют всем требованиям, предъявляемым к индикаторам загрязненности природной среды. Они обитают в разнообразных водоемах и широко распространены в различных ландшафтно-географических зонах страны. Двустворчатые моллюски благодаря

Таблица 11.1

**Возможность использования некоторых групп организмов для индикации
загрязнения пресноводных экосистем хлорорганическими соединениями
на фоновом уровне**

Водные организмы	Основные критерии выбора животных для индикации загрязненности					
	Способность накапливать токсичные вещества	Численность	Распространенность	Чувствительность к данным соединениям	Длительность жизненного цикла	Доступность и периодичность получения материала
Микроорганизмы	+	+	+	-	-	+
Водоросли	-	+	+	-	-	+
Ракообразные	+	+	+	-	-	+
Черви	-	+	+	-	-	+
Моллюски (двусторчатые)	+	+	+	+	+	+
Рыбы (хищные)	+	+	+	+	+	+

Примечание. Плюс — удовлетворяет требованию критерия, минус — не удовлетворяет.

Таблица 11.2

**Характеристики видов животных — индикаторов загрязненности
пресноводных экосистем**

Критерии выбора животных	Импактные районы	Фоновые районы
Трофический уровень, характеристика питания	Консументы низших порядков	Консументы высших порядков, фильтраторы
Подвижность	Привязаны к месту обитания	Привязаны к месту обитания или с ограниченными миграционными возможностями
Численность, динамика численности	Многочисленны, устойчивая	Многочисленны, относительно устойчивая, возможны периодические колебания
Ареал, экологические эквиваленты	Распространены в районе обследования	Обширный ареал, имеют экологически эквивалентные виды в разных регионах
Чувствительность к воздействию пестицидов	Малая чувствительность	Средняя чувствительность
Жизненный цикл	Короткий	Длительный
Доступность и периодичность получения материала для обследования	Добывается в биологических экспедициях	Регулярный промысел

особенностям питания являются концентраторами веществ, растворенных и взвешенных в воде в минимальных количествах. Хищные рыбы получают значительные количества загрязняющих веществ с кормом. Существует корреляция между содержанием токсичного вещества в воде и в организмах видов-индикаторов. Регулярный сбор биоматериала по этим двум группам возможен без специальной добычи животных: моллюсков отбирают при проведении общих гидробиологических наблюдений, а рыб — ежегодно в ходе рыбного промысла, (см. приложение 1).

Хлорорганические соединения в пробах биоматериала анализируют хроматографическим методом. При этом используют хроматографы отечественного производства, преимущественно серии «Цвет», и масс-спектрометры. Методика определения хлорорганических соединений в тканях животных унифицирована для проведения обследования фауны в нашей стране и ряде восточноевропейских стран [45, 346].

11.2. Сбор биологического материала для химического анализа

11.2.1. Сбор проб моллюсков

На водных объектах, где сетевые лаборатории проводят систематические гидробиологические наблюдения, обнаруженные в пробах макробентоса индикаторные моллюски (перловицы, беззубки, дрейссены) используются для химического определения содержания в них хлороорганических соединений.¹

Из каждого обследуемого водоема отбирают по одной пробе любого из указанных видов-индикаторов (в зависимости от состава и численности этих видов в местных водоемах). Каждая проба составляется из особей одного вида: либо по пять—восемь экземпляров перловиц (размером 40 мм и более) или беззубок (90 мм и более), либо по 8—10 дрейссен (более 30 мм). Если размер отобранных для анализа особей меньше указанных, необходимо увеличить число отобранных экземпляров.

В каждом районе, находящемся под наблюдением региональной лаборатории, пробы отбирают не менее чем из пяти водоемов (по одной пробе из каждого водоема). Сбор моллюсков проводят в соответствии с методиками отбора проб макробентоса, представленные в третьей главе настоящего Руководства.

Моллюски, доставленные в лабораторию, помещаются на фильтровальную бумагу² или сухую чистую ткань для удаления воды

¹ В случае отсутствия указанных видов-индикаторов на постоянных реперных станциях водоемов эти моллюски могут быть отобраны в других водоемах любого типа (водохранилище, река, озеро, пруд и т. д.), расположенных в данном гидрографическом районе или в районе, обслуживаемом данной региональной лабораторией.

² Мягких тканей моллюсков нельзя касаться руками.

с поверхности раковины. Затем моллюски переносятся на сухую чистую фильтровальную бумагу или ткань (нельзя использовать газету) и измеряется их длина с помощью линейки или, что лучше всего, штанген-циркуля. Результаты промеров записывают на этикетке (например, моллюск 1—60 мм, моллюск 2—30 мм и т. д.) После этого у каждого моллюска удаляют раковину, тело помещают в сухую чашку Петри или другую чистую стеклянную посуду, предварительно промытую ацетоном.

Тела всех моллюсков одного вида, составляющих одну пробу, с помощью скальпеля или пинцета осторожно переносят на лист фольги, положенный на чашку весов, и взвешивают (с точностью до 0,1 г). Масса сырой пробы моллюсков должна быть не менее 100 г.

Пробу после взвешивания заворачивают в фольгу или помещают в стеклянные сосуды (широкогорлые склянки с завинчивающимися крышками или другие небольшие стеклянные сосуды), которые предварительно очищаются ацетоном. Для предотвращения контакта пробы с резиной или полиэтиленом между крышкой и сосудом помещается прокладка из фольги. Недопустимо использование для этих целей полиэтиленовой пленки или полиэтиленовых пакетов, поскольку это вносит погрешности в результаты химического анализа. Пробы должны быть этикетированы. Этикетки пишут на пергаментной бумаге карандашом или тушью. Между слоями фольги, а в стеклянной таре — под крышку закладывается этикетка, на которой указывают следующие данные: порядковый номер пробы (например, M_1 — проба моллюсков 1);

место отбора моллюсков (река, озеро, водохранилище и т. д.); краткая характеристика водоема, где были отобраны моллюски (средняя глубина, биотоп, грунт, расстояние до ближайшего источника загрязнения и т. д.);

дата отбора моллюсков (число, месяц, год);

масса сырой пробы без раковины с точностью до 0,1 г;

длина каждого из моллюсков, составляющих пробу (мм);

видовая принадлежность моллюска, составляющего пробу (например, *Unio pictorum*).

11.2.2. Отбор проб рыб

В каждом из водоемов любого типа, на котором проводят гидробиологические наблюдения, силами лаборатории или работниками ближайшей рыбинспекции (при наличии разрешения на научный отлов рыбы) отлавливают по пять экземпляров взрослых половозрелых щук или окуней (если эти виды не обитают в данных водоемах, берут хищных рыб другого вида, например, судака, жереха). Если нет возможности отловить все пять экземпляров рыб одного вида в каждом водоеме, их отбирают из разных водоемов. После транспортировки рыб в лабораторию измеряют длину тела каждого экземпляра: от вершины рыла до основания

хвостового плавника. Промеры делают линейкой или сантиметром и записывают в подготовленную заранее этикетку. Для определения возраста рыб у щуки отбирают чешую, а у окуня или судака — жаберную крышку. Чешую (10—20 чешуек) у щуки берут выше боковой линии впереди хвостового плавника при помощи пинцета или скальпеля и вместе со слизью кладут на небольшой чистый листок белой бумаги, на котором предварительно записывают номер обследуемой рыбы. Затем листок тщательно сворачивают, чтобы чешуйки не вылетели из него после высыхания. У окуня или судака ножом или скальпелем отрезают жаберные крышки (лучше обе) и заворачивают в чистую белую бумагу, на которой также заранее записан номер исследуемой рыбы.

Предварительно должны быть подготовлены этикетки, кюветы и инструменты для разделки рыбы (скальпель, нож, пинцет), тара для хранения проб (фольга, чашки Петри и др.). Кюветы (каждая для одной рыбы), чашки Петри, стеклянные сосуды, инструменты должны быть тщательно вымыты и ополоснуты ацетоном.

Взятие материала для химического анализа производится следующим образом. Рыбу кладут в кювету и вскрывают. Скальпелем или ножом с разных участков тела рыбы срезают кусочки мышц (без кожи и чешуи), из которых составляется одна объединенная проба. Пробу взвешивают на стекле, кальке или фольге с точностью до 0,1 г (масса тары вычитается); масса пробы записывается на этикетке.

Затем из полости тела извлекают икру или молоку и взвешивают; они составляют отдельные пробы. Навеска каждой пробы (мышцы, икра, молока) должна быть не менее 100 г. Если нет возможности составить пробу икры или молоки от одной рыбы, то пробы формируются из двух—пяти рыб в зависимости от количества половых продуктов; это обстоятельство необходимо отметить в этикетке.

Измерение длины рыбы, отбор чешуи или жаберных крышек, мышц, половых продуктов производится у каждой выловленной рыбы.

Каждую пробу заворачивают в фольгу (лучше всего), кальку или помещают в стеклянную тару, сверху закрывают фольгой или калькой и завязывают. Ни в коем случае нельзя использовать для упаковки проб полиэтиленовые пакеты, полиэтиленовую пленку или газеты, поскольку это может исказить результаты химических анализов. Каждую пробу этикетируют. Если проба завернута в фольгу или кальку, этикетку вкладывают между их слоями, а если проба находится в стеклянном сосуде, то под крышку. На этикетке указывают следующие данные:

- вид рыбы;
- порядковый номер рыбы (например, P_1 — рыба 1);
- наименование пробы (например, мышцы, икра);
- масса сырой пробы (в г);
- место отлова рыбы (пруд, озеро, водохранилище и т. д.);
- краткая характеристика водоема, где была выловлена рыба

(средняя глубина, характер зарастания, расстояние до источника загрязнения);

дата вылова рыбы (число, месяц, год).

Пробы тканей (мышцы, икра или молока) одной рыбы, этикетированные каждая отдельно, упаковываются вместе.

11.3. Фиксация и хранение проб

Подготовленные вышеописанным способом пробы помещают в морозильную камеру (не на полку холодильника) и хранят в замороженном состоянии до проведения анализа. Замораживание позволяет сохранить пробы в минимально измененном виде. Это условие очень важно, так как даже такие изменения, как подсыхание или незначительное разложение пробы, могут существенно отразиться на результатах анализа, а следовательно, и на выводах об уровне загрязненности исследуемого материала. В настоящее время в мире наиболее широко распространена фиксация тканей животных с помощью замораживания до -10 или -20°C .

Замороженные пробы транспортируют в аналитическую лабораторию в термостатируемой таре (сумка-холодильник, сосуды Дюара или несколько слоев крафт-бумаги и т. д.), где определяют содержание соединений группы ДДТ, ГХЦГ и ПХБ.

В случае невозможности заморозить пробы моллюсков и рыб сразу после их отлова (например, при обесточивании лаборатории и оттаивании морозильной камеры, отсутствии холодильника на судне при длительных рейсах на реках и водохранилищах, значительной удаленности обследуемых водоемов от лаборатории, оснащенной холодильником) необходимо сохранить пробы в живом состоянии. Для этого животных помещают в большие емкости с водой из того биотопа водоема, из которого они были выловлены. Лучше всего использовать эмалированные ведра, большие эмалированные кастрюли или ванны, в каждой из которых содержится не более 5—8 моллюсков или двух рыб. После доставки животных в лабораторию их подвергают обработке, как указано в пп. 1.2.1, 1.2.2.

11.4. Определение хлорорганических соединений в тканях гидробионтов

Приборы, оборудование, материалы, реактивы для химического анализа приведены в приложении 11.2.

С размороженной пробы тканей животного срезают и отобрастаивают поверхностный слой биологического материала. Пробу гомогенизируют. Навеску в 10 г экстрагируют дважды (по 0,5 ч) *n*-гексанацетоновой (1:2) смесью (по 30 мл) на ультразвуковой бане и один раз — *n*-гексанэфирной (9:1) смесью. Экстракт от-

фильтровывают, дважды промывают на фильтре *n*-гексаном, добавляют к фильтрату 0,9 %-ный раствор NaCl (из расчета 70 мл раствора на 100 мл фильтрата) и встряхивают (5 мин). Дают отстояться в делительной воронке, нижний водно-солевой слой отбрасывают. Экстракт сушат безводным сернокислым натрием на фильтре, промывая его *n*-гексаном. Общий объем экстракта сокращают до 15 мл в токе воздуха и осторожно очищают концентрированной серной кислотой в делительной воронке, сливая нижний слой отработанной кислоты в отстойник. Образующуюся эмульсию разбивают 1—2 каплями этанола. Операцию повторяют до получения бесцветного слоя кислоты.

Очищенный таким способом экстракт нейтрализуют (до pH 7) 20 мл 1 %-ного водного раствора бикарбоната натрия, повторяют обезвоживание с помощью Na₂SO₄. Очищают экстракт от серосодержащих соединений в делительной воронке, добавляя (из расчета на каждые 3 мл экстракта) 1 мл изопропилового спирта, 1 мл 15 %-ного раствора сульфата тетрабутиламмония (ТБА) и сульфит натрия (до выпадения последнего в осадок). Встряхивают, добавив 5 мл дистиллированной H₂O, дают отстояться, гексановую фазу обезвоживают Na₂SO₄, еще раз промывают *n*-гексаном и упаривают на роторном испарителе до 4 мл.

Из этого объема одну половину (экстракт 1) используют для непосредственного хроматографирования, а другую (экстракт 2) — только после дегидрохлорирования путем нагревания до 55 °C (30 мин) в плоскодонной колбе с 0,5 г плавленного едкого кали и 2 мл этанола при перемешивании на магнитной мешалке с использованием обратного холодильника Либиха, отмывки экстракта до pH 7 бидистиллированной H₂O в делительной воронке, последующей экстракцией *n*-гексаном и обезвоживанием с помощью Na₂SO₄. Полученный экстракт 2 вводят в хроматограф последовательно за экстрактом 1 и по хроматограммам экстрактов 1 и 2 рассчитывают содержание хлорорганических пестицидов (ХОП) по формуле:

$$C = \frac{C_i^{ст} \Delta h_i V_1 V_{общ} 2KR}{h_i^{ст} V_2 M}, \quad (1)$$

где C_i — концентрация *i*-го пестицида в пробе (мкг/г, нг/г); $C_i^{ст}$ — концентрация *i*-го пестицида в стандартном растворе (мкг/мкл, ~ 10³ нг/мкл); $V_{общ}$ — объем экстракта перед хроматографированием, мкл; значения величины $V_{общ}$ для экстрактов 1 и 2 должны быть равными; $V_1 V_2$ — объемы доз соответственно стандарта и пробы, мкл; $h_i^{ст}$ — высота пика *i*-го пестицида на хроматограмме стандартного раствора, мм; R — коэффициент чувствительности при измерении; M — навеска образца, г; K — коэффициент обнаружения; Δh_i — разность высот соответствующих пиков на хроматограммах экстрактов 1 и 2, мм.

Значение Δh находят следующим образом: на хроматограмме стандартного раствора ПХБ определяют отношение высоты пика

со временем удерживания t , соответствующего p , p' -ДДЭ, и следующего за ним пика, а затем высоту пика на хроматограмме экстракта 2, соответствующего времени удерживания t_2 , умножают на рассчитанное отношение высот пиков.

Содержание ПХБ в пробе рассчитывают по сумме высот характерных пиков ПХБ, времена удерживания которых на хроматограмме экстракта 2 не совпадают с временем удерживания продуктов разложения ХОП в результате щелочного дегидрохлорирования:

$$C_{\text{ПХБ}} = \frac{C_{\text{ПХБ}}^{\text{ст}} V_{\text{общ}} V_1 \sum h_x}{MV_2 \sum h^{\text{ст}}} 2K, \quad (2)$$

где $\sum h^{\text{ст}}$ и $\sum h_x$ — сумма высот характерных пиков на хроматограммах стандартного раствора ПХБ и экстракта 2. Остальные величины те же, что в формуле (1) [45, 346]. Полученные хроматограммы сохраняются.

ПРИЛОЖЕНИЕ 11.1

**ПРИБОРЫ, ОБОРУДОВАНИЕ, МАТЕРИАЛЫ
И РЕАКТИВЫ ДЛЯ ОТБОРА И ПОДГОТОВКА
К АНАЛИЗУ ГИДРОБИОЛОГИЧЕСКИХ ПРОБ**

1. Фильтровальная бумага
2. Крафт-бумага
3. Пергаментная бумага
4. Калька
5. Фольга
6. Белая бумага
7. Сухая чистая ткань
8. Скальпели
9. Пинцеты
10. Штангенциркуль
11. Ножи
12. Эмалированные кюветы
13. Линейка
14. Сантиметр
15. Шпагат
16. Тушь
17. Карандаш
18. Чашки Петри
19. Широкогорлые сосуды с завинчивающейся пробкой
20. Ацетон, х. ч.
21. Весы технические (точность 0,1 г)
22. Холодильник с морозильной камерой
23. Эмалированные ведра и кастрюли
24. Ванны сантехнические
25. Сумка-холодильник
26. Сосуды Дюара

ПРИЛОЖЕНИЕ 11.2

**ПРИБОРЫ, ОБОРУДОВАНИЕ, МАТЕРИАЛЫ, РЕАКТИВЫ
ДЛЯ ХИМИЧЕСКОГО АНАЛИЗА**

1. Газовый хроматограф с детектором по захвату электронов
2. Гомогенизатор
3. Пинцет
4. Скальпель
5. Колбы конические на 250 мл со шлифом 19; на 25, 50 мл со шлифом 4; для отгонки растворителя на 50 мл со шлифом 4; круглодонные на 2 л со шлифом 19
6. Воронки делительные и фильтровальные
7. Холодильник Либиха, холодильник стеклянный со шлифом 19
8. Кюветы эмалированные
9. Чашки Петри
10. Ультразвуковая баня
11. Магнитная мешалка
12. н-Гексан, х. ч. (дважды перегнанный)
13. Ацетон, х. ч. (дважды перегнанный)
14. Диэтиловый эфир, х. ч.
15. Бикарбонат натрия, х. ч. (1 %-ный водный раствор)
16. Сернистый натрий безводный, х. ч.
17. Серная кислота, концентрированная, х. ч.
18. Этанол
19. Едкое кали, х. ч. (в гранулах, плавленое)
20. Хлористый натрий, х. ч. (0,9 %-ный водный раствор)
21. Вата (обезжиренная)
22. Индикаторная бумага (универсальная)
23. Фильтровальная бумага
24. Фильтры «синяя лента» ($d = 18$ см)
25. Стандартные н-гексановые растворы пестицидов гамма-ГХЦГ; альфа-ГХЦГ; p, p' -ДДЭ; p, p' -ДДД; o, p' -ДДТ; p, p' -ДДТ (по 1 мкг/мл) и полихлорбифенилов (по 10 мкг/мл): хлофен А-60 или арохлор-1254, х. ч.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Абакумов В. А. Контроль качества вод по гидробиологическим показателям в системе Гидрометеорологической службы СССР//Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям. Труды Советско-английского семинара. — Л.: Гидрометеиздат, 1977. С. 93—99.
2. Абакумов В. А. Прокариоты и облигатно агамные простейшие как индикаторы состояния природной среды и особенности их популяций//Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Л.: Гидрометеиздат, 1980. Т. 3. С. 24—50.
3. Абакумов В. А. К истории контроля качества вод по гидробиологическим показателям//Научные основы контроля качества вод по гидробиологическим показателям. Труды Всесоюзной конференции. Л.: Гидрометеиздат, 1981. С. 46—74.
4. Абакумов В. А. Система гидробиологического контроля качества природных вод в СССР//Актуальные проблемы охраны окружающей природной среды в Советском Союзе и Федеративной Республике Германии. Научный симпозиум. Мюнхен, 1981. С. 491—529.
5. Абакумов В. А. Контроль качества вод по гидробиологическим показателям//Разработка и внедрение на комплексных фоновых станциях методов биологического мониторинга. Рига: Зинатне, 1983. Т. 2. С. 11—32.
6. Абакумов В. А. Особенности популяций примитивных многоклеточных животных и их место в биомониторинге//Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Л.: Гидрометеиздат, 1983. Т. 6. С. 15—33.
7. Абакумов В. А. Предисловие//Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений. Л.: Гидрометеиздат, 1983. С. 3—6.
8. Абакумов В. А. Закономерности изменения водных биоценозов под воздействием антропогенных факторов//Комплексный глобальный мониторинг Мирового океана. Труды I международного симпозиума. Л.: Гидрометеиздат, 1985. С. 273—283.
9. Абакумов В. А. К научным основам биомониторинга пресноводных экосистем//Экологическая кооперация. Инф. бюл. по проблеме III «Охрана экосистем (биогеоценозов) и ландшафта». Братислава, 1985. Вып. 4. С. 61—63.
10. Абакумов В. А. Направления эволюции временной структуры популяций гидробионтов//V Съезд Всесоюзного гидробиологического общества. Куйбышев, 1986. С. 127—128.
11. Абакумов В. А. Структура популяций и биологический регресс в условиях антропогенных воздействий//Изучение загрязнения окружающей природной среды и его влияние на биосферу. Материалы III заседания Международной рабочей группы по Проекту № 14 МАБ ЮНЕСКО. Л.: Гидрометеиздат, 1986. С. 144—151.
12. Абакумов В. А. Антропогенное изменение природной среды и некоторые вопросы эволюции//Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Л.: Гидрометеиздат, 1987. Т. 10. С. 18—30.
13. Абакумов В. А. Продукционные аспекты биомониторинга пресноводных экосистем//Продукционно-гидробиологические исследования водных экосистем. Труды зоологического института АН СССР. Л.: Наука, 1987. Т. 165. С. 51—61.
14. Абакумов В. А. Контроль изменения биологического разнообразия планетарной экологической системы//Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Л.: Гидрометеиздат, 1988. Т. 11. С. 23—32.
15. Абакумов В. А. Хронобиологические аспекты мониторинга и значение идей физической теории пространства — времени для хронобиологии//Научные основы биомониторинга пресноводных экосистем. Труды советско-французского симпозиума. Л.: Гидрометеиздат, 1986. С. 6—27.

16. Абакумов В. А. Высший ярус управляющей системы биосферы//За гармонию взаимоотношений человека с природой. М.: Изд-во АН СССР, 1989. С. 13—16.
17. Абакумов В. А. Гидробиологический мониторинг поверхностных вод// Гидробиологический журнал. 1991. Т. 27, № 3. С. 3—8.
18. Абакумов В. А. Становление концепции биосферы как планетарной экологической системы//Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Л.: Гидрометеоздат, 1991. Т. 13. С. 25—44.
19. Абакумов В. А. Экологические модификации и развитие биоценозов//Экологические модификации и критерии экологического нормирования. Труды международного симпозиума. Л.: Гидрометеоздат, 1991. С. 18—41.
20. Абакумов В. А., Ганьшина Л. А. Методические указания по исследованию фитопланктона для определения состояния фоновых пресноводных экосистем. М.: Гидрометеоздат, 1987. 12 с.
21. Абакумов В. А., Иголкина Е. Д., Свирская Н. Л. К методике прогноза экологических последствий закисления водоемов//Комплексные методы контроля качества природной среды М., 1986. С. 3.
22. Абакумов В. А., Иголкина Е. Д., Свирская Н. Л. Экологические последствия закисления природных вод в результате выпадения кислотных осадков. М.: Гидрометеоздат, 1987. 17 с.
23. Абакумов В. А., Казаков Ю. Е., Свирская Н. Л. Гидробиологические последствия антропогенного закисления озер//Комплексный глобальный мониторинг состояния биосферы. Труды III международного симпозиума. Л.: Гидрометеоздат, 1986. Т. 3. С. 221—226.
24. Абакумов В. А., Качалова О. Л. Зообентос в системе контроля качества вод//Научные основы контроля качества вод по гидробиологическим показателям. Труды Всесоюзной конференции. Л.: Гидрометеоздат, 1981. С. 167—174.
25. Абакумов В. А., Курилова Ю. В. Временная организация био-гидроценозов и пространственно-временная изменчивость гидрометеорологических характеристик//Экологический мониторинг и моделирование экосистем. Л.: Гидрометеоздат, 1991. Т. 13. С. 54—61.
26. Абакумов В. А., Максимов В. Н. Экологические модуляторы как показатель фонового состояния водной среды//Научные основы биомониторинга водных экосистем. Труды советско-французского симпозиума. Москва — Астрахань, 1985. Л.: Гидрометеоздат, 1988. С. 104—117.
27. Абакумов В. А., Максимов В. Н., Ганьшина Л. А. Экологические модуляторы как показатели изменения качества вод//Научные основы контроля качества вод по гидробиологическим показателям. Труды Всесоюзной конференции. Л.: Гидрометеоздат, 1981. С. 117—136.
28. Абакумов В. А., Полищук В. В. Сопоставление систем биологической индикации, апробированных во время совместных советско-английских исследований на базе Института гидробиологии АН УССР//Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям. Труды второго советско-английского семинара, Уиндермир, Англия, 24—27 апреля 1979 г. Л.: Гидрометеоздат, 1981. С. 81—116.
29. Абакумов В. А., Русев Б. К. Об исследованиях по теме «Разработка и внедрение методов биологического мониторинга на комплексных фоновых станциях//Проблемы фонового мониторинга природных экосистем. Л.: Гидрометеоздат, 1988.
30. Абакумов В. А., Свирская Н. Л. Апробация систем биологической индикации качества вод на базе Водного управления рек Северн и Трент. Великобритания//Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям. Труды II советско-английского семинара по научным основам качества вод. Л.: Гидрометеоздат, 1981. С. 71—80.
31. Абакумов В. А., Свирская Н. Л. Экологические модификации зоопланктонных сообществ в условиях антропогенных воздействий//Экологическая кооперация. Инф. бюл. по проблеме III «Охрана экосистем (биогеоценозов) и ландшафта». Братислава, 1985. Вып. 4. С. 69—72.
32. Абакумов В. А., Свирская Н. Л., Иголкина Е. Д. Модификации зоопланктонных сообществ в условиях антропогенного закисления. Тез.

докл. VI съезда ВГБО. Мурманск, 8—12 октября 1991 г. Мурманск: Полярная правда, 1991. Т. 2. С. 153—157.

33. Абакумов В. А., Свирская Н. Л., Чугай В. В. Разработка методов фонового биомониторинга пресноводных экосистем//Проблемы фонового мониторинга состояния природной среды. Л.: Гидрометеоздат, 1988. Вып. 6. С. 192—205.

34. Абакумов В. А., Сиренко Л. А. К методу контроля экологических модификаций фитоценозов//Научные основы биомониторинга пресноводных экосистем. Труды советско-французского симпозиума. Москва—Астрахань, 1985 г. Л.: Гидрометеоздат, 1988.

35. Абакумов В. А., Сущеня Л. М. Гидробиологический мониторинг состояния пресноводных экосистем и пути его совершенствования//Экологические модификации и критерии экологического нормирования. Труды Международного симпозиума. Л.: Гидрометеоздат, 1991. С. 41—51.

36. Абакумов В. А., Тальских В. Н. Временная структура перифитонных сообществ//Экологическая кооперация. Инф. бюл. по проблеме III «Охрана экосистем (биогеоценозов) и ландшафта». — Братислава, 1985. Вып. 4. С. 57—68.

37. Абакумов В. А., Тальских В. Н. Закономерности изменения перифитонных сообществ в условиях загрязнения природной среды//Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Л.: Гидрометеоздат, 1985. Т. 8. С. 44—59.

38. Абакумов В. А., Тальских В. Н. Временная структура перифитонных сообществ фоновых экосистем//Проблемы фонового мониторинга состояния природной среды. Л.: Гидрометеоздат, 1987. Вып. 5. С. 97—107.

39. Алехин В. В. Методика полевого изучения растительности и флоры. М., 1938. 208 с.

40. Алимов А. Ф. Донная фауна р. Невы//Загрязнение и самоочищение р. Невы. Л.: Наука, 1968. С. 211—232.

41. Алимов А. Ф. Введение в продукционную гидробиологию. Л.: Гидрометеоздат, 1989. 152 с.

42. Алимов А. Ф., Финогенова Н. П. Количественная оценка роли сообществ донных животных в процессах самоочищения пресноводных организмов//Гидробиологические основы самоочищения вод. Л., ЗИН АН СССР, 1976. С. 5—14.

43. Андроникова И. Н. Индивидуальные веса массовых видов зоопланктона озер Карельского перешейка. Сообщение I//Рыбохозяйственное изучение внутренних водоемов. 1971. № 6. С. 52—55.

44. Ассман А. В. Роль водорослевых обрастаний в образовании органического вещества в Глубоком озере//Труды ВГБО. 1953. Т. 5. С. 138—157.

45. Афанасьев М. И., Денисова А. В., Погодина О. В. Методика определения содержания хлорорганических пестицидов и полихлорбифенилов в тканях животных//Проблемы фонового мониторинга состояния природной среды. Л.: Гидрометеоздат, 1987. Вып. 5. С. 50—57.

46. Баканов А. И. Новые модели дночерпателей и оценка агрегированности бентоса//Гидробиологический журнал. 1979. Т. 15. № 3. С. 87—93.

47. Баканов А. И. Приборы для количественного учета макробентоса//Биология внутренних вод. Инф. бюл. Л., 1979. № 42. С. 33—38.

48. Баканов А. И. Распределение макрозообентоса и количественный учет кормовой базы рыб-бентофагов: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М., 1984. 24 с.

49. Балонов И. М. Портативный прибор для концентрации фитопланктона. Инф. бюл. ИБВВ АН СССР, 1979, № 44. С. 66—69.

50. Балушкина Е. В. Хирономиды как индикаторы степени загрязнения вод//Методы биологического анализа пресных вод. Л., ЗИН АН СССР, 1976. С. 106—118.

51. Балушкина Е. В., Винберг Г. Г. Зависимость между длиной и массой тела планктонных ракообразных//Экспериментальные и полевые исследования биологических основ продуктивности озер. Л.: Изд-во АН СССР, 1979. С. 58—72.

52. Балужкина Е. В., Винберг Г. Г. Зависимость между массой и длиной тела у планктонных животных//Общие основы изучения водных экосистем. Л.: Наука, 1979. С. 169—172.
53. Барков Л. В., Грищенко А. Н. Пути совершенствования гигиенического нормирования//Экологические проблемы Кузбасса. Тез. докл. научно-практической конференции. Кемерово, Минздрав РСФСР, 1990. С. 10—12.
54. Белавская А. П. К методике изучения водной растительности//Ботанический журнал. 1979. Т. 64. № 1. С. 32—41.
55. Белянкина С. И., Сигарева Л. К. Хируномиды как модельная группа для изучения влияния антропогенных факторов среды на состояние наследственного аппарата гидробионтов. Тезисы докладов V Съезда Всесоюзного Гидробиологического общества. Тольятти, 1986. Куйбышев, 1986. Ч. II. С. 175—176.
56. Бенинг А. Л. К изучению придонной жизни р. Волги. Саратов: Изд-во Сарполграфпром, 1924. 398 с.
57. Бенинг А. Л. К изучению природной жизни р. Волги. Монографии Волжской биологической станции. 1924. № 1. 440 с.
58. Бенинг А. Л. Кладочера Кавказа. Тбилиси: Грузмедиздат, 1941.
59. Берг Л. С. Климат и жизнь. 2-е изд. М.: Географгиз, 1947. 356 с.
60. Болохонцев Е. Н. Ботанико-биологические исследования Ладожского озера//Ладожское озеро как источник водоснабжения г. С.-Петербурга. Часть санитарная. СПб., 1911. С. 512—514.
61. Боруцкий Е. В. К вопросу о технике количественного учета донной фауны//Труды Лимнологической станции в Косино. 1932. Вып. 15.
62. Боруцкий Е. В. Вертикальное распределение биомассы бентоса: с толще иловых отложений в некоторых подмосковных озерах//Зоологический журнал. 1940. Т. 19.
63. Боруцкий Е. В. Изменение зарослей макрофитов в Белом озере в Косине с 1888 по 1938 г.//Труды Всесоюзного гидробиологического общества. 1949. Т. 1. С. 44—56.
64. Боруцкий Е. В. Материалы по динамике биомассы макрофитов озера//Труды Всесоюзного гидробиологического общества. 1950. Т. 2. С. 43—68.
65. Боруцкий Е. В. Методика изучения динамики биомассы макрофитов водохранилищ//Труды VI совещания по проблемам биологии внутренних вод. М.; Л., 1959. С. 580—588.
66. Боруцкий Е. В. Определитель свободноживущих пресноводных веслоногих раков СССР и сопредельных стран по фрагментам в кишечниках рыб. М.: Изд-во АН СССР, 1960.
67. Брагинский Л. П. Биопродукционные аспекты водной токсикологии//Гидробиологический журнал. 1988. Т. 24. № 3. С. 74—83.
68. Браун В. М. Рыбы как индикаторы качества воды//Научные основы качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям. Труды советско-английского семинара. Л.: Гидрометеиздат, 1977. С. 194—208.
69. Бруевич С. В., Иваненков В. Н. Проблемы химического баланса Мирового океана//Океанология. 1971. Т. 11. Вып. 5. С. 835—841.
70. Бубнова Н. П. и др. Методические указания гидрометеорологическим станциям и постам по отбору, подготовке проб воды и грунта на химический и гидробиологический анализ. М.: Гидрометеиздат, 1980. 14 с.
71. Бульон В. В. Первичная продукция планктона внутренних водоемов. Л.: Наука, 1983. 150 с.
72. Бут В. И. Количественная драга для исследования бентоса зарослей в водоемах//ДАН СССР. 1938. Т. 21.
73. Буторин Н. В., Мошков А. В. Современные представления о биологических ресурсах и качестве воды Волги и ее водохранилищ//Биологическая продуктивность и качество воды Волги и ее водохранилищ.— М.: 1984. С. 20—25.
74. Верниченко А. А. Экологические классификации водных объектов как основа экологического нормирования качества вод//Состояние и перспективы развития методологических основ химического и биологического мониторинга поверхностных вод суши. Тезисы докладов Всесоюзного гидрохимического совещания. Ростов-на-Дону, 1987. С. 10—11.

75. Верниченко А. А., Старко Н. В. Перспективы использования показателей в системе контроля за состоянием водных экосистем//Контроль качества природных и сточных вод. Харьков, 1982. С. 14—20.
76. Винберг Г. Г. Интенсивность обмена и пищевые потребности рыб. Минск, 1956.
77. Винберг Г. Г. Методы определения продукции водных животных. Л.: Высшая школа, 1968. 243 с.
78. Винберг Г. Г. Опыт применения разных систем биологической индикации загрязнения вод в СССР//Влияние загрязняющих веществ на гидробионтов и экосистемы водоемов. Материалы I Советско-американского симпозиума. Л.: Наука, 1979. С. 285—292.
79. Винберг Г. Г. Успехи лимнологии и гидробиологические методы контроля качества внутренних вод//Научные основы контроля качества вод по гидробиологическим показателям. Труды Всесоюзной конференции. Л.: Гидрометеиздат, 1981. С. 16—45.
80. Винберг Г. Г., Ломоносова М. С. Общее число бактерий и скорость потребления кислорода в водах разной степени загрязнения//Микробиология. 1953. № 3. С. 295—303.
81. Винберг Г. Г., Печень Г. А., Шушкина Э. А. Продукция планктонных ракообразных в трех озерах разного типа/Зоологический журнал. 1965. № 44, вып. 5. С. 676—687.
82. Виноградов Б. В. Растительные индикаторы и их использование при изучении природных ресурсов. М.: Наука, 1964.
83. Вислоух С. М. Краткий очерк о биологических исследованиях Невской губы. Материалы по исследованию вод Невской губы в санитарном отношении за период с ноября 1911 по август 1912 г. СПб, 1913. Кн. 2. Т. Б. С. 215—312.
84. Вислоух С. М. Биологический анализ воды//Руководство по теоретической и практической микробиологии. Петроград: Практическая медицина. 1916. Вып. 7—8. С. 225—304.
85. Вислоух С. М. К вопросу о применимости показательных организмов *Kolkwitz'a* и *Marsson'a* в России//Журнал микробиологии. 1916. Т. 3. № 3—4. С. 366—377.
86. Владимирский Б. М. Активные процессы на солнце и биосфера//Изв. АН СССР. Сер. физ. 1977. С. 41—403.
87. Воденичаров Д. Г. Таксономическое разнообразие водорослей в экосистемах поверхностных вод и его значение для биологического мониторинга//Комплексный глобальный мониторинг состояния биосферы. Труды III Международного симпозиума. Ташкент, 14—19 окт., 1985 г. Л.: Гидрометеиздат, 1986. С. 203—208.
88. Водоросли. Справочник/С. П. Вассер, Н. В. Кондратьева, Н. П. Малюк и др. Киев, 1989. 608 с.
89. Воронова Л. Д., Денисова А. В., Пушкарь И. Г. Использование диких животных в мониторинге загрязнения природных экосистем//Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Л.: Гидрометеиздат, 1985. Т. 7. С. 51—60.
90. Воронова Л. Д., Денисова А. В., Пушкарь И. Г. Оценка загрязненности фауны в мониторинге состояния природной среды//Экологическая кооперация. Информационный бюллетень по проблеме III СЭВ «Охрана экосистем (биогеоценозов) и ландшафта». Братислава, 1985. С. 51—54.
91. Воронова Л. Д., Денисова А. В., Пушкарь И. Г. Мониторинг фонового загрязнения фауны природных экосистем//Комплексный глобальный мониторинг состояния биосферы. Труды III Международного симпозиума СССР, Ташкент. Л.: Гидрометеиздат, 1986. Т. 2. С. 123—130.
92. Вудивисс Ф. Биотический индекс р. Трент. Макробеспозвоночные и биологическое обследование//Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям. Труды Советско-английского семинара. Валдай, 12—14 июля 1976 г. Л.: Гидрометеиздат, 1977. С. 132—161.
93. Вудивисс Ф. Совместные англо-советские биологические исследования в Ноттингеме в 1977 г.//Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям. Л., 1977. С. 132—161.

94. Гак Д. З. Бактериопланктон и его роль в биологической продуктивности водохранилищ. М.: Наука, 1975. 254 с.
95. Галковская Г. А., Ляхнович В. П. Продукция прудового зоопланктона. Сообщение 1. Продукция ветвистоусых рачков *Daphnia pulex* (degeer) и *Daphnia longispina* O. F. Müller в опытных прудах (рыбхоз Изобелино)// Гидробиологический журнал. 1966. № 2. Т. 4. С. 8—15.
96. Герд С. В. Планктические комплексы больших озер Карелии и летние миграции ряпушки//Ученые записки Карело-Финского госуниверситета. 1946. Т. 1.
97. Герд С. В. Биоценозы бентоса больших озер Карелии//Труды Карело-Финского госуниверситета. Петрозаводск, 1949. Т. 4. 197 с.
98. Герд С. В. Влияние болотных вод на фауну и флору озер. — Ученые записки Карельского пединститута, 1961. Т. 2, вып. 2.
99. Гидробионты — показатели степени загрязнения водотоков/Г. П. Андрушайтис, А. К. Зиндмане, О. Л. Качалова и др.//Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям. — Л., ЗИН АН СССР, ВГБО, 1974. — 60 с.
100. Гиляров А. М. Соотношение биомассы и видового разнообразия в планктонном сообществе//Зоологический журнал. Т. 48. № 4. 1969.
101. Гиляров А. М. Структурные особенности пресноводных планктонных сообществ. Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М., 1970. — С. 3—23.
102. Голлербах М. М., Полянский Ю. И. Определитель пресноводных водорослей СССР. М.: Советская наука, 1952. Вып. 1. 200 с.
103. Голлербах М. М., Косинская Е. К., Полянский Ю. И. Синезеленые водоросли. Определитель пресноводных водорослей СССР. М.: Советская наука, 1953. Вып. 2. 649 с.
104. Головлева Л. А. Деградация пестицидов микроорганизмами: возможности ограничения и практические перспективы//Охрана окружающей среды. Алма-Ата: Наука, 1980. С. 41—52.
105. Голубева Г. В. Использование хирономид для мониторинга малых рек. — V Съезд Всесоюзного гидробиологического общества, Тольятти, 15—19 сентября, 1986 г. Куйбышев: Изд-во АН СССР, 1986. Ч. II. С. 183—184.
106. Гольд В. М., Гольд З. Г., Попельницкая Н. М. О причинах нарушения второго закона термодинамики в водных экосистемах//Круговорот вещества и энергии в водоемах. Всесоюзное совещание лимнологов. Иркутск. 1985. Вып. 7. С. 25—27.
107. Горбенко Ю. А. О наиболее благоприятном количестве «сухого питательного агара» в средах для культивирования морских гетеротрофных микроорганизмов//Микробиология. 1961. Т. 30. С. 168—172.
108. Гордеев В. Д. Зоологическая количественная драга//Изв. ТИНРО. 1946. Т. 22. С. 231—238.
109. Гордеев О. Н., Попченко В. И. Донная фауна//Рыбхозхозяйственные результаты удобрения малых лесных озер Северо-Запада РСФСР. Петрозаводск, 1978. С. 65—89.
110. Горидченко Т. П. Опыт применения перифитона для оценки качества речных вод//Научные основы контроля качества вод по гидробиологическим показателям. Труды Всесоюзной конференции. Л.: Гидрометеиздат, 1981. С. 194—200.
111. Горидченко Т. П. Методические указания по исследованию перифитона для определения состояния пресноводных экосистем. М., Гидрометеиздат, 1987. 11 с.
112. Горидченко Т. П. Основные направления изменений перифитонных сообществ под воздействием антропогенных факторов//Научные основы био-мониторинга пресноводных экосистем. Труды Советско-французского симпозиума. Астрахань, 9—12 сентября, 1985 г. Л.: Гидрометеиздат, 1988. С. 155—165.
113. Горшкова Г. А. Оценка сапробности средней Оби и нижнего Иртыша по структурным характеристикам планктона и бентоса. Тезисы докладов V Съезда Всесоюзного гидробиологического общества. Тольятти, 15—19 сентября 1986 г. — Куйбышев, 1986. Ч. 2. С. 188—189.

114. ГОСТ 17.1.04.02-90. Вода. Методика экстракционно-спектрофотометрического определения хлорофилла «а». М., 1990.
115. ГОСТ 17.1.3.07-82. Охрана природы. Гидросфера. Правила контроля качества воды водоемов и водотоков. — М., 1982. 12 с.
116. Гофман К. Г., Гусев А. А. Экологические издержки и концепция экономического оптимума качества окружающей природной среды//Экономика и математические методы. 1981. Т. 17. Вып. 3. С. 34—43.
117. Гофман К. Г., Лемешев М. Я. Социально-экономическая эффективность мероприятий по охране окружающей среды//Актуальные проблемы охраны окружающей среды с Советском Союзе и Федеративной Республике Германии. Научный симпозиум. Мюнхен, 1981. С. 199—228.
118. Грезе В. Н. Количественная драга для учета донной фауны//Зоологический журнал. 1944. Т. 23. Вып. 2—3. С. 102—105.
119. Грезе В. Н. Экосистема Южной Атлантики и проблема энергетического баланса пелагического сообщества океана//Океанология. 1982. Т. 2. Вып. 6. С. 996—1001.
120. Гусева Г. А. К методике учета фитопланктона//Труды института биологии водохранилищ АН СССР. М., Л., 1959. Вып. 2, № 5. С. 44—51.
121. Девяткин В. Г. Динамика развития альгофлоры обрастаний в Рыбинском водохранилище//Труды ИБВВ АН СССР. Рыбинск, 1979. № 42/45. С. 78—108.
122. Дексбах Н. К., Мусатова А. Я. Гидробиологическое обследование р. Москвы в черте г. Москвы в июне—октябре 1937 г.//Бюл. МОИП. 1940. Т. 49. № 5—6. С. 179—191.
123. Дзюбан Н. А., Кузнецова С. П. О гидробиологическом контроле качества по зоопланктону//Научные основы контроля качества вод по гидробиологическим показателям. Труды Всесоюзной конференции Л.: Гидрометеиздат, 1981. С. 160—167.
124. Дзюбан Н. А., Слободчикова Н. Б. Индикация пресных вод по макрозообентосу. Тезисы докладов V Съезда Всесоюзного гидробиологического общества. Тольятти, 15—19 сентября 1986 г. Куйбышев, 1986. Ч. 2. С. 189—190.
125. Диатомовые водоросли. Определитель пресноводных водорослей СССР/М. М. Забелина, А. И. Киселев, А. И. Прошкина-Лавренко, В. С. Шешукова. М.: Советская наука, 1951. Вып. 4. 619 с.
126. Доброхотова К. В. Ассоциация высших водных растений как фактор роста дельты Волги//Труды Астраханского государственного заповедника, 1940. Вып. 3. С. 13—84.
127. Долгов Г. И. Биологические исследования водоемов//Гидробиологические основы самоочищения вод. Л., ЗИН АН СССР, 1976. С. 112—123.
128. Домрачев П. Ф. Драга для количественного исследования бентоса мелководных озер//Русский гидробиологический журнал. 1924. № 3. С. 6—7.
129. Драчев С. М. Борьба с загрязнением рек, озер и водохранилищ промышленными и бытовыми стоками. М., Л.: Наука, 1964. С. 121—140.
130. Дулькейт Г. Д. Вращающийся количественный скребок. Информ. бюл. консультационного бюро ВНИОРХ. 1939, № 5.
131. Дулаков С. Н. К биологии загрязненных прудов//Русский гидробиологический журнал. 1922. Т. 1. № 4. С. 120—129.
132. Дулаков С. Н. Исследование процесса обрастания в Глубоком озере//Труды гидробиологической станции на Глубоком озере. 1925. Т. 6. Вып. 2—3. С. 20—35.
133. Дулаков С. Н. Материалы к изучению перифитона//Труды лимнологической станции в Косине. 1933. Вып. 16. 160 с.
134. Дюпор Л. Всеобщая система оценки качества вод во Франции//Научные основы биомониторинга водных экосистем. Труды советско-французского симпозиума, Москва—Астрахань, 1985 г. Л.: Гидрометеиздат, 1988.
135. Евсюкова Г. В. Способ контроля состояния активного ила по ферментативной активности//Информационный листок. Запорожский межотраслевой территориальный центр технической информации и пропаганды. Запорожье, 1975. Сер. 17. № 125. С. 1—5.

136. Еленкин А. А. Сине-зеленые водоросли СССР. — М. — Л., Наука, 1938, вып. 2. — 908 с.

137. Ербаева Э. А. и др. Донная фауна Братского водохранилища и особенности ее формирования//IV Съезд ВГБО. Тезисы докладов. Киев: Наукова думка, 1981. Ч. 4. С. 117—119.

138. Жадин В. И. Моллюски пресных и солоноватых вод СССР. Определители по фауне СССР, издаваемые ЗИН АН СССР. М., Л.: Изд-во СССР, 1952. Т. 46. 376 с.

139. Жадин В. И. Методика изучения донной фауны водоемов и экологии донных беспозвоночных//Жизнь пресных вод СССР. М.: Изд-во АН СССР. Т. 4. Ч. 1. С. 278—382.

140. Жадин В. И. Методы гидробиологического исследования. М.: Высшая школа, 1960. С. 189.

141. Жадин В. И., Герд С. В. Реки, озера и водохранилища СССР, их фауна и флора. М.: Учпедгиз, 1961.

142. Жгарева Н. Н. Новая модель зарослечерпателей//Биология внутренних вод. Информ. бюл. 1979. № 42. С. 28—30.

143. Жданова Г. А. Сравнительная характеристика жизненного цикла продуктивности *Bosmina longirostris* O. F. M. и *Bosmina coregoni* Baird в Киевском водохранилище//Гидробиологический журнал. 1969. Т. 5. № 1. С. 11—19.

144. Жданова Г. А., Цееб Я. Я. Биология и продуктивность массовых видов *Cladocera* Киевского водохранилища//Гидробиологический журнал. 1970. Т. 6. № 1. С. 27—32.

145. Заболоцкий А. А. О беспружинном штанговом дночерпателе//Труды Ленинградского общества естествоиспытателей. 1936. Т. 55. Вып. 2. С. 262—265.

146. Зверева О. С. Особенности биологии главных рек Коми АССР в связи с историей их формирования. Л.: Наука, 1969. 279 с.

147. Иванов М. В. Роль микробиологических процессов в генезисе месторождений серы. М., Л.: Наука, 1964. 207 с.

148. Иванова М. Б. Закономерности роста веслоногих ракообразных//Гидробиологический журнал. 1973. Т. 9. № 1.

149. Израэль Ю. А., Абакумов В. А. Об экологическом состоянии поверхностных вод СССР и критериях экологического нормирования//Экологические модификации и критерии экологического нормирования. Труды международной конференции. Л.: Гидрометеиздат, 1991. С. 7—19.

150. Израэль Ю. А., Гасилина Н. К., Абакумов В. А. Гидробиологическая служба наблюдений и контроля поверхностных вод в СССР. Обнинск; Гидрометеиздат, 1979. 8 с.

151. Израэль Ю. А., Гасилина Н. К., Абакумов В. А. Гидробиологическая служба наблюдений и контроля поверхностных вод СССР//Научные основы контроля качества вод по гидробиологическим показателям. Труды II советско-английского симпозиума. — М.: Гидрометеиздат, 1981. С. 7—15.

152. Исаков Ю. А. и др. Многолетние наблюдения за динамикой природных процессов в Дарвинском заповеднике//Опыт работы и задачи заповедников СССР. М.: Наука, 1979. С. 68—89.

153. Карзинкин Г. С. Попытка практического разрешения понятия «биоценоз»//Труды гидробиологической станции на Глубоком озере. 1925. Т. 6. Вып. 2—3. С. 36—53.

154. Катанская В. М. Фенологические стационарные наблюдения над водной растительностью Пертозера и методика их постановки. — Ученые записки ЛГУ. Сер. биол. наук. 1939. Вып. 8. С. 47—106.

155. Катанская В. М. Методика исследования высшей водной растительности//Жизнь пресных вод СССР. М., Л.: Изд-во АН СССР, 1956. Т. 4. Ч. 1. С. 160—182.

156. Катанская В. М. Сезонное развитие водной растительности в озерах Карельского перешейка//Озера центральной части Карельского перешейка. Лимнология и методика исследования. Л.: Изд-во АН СССР, 1960. С. 116—150.

157. Катанская В. М. Высшая водная растительность континентальных водоемов СССР. Методы изучения. Л.: Наука, 1981. 187 с.

158. Катанская В. М. Высшая водная растительность оз. Красного// Озера Карельского перешейка. Лимнологические циклы озера Красного. Л.: Наука, 1971. С. 375—451.
159. Качалова О. Л. Изменения донной фауны устьевого района р. Даугавы в связи с загрязнением//Факторы самоочищения устьевого района р. Даугавы. Рига: Зинатне, 1974. С. 90—105.
160. Кашкин Н. И. К методике количественного изучения населения зарослей водных растений//Рыбная промышленность. М., 1957. Вып. 37. С. 3—8.
161. К гидробиологии и гидрохимии Каракумского канала у г. Ашхабада/Ш. И. Коган, Х. С. Садыков, Л. В. Кудимова, Н. В. Костенко//Гидробиология каналов СССР и биологические помехи в их эксплуатации. Киев: Наукова Думка, 1976. С. 230—241.
162. Келсо Дж. Р., Шоу М. А. Влияние закисления озер на рыбные запасы восточной части Канады//Проблемы мониторинга и охраны окружающей среды. Труды I советско-канадского симпозиума. Л.: Гидрометеониздат, 1989. С. 283—302.
163. Кирпиченко М. Я. Новый пневматический дночерпатель//Труды Гидробиологической станции АН УССР. 1936. Вып. 12.
164. Кирпиченко М. Я., Антонов П. И. Рост *Dreissena polymorpha* (Pallas) в Саратовском водохранилище//Труды комплексной экспедиции Саратовского университета по изучению Волгоградского и Саратовского водохранилищ. — Саратов, 1982. С. 68—87.
165. Кирсо У. Э., Стом Д. И., Белых Л. И., Ирха Н. И. Превращение канцерогенных и токсических веществ в гидросфере. Таллинн: Валгус, 1988. 271 с.
166. Киселев И. А. Изучение планктона водоемов//В помощь работающим на защитных лесных полосах. М., Л.: Изд-во АН СССР, 1950. 40 с.
167. Киселев И. А. Пиррофитовые водоросли. Определитель пресноводных водорослей СССР. М.: Советская наука, 1954. Вып. 6. 212 с.
168. Киселев И. А. Планктон морей и континентальных водоемов. Л.: Наука, 1969. Т. 1. 658 с.
169. Китаев С. П. Зависимость ихтиомассы озер бассейна Балтийского моря от лимнологических показателей. XIX научная конференция по изучению и освоению водоемов Прибалтики и Белоруссии. Минск, 1977. С. 71—72.
170. Китаев С. П. Экологические основы биопродуктивности озер разных природных зон. М., 1984. 207 с.
171. Кожов М. М. Биология Байкала. М., Л.: Наука, 1962. — 315 с.
172. Кожова О. М. Формирование фитопланктона Братского водохранилища//Формирование природных условий и жизни Братского водохранилища. М.: Наука, 1970. С. 26—160.
173. Кожова О. М. Применение методов экосистемного анализа к оценке качества вод//Научные основы контроля качества вод по гидробиологическим показателям. Труды II советско-английского семинара. Уиндериер. Англия, 24—27 апреля 1979 г. Л.: Гидрометеониздат, 1981. С. 16—29.
174. Кожова О. М., Мельник Н. Г. Инструкция по обработке проб планктона счетным методом. Иркутск, 1978. С. 3—18.
175. Кожова О. М. и др. Классификация чистоты р. Ангары по состоянию макрозообентоса с использованием выявленных индикаторных групп организмов//Гидробиологические и ихтиологические исследования в Восточной Сибири. Чтения памяти проф. М. М. Кожова. Иркутск, 1979. Вып. 3. С. 55—74.
176. Комаренко Л. В., Васильева И. И. Пресноводные диатомовые и сине-зеленые водоросли водоемов Якутии. М.: Наука, 1975. 423 с.
177. Комаренко Л. В., Васильева И. И. Пресноводные зеленые водоросли водоемов Якутии. М.: Наука, 1978. 284 с.
178. Кондратьева Е. Н. Фотосинтезирующие бактерии.—М.: Изд-во АН СССР, 1963. 178 с.
179. Константинов А. С. Общая гидробиология. М.: Высшая школа, 1979. 480 с.
180. Константинов А. С. О критериях оценки состояния пресноводных экосистем в условиях комплексного использования водоемов//Гидробиологический журнал. 1983. Т. 19. № 1. С. 3—13.

181. Корелякова И. Л. Роль высшей растительности в формировании органического вещества на мелководьях Киевского водохранилища//Круговорот вещества и энергии в озерных водоемах. Новосибирск, 1975. С. 152—156.
182. Корелякова И. Л. Растительность Кременчугского водохранилища. Киев, 1977. 197 с.
183. Корелякова И. Л., Распопов И. М. Структурные особенности флоры водоемов СССР//Вторая всесоюзная конференция по высшим водным и прибрежно-водным растениям. Тезисы докладов. Борок, 1988. С. 18—21.
184. Коркин А. И. Фитопланктон как показатель качества вод р. Енисей в нижнем бьефе Красноярской ГЭС. V Съезд Всесоюзного гидробиологического общества. Тольятти, 15—19 сентября 1986 г. Куйбышев, 1986. Ч. 2. С. 198—199.
185. Король В. М. Рост и развитие элодеи//Биологические процессы в загрязненных модельных водоемах. М.: Изд-во МГУ, 1984. С. 77—88.
186. Корш Л. Е., Атремова Т. З. Ускоренные методы санитарно-бактериологического исследования воды. М.: Медицина, 1978. 272 с.
187. Коршиков О. А. Підклас протококкови (*Protococcineae*)//Визначник прісноводних водоростей УРСР. Київ: Изд-во АН УРСР, 1953. 438 с.
188. Косинская Е. К. Десмидиевые водоросли//Флора споровых растений СССР. М., Л. Изд-во АН СССР, 1960. Вып. 1. 706 с.
189. Косова А. А. Вычисленные сырые веса некоторых форм зооплankтона низовьев дельты Волги//Труды Астраханского заповедника, 1961. № 5. С. 151—162.
190. Кравченко М. С., Собина Н. А. Аналитический контроль природных и сточных вод//Проблемы и перспективы. Тезисы докладов I республиканской конференции по аналитической химии. Киев: Наукова Думка, 1979. С. 86—87.
191. Красильников Н. А., Дробков А. А., Широков О. Г. Аккумуляция естественно-радиоактивных элементов почвенными микроорганизмами//ДАН СССР. 1958. Т. 120. № 5. С. 1136—1137.
192. Красная книга. Дикорастущие виды флоры СССР, нуждающиеся в охране. Л., 1975. 203 с.
193. Красная книга СССР. М.: Лесная промышленность, 1978. 459 с.
194. Крахмальный А. Ф. Устройство для автоматического концентрирования фитопланктонных проб//Гидробиологический журнал. 1987. Т. 23. № 4. С. 80—82.
195. Кренева С. В. Интегральные количественные методы биологической индикации загрязненных вод в условиях большого олиготрофного водоема//ДАН СССР. 1976. 229. № 1. С. 253—255.
196. Кренева С. В. Перспективные индикаторные организмы микрозоопланктона Ладожского озера//Доклады МОИП. 2-е полуг. 1975 г. М.: Изд-во МГУ, 1978. С. 25—26.
197. Кренева С. В. Экологическая индикация качества воды в больших олиготрофных озерах, подверженных антропогенному влиянию//Водные ресурсы. 1980. № 1. С. 43—60.
198. Кренева С. В. Систематизация методов биологического анализа загрязненных вод в сложных гидрологических условиях//Самоочищение воды и миграция загрязнений по трофической цепи. М.: Наука, 1984. С. 75—80.
199. Крючкова Н. М. Влияние температуры и трофических условий на продолжительность развития ветвистых ракообразных//Гидробиологический журнал. 1973. Т. 9. № 2. С. 11—17.
200. Кузнецов В. В. Динамика биоценоза *Microporella cilia* в Баренцевом море//Труды ЗИН АН СССР. 1941. Т. 7. Вып. 2.
201. Кузнецов С. И. Микробиологическая характеристика процессов распада органического вещества в иловых отложениях//Труды лаборатории сапропелевых отложений. 1950. Вып. 4. С. 15—28.
202. Кузнецов С. И. Микрофлора озер и ее геохимическая деятельность. Л.: Наука, 1970. 440 с.
203. Кузнецов С. И., Дубинина Г. А. Методы изучения водных микроорганизмов. М.: Наука, 1989. 287 с.
204. Кузьменко М. И., Мережко А. И. Процессы формирования качества природных вод//Проблемы водной токсикологии, биотестирования и уп-

равления качеством воды. Материалы 4-го советско-американского симпозиума. Борок, 30 июля — 1 августа 1984 г. Л.: Наука, 1986. С. 84—93.

205. Кузьмин Г. В. Фитопланктон//Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. М.: Наука, 1975. С. 73—87.

206. Курсанов Л. И., Наумов Н. А. Определитель низших растений. М.: Изд-во АН СССР, 1953. Т. 1. 396 с.; Т. 2. 310 с.

207. Кутикова Л. А. Коловратки фауны СССР. *Rotatoria* — Л.: Наука, 1970. 744 с.

208. Лавров В. В. Делитель проб мезобентоса//Биология внутренних вод. Информ. бюл. Л.: Наука, 1983. № 57. С. 58—60.

209. Лаптева Н. А. Олигокарбофильные бактерии пресных водоемов//Труды Ин-та биологии внутренних вод. 1988. Вып. 55(58). С. 42—62.

210. Ласкомб К. Анализ микрозагрязнителей пресноводных экосистем. Уровень загрязнения как показатель качества вод//Научные основы биомониторинга водных экосистем. Труды советско-французского симпозиума. Москва — Астрахань, 2—12 сентября 1985 г. Л.: Гидрометеиздат, 1988. С. 141—155.

211. Ласкомб К. Биологические индексы для оценки качества проточных вод по сообществам бентических макробеспозвоночных (обзор методов, используемых во Франции)//Научные основы биомониторинга водных экосистем. Труды советско-французского симпозиума, Москва — Астрахань, 2—12 сентября 1985 г. Л.: Гидрометеиздат, 1988. С. 67—71.

212. Ласкомб К. Знания, необходимые для управления состоянием природных водных объектов. Границы применения химических и биологических методов//Научные основы биомониторинга водных экосистем. Труды советско-французского симпозиума. Москва — Астрахань, 2—13 сентября 1985 г. Л.: Гидрометеиздат, 1988. С. 40—51.

213. Лафон М. Использование сообществ олигохет для определения биологического качества вод//Научные основы биомониторинга водных экосистем. Труды советско-французского симпозиума Москва — Астрахань, 2—12 сентября 1985 г. Л.: Гидрометеиздат, 1988. С. 71—81.

214. Леванидов В. Я. Экосистемы лососевых рек Дальнего Востока//Беспозвоночные животные в экосистемах лососевых рек Дальнего Востока. Владивосток, 1981. С. 3—21.

215. Лепилова Г. К. Инструкция для полевого исследования высшей водной растительности//Инструкция по биологии исследования вод. 1934. Ч. 2, вып. 5.

216. Лиена Р. А. Экология свободноживущих инфузорий в малых водоемах Латвии//Тезисы докладов Всесоюзного гидробиологического общества. Рига: Зинатне, 1976. С. 101.

217. Липин А. Н. К методике количественного учета бентоса. — Русский гидробиологический журнал. 1925. Т. 4.

218. Липин А. Н. Пресные воды и их жизнь. М.: Учпедгиз, 1950. 347 с.

219. Липина Н. Н., Липин А. Н. К методике гидробиологических работ//Труды Лаборатории генезиса сапропеля. 1939. Вып. 1. С. 173—180.

220. Лисицин А. П., Удинцев Г. Б. Новая модель дночерпателя//Труды Всесоюзного гидробиологического общества. 1955. Т. 6.

221. Любин В. А. Камера для разборки и подсчета организмов в пробах мезобентоса//Биология внутренних вод. Информ. бюл. Л.: Наука, 1979. № 42. С. 38—40.

222. Ляйман Э. М. Болезни рыб. Практическое руководство для ветеринарных врачей//М.: Сельхозиздат, 1963. 295 с.

223. Мажейкайте С. И. Протозойный планктон Онежского озера. Л.: Наука, 1970. С. 40—125.

224. Макарова И. В., Пичкилы Л. О. К некоторым вопросам методики вычисления биомассы фитопланктона//Ботанический журнал. 1979. Вып. 55. № 10. С. 1488—1494.

225. Макарцева Е. С. Изменение структуры и функционирования зоопланктонного сообщества под влиянием антропогенного эвтрофирования. Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Л., 1986.

226. Макрозообентос волжских водохранилищ/А. С. Константинов, В. И. Митропольский, В. И. Попченко, Н. Ю. Соколова//Биологическая продук-

тивность и качество воды Волги и ее водохранилищ. М.: Наука, 1984. С. 73—89.

227. Макарушин А. В. Библиографический указатель по теме «Биологический анализ качества вод» с приложением списка организмов-индикаторов загрязнения. Л.: ЗИН АН СССР, 1974. — 53 с.

228. Макарушин А. В. Биологический анализ качества вод. Л.: ЗИН АН СССР, 1974. 60 с.

229. Маловицкая Л. М. Наблюдения над жизненным циклом *Eudiaptomus gracilis* (g. Sars) и *Eu. graciloides* (Lill.) Рыбинского водохранилища//Экология и биология пресноводных беспозвоночных. М., Л.: Наука, 1965. С. 27—39.

230. Мамаева Н. В. Инфузории бассейна Волги. Л.: Наука, 1976. 149 с.

231. Мануйлова Е. Ф. Ветвистоусые рачки *Cladocera* фауны СССР. — М. — Л.: Наука, 1964.

232. Марголина Г. Л. Исследование процессов бактериального разрушения нефтяных остатков в водохранилищах//Труды Института биологии внутренних вод. 1974. Вып. 28(31). С. 28—31.

233. Марголина Г. Л. Микробиологические процессы деструкции в пресноводных водоемах. М.: Наука, 1989. 121 с.

234. Марковский Ю. М. Фауна беспозвоночных низовьев рек Украины, условия ее существования и пути использования. Киев, 1953. Ч. 1. С. 1—196.

235. Мережко А. И. Роль высших водных растений в самоочищении водоемов//Гидробиологический журнал. 1973. Т. 9. № 4. С. 118—125.

236. Мережко А. И. Эколого-физиологические особенности высших водных растений и их роль в формировании качества воды. Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. М.: Изд-во МГУ, 1979.

237. Мережко А. И., Шиян П. Н., Ляшенко А. Н. О поглощении водными растениями ДДТ, сефина и некоторых органических кислот из водоема. Формирование и контроль качества поверхностных вод. Киев: Наукова думка. 1975. Вып. 1. С. 105—109.

238. Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов/Под ред. Ф. Д. Мордухай-Болтовского. М.: Наука, 1975. 240 с.

239. Методические указания по организации проведения наблюдений и контроля за загрязнением поверхностных вод суши в системе ОГСНК. Л.: Гидрометеиздат, 1977. 59 с.

240. Методические указания по принципам организации системы наблюдений и контроля за качеством воды водоемов и водотоков на сети Госкомгидромета в рамках ОГСНК. Л.: Гидрометеиздат, 1984. 40 с.

241. Методы фенологических наблюдений при ботанических исследованиях. М., Л.: Наука, 1966. 103 с.

242. Миронов О. Г. Взаимодействие морских организмов с нефтяными углеводородами. Л.: Гидрометеиздат, 1985. 127 с.

243. Митропольский В. И., Мордухай-Болтовской Ф. Д. Макробентос//Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. М.: Наука, 1975. С. 158—178.

244. Михайловский Г. Е., Ловягин С. Н. Временная структура планктонного сообщества, ее графовое представление и мониторинг//Научные основы биомониторинга пресноводных экосистем. Труды советско-французского симпозиума. Л.: Гидрометеиздат, 1988. С. 51—62.

245. Михеева Т. М. Фитопланктон и продукция органического вещества Верхнего Днепра//Биологические процессы и самоочищение на загрязненном участке реки (на примере Днепра). Минск, 1973. С. 113—127.

246. Мокеева Н. П. Альгофлора р. Оки//Труды Зоологического института АН СССР, 1964. Т. 32. С. 92—105.

247. Монченко В. И. Щелепнороти циклоподібні циклопи (*Cyclopidae*). Фауна України. Київ: Наукова Думка, 1974. Т. 27. Вип. 3(194).

248. Мордухай-Болтовской Ф. Д. Материалы по среднему весу водных беспозвоночных бассейна Дона//Труды проблемного и тематического совещания. Проблемы гидробиологии внутренних вод. — М.: Изд-во АН СССР, 1954. С. 223—241.

249. Мордухай-Болтовской Ф. Д. Зообентос и другие биоценозы,

связанные с субстратом//Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. М.: Наука, 1975. С. 158—178.

250. Мосевич М. В. Методические указания по микробиологическим исследованиям при изучении загрязнения водоемов. Л.: 1975. 19 с.

251. Мошкова Н. О. Визначник прісноводних водорослей Української РСР (*Phaeophyta, Rhodophyta*). — Київ: Наукова думка, 1979. VI. 498 с.

252. Мошкова Н. О., Фролова І. О. Визначник прісноводних водоростей Української РСР (*Phaeophyta, Rhodophyta*). Київ: Наукова думка, 1983. XII. — 208 с.

253. Музафаров А. М. Флора водорослей горных водоемов Средней Азии. Ташкент: АН УзССР. 377 с.

254. Мясметс А. Х. Качественный состав пелагического зоопланктона как показатель трофности озера//Изучение и освоение водоемов Прибалтики и Белоруссии. Рига, 1979. С. 12—14.

255. Научная хроника//Журнал микробиологии. Петроград, 1916. Т. 3. № 1—2. С. 201—224.

256. Некоторые новые методы оценки загрязнения пресных вод ксенобиотиками/Г. Д. Лебедева, М. С. Кривенко, Е. Ф. Исакова, В. М. Король//Лимнология горных водоемов. Ереван: Изд-во АН АрмССР, 1984. С. 137—138.

257. Никитинский Я. Я. Биологическое обследование р. Москвы на протяжении от д. Рублево до с. Коловец осенью 1907 г.//Результаты микробиологических исследований. М., 1909. Т. 7. 133 с.

258. Никитинский Я. Я. Биологическое обследование р. Дона в районе г. Ростова-на-Дону. Ростов-на-Дону, 1912. 101 с.

259. Никитинский Я. Я. Биологическое обследование р. Москвы и ее больших притоков между г. Звенигородом и Рублевской насосной станцией//Отчет Московской городской управы. М.: 1912. 216 с.

260. Никитинский Я. Я. Биологическое обследование рек Тезы и Сехи в районе города Шуи//О загрязнении рек Тезы и Сехи в районе г. Шуи и о мерах к предупреждению их загрязнения фабриками. М., 1913. С. — 1—39.

261. Никитинский Я. Я. Роль биологического исследования в санитарной оценке водоемов при выборе источников водоснабжения городов, сел, фабрик и других поселков. М. 1914. 22 с.

262. Николаев И. И. Определение качества вод озер по гидробиологическим показателям//Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям. Труды II Советско-английского семинара. Л.: Гидрометеониздат, 1981. С. 43—58.

263. Николаев И. И., Петрова Н. А. Признаки эвтрофикации Ладожского озера. Гидробиологический журнал. 1978. Т. 2, № 5. С. 11—17.

264. Ноакани Д. В., Корсак М. Н. Действие цинка, хрома и кадмия на интенсивность фотосинтеза в краткосрочных экспериментах//Научные доклады высшей школы. Биологические науки. М., 1976. № 9. С. 23—28.

265. Одум Ю. Экология. М.: Просвещение, 1968. 168 с.

266. Оксюк О. П., Мережко А. И., Волкова Т. Ф. Использование высших водных растений для улучшения качества воды и укрепления берегов каналов//Водные ресурсы. 1978. № 4. С. 97—104.

267. Определитель пресноводных беспозвоночных Европейской части СССР (планктон и бентос). Л.: Гидрометеониздат, 1977. 510 с.

268. Определитель пресноводных водорослей. Общая часть/Под редакцией М. М. Голлербаха, В. М. Полянского. М., Л.: Сов. наука, 1951. Вып. 1. 200 с.

269. Опыт применения разных систем биологической индикации загрязненных вод/Г. Г. Винберг, А. Ф. Алимов, Е. В. Балущкина и др.//Научные основы контроля качества вод по гидробиологическим показателям. Труды советско-английского семинара. Л.: Гидрометеониздат, 1977. С. 124—131.

270. Оуэн Д. Б. Сборник статистических таблиц. М.: 1966. 586 с.

271. Пареле Э. А. Олигохетофауна устьевого района реки Даугавы в условиях загрязнения//Факторы самоочищения устьевого района реки Даугавы. Рига: 1974. С. 106—121.

272. Пареле Э. А. Малощетинковые черви устьевых районов рек Дау-

- тавы и Лиелупе, их значение в санитарно-биологической оценке. Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Тарту, 1975. 24 с.
273. Пареле Э. А., Астапенко Е. Б. Тубифициды (*Tubificidae*, *Oligochaeta*) — индикаторы загрязнения водоема//Изв. АН ЛатвССР. 1975. № 9. С. 44—46.
274. Пастухова Е. В. О влиянии сельскохозяйственных стоков на трофическую и видовую структуру макробентических сообществ//Влияние деятельности человека на природные экосистемы. М., 1980. С. 59—68.
275. Первакова Т. П. Оценка санитарного состояния р. Москвы по многолетним гидробиологическим наблюдениям//Процессы загрязнения и самоочищения р. Москвы. М.: Стройиздат, 1972. С. 96—104.
276. Петрова М. М. Продукция планктонных ракообразных в Горьковском водохранилище//Гидробиологический журнал. 1967. Т. 3. № 6. С. 48—55.
277. Петрович П. Г., Шушкина Э. А., Печень Г. А. Расчет продукции зоопланктона//ДАН СССР. 1961. Т. 139. № 5. С. 1235—1238.
278. Печень Г. А. Продукция ветвистоусых ракообразных озерного планктона//Гидробиологический журнал. 1965. Т. 1. № 4. С. 27—31.
279. Печень Г. А., Костин В. А., Брегман Ю. Э. Продукция зоопланктона оз. Дривяты//Биологическая продуктивность эвтрофного озера. М.: Наука, 1970. С. 89—105.
280. Попова Т. Г., Сафонова Т. А. Эвгленовые водоросли//Флора споровых растений СССР. Л.: Наука, 1976. Т. 9. 287 с.
281. Попченко В. И. Сообщества фитофильных беспозвоночных Саратовского водохранилища//Проблемы рационального использования и охраны природного комплекса Самарской Луки. Куйбышев, 1979. С. 17—29.
282. Попченко В. И. Закономерности изменения сообществ донных беспозвоночных в условиях загрязнения природной среды//Научные основы биомониторинга пресноводных экосистем. Л.: Гидрометеониздат, 1988. С. 135—141.
283. Попченко В. И., Александров Б. М. Донная фауна Онежского озера и ее биоценозы//Пресноводные гидробионты и их биология. Л.: Наука, 1983. С. 102—126.
284. Попченко В. И., Резанов А. Г. Методические указания по исследованию зообентоса для определения состояния фоновых пресноводных экосистем. М.: Гидрометеониздат, 1987. 25 с.
285. Попченко В. И. и др. Суточные миграции населения фитоценоза рогоза узколистного в Саратовском водохранилище//Гидробиологический журнал. 1983. Т. 19. Вып. 6. С. 14—19.
286. Принципы и опыт построения экологической классификации качества поверхностных вод суши/В. Н. Жукинский, О. П. Оксюк, Г. Н. Олейник, С. И. Кошелева//Гидробиологический журнал. 1981. Т. 17. № 2. С. 38—49.
287. Проект унифицированной системы для характеристики континентальных водоемов и водотоков и применение ее для анализа качества вод/В. Н. Жукинский, О. П. Оксюк, Я. Я. Цееб, В. Б. Георгиевский//Научные основы контроля качества вод по гидробиологическим показателям. Труды советско-английского семинара. Л., 1977. С. 43—53.
288. Распопов И. М. Фитомасса и продукция макрофитов Онежского озера//Микробиология и первичная продукция Онежского озера. Л.: Наука, 1973. С. 123—142.
289. Расс Т. С. Инструкция по сбору икринок и мальков рыб. М.: Пищепромиздат, 1939. 23 с.
290. РД.52.24.84—89. Методические указания. Оценка качества поверхностных вод по макрозообентосу. Ростов-на-Дону, 1989. 28 с.
291. Резанов А. Г., Чхиквадзе А. Р. Значение стенобионтных организмов для контроля экологических модуляций//Научные основы биомониторинга пресноводных экосистем. Труды советско-французского симпозиума. Л.: Гидрометеониздат, 1988. С. 131—134.
292. Результаты последних исследований диатомовых водорослей и бентических беспозвоночных для оценки качества вод/М. Лафон, М. Кост, Б. Фэсель, Ж. Мутон, М. Роже, Д. Боннард//Научные основы биомониторинга водных экосистем. Труды советско-французского симпозиума, Москва — Астрахань, 2—12 сентября 1985 г. Л.: Гидрометеониздат, 1988. С. 81—94.

293. Ривьер И. К. Зоопланктон и нейстон//Методика изучения биоценозов внутренних водоемов. М.: Наука, 1975. С. 138—158.
294. Родина А. Г. О распространении серобактерий в пресных водах и месте их в системе показательных организмов Кольквитца и Марссона//Микробиология. 1961. Т. 30. Вып. 6. С. 1080—1083.
295. Родина А. Г. Методы водной микробиологии. Практическое руководство. М., Л.: Наука, 1965. 363 с.
296. Романенко В. И. Микроорганизмы воды и грунтов//Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. М.: Наука, 1975. С. 51—72.
297. Романенко В. И., Кузнецов С. И. Экология микроорганизмов пресных водоемов. Лабораторное руководство. Л.: Наука, 1974. 194 с.
298. Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши. Л.: Гидрометеоздат, 1977. 541 с.
299. Рылов В. М. Пресноводные *Calanoidae*. СССР. Пресноводная фауна. Определители организмов пресных вод СССР. Л.: Изд-во Ин-та рыбного хозяйства и промышленных исследований. 1930. Вып. 1.
300. Рылов В. М. Ветвистоусые ракообразные *Cladocera*//Жизнь пресных вод СССР. М., Л.: Изд-во АН СССР, 1940. Т. 1.
301. Рылов В. М. Свободноживущие веслоногие ракообразные *Copepoda*//Жизнь пресных вод СССР. М., Л.: Изд-во АН СССР, 1940. Т. 1.
302. Рылов В. М. *Cyclopoida* пресных вод. Фауна СССР. Ракообразные. М., Л.: Изд-во АН СССР, 1948. Т. 3. Вып. 3.
303. Рычкова М. А. Водоросли обрастаний озер Воже и Лача//Гидробиология озер Воже и Лача (в связи с прогнозом качества вод, перебрасываемых на юг). Л.: Наука, 1978. С. 28—33.
304. Садовский А. А. Бентометр — новый прибор для количественного сбора зообентоса в горных реках//Сообщения АН ГрузССР. 1948. Т. 9. Вып. 6.
305. Свирская Н. Л. Временные методические указания по исследованию зоопланктона для определения качества поверхностных вод. М., 1978. 27 с.
306. Свирская Н. Л. О биологии и продукции *Bosmina coregoni gibbera* (Schoedler) в малом гумифицированном водоеме Южной Карелии//Вторая всесоюзная конференция молодых ученых по вопросам сравнительной морфологии и экологии животных. М.: Наука, 1975. С. 84—86.
307. Свирская Н. Л. Методические указания по исследованию зоопланктона для определения состояния фоновых пресноводных экосистем. М.: Гидрометеоздат, 1987.
308. Семин В. А., Кренева С. В., Абакумов В. А. Метод распознавания образов в гидробиологическом анализе поверхностных вод//Проблемы экологического мониторинга и моделирование экосистем. Л.: Гидрометеоздат, 1985. С. 22—43.
309. Семин В. А., Фрейдлинг А. В. Макрофиты и их место в системе экологического мониторинга//Научные основы биомониторинга пресноводных экосистем. Труды международного советско-французского симпозиума. Л.: Гидрометеоздат, 1988. С. 95—104.
310. Симмаков Ю. Г. Межклеточные взаимодействия в культурах простейших и их значение для биотестирования токсичности водной среды//Тезисы докладов V съезда всесоюзного гидробиологического общества, Тольятти, 15—19 сентября 1986 г. Куйбышев, 1986. Ч. 2. С. 216—217.
311. Скадовский С. Н., Мессинева М. А., Успенская В. И. Сезонные количественные изменения в биоценозах обрастаний//Биоценозы обрастаний в качестве биопоглопителя. М.: Изд-во МГУ, 1961. С. 143—180.
312. Скориков А. С. Биологическая оценка воды Ладожского озера в санитарном отношении. Зоологические исследования//Доклад VIII Русскому водопроводному съезду. М., 1909. 9 с.
313. Скориков А. С. Из биологии осетровых. I. К плодовитости осетровых. СПб., 1911. — 14 с.
314. Слепухина Т. Д. Новая модель зарослечерпателя//Гидробиологический журнал. 1976. № 3. С. 107—108.
315. Слепухина Т. Д. Сравнение различных методов оценки качества вод с помощью олигохет//Биология пресноводных организмов Северо-Запада СССР//Гидробиологические исследования. 1983. Т. 14. С. 51—56.

316. Слепухина Т. Д., Петрова Н. А. Индикаторная значимость отдельных компонентов экосистемы при оценке темпов евтрофирования крупных озер. IV Съезд ВГБО. Тезисы докладов. Киев: Наукова думка, 1981. Ч. 4. С. 154—155.
317. Смирнов Н. Н. *Chydoridae* фауны мира. Фауна СССР. Ракообразные. Л.: Наука, 1971. Т. 1. Вып. 2.
318. Смирнов Н. Н. *Macrothricidae* и *Moinidae* фауны мира. Фауна СССР. Ракообразные. Л.: Наука, 1976. Т. 1. Вып. 3.
319. Смирнова А. Н. Биологические показатели загрязнения и самоочищения рек г. Харькова//Рациональное использование и охрана водных ресурсов Харьковской области. Харьков, 1971. С. 22—29.
320. Смирнова А. Н. Санитарное состояние верхнего участка р. Сев. Донец по материалам гидробиологических исследований//Рациональное использование и охрана водных ресурсов Харьковской области. Харьков, 1971. С. 10—15.
321. Снетков М. А., Вавилин В. А. Оценка степени загрязнения водоемов по интегральным показателям качества вод//Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям. Л.: Гидрометеоиздат, 1977. С. 65—78.
322. Современное состояние гидробиологической сети общегосударственной службы наблюдений и контроля за загрязнением окружающей среды и перспективы ее развития. Обзор. Сер. Мониторинг состояния окружающей природной среды. Обнинск, 1986. 59 с.
323. Соколова Б. А. Влияние стоков ЦБК на донную фауну устьевой части р. Северной Двины//Биологические ресурсы Белого моря и внутренних водоемов Карелии. Тезисы докладов. Петрозаводск, 1968. С. 85—87.
324. Соколова В. А. О донной фауне Большой губы Онежского озера//Охрана и использование водных ресурсов Карелии. Петрозаводск, 1974. С. 168—178.
325. Соколова В. А. Донная фауна Выгозерского водохранилища//Гидробиология Выгозерского водохранилища. Петрозаводск, 1978. С. 89—103.
326. Соколова В. А., Полякова Т. Н. Бентофауна Кондопожской губы//Водные ресурсы Карелии и их использование. Петрозаводск, 1975. С. 117—132.
327. Соколова Г. А., Каравайко Г. И. Физиология и геохимическая деятельность тионовых бактерий. М.: Наука, 1964. 64 с.
328. Старостин И. В. Капканый зарослечерпатель (к методике количественного учета фауны)//Труды Мургабской гидробиологической станции. 1958. Вып. 4. С. 233—237.
329. Строганов С. Н. Планктонные исследования в применении к наблюдениям на р. Москве (по данным 1911—1912 гг.)//Отчет комиссии по очистке сточных вод, состоящей при канализационном отделе Московской городской управы. 1913. Кн. 2. Т. 4. С. 10—28.
330. Сукачев В. Н. Общие принципы и программа изучения типов леса//В. Н. Сукачев, С. В. Зонн. Методические указания к изучению типов леса. Изд. 2-е. М.: Изд-во АН СССР, 1961. С. 11—104.
331. Сукачев В. Н. Идея развития в фитоценологии//Избранные труды. Л.: Наука, 1972. Т. 2. С. 201—213.
332. Тальских В. Н. Значение обрастаний при оценке влияния сбросов сточных вод на санитарное состояние водотоков//Гигиена и санитария. 1978. № 1. С. 97—98.
333. Тальских В. Н. О возможности использования обрастаний при биомониторинге пресных вод. — Тезисы докладов II республиканской конференции «Актуальные проблемы охраны окружающей среды и рационального использования природных ресурсов». Ташкент, 1980. С. 49.
334. Тальских В. Н. Изучение перифитона водотоков Узбекистана в условиях различной высотной зональности и разного уровня загрязнения. Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М., МГУ, 1987. 24 с.
335. Тальских В. Н. Водные экосистемы как элементы ландшафта и интегральные показатели их состояния//Советско-Монгольский эксперимент «Убсу-Нур». Многостороннее совещание стран — членов СЭВ. Пушино, 1989. С. 85—88.

336. Тальских В. Н., Булгаков Г. П. Опыт экологической классификации водотоков в условиях Среднеазиатского региона//Биоиндикация и биотестирование природных вод. Тезисы докладов всесоюзной конференции. Ростов-на-Дону, 1986. С. 69—70.
337. Тальских В. Н., Нишанходжаева С. А. Использование индексов «относительного обилия» и «относительного разнообразия» при санитарно-гидробиологических исследованиях водотоков//Вопросы методологии гидрохимических исследований в условиях антропогенного влияния. Материалы XXVII всесоюзного гидрохимического совещания. Л.: Гидрометеиздат, 1979. Ч. 1. С. 183—184.
338. Тимм Т. Малоцетинковые черви (*Oligochaeta*) водоемов Северо-Запада СССР. Таллинн: Валгус, 1987. 299 с.
339. Тимм Т. и др. Зообентос озера Юлемисте. Гидробиологические исследования. 1979. Т. 8. С. 66—73.
340. Топачевский А. В., Масюк Н. П. Пресноводные водоросли Украинской ССР. Киев, 1984. 336 с.
341. Тифонова И. С., Десортова Б. Л. Хлорофилл как мера биомассы фитопланктона в водоемах разного типа//Гидробиологические процессы в водоемах. Л.: Наука, 1983. С. 58—80.
342. Туманов А. А., Осипова Н. И. Микробиологический метод определения очень малых количеств вещества//Труды по химии и химической технологии. Горький: Волго-Вятское книжн. изд-во, 1965. Вып. 3(14). С. 180—184.
343. Уломский С. Н. Опыт количественного учета бентоса на плотных речных грунтах//Труды ВГБО, 1952. Т. 4.
344. Унифицированные методы исследования качества вод. Методы биологического анализа вод. М., СЭВ. 1976. Ч. 3. 185 с.; Приложение 1: Индикаторы сапробности. 1977. 91 с.; Приложение 2: Атлас сапробных организмов. 1977. 227 с.
345. Унифицированные методы исследования качества вод. Ч. 4. Методы микробиологического анализа вод. М., СЭВ. 1977. Ч. 4. 114 с.
346. Унифицированные методы мониторинга фонового загрязнения природной среды. М.: Гидрометеиздат, 1986. 182 с.
347. Усачев П. И. К методике планктонных исследований//Дневник всесоюзного съезда ботаников. М., 1926. С. 174—175.
348. Усачев П. И. Количественная методика сбора и обработки фитопланктона//Труды ВГБО, 1961. Вып. 11. С. 411—415.
349. Утехин В. Д. Использование снегомера ВС-43 для быстрого взвешивания укосов в поле//Ботанический журнал. 1968. Т. 53. № 8. С. 1145—1146.
350. Фауна азотенков (атлас). Л.: Изд-во Наука, 1984. 263 с.
351. Федоренко Н. П., Лемешев М. Я., Реймерс М. Ф. Социально-экономическая эффективность охраны природы//Природа. 1980. № 10.
352. Федоров В. Д. Проблема оценки нормы и патологии состояния экосистем. Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям//Труды советско-английского семинара. Валдай, 12—14 июля 1976 г. Л.: Гидрометеиздат, 1977. С. 6—12.
353. Федченко Б. А. Биология водных растений. М., Л.: Госиздат, 1925. 132 с.
354. Федченко Б. А. Высшие растения//Жизнь пресных вод СССР. М., Л.: Изд-во АН СССР, 1949. Т. 2. С. 311—338.
355. Финогенова Н. П., Алимов А. Ф. Оценка степени загрязнения вод по составу донных животных//Методы биологического анализа пресных вод. Л.: Наука, 1976. С. 95—106.
356. Францев А. В. Некоторые вопросы питьевого водоснабжения//Санитарная и техническая микробиология. М.: Наука, 1967.
357. Харченко Т. А., Ляшенко А. В. Потребление кислорода пресноводными губками//Гидробиологический журнал. 1986. Т. 22. № 3. С. 98—100.
358. Хеллауэл Д. М. Сравнительный обзор методов анализа данных в биологическом надзоре//Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям. Труды советско-английского семинара. Л.: Гидрометеиздат, 1977. С. 108—123.

359. Хромов В. М., Семиц В. А., Шинкар Г. Г. Временная изменчивость первичной продукции и деструкции и способ оценки этих величин//Круговорот вещества и энергии в водоемах. Всесоюзное совещание лимнологов. Иркутск, 1985. Вып. 2. С. 87—88.
360. Хокс Х. А. Биологический контроль качества речных вод. Исходные положения и экологическая обоснованность//Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям. Труды советско-английского семинара. Валдай. 12—14 июля 1976 г. Л.: Гидрометеониздат, 1977. С. 172—188.
361. Чекановская О. В. Водные малощетинковые черви фауны СССР. М., Л.: Изд-во АН СССР, 1962. 411 с.
362. Черновский А. А. Вертикальное распределение животных в толще ила некоторых озер окрестностей Ленинграда//Зоологический журнал. 1938. Т. 17. Вып. 6.
363. Черновский А. А. Определитель личинок комаров сем. *Tendipedidae*. М., Л.: Изд-во АН СССР, 1949. 197 с.
364. Чистяков Л. Д. Влияние городских стоков г. Омска на обрастания р. Иртыш//Труды Омского мед. ин-та. Омск. 1956. № 20. С. 218—219.
365. Чорик Ф. П. Свободноживущие инфузории водоемов Молдавии. Кишинев: Изд-во АН МССР, 1968. 251 с.
366. Чугунов Н. Л. Опыт количественного исследования продуктивности донной фауны в северном Каспии и типичных водоемах дельты р. Волги//Труды Астраханской ихтиологической лаборатории. 1923. Т. 5. Вып. 1.
367. Чуйков Ю. С. Экологический анализ состава и структуры сообществ водных животных как метод биологической оценки качества вод//Экология. 1978. № 5. С. 53—57.
368. Шарاپова С. К. Структура фитопланктона малых рек Среднего Поволжья как показатель качества их вод//Тезисы докладов V Съезда Всесоюзного гидробиологического общества. Тольятти, 15—19 сентября, 1986 г. Куйбышев, 1986. Ч. 2. С. 223—224.
369. Шенников А. П. Луговая растительность СССР//Растительность СССР. М., Л.: Изд-во АН СССР, 1938. Т. 1. С. 429—647.
370. Шенников А. П. Луговедение. Л.: Изд-во ЛГУ, 1941. 511 с.
371. Шенников А. П. Экология растений. М.: Высшая школа, 1950.
372. Шенников А. П. Введение в геоботанику. Л.: Изд-во ЛГУ, 1964.
373. Шинкар Г. Г., Хромов В. М., Семиц В. А. Устройство для определения первичной продукции и деструкции органического вещества в водоемах и водотоках. Ав. с. № 1458758 (СССР), 1987.
374. Шпет Г. И., Ротовская В. С. О достоверности гидробиологических проб в оценке кормовой базы рыб//Вопросы ихтиологии. 1962. Т. 2. Вып. 4(25). С. 745—747.
375. Щепаньски А. О макрофитах озер и их роли в круговороте веществ//Гидробиологический журнал. 1977. Т. 13. № 6. С. 23—32.
376. Щербakov А. П. Соотношение размеров и веса у пресноводных планктонных рачков//ДАН СССР. 1952. Т. 84. № 1. С. 153—156.
377. Щербakov А. П. Озеро Глубокое. Гидробиологический очерк. М.: Наука. 1967. 379 с.
378. Щербakov А. Н. Озеро Глубокое. Гидробиологический очерк.— М.: Наука, 1987. С. 177—181.
379. Эльяшев А. А. О простом способе приготовления высокопреломляемой среды для диатомового анализа//Труды НИИ геологии Арктики. Л., 1957. Т. 4. С. 74—75.
380. Ярошенко М. Ф. и др. Современное состояние продуктивности экосистемы Нижнего Днестра в условиях антропогенного воздействия. IV Съезд ВГБО. Тезисы докладов. Киев: Наукова думка, 1981. Ч. 4. С. 179—180.
381. A comparison of system (O_2 and CO_2) and ^{14}C measurements of metabolism in estuarine mesocosms/C. A. Oviatt, D. T. Rudnick, A. A. Keller, P. A. Sampon, G. T. Almquist//Marine Ecology Progress Series. 1986. V. 28. N 1—2. P. 57—67.
382. Aizaki M. Morihiro. Seasonal changes in standing crop and produc-

tion of periphyton in the Tamagava River//Jap. J. Ecol. 1978. V. 28. N 2. P. 123—134.

383. Алгологични исследования върху р. Велена с оглед губор на пунктова за наблюдение на регионална станция за биологичен мониторинг// Д. Воденичаров, К. Киряков, Д. Темнискова-Топалова, С. Дмитрова-Конаклиева// Тр. Пловдив. ун-та. Пловдив: Хилендарски. 1986. С. 45—46.

384. Baalsrud K., Baalsrud K. S. Studies on Thiobacillas denitrificans//Arch. Mikrobiol. 1954. Bd 20(1). P. 34—62.

385. Bernatowicz S. Metody badania roslinonsci naczyniowej w jesiorach//Roczniki nauk rolniczych. 1960. T. 77. Ser. B. N 1. S. 61—78.

386. Bernatowicz S., Wolny P. Botanica dla limnologiov i rybakov. Warszawa, 1974. 518 s.

387. Bombonna M. Chlorophyllgehalt der Aufwuchsalgen als Anzeiger der Bioaktivität des Flusses//Fortscher. Wasserchem. 1972. V. 14. P. 215—220.

388. Bournard M., Cellot B. Méthodologie de prélèvement dans un fleuve en relation avec les mouvements de la faune benthique//Rapport an Comité Scientifique Eau — Ministère de l'Environnement. 1981. 75 p.

389. Bourrain X. Impacts des rejets urbains et industriels sur la macrofaune d'invertébrés benthiques sur la Saône, entre Corre et Chalon S/Saône. Association Internationale Entertiens Ecologiques. Univ. Dijon//Rapport a l'Agence de Bassin RMS. 1983. 18 p.

390. Brinkhurst R. O. The Tubificidae (Oligochaeta) of polluted waters//Vern. Internat. Verein. Limnol. 1966. N 16. P. 854—859.

391. Cairns J., Dickson K., Slocomo J. The ABC's of diatom identification using laser holography//Hydrobiologia. 1977. V. 54. N 1. P. 7—16.

392. Cannon Y. E., Stremberger R. S. Zooplankton (especially crustaceans and rotifers) as indicators of water quality//Trans. Amer. Microsc. Soc. 1978. V. 97. N 1. P. 16—35.

393. Carr J. F., Hiltun J. K. Changes in the bottom fauna of western Lake Erie from 1939—1961//Limnol. and Oceanogr. 1956. N 10. 551 p.

394. Cemagref. Etude des methods biologiques d'appréciation quantitative de la qualite des eaux//Rapport a l'Agence de Bassin RMC. 1982. 218 p.

395. Chandler J. R. A biological approach to water quality management//Wat. pollution control. 1970. V. 4. P. 415—422.

396. Cleve-Euler A. Die Diatomeen von Schweden und Finland//Stokholm: I—Y. K. Sv. Vet.—Akad. Handl.: 1951, Bd 1. 163 S; 1952, Bd 2. 158 S; Bd 3. 254 S; 1955, Bd 4. 232 S; 1952, Bd 5. 153 S.

397. Coste M. Sur l'utilisation des Diatomées benthiques pour l'appréciation de la qualité biologique des eaux kourantes//These Univ. Beasçon. 1978. 156 p.

398. Coste M. Les diatomées — Etude des méthodes biologiques d'appréciation quantitative de la qualité des eaux//Rapport CEMAGREF Lyon: Div. Qual. Eaux, Pêche, Pise. 1982. P. 69—93.

399. Curtis E. J. C., Curds C. R. Sewage fungus in rivers in the United Kingdom: the limner community and its constituent organisms//Water Res. 1971. V. 5, N 2. P. 1147—1159.

400. Czekanowski I. Zarys metod statystycznych. Warszawa, 1913.

401. Decloitre L. Le genre Arcella//Archiv. f. Protistenkunde. 1976. Bd 18, N 4. P. 291—310.

402. Decloitre L. Le genre Cyxlopyxis//Archiv. f. Protistenkunde. 1977. Bd 19, N 1—2. P. 231—254.

403. Desev J. P. A new approach to water quality estimation using Diatoms//Nowa Hedwigia: proc. 5th Symp. on recent and fossil Diatom. Antwerp., 3—8 sept., 1978—1979. P. 305—323.

404. Determination of photosynthetic pigments in sea-water//Rep. of SCOR-UNESCO Working Group 17. Paris, UNESCO, 1966. P. 9—18.

405. Determining the accuracy of coherent optical identification using laser holography//J. Cairns, K. Dickson, P. Fryfolger et al.//Hydrobiologia. 1977. V. 54, N 1. P. 7—16.

406. Dupont L. Guide méthodologique pour l'instruction des autorisations de rejets Ministère de l'Environnement. DPP. 1984. 61 p.

407. Edmondson W. T., Winberg G. G. A manual on methods for the assessment of secondary productivity in fresh waters//JPB Handbook. 1971. N 17. 358 p.
408. Gieskes W. W. C., Kraay G. W., Baars M. A. Current ^{14}C methods for measuring primary production: gross underestimates in oceanic waters//Netherlands J. Sea Research. 1979. V. 13(1). P. 58—78.
409. Goognick C. J., Whitley L. S. Oligochaetes as indicators of pollution//Proc. 15th Indust. Waste Conf. Purdue Univ. Eng. Ext. 1961. Ser. 106. N 45. P. 139—142.
410. Grzenda A. R., Ball R. C. Periphyton production in a warm-water stream//Quart. Bull. Mich. State Univ. Agric. Experim. Stat. 1968. V. 50, N 3. P. 296—303.
411. Gunn J. M., Noakes D. L. C. Avoidance of low pH and elevated Al concentrations by Brook Charr (*Salvelinus fontinalis*) alvenis in laboratory tests//Water, Air and Soil Poll. 1986. V. 30. P. 497—503.
412. Hakala J. A new model of the Kajak bottom sampler and other improvements in the zoobenthos sampling technique//Ann. Zool. Fenn. 1971. V. 8. N 3. P. 422—426.
413. Hanzlikova G. Saprobologische Charakteristik der Fliessgewässer des Bodrog Einzugsgebietes auf der Basis von Bioseston und Aufwuchsanalysen//Sb. Vysoke školy chem.-technol. Praze. Technol. vody. 1962. V. 6, N 2. P. 422—426.
414. Hempel K. G. Fundamental of concept formation in empirical science. The Univ. of Chicago Press, 1952. 93 p.
415. Hempel K. G., Oppenheimer P. Der Typsubgriff in der Dichte der neuen Logik. 1936. S. 36—47.
416. Holme H. A. Methode of sampling the benthos//Adv. in Marine Biol. 1964. V. 2. Acad. Press. L. — N. Y. P. 171—260.
417. Howard-Williams C., Longman T. G. A quantitative sampler for submerged aquatic macrophytes//Journ. Limnol. Soc. South. Afr. 1976. V. 2, N 1. P. 31—33.
418. Howmiller R. P., Beeton A. M. Biological evaluation of environmental quality, Green Bay, Lake Michigan//J. Water Pollution Control Federation. 1971. N 1. P. 123—133.
419. Hynes H. B. N. The biology of polluted waters. Liverpool University Press, 1974. 202 p.
420. Indices de qualité des eaux/P. Beron, L. Valiquette, G. Patry, F. Briere//Tribune de GEBEDEAU. 1982. N 467. P. 385—391.
421. Jaccard P. The distribution of the flora in the Alpine Zone//New Phytol., 1912. V. 11. P. 37—50.
422. Kahl A. Die Tierwelt Deutschlands. Urtiere oder Protosa. Iena, 1930—1935. 886 s.
423. Kalbe L. Kieselalgen in Binnengewässern (Diatomeen). Wittenberg-Lutherstadt, 1980. 206 S.
424. Kluc určovanie výtrusných rastlín/F. Hindak, J. Komarek, P. Marvan, J. Ruzicka. Bratislava: Slovenské pedagogické nakladateľstvo, 1975. 400 S.
425. King D. L., Ball R. C. A quantitative biological measure of stream pollution//J. Water Pollution Control Federation. 1964. V. 36, N 5. P. 650—653.
426. Kolkwitz R., Marsson M. Ökologie der planzlochen Saprobien//Berichte der deutschen botanischen Gesellschaft. 1908. Bd 26a. S. 505—519.
427. Kolkwitz R., Marsson M. Öcologie der tierischen Saprobien//Internat. Revue des Hydrobiologie und Hydrographie. 1909. Bd 2. S. 126—152.
428. Kownacki A. Taxocens of Chironomidae in streams of the Polish High Tatra, Mts//Acta Hydrobiol. 1971. V. 13, N 4. P. 439—463.
429. Krzeczowska-Woloszyn L., Bucka H. Glonyrzeki Soly na odcinku Rajcza-Porabka//Acta hydrobiol. 1969. V. 11, N 2. P. 245—260.
430. Kyselova K., Kysela A. Seston, peryfiton i microbentos Wisly od Oswiecemia do Krakowa//Acta Hydrobiol. 1966. N 8. Suppl. 1. P. 345—387.
431. Kyselova K., Krzeczowska-Woloszyn L. Algae of dam reservoir in the Sola cascade and neighbouring sectors of the river//Acta Hydrobiol., 1974. V. 16. N 3—4. P. 401—416.

432. Lascombe C. La pollution des eaux superficielles//Travaux Francais en Limnologie. XXII Congress SIL. Lyon: Edit. AFL, 1983. 277 p.
433. Margalef R. Valeur indicatrice de la composition des pigments du phytoplankton sur la productivite, composition taxonomiques et propriets dynamiques des populations//Comm. Internat. Explor. Sci. mer. Med.: Rapp. Proc. Verb. 1960. V. 15, Fasc. 2. P. 277—281.
434. Maucet D., Cellot B., Bournard M. Application de l'indice de qualite biologique globale (I. Q. B. G.) de l'etat des eaux courantes aux grandes rivieres et a leurs milieux annexes. Univ. Lyon, Rapport au Comité Scientifique Eau. 1984. 112 p.
435. Milbrink G. Communities of Oligochaeta as indicators of the water quality in Lake Hjälmaren//Zoonews. 1973. V. 1, N 1. P. 77—88.
436. Mills A. Z. Microbiological effects of metal ions in Chesapeake Bay water and sediment//Bul. Environ. Contam. and Toxicol. 1977. V. 18. N 1. P. 99—103.
437. Mouthon J. Structure malacologique de la riviere Aube//Annls. Limnol. 1979. V. 15(3). P. 299—315.
438. Mouthon J., Faessel B. Methodes zoologiques d'appréciation de la qualite biologiques des eaux courantes. Etude des methodes biologiques d'appréciation quantitative de la qualite des eaux//Rapport CEMAGREF. Lyon: Div. Qual. Eaux, Peche, Pisc. 1982. P. 36—68.
439. Найденов В. Изменение на структурата на зоопланктона в язовир «Жребево» под влияние на замърсяването и хидротехническото строителство//Хидробиология. 1981. № 15. С. 22—42.
440. Oglesby R. T. Phytoplankton summer standing crop and annual productivity as function of phosphorus loading and various physical factors//J. Fish. Res. Board Canada. 1977. V. 34, N 12. P. 2255—2270.
441. Pantle R., Buck H. Die biologische Überwachung der Gewässer und Darstellung der Ergebnisse//Gas- und Wasserfach. 1955. B. 96, N 8. S. 1—604.
442. Pasteur L. Etudes sur le vin, ses maladies, cause qui les provoquent, procedes nouveaux pour le conserver et pour le vieillir. Paris, 1866. 204 p.
443. Patalas K., Salki A. Crustacean plankton and the eutrophication of St. Lawrence Great lakes//J. Fish. Res. Board. Gann. 1972. V. 29, N 10. P. 1451—1462.
444. Patrick R., Reimer C. W. The diatoms of the United States, exclusive of Alaska and Hawaii. V. 1//Ac. Nat. Sci. Philad. Monogr. 1966. V. 13. 688 p.
445. Pedros-Alvó C., Brock Th. D. Zooplankton dynamics in the lake Mendotashort term versus long term changes//Fresh-water biol. 1985. V. 15, N 1. P. 89—94.
446. Pejler B. Zooplankton indicators of trophy and their food//Hydrobiologia. 1983. V. 15, N 1. P. 141—147.
447. Raspopov I. M., Menžutkin V. V., Docenko O. N. Aquatic vegetation dynamics during 20 years in two bays of Ladoga Lake//Arch. Hydrobiol. Ergebn. Limnol. 1987. V. 27. P. 75—82.
448. Richards F. A., Thompson T. G. The estimation and characterization of plankton population by pigment analysis. II. Spectrophotometric method for estimation of plankton pigments//J. Mar. Res., 1952. V. 11, N 2. P. 156—172.
449. Rothschein J. Biologicke hodnotenie cistoty tokov'a jeho graficke znazornenie//Biologia. 1959. V. 14. P. 833—842.
450. Ryther J. H., Yentsch C. S. The estimation of phytoplankton production in the ocean from chlorophyll and light data//Limnol. and Oceanogr. 1957. V. 2, N 3. P. 281—286.
451. Sakamoto M. Primary production by phytoplankton community in some Japanese Lakes and its dependence on lake depth//Arch. Hydrobiol. 1966. V. 62. P. 1—28.
452. Sheldon R. W., Sutcliffe W. H. Generation times of 3th for Sargasso Sea microplankton determined by ATP analysis//Limnology and Oceanology. 1978. V. 23, N 5. P. 1051—1055.
453. Short R. A., Ward J. W. Macroinvertebrates of a Colorado high Mountain stream//The southwestern Naturalist. 1980. V. 25(1). P. 23—32.

454. Sládeček V. System of water quality from the biological point of view//Arch. Hydrobiol. Ergeb. Limnol. 1973. N 7. 218 p.
455. Sørensen T. A. A method of establishing groups of amlitode in plant sociology based on similarity of species content and its application to analyses of the vegetation on Danish//Biol. Skr. (K. danske vidensk. Selk. N. S.). 1948. Bd. 5. S. 34.
456. Starmach K. Metody badania spodowicka stawowego//Biuletyn Zakladu biologii stawon. PAN, 1954. N 2. S. 10—21.
457. Tümping W. Statistische Probleme der biologischen Gewässerüberwachung//Wasserwirtschaft — Wassertechnik. 1962. N 12. S. 353—357.
458. Utermöhl H. Quantitative Methoden zur Untersuchung des Nannoplanktons//Abderhalden's Handbuch biol. Arbeitsmeth. 1936. Bd 9. N 2/11. S. 1879—1937.
459. Utilisation de la macrofauna benthique et de parametres de la derive pour la determination de l'etat de pollution d'un cours d'eau de montagne Rivière le Meaudret (Isere)/C. Bournaud, M. Bournaud, C. Lascombe, D. Moutet//Rapport au Comite Scientifique Eau. 1983. 48 p.
460. Verneaux J. Une nouvelle methode pratique d'évaluation de la qualite des eaux courantes. Un indice biologique de qualite generale (GBG)//Ann. Sc. Univ. Franche — Comte. 1982. N 4(3). P. 11—19.
461. Verneaux J. Méthodes biologiques et problèmes de la détermination des qualités des eaux courantes//Bull. Ecol. 1984. V. 15. N 1. P. 47—55.
462. Verneaux J., Faessel B., Malesieux G. Note preliminaire à la proposition de nouvelles méthodes. Determination de la qualité des eaux courantes//Travaux CTGREF et Cent. Hydrobiol. Univ. de Besançon. 1976. 14 p.
463. Verneaux J., Tuiffery G. Une méthode zoologique pratique de détermination de la qualité biologique des eaux courantes. Indices biotiques//Ann. Sci. Univ. Besançon, Biol. Anim. N 3. P. 79—90.
464. Воденичаров Д., Киряков К. Водораслите в Смолянските и Чаирските езера (Родопи планина)//Межд. симп. проект 8 МАБ (ЮНЕСКО) «Пазване на природните теритрии и съдържащите се в тях генетичен фонд». Сб. с докладами. София: БАН, 1986. С. 212—214.
465. Wasson J. G. Etude écologique de la Saône entre Auxonne et Tournus. Etat de référence//Rapport CEMAGREF. Lyon: Div. Qual. Eaux, Fêche, Pisc. 1984. 158 p.
466. Weber C. I. Recent developments in the measurement of the responce of plankton and periphyton to changes in their environment//Bioassay Techn. and Environment. Chem. Arbor. 1973. P. 119—138.
467. Woodiwiss F. S. The biological system of stream classification used by the Trent River Board//Chem. and Ind. 1964. V. 11. P. 433—447.
468. Wulfert K. Die Rädertiere (Rotatoria). Wittenberg, 1969. 112 S.
469. Young D. W. A limnological investigation of periphyton in Douglas Lak, Michigan//Trans. Amer. Microscop. Soc. 1945. V. 64, N 1. P. 1—20.
470. Zahner R Organismen als indicatoren für den Gewässerzustand//Arch. Hygiene und Bacteriologie. 1965. H. 3/4. S. 243—256.
471. Zelinka S., Marvan O. P. Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer//Arch. Hydrobiol. 1961. Bd 57, N 3. S. 398—407.
472. Zelinka S., Marvan O. P. Bemerkungen zu neuen Methoden der saprobiologischen Wasserbeurteilung//Verch. Intern. Limnol. 1966. Bd 16, S. 817—822.

Производственно-техническое издание

**РУКОВОДСТВО ПО ГИДРОБИОЛОГИЧЕСКОМУ МОНИТОРИНГУ
ПРЕСНОВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ**

Редактор Л. И. Верес. Художник Г. Б. Бурмистров. Художественный редактор Е. Н. Чукаева. Технический редактор Н. Ф. Грачева. Корректор Л. Б. Емельянова.

Н/К

Сдано в набор 16.09.92. Подписано в печать 29.01.93. Формат 60 × 90^{1/16}. Бумага офсетная. Литературная гарнитура. Печать высокая. Печ. л. 20. Кр.-отг. 20. Уч.-изд. л. 22,42. Тираж 2000 экз. Индекс МОЛ-16. Заказ № 163. Заказное. Гидрометеоздат. 199397. Санкт-Петербург, ул. Беринга, д. 38.

Ордена Трудового Красного Знамени ГП «Техническая книга» типография № 8 Мининформпечати РФ. 190000, г. Санкт-Петербург, Прачечный переулок, 6.