

Министерство образования Российской Федерации
Ярославский государственный университет им П.Г. Демидова

В.П. Семерной

САНИТАРНАЯ ГИДРОБИОЛОГИЯ

***Учебное пособие
по гидробиологии***

*Издание второе,
переработанное и дополненное*

Ярославль 2002

ББК Е 082я73
С 30

УДК 574.5:001.4

Семерной В.П.

Санитарная гидробиология: Учеб. пособие по гидробиологии. 2-е изд., перераб. и доп. Яросл. гос. ун-т. Ярославль, 2002. 147 с.

ISBN 5-8397-0244-7

Данное учебное пособие написано по материалам, собранным автором к разделу «Санитарная гидробиология» в спецкурсе «Гидробиология общая с основами санитарной и технической гидробиологии», читаемом автором на факультете биологии и экологии Ярославского государственного университета им. П.Г. Демидова на протяжении почти 30 лет.

Объем материалов выходит за рамки небольшого курса (12 часов лекций), но представляет интерес для занимающихся этим прикладным направлением общей гидробиологии и вопросами качества воды и общего экологического состояния водоемов.

Рецензенты: Комитет по охране окружающей среды департамента АПК по охране окружающей среды и природоиспользованию Администрации Ярославской области; Ю.М. Лебедев

ISBN 5-8397-0244-7

© Ярославский
государственный
университет, 2002
© В.П. Семерной, 2002

*Посвящается
светлой памяти
Михаила Михайловича
ТЕЛИТЧЕНКО*

Введение

В последние десятилетия санитарная гидробиология стала неотделимой частью общей гидробиологии, прикладным направлением последней. Редко какое исследование процессов и явлений общегидробиологического, гидрохимического или микробиологического плана, протекающих в пресных водоемах, обходится без рассмотрения аспектов санитарного качества воды, того или иного влияния загрязнений на качество воды, развития популяций и биоценозов толщи воды и дна, биоиндикации качества вод. Санитарная гидробиология имеет свои рубрики в «Реферативном журнале», «Гидробиологическом журнале» и в журнале «Водные ресурсы».

Преподавание в вузах общей гидробиологии невозможно без акцентирования внимания студентов на различных аспектах санитарной гидробиологии. Практически во всех вузах, где читается курс общей гидробиологии, в большем или меньшем объеме читаются разделы санитарной гидробиологии вместе или отдельно с водной токсикологией (Башкирский, Иркутский, Калининградский, Нижегородский, Москов-

ский, Ростовский, Томский, Ярославский и другие университеты) (Винберг, 1988).

С полной ответственностью могу сказать, что население и более всего его молодежная часть мало или вовсе не знают жизни водоемов, процессов, протекающих в них под влиянием повсеместных и разнообразных загрязнений. Вода водоемов может быть постоянно или периодически токсичной для животных и людей, и, тем не менее, люди пользуются такой водой, поливая огороды, стирая белье, купаясь в ней. Ежегодно санэпидстанция г. Ярославля через средства массовой информации извещает население об опасном уровне загрязнения р. Которосль и не рекомендует купаться в устье реки, где давно существует городской пляж. Несмотря на это, в жаркие летние дни огромное число людей купается, дети резвятся в воде, «хлебая» ее, возможно, с плохими последствиями.

Данное пособие несет конкретные знания как специальные, так и общеобразовательные для широкого круга людей. Информация, содержащаяся в нем, будет полезной на всех уровнях образования: для школьников и их педагогов, учащихся профессиональных учебных заведений, студентов вузов и техникумов с экологической специализацией, работникам учреждений экологического профиля.

Автор на протяжении почти 30 лет читает, наряду с общей гидробиологией, в большем или меньшем объеме курс или разделы санитарной гидробиологии в Ярославском госуниверситете с благословения замечательных ученых и педагогов Г.Г. Винберга, Ф.Д. Мордухай-Болтовского и М.М. Телитченко. Последний незадолго до кончины рекомендовал мне написать учебное пособие по санитарной гидробиологии, подарил мне свое учебное пособие по практическим занятиям в курсе санитарной гидробиологии и обещал поддержку. К сожалению, его не стало, а написание этого пособия растянулось на несколько лет. С опозданием хочу выразить указанным ученым свою глубокую благодарность. Благодарю от всей души Ю.М. Лебедева за полезные консультации и внимательное критическое прочтение работы с замечаниями и дополнениями.

Выражаю глубокую благодарность коллегам - доц. И.М. Рублевой, доц. О.Г. Воропаевой, канд. биол. наук А.В. Герману и другим за внимательное прочтение работы и ценные замечания.

1. Становление и задачи санитарной гидробиологии

Краткий очерк истории развития представлений о предмете, объеме и задачах санитарной гидробиологии как научно-исследовательского направления в рамках «Общей гидробиологии».

Возникновение санитарной гидробиологии, возможно, более раннее, чем появление общей и продукционной гидробиологии, и связано было прежде всего с оценкой качества питьевой воды, развитием водопроводной сети, ростом водопользования и водопотребления на хозяйственные и производственные нужды и сопровождалось низкой культурой отношения к воде как к бесплатному природному ресурсу. Рост городов, развитие социально-культурной сферы и промышленности зачастую стали лимитироваться чистой водой.

Первоначальные оценки качества питьевой воды давались по запаху и цвету (органолептике). Это имеет место и сейчас, но уже не составляет основного предмета санитарной гидробиологии - это прежде всего санитарно-гигиенический аспект проблемы «чистой воды». С появлением микробиологических и микроскопических методов анализа воды были разработаны первые индексы - коли-титр и коли-индекс. По-настоящему санитарная гидробиология обрела свое лицо, или предмет, когда стала заниматься биологическими процессами в водоемах на уровне сообществ в условиях загрязнения. Разрабатывая методы биологического анализа, гидробиологи стремились судить о качестве воды по населяющим водоем гидробионтам. Такой подход получил наибольшее развитие в европейских странах, прежде всего в Германии, где физиолог Кольквитц и зоолог Марссон предложили систему сапробности (1902 - 1908). Она была разработана на основе встречаемости (отсутствия) определенных (индикаторных) организмов, характерных для той или иной степени загрязнения вод (преимущественно бытовыми стоками). В России в данном направлении успешно работали гигиенисты и гидробиологи А.С. Скориков, Е.Н. Балахонцев, А.П. Артари и особенно Я.Я. Никитинский и Г.И. Долгов (1927), которые внесли новое в систему Кольквитца - Марссона. Они видели содержание санитарной гидробиологии в исследованиях 1) процессов самоочищения; 2) степени и характера загрязнения водоема.

Они рассматривали понятия «сапробность» и «показательный организм».

В.И. Жадин (1964) определил *санитарную гидробиологию как отрасль гидробиологии, ставящую цель способствовать обеспечению человечества высококачественной водой для сохранения жизни и здоровья, развитию промышленности и повышению продуктивности сельского и рыбного хозяйства. Санитарная гидробиология изучает общие закономерности гидробиологических процессов в загрязненных водах.* Он предлагал для санитарной гидробиологии следующие задачи: разработка основ охраны вод от загрязнений и теории биологического самоочищения водоемов, применение этих концепций в практических целях. В круг исследований санитарной гидробиологии В.И. Жадин включает: картирование загрязнений (качество воды), разработку экспресс-методов определения качества воды (показательные организмы), токсикологические исследования, экологию и физиологию гидробионтов и их изменение в загрязненных водах, самоочищение (полевое и лабораторное изучение). В том же ключе А.С. Константинов, А.В. Топачевский и Я.Я. Цееб (1968) включают в санитарную гидробиологию такие вопросы, как: *оценка качества воды, установление места и степени загрязнения, процессы самоочищения, «цветение» воды в водохранилищах и каналах и других водоемах (антропогенное евтрофирование).* Они пишут: «Все большую роль в санитарной и продукционной гидробиологии приобретает микробиологическое исследование. Бактериологический анализ остается наиболее показательным при оценке санитарного состояния водоемов».

Созвучно с ними Н.С. Строганов (1972) указывает: «*Санитарная гидробиология, анализируя биологические процессы в водоеме, динамику их изменений, качественный и количественный состав биоценозов, связь особенностей загрязнения с характером изменений биологических процессов, роль типа водоема и климатических условий в направленности происходящих биологических процессов, конечно, ориентируется на требования гигиены, заботясь об охране здоровья человека прежде всего*».

Вместе с этим М.М. Телитченко (1972), формулируя главные задачи санитарной гидробиологии, определяет её приоритеты по-своему:

- 1) изучение процессов самоочищения водоемов (полученная информация должна интерпретироваться математически с целью кибернетического моделирования биологических процессов самоочищения);
- 2) стимулирование исследований по выяснению роли гидробионтов и их метаболитов в формировании органолептических качеств воды;

3) усиление внимания к исследованиям по биологической токсации чистой воды с математическим выражением данных этого анализа;

4) всемерное расширение работ по интродукции гидробионтов в водоемы и очистные сооружения с целью интенсификации процессов самоочищения;

5) разработка рентабельных методов утилизации планктонных водорослей с целью борьбы с эвтрофированием водоемов.

Г.Г. Винберг на II Всесоюзном совещании по санитарной гидробиологии 4 - 6 февраля 1973 года определяет *санитарную гидробиологию как часть гидробиологии, развивающую ее представления и методы применительно к вопросам, связанным с биологическими аспектами процессов формирования чистой воды и возобновления ее запасов. Последнее зависит как от продуктивных особенностей водоемов и водотоков, так и от интенсивности их использования человеком, а также от непосредственных и отдаленных последствий его деятельности на территории водосбора. Процессы формирования качества пресных вод в целом - объект изучения лимнологии и гидробиологии. Санитарная же гидробиология разрабатывает систему биологической индикации чистоты вод, изучает закономерности биологического самоочищения и формирования качества воды.* Г.Г. Винберг выделяет пять основных направлений санитарных гидробиологических исследований.

1. Изучение биологического самоочищения вод, его количественная оценка с попытками моделирования и управления.

2. Биологическая индикация качества вод с математической интерпретацией результатов анализа.

3. Определение закономерностей органолептических качеств воды.

4. Усовершенствование, интенсификация и отыскание рентабельных методов искусственной биологической очистки сточных вод.

5. Разработка новых эффективных приемов и методов для санитарно-гидробиологических исследований. Развиваются исследования по биологической мелиорации водоемов, утилизации планктонных водорослей и подогретых вод.

Таким образом, согласно Г.Г. Винбергу (1975), *«санитарная гидробиология - это часть гидробиологии, развивающая ее представления и методы применительно к вопросам, связанным с биологическими аспектами процессов формирования чистой воды»* (с. 5).

Резюмируя вышеприведенные высказывания выдающихся наших отечественных ученых в области общей и санитарной гидробиологии, можно рассматривать санитарную гидробиологию как одно из прикладных направлений гидробиологии, призванное разрабатывать и решать вопросы проблемы «чистой воды». Основными вопросами этой

проблемы являются показатели качества природных вод, характеризующие ту или иную степень загрязнения, характер загрязнений и процессы, протекающие в водоемах в результате загрязнений от первой реакции экосистемы на воздействие загрязнений до определенного уровня самоочищения воды. Особое внимание санитарная гидробиология уделяет обеспечению населения здоровой питьевой водой - от разработки параметров качества питьевой воды до контроля и прогноза качества воды водоемов питьевого назначения.

2. Методология и методы санитарной гидробиологии

Теория, практика, приоритеты и принципы анализа, оценки и контроля качества вод.

Санитарная гидробиология, как одно из прикладных направлений общей гидробиологии, пользуется в основном методами последней с определенной интерпретацией данных. Программа полевых и лабораторных исследований по санитарной гидробиологии строится в соответствии с задачами и объемом интересов. Приборный парк санитарной гидробиологии не выделяется в самостоятельный по набору приборов, оборудования и материалов. Количественные и качественные данные, полученные по биосистемам водоемов, в общегидробиологических исследованиях в полной мере могут быть использованы для оценки экологического, санитарного, гигиенического, продукционного и рекреационного состояния водоема и водотока. В санитарной гидробиологии, как в экологии, в широком смысле приемлем главный метод - количественный: все считается и протоколируется. Ряды наблюдений (чем длиннее, тем лучше) позволяют построить экологическую модель водоема по признаку загрязнения.

Методология исследований по качеству воды в наиболее общем плане должна строиться на определении:

- состава показателей, подлежащих контролю;
- принципов размещения пунктов наблюдений;
- сроков проведения исследований;
- необходимости и достаточной степени точности измерений;
- способов обобщения, хранения и представления информации.

Необходимым условием эффективности работ по качеству воды является комплексность проведения исследований, синхронность всех

систем наблюдений и унификация методов получения и интерпретации результатов (Верниченко, Лозанский, 1982).

Поскольку основные задачи санитарного исследования направлены на установление качества воды водоема как источника хозяйственно-питьевого водоснабжения и рекреационного использования, то в интересах санитарной гидробиологии неперенным условием становится знание разных сторон жизни водоема: состояние охранной зоны, особенно для водоемов хозяйственно-питьевого назначения; условия формирования поверхностного стока, т.е. должна быть обследована водосборная площадь; характер и площади растительности на берегах водоема; размещение населенных пунктов, их санитарное состояние, промышленных предприятий, организация сбора, очистки и сброса сточных вод; размещение и состояние портов, портовых сооружений, места отстоя судов; сельскохозяйственное использование земель на водосборной территории, виды и количество используемых удобрений, места выпаса и загонов для скота; санитарное состояние пляжей (Драчев и др., 1960).

Биологические характеристики водных экосистем должны быть тесно увязаны с химическими и гидрологическими, причем они должны определяться одновременно, в комплексе. Одними из главных гидрологических данных для реки следует назвать: расход реки, определяющий степень воздействия загрязнений на ее воды, влияющий на скорость разбавления, например сточных вод и процесс самоочищения реки; характер распределения загрязнений по руслу при рассеянном выпуске сточных вод и при прямоточном, с тем чтобы выделить «факел» сброса по руслу и определиться в выборе створов наблюдений; глубина водоема, необходима для выбора точек и метода отбора проб воды и грунта, для определения средней скорости по вертикали и интенсивности перемешивания воды и скорости разбавления загрязнений. Для озер и водохранилищ необходимо установить акваторию загрязнений и выделить водные массы с разной степенью загрязнений (качества воды), характер распределения загрязнений на пути стока из озера или через плотину водохранилища, или под влиянием ветрового перемешивания, установить зоны аккумуляции загрязнений, наличие и характер вторичного загрязнения. Совершенно необходимо исследовать грунты водоемов с целью определения их загрязнения, особенно илов на глубинах и в зонах замедленного водообмена. Так, например, нам приходилось наблюдать огромные накопления илов с запахом в прибрежной зоне (затоны, заливы, закосья) рукава Мечка-полой реки Северная Двина по левому берегу вдоль факела сброса сточных вод Архангельского ЦБК (г. Новодвинск). В марте отложения черных загазованных илов дости-

гали полуметровой и метровой толщи. В апреле - мае эти илы большей частью сносятся паводком в русловую часть к устью реки или они оседают на пойму, в глубине заливов и в малых протоках. Всякая интерпретация химических и биологических явлений в водной и околоводной средах направлена на интересы здоровья и обеспечения хозяйственной деятельности человека.

Санитарно-гидробиологические исследования должны носить мониторинговый характер, сезонный, круглогодичный и многолетний. При наличии длинных рядов наблюдений можно строить прогноз качества воды и давать рекомендации по хозяйственному использованию вод и принятию управляющих решений по охране водоемов от загрязнений.

Г.Г. Винберг (1975) указывал, что специальные представления и методы санитарно-гидробиологических исследований должны быть самым тесным образом связаны с современными и общегидробиологическими методами и представлениями. Чем теснее будет эта связь, тем плодотворнее будет решение специфических задач этой науки (Винберг, 1969).

Г.Г. Винберг (1981) придавал биологическим методам решающую роль в оценке последствий загрязнения по степени нарушенности водной экосистемы, в то время как химические или физические методы обнаруживают, в лучшем случае, наличие загрязнений, но не их последствия.

Ценность данных, получаемых в результате биологического анализа качества воды, состоит еще и в том, что начинающиеся изменения в видовом составе и в численности организмов водного биоценоза служат сигналом надвигающегося неблагополучия в состоянии водоема еще до того, как концентрации отдельных химических соединений достигли или превысили уровни ПДК, а общие показатели качества воды соответствуют требованиям «Правил охраны поверхностных вод». Таким образом, бактериологические и биологические методы дают возможность принять профилактические меры по охране водоемов (Синельников, 1980).

Гидробиологические методы оценки качества вод имеют длительную историю, в значительной мере совпадающую с историей становления гидробиологии как самостоятельной науки. Классики прикладной (санитарной) гидробиологии играли ведущую роль в создании общегидробиологических представлений. Очевидно, что и теперь при резко возросшем объеме знаний и далеко зашедшей дифференциации наук решение практических задач гидробиологии необходимо вести на

уровне быстро развивающихся общетеоретических представлений (Винберг, 1981).

Среди гидробиологических методов, специально разработанных для оценки качества воды или, точнее, степени общего загрязнения или достигнутой стадии самоочищения виднейшее место занимает старейший из них - система индикаторов сапробности вод, предложенная еще в начале XX века Кольквитцем и Марссоном (Винберг, 1981).

Наиболее ценными в показательном отношении Я.Я. Никитинский (1922) признавал организмы обрастаний, поскольку они позволяют получать осредненные оценки протекающей воды, особенно обрастания камней на перекатах. Планктонные организмы должны использоваться для получения картины загрязнения той части водотока, которая находится выше пункта взятия пробы, а бентос - для определения степени загрязнения донных отложений. Пробы, берущиеся в плесах и заводях, имея меньшее значение для оценки среднего общего загрязнения всей массы воды в реке, получают большее значение для оценки местных, подчас случайных загрязнений, иногда оказывающихся очагами загрязнения всей массы воды в реке (Абакумов, 1981).

С другой стороны, по нашему мнению, флора и фауна заливов, затонов и закосий в реке могут служить контрольными зонами для оценки загрязнения реки по профилю русла. Надо иметь в виду, что незагрязняемые заливы, затоны, пойменные временные водоемы и старицы содержат биофонд для реки, способствующий восстановлению прежде всего фауны после единовременных сильных загрязнений.

Я.Я. Никитинский (1922) рекомендовал проводить картирование сапробных зон, особенно в реках, и строить программу наблюдений и отбора проб относительно сброса и распределения сточных вод. Этому же посвящена и наша статья (Семерной и др., 1984).

С.М. Вислоух (1916) призывал к наиболее строгим таксономическим определениям организмов, предлагал учитывать обычные для водоема и массовые организмы, ориентироваться на отбор проб в сезоны интенсивного развития групп организмов и формирования наиболее полночленных биоценозов. При отборе проб планктона и бентоса следует учитывать скорость течения, распределения загрязнений по профилю русла реки и относительно берегов, учитывать очаговые загрязнения (концентрацию загрязнений) в результате замедленного водообмена, наличие ям на дне. Одни и те же организмы могут характеризовать разную степень загрязнения. Для дна несомненными показателями загрязнения следует признавать лишь α -мезосапробов и полисапробов, ориентируясь на их численность, размножение (наличие

молоди). Единичные находки их, тем более старых особей, не могут характеризовать высокую степень загрязнения.

Нами при изучении зон загрязнения р. Северная Двина сточными водами Архангельского ЦБК (г. Новодвинск) замечено, что ряд о-β-мезобентосных организмов (олигохеты - *Isochaetides newaensis*, *I. michaelseni*, моллюски-сфебриды и ряд хирономид) встречались вблизи сброса сточных вод, в зоне сильного загрязнения, но в условиях сильного течения, т.е. при достаточном насыщении воды кислородом и промытых песках.

Относительно планктонных индикаторных организмов надо иметь в виду, что пробы, взятые в зоне сильного непосредственного загрязнения, ниже сброса сточных вод, могут дать вполне «чистое» сообщество организмов, занесенных сюда течением из незагрязненных участков реки выше сброса стоков, еще не погибших и не опустившихся на дно. В то же время, пробы зоопланктона, взятые в 5 - 6 км ниже сброса, могут оказаться пустыми, так как организмы на этом пути погибают от действия загрязнений в районе сброса, разрушаются (колоوراتки) или опускаются на дно (рачки).

Некоторые рекомендации ученых для более эффективной и правильной оценки сапробности вод:

по зоопланктону:

- в связи с постоянной сменой сообщества отборы проб рекомендуется производить круглогодично;

- на степень загрязнения водоема указывает не столько наличие того или другого вида планктонного ракообразного, сколько структура сообщества, видовое разнообразие. Следует обратить внимание на то, что одновременно с сокращением общего числа видов происходит функциональная перестройка сообщества в загрязненных водах, сокращение трофической цепи;

- при использовании только видов-индикаторов слабое загрязнение определяется ненадежно. Надежнее проводить сравнительный анализ всего видового состава и численности видов;

по зообентосу:

- в подавляющем большинстве водоемов различного типа организмы зообентоса и их сообщества наиболее четко отражают степень загрязнения;

- необходимо исследовать изменения функциональных характеристик биоценозов донных животных, как реакции на загрязнения;

по макрофитам:

- исследовать роль высшей водной растительности как биологического фильтра;

по водорослям:

- при установлении качества вод по альгологическим показателям нужно исследовать: фитопланктон, перифитон и микрофитобентос;

- оценка загрязнения по водорослям может быть достаточно хорошо сделана по индикаторным организмам методом Пантле и Букк, в модификации Сладечека;

- важным показателем служит оценка функциональной активности водорослей (фотосинтез, дыхание);

по микроорганизмам:

- в качестве показателей качества вод рекомендуется:

а) общее количество бактерий по методу прямого счета на мембранных фильтрах (сопоставление для загрязненных и незагрязняемых участков водоема);

б) количество сапрофитных бактерий на МПА и на разведенном 1:10 МПА;

в) отношение числа сапрофитной микрофлоры к общему числу бактерий, выраженное в процентах.

В заключение следует отметить, что к настоящему времени санитарная гидробиология имеет вполне развитую методологию и общепринятые методы и показатели в установлении санитарного состояния водоемов. Но, имея ввиду все возрастающий интерес и требования людей к качеству воды при развитии системы водопользования, необходимо совершенствование методологии и критериев оценок качества вод при обязательной разработке требований к водопользователям по минимизации ущерба водоемам и сохранения их естественной экологической доминанты.

3. Качество воды и глобальная проблема «ЧИСТОЙ ВОДЫ»

О воде, ее природном и нарушенном качестве в результате хозяйственной (в широком смысле) деятельности человека.

Вода - важнейшее химическое вещество на Земле. Она - основа жизни, среда возникновения жизни на нашей планете и самый необходимый продукт потребления для человека. Всесторонность присутствия и участия воды в биологических и технологических процессах создает для воды и водоемов - от океана до пруда и колодца - такую же многогранную гамму экологических проблем. Масштабность и разнообразие форм воздействия современного общества на водные объекты требуют совершенствования научных основ охраны вод. Центральной задачей в разработке мер по охране природных вод от загрязнений стоит оценка качества воды водоемов и выработка критериев оценки качества воды по видам водопользования и водопотребления. В 1981 году странами Европы создан нормативный документ «Единые критерии качества вод», в котором предложена система критериев, учитывающая основные аспекты проблемы охраны вод: экологический, экономический и социально-политический (Верниченко, Лозанский, 1982).

В курсе санитарной гидробиологии нас интересует, прежде всего, экологический критерий качества воды, характеризующий ее состав и свойства как среды обитания гидробионтов, и те изменения, которые претерпевает вода в результате загрязняющего антропогенного воздействия на нее.

Основная характеристика природной воды - это её химико-биологические свойства, от элементарного соединения водорода и кислорода до обогащения этого соединения (воды) простыми веществами, которые включают элементы практически всей таблицы Менделеева и продуктами жизнедеятельности организмов. В решении I Всесоюзного совещания по санитарной гидробиологии (Москва, 1969) было записано: «чистой», или «биологически полноценной», можно считать воду, имеющую все соли, микроэлементы и метаболиты, т.е. вода должна включать наряду с минеральными веществами белки, ферменты, витамины и другие продукты жизнедеятельности гидробионтов», и далее: «Формирование биологически чистой (полноценной) воды, не содержащей токсических и радиоактивных веществ, патогенных организмов,

имеющей все необходимые вещества, микроэлементы и метаболиты, протекает под влиянием гидробионтов».

В водохозяйственном понимании качество воды - это не её природное свойство, а социально-экономическая характеристика данного вида природных ресурсов, которую она приобретает только в процессе производственной деятельности человека и вовлечения ее в хозяйственный оборот (Черепанов, 1983). Качество воды природных водоемов и водотоков должно соответствовать двум главным требованиям: а) обеспечение жизни водных организмов и б) удовлетворение хозяйственного интереса к ним по видам водопользования и водопотребления.

Практически повсеместное загрязнение водоемов определяет два фактически взаимоисключающих интереса к водным объектам: сохранение их природных характеристик и хозяйственное использование их водных и биологических ресурсов. В связи с этим возникает необходимость знания качественных и количественных параметров загрязнения воды, во-первых, с целью ограничения загрязняющего (в широком смысле) воздействия на водоемы и, во-вторых, - определения приоритетных направлений хозяйственного использования вод с измененным химическим составом.

На стыке этих интересов к водоемам возникли и развиваются представления о качестве воды как интегральном показателе состояния водных экосистем.

Грязной или чистой, и тем более предельно грязной, предельно чистой воды в природе нет. Есть воды, имеющие определенные физико-химические или биологические характеристики и удовлетворяющие или не удовлетворяющие тем или иным требованиям технологий водопользования. Сколько существует видов водопользования, столько имеется и характеристик чистой и грязной воды (Черепанов, 1983).

Качество воды характеризуется совокупностью качественных и количественных показателей, среди которых различают общие и специфические. К первым принадлежат обычные, присущие всей гидросфере ингредиенты, концентрация которых может изменяться под влиянием хозяйственной деятельности (гидрофизические, гидрохимические, гидробиологические); ко вторым - загрязняющие вещества, присутствие которых в воде характеризует эколого-токсикологическую и радиоэкологическую ситуации (О.П. Окснюк и др., 1993).

Основными интегральными характеристиками качества воды, которые претерпевают существенные изменения в результате этих процессов, являются содержание органических веществ (ОВ), концентрация растворенного кислорода и биомасса фитопланктона, величина которых регламентируется нормативными документами. Нормативы

тивное качество воды в естественных и искусственных водотоках обеспечивается с помощью водоохраных мероприятий.

Существует понятие и глобальная проблема «чистой воды». Прилагательное «чистая» - относительно антропоцентрическое понятие, т.е. относительно запросов людей как к продукту потребления и ресурсу для различных технологий, к её физико-химическому качеству. Наиболее высокие требования к качеству воды предъявляются людьми как к продукту питания и средству обеспечения исполнения высоких, чистых технологий (производство лекарств, технических материалов, стандартных растворов и продуктов биотехнологий). Многие природные воды непригодны для этих видов потребления и требуют специальной подготовки. Но любая природная вода может найти своего потребителя. Вода, потребленная или как-то использованная человеком, уже перестает быть природной и становится раствором, испражнением и, в общем, сточной водой. В связи с этим, качество воды неоднозначно для её потребителей. В настоящее время нет такой экологической проблемы, которая не имела бы отношения к воде.

В соответствии с использованием природных вод для нужд человека и производства различают пять аспектов качества воды: социально-гигиенический, гидробиологический (продукционный и санитарный), технологический, рекреационный и биосферный.

1. Социально-гигиенический аспект. В этом аспекте рассматриваются воды питьевого качества. Качество воды, используемой населением для питьевых, хозяйственных и производственных целей, должно соответствовать санитарным правилам.

Таблица 1

Органолептические свойства (запах) питьевой воды

| <i>Баллы</i> | <i>Значения запаха</i> | <i>Признаки</i> |
|--------------|------------------------|--|
| 0 | Нет запаха | Отсутствуют ощущаемые запахи |
| 1 | Очень слабый | Запах обнаруживается в специальной лаборатории |
| 2 | Слабый | Не привлекает внимания потребителей, но обнаруживается |
| 3 | Заметный | Запах легко обнаруживается, делает воду неприятной для питья |
| 4 | Отчетливый | Запах делает воду неприятной для питья |
| 5 | Очень сильный | Запах делает воду непригодной для питья |

Примечание: для питья - не выше 2 баллов.

Требования к водам питьевого назначения определяются гигиеническими показателями воды. Это органолептические свойства воды: запах (табл. 1), цвет и бактериологические показатели (табл. 2). Неблагоприятное влияние на качество питьевой воды, забираемой из открытых источников, могут оказывать такие явления, как гибель рыбы, цветение воды, различные загрязнения, которые дают те или иные примеси, ухудшая органолептические свойства воды: мутность, цветность, привкус. Но такие же явления и нежелательные свойства питьевой воды может вызвать плохая работа Водоканала по забору, фильтрации, очистке и обеззараживанию воды, но более того - старая и плохая система водоводов, в трубах которой накапливается ил, они зарастают водными грибами, в них могут попадать грунтовые, поверхностные и почвенные воды. Обеззараживание воды хлором может даже ухудшать органолептические качества природной воды с образованием хлорорганических веществ, например тригалометаны, предшественниками которых в природной воде служат гуминовые кислоты (А. Герман, устное сообщение).

По данным Всемирной организации здравоохранения (ВОЗ), ежегодно в мире из-за низкого качества питьевой воды умирает около 5 млн. человек. Инфекционная заболеваемость населения, связанная с водоснабжением, достигает 500 млн. случаев в год. Это дало основание назвать проблему гигиены водоснабжения, т.е. снабжения доброкачественной водой в достаточном количестве, проблемой № 1.

Централизованное водоснабжение позволяет резко поднять уровень санитарной культуры населения, способствует уменьшению заболеваемости лишь при бесперебойной подаче достаточного количества воды определенного качества. Нарушение тех или иных санитарных правил как при организации водоснабжения (установление пригодности водоемов для питьевых нужд, расположение водозаборов: относительно мест загрязнения открытого водоема, глубина забора воды), так и в процессе эксплуатации водопровода влечет за собой санитарное неблагополучие вплоть до настоящих экологических катастроф.

В природе вода никогда не встречается в виде химически чистого соединения. Обладая свойствами универсального растворителя, она постоянно несет большое количество различных простых веществ и соединений, состав и соотношение которых определяется условиями формирования химического состава воды, составом водоносных пород и горизонтов.

Предел минерализации питьевой воды (сухого остатка) 1 000 мг/л был в свое время установлен по органолептическому признаку. Воды с большим содержанием солей имеют солоноватый или горьковатый

привкус. Основную часть сухого остатка пресных вод составляют хлориды, сульфаты и карбонаты. Допускается содержание их в воде на уровне порога ощущения: 350 мг/л для хлоридов и 500 мг/л для сульфатов.

Нижним пределом минерализации (ГОСТ 2874-82 «Вода питьевая»), при котором гомеостаз организма поддерживается адаптивными реакциями, является сухой остаток в 100 мг/л, оптимальный уровень минерализации питьевой воды находится в диапазоне 200 – 400 мг/л. При этом минимальное содержание кальция должно быть не менее 25 мг/л, магния – 10 мг/л.

Жесткость воды, обусловленная суммарным содержанием кальция и магния, обычно рассматривалась в хозяйственно-бытовом аспекте (образование накипи, повышенный расход моющих средств, плохое разваривание мяса и овощей, и т.п.). В то же время известна прямая высокая корреляция жесткости воды с содержанием в ней, кроме кальция и магния, еще 12 элементов (в том числе бериллия, бора, кадмия, калия, натрия) и ряда анионов.

В последние годы высказано предположение, что вода с низким содержанием солей жесткости способствует развитию сердечно-сосудистых заболеваний.

Человек может получить с водой от 10 до 85% необходимого количества фтора. Повышенное содержание фтора в питьевой воде (2 – 8 мг/л) приводит к заболеванию эндемическим флюорозом. Степень развития флюороза тесно связана с концентрацией фтора в питьевой воде. При концентрации 1,4 - 1,6 мг/л у некоторых лиц на отдельных зубах отмечаются желтовато-коричневые пятнышки. Содержание фтора в значениях ниже оптимальных (0,7 - 1,1 мг/л) способствует развитию кариеса зубов среди населения.

Установлено, что незначительные изменения органолептических свойств воды снижают секрецию желудочного сока; приятные вкусовые ощущения повышают остроту зрения и частоту сокращений сердца, неприятные - понижают.

Гигиенические требования к питьевой воде. Качество питьевой воды должно соответствовать требованиям СанПиН 2.1.4.559-96 «Питьевая вода. Гигиенические требования ...», обеспечиваться на протяжении всей водопроводной сети и не зависеть от вида источника водоснабжения и системы обработки воды.

Требования ГОСТа, обеспечивающие безопасность питьевой воды в эпидемическом отношении, основываются на косвенных показателях - количестве сапрофитов в 1 мл воды (<100) и индексе бактерий группы кишечной палочки в 1 л воды (<3).

Таблица 2

Гигиеническая классификация водных объектов по степени загрязнения

| Оценочные показатели загрязнения водных объектов | | | | | | | Индекс загряз- нения |
|--|-------------------------------|----------------------------------|---|--------------------------------|---|---|----------------------------|
| Степень загрязнения | Органолептические свойства | | Токсиколо- гические свойства ПДКтокс, степень превышения | Санитарный режим водоемов | | Бактериологические показатели Число бактерий группы кишечной палочки | |
| | Запах, привкус, баллы | ПДКорг, степень превышения | | БПКполн, мг/дм ³ | Раств. кислород, мг/дм ³ | | |
| | КВ* 1 и 2 | КВ 1 и 2 | КВ 1 и 2 | 1 и 2 КВ | КВ 1 | КВ 2 | |
| Допустимая | 2 | 1 | 1 | 4 | Не более $1 \cdot 10^4$ | Не более $1 \cdot 10^4$ | 0 |
| Умеренная | 3 | 4 | 3 | 3 | Более $1 \cdot 10^4 - 1 \cdot 10^5$ | Более $1 \cdot 10^4 - 1 \cdot 10^5$ | 1 |
| Высокая | 4 | 8 | 10 | 2 | Более $1 \cdot 10^5 - 1 \cdot 10^6$ | Более $1 \cdot 10^5 - 1 \cdot 10^6$ | 2 |
| Чрезвычайно высокая | >4 | >8 | 100 | 1 | Более $1 \cdot 10^6$ | Более $1 \cdot 10^6$ | 3 |

*КВ - категория водопользования. К 1-й категории относятся водные объекты, используемые для хозяйственно-питьевых целей, ко 2-й категории - водные объекты, используемые для культурно-бытовых целей, а также расположенные в черте населенных мест (ЭКОЛОГИЯ, Эколайн, электронная версия, 1998).

Требования ГОСТа к химическому составу воды включают 20 показателей для веществ, встречающихся в природных водах или добавляемых в нее при обработке на станциях водоподготовки.

Государственный стандарт регламентирует требования к качеству питьевой воды, подаваемой централизованными системами хозяйственно-питьевого водоснабжения, т.е. системами, имеющими разводящую сеть труб.

Гигиеническая характеристика источников хозяйственно-питьевого водоснабжения. Источниками воды для систем хозяйственно-питьевого водоснабжения могут быть поверхностные водные объекты (реки, озера, водохранилища) и запасы подземных вод. По условиям залегания различают верховодку, грунтовые и межпластовые воды (напорные и безнапорные), значительно отличающиеся друг от друга по гигиеническим характеристикам.

Гигиенические требования к водоисточникам и вопросы их охраны изложены в СанПиН 2.1.4. 544-96 «Требования к качеству воды ...» (табл. 3).

Таблица 3

Общие требования к составу и свойствам воды водных объектов у пунктов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования

| <i>Состав и свойства воды водоема или водотока</i> | <i>Категории водопользования для централизованного или нецентрализованного хозяйственно-питьевого водоснабжения, а также водоснабжения пищевых предприятий для купания, спорта и отдыха населения, а также для водоемов в черте населенных пунктов</i> | <i>Примечания</i> |
|--|--|--|
| Взвешенные вещества | Содержание взвешенных веществ не должно увеличиваться больше чем на 0,25 - 0,75 мг/л. Для водоемов, содержащих в межень более 30 мг/л природных минеральных веществ, допускается увеличение содержания взвешенных веществ в воде в пределах 5% | Взвеси со скоростью выпадения более 0,4 мм/с - для проточных водоемов и более 0,2 мм/с - для водохранилищ к спуску запрещаются |
| Плавающие примеси (вещества) | На поверхности водоема не должны обнаруживаться плавающие пленки, пятна минеральных масел и скопление других примесей | |
| Запахи, привкусы | Вода не должна приобретать запахи и привкусы интенсивностью >2 баллов, обнаруживаемых: непосредственно или при последующем хлорировании | Вода не должна сообщать посторонних запахов и привкусов мясу рыб |

| | | |
|-------------------------|--|---|
| Окраска | Не должна обнаруживаться в столбике 20 см | |
| Температура | Летняя температура воды в результате спуска вод не должна повышаться более чем на 30°C по сравнению со среднемесячной температурой воды самого жаркого месяца года за последующие 10 лет | |
| Реакция рН | Не должна выходить за пределы рН 6,5 - 8,5 | |
| Минеральный состав | Не должен превышать по сухому остатку 1000 мг/л, в том числе хлоридов 350 мг/л и сульфатов 500 мг/л | Нормируется по приведенному выше показателю «Привкусы» |
| Растворенный кислород | Не должен быть менее 4 мг/л в любой период года в пробе, отобранной до 12 час. дня. Полная потребность воды в кислороде при 20°C не должна превышать 3 - 6 мг/л | |
| Возбудители заболеваний | Вода не должна содержать возбудителей заболеваний | Сточные воды, содержащие возбудителей заболеваний, должны подвергаться обеззараживанию после соответствующей очистки. Отсутствие содержания в воде возбудителей заболеваний достигается путем обеззараживания биологически очищенных бытовых сточных вод до колииндекса не более 1000 в 1 л и остаточном хлоре - не менее 1,5 мг/л |
| Ядовитые вещества | Не должны содержаться в концентрациях, которые могут оказать прямо или косвенно вредное действие на здоровье населения | |

В стандарте перечислены водоисточники в порядке гигиенической надежности, с учетом качества воды и устойчивости ее состава. На первом месте стоят межпластовые напорные воды, затем (в порядке снижения надежности) идут межпластовые безнапорные, трещинно-карстовые, грунтовые. Последнее место отведено поверхностным водоисточникам.

Стандартом устанавливается, что выбор источника хозяйственно-питьевого водоснабжения в обязательном порядке должен быть согласован с санитарно-эпидемиологической службой.

Водозабор из поверхностных источников располагают, как правило, выше населенного пункта, обслуживаемого данным водопроводом, на участке реки с устойчивым руслом и достаточной глубиной.

Специальным пунктом стандарта ГОСТа 17.1.3.07-82 «Вода питьевая» установлено, что содержание в воде химических соединений, поступающих в водоем с промышленными, сельскохозяйственными и бытовыми загрязнениями, нормируется в пределах, указанных в списке предельно допустимых концентраций химических веществ в воде водных объектов. Список утверждается Министерством здравоохранения и включает в настоящее время нормативы более чем для 800 соединений.

В области охраны водных объектов применяются косвенные показатели безопасности воды - санитарные показатели, которые положены в основу «Правил охраны поверхностных вод от загрязнения сточными водами». В правилах приводятся гигиенические требования, которым должна соответствовать вода водных объектов у пунктов хозяйственно-питьевого (1-я категория) и культурно-бытового (2-я категория) водопользования (см. табл. 3)

2. Гидробиологический аспект, в котором различают гидробиологические характеристики водоема: продукционные (первичная и вторичная продукция, трофность водоема) и санитарное качество воды, в котором основное значение имеют наличие в воде яиц гельминтов и личинок различных паразитов.

А.А. Былинкина и др. (1962, цит. по Драчеву, 1964) предложили классификации водоемов по химическим признакам загрязнения (табл. 4), бактериологическим и гидробиологическим признакам (табл. 5).

Таблица 4

Химические показатели состояния водоемов

| Степень загрязнения | Растворенный кислород | | | БПК, мг/л | Окисляе- мость, мг/л O ₂ | Аmmo- нийный азот, мг/л |
|--------------------------|-----------------------|-----------|------------------|------------|---|-------------------------------|
| | мг/л | | % насыще- ния | | | |
| | лето | осень | | | | |
| Очень чистые | 9 | 14 - 13 | 95 | 0,5 - 1,0 | 1 | 0,05 |
| Чистые | 8 | 12 - 11 | 80 | 1,1 - 1,9 | 2 | 0,1 |
| Умеренно загрязненные | 7-6 | 10 - 9 | 70 | 2,0 - 2,9 | 3 | 0,2 - 0,3 |
| Загрязненные | 5-4 | 5 - 4 | 60 | 3,0 - 3,9 | 4 | 0,4 - 1,0 |
| Грязные | 3-2 | 5 - 1 - 0 | 30 | 4,0 - 10,0 | 5 - 15 | 1,1 - 3,0 |
| Очень грязные | 0 | 0 | 0 | >10 | >15 | >3 |

Таблица 5

**Бактериологические и гидробиологические показатели
состояния водоемов**

| Степень загрязне- ния | Бактериологические | | | Яйца гельмин- тов, в 1 мл | Санитарно- гидробиологические | |
|-------------------------------|---------------------------------------|---|-----------------|------------------------------------|----------------------------------|--|
| | кишечная па- лочка (<i>титр</i>) | сапрофит- ные микро- организмы, в 1 мл | прямой счет | | сапроб- ность | биологи- ческий показа- тель за- грязнения |
| Очень чистые | 10 - 100 | а . 10 | 10 ⁵ | Нет | катаробная | 0 - 5 |
| Чистые | < 10 - 1 | а . 100 | 10 ⁶ | Нет | олиго- сапробная | 6 - 10 |
| Умеренно загрязнен- ные | < 1 - 0,05 | а . 1000 | 10 ⁶ | 1-3 | α - мезо- сапробная | 11 - 20 |
| Загрязнен- ные | < 0,05 - 0,005 | а . 10000 | 10 ⁷ | 10 | β - мезо- сапробная | 21 - 60 |
| Грязные | < 0,005 - 0,001 | а . 100000 | 10 ⁷ | 500 | поли-сапроб- ная | 61 - 90 |
| Очень гряз- ные | < 0,001 | а . 1000000 | 10 ⁸ | 1000 | То же | 100 |

Примечание. Биологический показатель загрязнения (БПЗ), принятый в Международном стандарте качества питьевой воды (1958 г.), представляет собой отношение количества одноклеточных организмов, не содержащих хлорофилла (В), к общему количеству организмов, включая содержащие хлорофилл (А), выраженное в %:

$$\text{БПЗ} = \frac{A}{A+B} \cdot 100.$$

Главнейшим показателем качества воды в гидробиологическом аспекте считается уровень первичного продуцирования в водоеме. Вторичная продукция имеет меньшее значение как зависящая от первичной, но также может определять качество воды по показателям зоопланктона (например, *Cladocera*) и зообентоса (например, *Oligochaeta*: pp. *Tubifex*, *Limnodrilus*, и *Chironomidae*: род *Chironomus*). Поскольку тема продуктивности достаточно полно рассматривается в курсе общей гидробиологии, мы не будем здесь останавливаться на существовании вопроса, а относительно показателей качества воды в оценке по уровню продукционных процессов отсылаю к таблице 5 «Гидробиологические показатели».

3. Технологический аспект. В нем главное свойство воды – её качество, соответствующее технологическим требованиям производства. Наиболее высокие требования к качеству воды предъявляются фармацевтической промышленностью и в производстве чистых материалов, например в производстве авиационного корда. В связи с этим в 1963 году началось строительство целлюлозно-бумажного комбината на Байкале (г. Байкальск), основным продуктом которого должен был стать авиационный корд. Для производства корда необходимо огромное количество очень чистой воды, и ее мог дать только такой водоем, как озеро Байкал. Для производства одной тонны такого корда используются сотни тонн чистой воды Байкала, содержащей минимальное количество солей. Наоборот, такие производства, как нефтеперерабатывающие заводы, электростанции, металлургические комбинаты, могут использовать воды даже после их доочистки при повторном использовании. С этой целью создают системы оборотного водоснабжения, при котором «свежей» воды из природных источников берется 10 - 15% общего водопотребления. Остальная вода используется повторно с той или иной степенью доочистки.

4. Рекреационный аспект. Здесь основные требования к воде определяются нуждами человека в здоровом отдыхе на естественных водоемах или в бассейнах. Требования к качеству воды определяются ее санитарными, гигиеническими характеристиками, в которых основное значение имеют мутность, цвет, запах, наличие нефтяной пленки (табл. 6) и содержание в воде продуктов жизнедеятельности человека. Последняя характеристика может иметь большое значение для отдыха в государственных здравницах, на курортах и пляжах, так как в воде при интенсивном отдыхе, например на черноморских курортах, вода у берегов может содержать до 30% мочевины.

Таблица 6

Шкала визуального определения загрязнения воды нефтепродуктами

| <i>Внешний вид загрязнения</i> | <i>Баллы</i> |
|--|--------------|
| Отсутствие пленок и пятен | 1 |
| Отдельные пятна и сырые пленки на поверхности | 2 |
| Пятна и иризирующая пленка нефти. Отдельные промазки по берегам и растительности. Купание неприятно | 3 |
| Большие пятна, загрязнены берега и растительность. Купание невозможно | 4 |
| Поверхность покрыта нефтью, видимой при волнении, берега и сооружения покрыты нефтью. Купание невозможно | 5 |

Примечание: для рекреационных целей - не более 1 – 2-х баллов.

Население должно быть информировано о санитарном состоянии водных объектов, и особенно в местах отдыха и купания людей (пляжи). Контроль за санитарным состоянием водных объектов осуществляется государственной санитарно-эпидемиологической службой согласно ст. 16 Закона РФ «О санитарно-эпидемиологическом благополучии населения».

Кроме санитарно-эпидемиологической службы, систематический контроль за качеством поверхностных вод проводят территориальные органы Минприроды РФ. Створы наблюдений при этом устанавливаются с учетом гидрологических и гидробиологических соображений, программа же наблюдений согласовывается с санитарно-эпидемиологической службой. Территориальные природоохранные комитеты издают ежемесячные бюллетени качества воды водных объектов, в которые входят и данные СЭС. Бюллетени рассылаются систематически по заявкам учреждений и организаций.

5. Биосферный аспект. Здесь имеется в виду способность воды обмениваться с атмосферой газами - углекислым и кислородом. В связи с этим большое значение приобретает чистота поверхности воды Мирового океана. Как известно, Мировой океан дает до 70% кислорода атмосферы. В то же время, по данным Ж. Кусто, еще в 1970-х годах отмечалось загрязнение Мирового океана нефтью настолько, что одна треть его поверхности была покрыта нефтяной пленкой. Нефтяная пленка препятствует газообмену воды и воздуха атмосферы.

R. Helmev (1981, цит. по Верниченко, Лозанскому, 1982) приводит списки показателей качества вод в Системе глобального мониторинга (табл. 7).

В практике обычно используются обязательные показатели и часть показателей, имеющих глобальное значение: биологические (фитопланктон - состав, численность), первичная продуктивность, хлорофилл «а»; физические (прозрачность), химические (перманганатная окисляемость, фенолы, кальций, БПК, нитраты + нитриты и другие формы азота, фосфора, ртуть, свинец).

Интересные показатели качества воды по химическим признакам загрязнения (табл. 4) и по физическим свойствам (табл. 8) относительно категорий водоемов предложили А.А. Былинкина и др. (1962, цит. по Драчеву, 1964).

Таблица 7

Показатели качества вод в Системе глобального мониторинга

| <i>Показатели</i> | | |
|--|--|--|
| <i>Основные</i> | <i>Необязательные</i> | <i>Имеющие глобальное значение</i> |
| Температура рН Электропроводность Растворенный кислород Хлориды Общая щелочность Взвешенные вещества | Общее содержание органического углерода ХПК Анионоактивные детергенты Неионогенные детергенты Хром (общий и шестивалентный) Никель Цинк Медь Мышьяк Бор Цианиды Железо Марганец Калий Сульфаты Кремний Азот по Кьельдалю (N) Общий фосфор | Калий Ртуть Свинец Аммоний (N) Нитраты+нитриты (N) БПК Фториды Фосфор (ортофосфаты, P) Фекальные колиформы Фекальные стрептококки Фитопланктон (роды, виды) Первичная продуктивность Растворенная двуокись углерода Перманганатная окисляемость Селен Сероводород Барий Хлорофилл «а» Фитопланктон (численность) Фенолы Литий Полициклические, ароматические углеводороды Прозрачность Кальций Магний ДДТ, ДДД, ДДЕ Алдрин/Дилдрин Линдан Хлорированные углеводороды |

Таблица 8

Показатели состояния водоема по физическим свойствам

| <i>Степень загрязнения</i> | <i>Взвешенные в-ва</i> | <i>Прозрачность по диску Секки, м</i> | <i>Запах, баллы</i> | <i>Нефть</i> | | <i>рН</i> |
|----------------------------|------------------------|---------------------------------------|---------------------|--------------|-------------|-----------|
| | | | | <i>баллы</i> | <i>мг/л</i> | |
| Очень чистые | 1 – 3 | > 2 | 1 | 0 | 0,00 | 6,5 - 8,0 |
| Чистые | 4 – 10 | 2 - 1 | 2 | 1 | 1,1 - 0,2 | 6,5 - 8,5 |
| Умеренно загрязненные | 11 - 19 | 1 - 0,3 | 3 | 2 | 0,3 | 6,0 - 9,0 |

| | | | | | | |
|---------------|----------|------------|---|---|---|-------------------|
| Загрязненные | 20 - 50 | 0,3 - 0,1 | 4 | 3 | 1 | 5 - 6, 9 - 10 |
| Грязные | 51 - 100 | 0,1 - 0,02 | 5 | 4 | 2 | 5 - 6, 9 - 10 |
| Очень грязные | >100 | <0,02 | 5 | 5 | 5 | 2 - 4, 11 - 13 |

С.М. Драчев (1964) вместе с А.А. Былинкиной и А.И. Ицковой (Былинкина и др., 1962) дает следующие характеристики по указанным категориям.

К категории *очень чистых* относятся водоемы, находящиеся в природном состоянии, практически не измененные воздействием человека. Такие водоемы встречаются редко и практически отсутствуют в Западной Европе и Японии.

Чистые водоемы пригодны для питьевого использования, но они могут иметь следы загрязнения. В них наблюдается некоторое увеличение сапрофитной микрофлоры.

К категории *умеренно загрязненных* относятся водоемы, в которых наряду с увеличением неблагоприятных биологических показателей загрязнения отмечается возрастание содержания аммонийного азота, незначительное повышение хлор-иона, окисляемости, БПК. К водоемам этой группы относятся во многих случаях небольшие реки, озера и пруды, загрязненные за счет поверхностного стока и хозяйственного использования.

В категорию *загрязненных* включены реки и озера, природные свойства которых изменены сбросами сточных вод, что заметно отражается на химическом составе, содержании сапрофитной микрофлоры и кислородном режиме. В зимний период при замедлении водообмена возможны (или обычны) заморы.

Дальнейшее увеличение загрязнения переводит водоемы в категорию *грязных*. Природные качества воды в них сильно изменены, использование для целей питьевого водоснабжения исключается, становится невозможным использование для бытовых нужд населением. В летнее время запахи и внешний вид доставляют неприятные ощущения пассажирам судов и населению прибрежной полосы.

К категории *очень грязных* отнесены водоемы, полностью утратившие природный облик и превратившиеся в сточные канавы. В эту группу входят ручьи, реки с малым расходом, озера и пруды, используемые как отстойники сточных вод, ручьи и малые реки, проходящие по территории городов (р. Черемуха в пределах Рыбинска; р. Дунайка в Ярославле).

По мере роста загрязнения ограничиваются возможности использования водоема для тех или иных нужд; при некоторых видах загрязнения возникают затруднения и опасности эпидемического порядка.

Таблица 9

Система комплексной оценки качества поверхностных пресных вод (Жукинский и др., 1980)

| Состояние водоема | pH | NH ₄ , мг/л | NO ₃ , мг/л | PO ₄ , мг/л P/l | O ₂ , % насыщения | Перманганатная окисляемость (ПО), мгO ₂ /л | Биохимическая окисляемость (БО), мгO ₂ /л | БПК ₅ , мгO ₂ /л | Численность | | |
|----------------------------|----------|------------------------|------------------------|----------------------------|------------------------------|---|--|--|-----------------------------------|---|------------------------------|
| | | | | | | | | | Бактериопланктон (БП), млн. кл/мл | Гетеротрофные бактерии (ГБ), тыс. кл/мл | Кишечная палочка (КП), кл/мл |
| Предельно чистое | 7,0-7,5 | < 0,02 | < 0,05 | < 0,002 | 100 | < 1 | < 4,0 | < 1 | < 0,5 | < 0,5 | < 1 |
| Очень чистое | 7,0-8,0 | 0,02-0,05 | 0,05-0,1 | 0,002-0,01 | 100 | 1-2 | 4,0-6,0 | 1-2 | 0,5-1,0 | 0,5-1,0 | 1-5 |
| Чистое | 6,5-8-0 | 0,025-0,1 | 0,1-0,2 | 0,01-0,03 | 100 | 2-3 | 6,0-10,0 | 2-3 | 1,0-1,5 | 1,0-2,5 | 5-10 |
| Удовлетворительной чистоты | 6,5-8,5 | 0,1-0,4 | 0,2-0,3 | 0,03-0,05 | 90-100 | 3-5 | 10,0-20,0 | 3-4 | 1,4-2,5 | 2,5-5,0 | 10-50 |
| Слабо загрязненное | 6,0-8,5 | 0,4-0,8 | 0,3-0,5 | 0,05-0,07 | 80-90 | 5-8 | 20,0-30,0 | 4-5 | 2,5-5,0 | 5,0-10,0 | 50-100 |
| Загрязненное | 6,0-9,0 | 0,8-1,5 | 0,5-1,0 | 0,07-0,1 | 50-80 | 8-10 | 30,0-50,0 | 5-6 | 5-8 | 10-50 | 100-1000 |
| Грязное | 5,0-9,0 | 1,5-3,0 | 1,0-4,0 | 0,1-0,15 | 20-50 | 10-12 | 50-70 | 6-8 | 8-15 | 50-100 | 1000-5000 |
| Очень грязное | 4,0-9,5 | 3,0-5,0 | 4,0-8,0 | 0,15-0,30 | 5-20 | 12-15 | 70-100 | 8-10 | 15-20 | 150-200 | 5000-10000 |
| Предельно грязное | 3,0-10,0 | > 5,0 | > 8 | > 0,3 | < 5 | > 15 | > 100 | > 10 | > 20 | > 200 | > 10000 |

| Состояние водоема | Биомасса | | Индекс самоочищения A/R | Биотический индекс (система Вудивисса) (БИ) | | Индекс сап-робности (ИС) по Пантле и Букк | | | | | |
|----------------------------|-------------------------------------|--|-------------------------|--|-------------------------|---|----------------------------------|-----|------|-------|---------|
| | Фитопланктон (ФП), г/м ³ | Нитчатые водоросли (НВ), кг/м ² | | Таксоны-индикаторы | Число видов индикаторов | | Общее число присутствующих групп | | | | |
| | | | | | | | 0-1 | 2-5 | 6-10 | 11-15 | 16 |
| Предельно чистое | < 0,1 | < 0,1 | > 2,0 | Нимфы веснянок | < 1 | - | 6 | 7 | 8 | 9 | 0,0-0,5 |
| Очень чистое | 0,1-0,5 | 0,1-0,25 | 1,75-2,00 | - | 1 | - | 5 | 6 | 7 | 8 | 0,5-1,0 |
| Чистое | 0,5-1,0 | 0,25-0,50 | 1,50—1-75 | - | < 1 | - | 5 | 6 | 7 | 8 | 1,0-1,5 |
| Удовлетворительной чистоты | 1,0-5,0 | 0,5-1,0 | 1,25- 1,50 | - | 1 | - | 4 | 5 | 6 | 7 | 1,5-2,0 |
| Слабо загрязненное | 5,0-10,0 | 1,0-2,0 | 1,00-1,25 | - | < 1 | - | 4 | 5 | 6 | 7 | 2,0-2,5 |
| Загрязненное | 10-50 | 2,0-5,0 | 0,75-1,00 | - | 1 | - | 3 | 4 | 5 | 6 | 2,5-3,0 |
| Грязное | 50-500 | 5,-7,0 | 0,50-0,75 | - | - | - | 2 | 4 | 5 | 6 | 3,0-3,5 |
| Очень грязное | 500-1000 | 7,0-9,0 | 0,25-0,50 | Тубифициды (Tubifex tubifex, р. Limnodrilus) и личинки хи-рономид (р. Chironomus) | - | - | 1 | 3 | 4 | 5 | 3,5-4,0 |
| Предельно грязное | > 1000 | > 9 | < 0,25 | « | - | - | 0 | 2 | 3 | - | 3,5-4,0 |

Таблица 10

Суммарная оценка качества вод

| Класс качества воды | Степень загрязненности воды | По фитопланктону, зоопланктону, перифитону Индекс фитонности по Пантле и Букк (в модификации Сладечека), баллы | По зообентосу | | По бактериопланктону | | |
|---------------------|-----------------------------|--|---|--|---|---|---|
| | | | Отношение общей численности олигохет к общей численности донных организмов, % | Биотический индекс по Вудивиссу, баллы | Общее количество бактерий, 10 ⁶ кл/см ³ (кл/мл) | Количество сапрофитных бактерий, 10 ³ кл/см ³ (кл/мл) | Отношение общего количества бактерий к численности сапрофитных бактерий |
| 1 | Очень чистые | Менее 1,00 | 1 - 20 | 10 | Менее 0,5 | Менее 0,5 | Более 103 |
| 2 | Чистые | 1,00 - 1,50 | 21 - 35 | 7 - 9 | 0,5 - 1,0 | 0,5 - 5,0 | Более 103 |
| 3 | Умеренно загрязненные | 1,51 - 2,50 | 36 - 50 | 5 - 6 | 1,1 - 3,0 | 5,1 - 10,0 | 103 - 102 |
| 4 | Загрязненные | 2,51 - 3,50 | 51 - 65 | 4 | 3,1 - 5,0 | 10,1 - 50,0 | Менее 102 |
| 5 | Грязные | 3,51 - 4,0 | 66 - 85 | 2 - 3 | 5,1 - 10,0 | 50,1 - 100,0 | Менее 102 |
| 6 | Очень грязные | более 4,0 | 86 - 100 или макробентос отсутствует | 0-1 | Более 10,0 | Более 100,0 | Менее 102 |

Примечание: допускается оценивать класс качества воды и как промежуточный между 1 - 2, 3 - 4, 5 - 6.

В.Н. Жукинский и др. (1980) предложили систему комплексной оценки качества поверхностных пресных вод (табл. 9).

Роскомгидромет (1992) предлагает суммарную оценку качества вод по 6-балльной шкале (табл. 10)

Градации величин не всегда соответствуют категориям трофности и могут не соответствовать региональным характеристикам водоемов, поэтому следует иметь в виду некоторые качественные характеристики гидробиологических показателей:

Показатели развития фитопланктона:

- общая численность фитопланктона (малонадежный показатель для классификации трофности водоема. Это связано с величиной клеток. Целесообразно сопоставлять смешанный состав водорослей вместе с сине-зелеными и с отчетливым доминированием сине-зеленых. Во втором случае трофность выше или высокая с явлением антропогенного евтрофирования;

- хлорофилл «а» довольно часто используется для измерения количества фитопланктона и поэтому является общеупотребительным показателем в классификации водоемов по трофности. Градации величин хлорофилла «а» даются относительно биомассы фитопланктона и содержания хлорофилла «а» в период наиболее интенсивного развития фитопланктона;

- общая биомасса фитопланктона (основной показатель уровня трофности; увеличение - евтрофирование, тем более за счет одной группы - зеленых, диатомовых или сине-зеленых);

- общее число видов фитопланктона в пробе (малопригодный показатель для классификации водоемов по трофности, так как обнаруживаемое число видов в определенной мере связано с квалификацией специалиста. При достаточной качественной обработке проб: большое разнообразие без доминирующей группы означает более низкую трофность; снижение разнообразия и развитие доминирования одной группы - стадию евтрофирования;

- хорошим показателем является соотношение (A : R) первичной продукции и деструкции.

С развитием евтрофирования увеличивается число мелкоклеточных видов с доминированием сине-зеленых и хлорококковых; доля крупноклеточных диатомовых и динофлагеллят уменьшается;

Показатели развития зоопланктона:

- общая численность зоопланктона (малопригодный показатель трофности; как отдельный показатель обычно не используется для оценки качества воды и всегда связан с показателем биомассы);

- общая биомасса зоопланктона (основной показатель в оценке трофности. Увеличение биомассы всегда указывает на повышение трофности);

- общее число видов зоопланктона в пробе (большое число видов в пробе - показатель олиготрофии и, в целом, чистоты водоема или его отдельных участков - экологических зон. При евтрофировании водоем обогащается коловратками, резко ослабляется развитие растительных диатомов, увеличивается количество циклопов, уменьшается численность фильтраторов: *Daphnia cucullata*, *D. hyalina*; преобладают собиратели, хвататели и седиментаторы: *Bosmina coregoni*, *Brachyonus calyciflorus*, *Chydorus sphaericus*, *Euchlanis dilatata*, *Asplanchna priodonta*);

- численность и биомасса группы кладоцер (увеличение эвритопных кладоцер - дафний и босмин указывает на повышение трофности).

В качестве критерия для суждения о допустимой степени ухудшения качества воды водного объекта в результате поступления в него сточных вод служат ПДК промышленного, бытового и сельскохозяйственного загрязнения. Уровень ПДК должен соответствовать особенностям вида водопользования (питьевое, культурно-бытовое, рыбохозяйственное).

В заключение данного раздела следует сказать, что, при всей важности и значимости оценок качества поверхностных вод, использование их в целях охраны водоемов и государственного управления водохозяйственной деятельностью недостаточно и требует совершенствования методологии и унификации методов.

4. Загрязнение водоемов

О загрязнениях, загрязнителях и последствиях.

Что следует понимать под загрязнением? Есть такое образное, вполне правильное определение: «Все, что находится в неполюженном месте, в неполюженное время и в неполюженном количестве, надо понимать как загрязнение».

Говоря о загрязнении вообще и водоемов в частности, надо иметь в виду двойной лексический смысл слова «загрязнение». Во-первых, загрязнение может быть процессом или действием и, во-вторых, суммарным количеством загрязняющих веществ, поступающих или учтенных в водоеме.

В литературе широко используется термин «загрязнитель(и)», который также имеет двойной смысл. Загрязнителем может быть человек или группа людей, предприятие и т.п. В этом случае следует употреблять термин (словосочетание) - «источник загрязнения», и загрязнителем может быть вещество, сточная жидкость и процесс (биологический: «цветение» воды, евтрофикация и технический - термофикация, и механический - разработка русла, дноуглубительные работы, и т.п.). Во втором случае слово «загрязнитель» целесообразно заменять словосочетанием «нагрузка загрязняющего вещества».

В связи с этим, следует более определенно говорить или писать по поводу комплекса явлений, изменяющих состояние экосистемы водоема, качество его воды и грунтов под влиянием природных-стихийных (и) или антропоических (техногенных) воздействий.

Загрязнение водоема, реки, озера и моря может быть природным в результате, например, выделения водорослями токсических веществ и в случае стихийных явлений: извержение вулкана с попаданием в водоем выбросов в атмосферу и лавовых масс, землетрясение с разрушением берегов, наводнение, селевые потоки и пр. Но более правильным будет понимать загрязнение как поступление загрязняющих веществ и сточных вод от бытовой и промышленно-хозяйственной деятельности людей.

Всемирная организация здравоохранения (ВОЗ) предлагает следующую классификацию видов загрязнения воды:

1) загрязнение воды бактериями, вирусами и другими болезнетворными организмами;

2) загрязнение воды разлагающимися органическими веществами, которые, поглощая кислород воды, губительно действуют на рыбу, обуславливают появление неприятных запахов и ухудшают эстетические условия - накопление неполного распада органических веществ (фенолы и т.д.). Такие вещества, если их содержание не достигает слишком высокой концентрации, разрушаются сами по себе, и вода в реке вновь становится доброкачественной;

3) загрязнение воды неорганическими солями, которые не могут быть удалены обычными методами очистки. Они могут делать воду совершенно непригодной для питья, орошения и для многих процессов производства;

4) загрязнение питательными веществами для растений, такими, как поташ, фосфаты, нитраты и т.д. Они также являются неорганическими солями, но в отличие от вышеуказанных веществ обладают свойствами усиливать рост макрофитов и вызывать цветение водоемов. В

процессе фотосинтеза они превращаются в органические вещества, способные осаждаться на дне озер;

5) загрязнение воды нефтепродуктами, которые могут оказывать неблагоприятное воздействие на рыб, ухудшать внешний вид водоема и препятствовать контакту воды с воздухом, тем самым снижая степень насыщения ее кислородом. При благоприятных условиях такие вещества накапливаются в воде в значительных концентрациях и обуславливают высокую потребность ее в кислороде;

б) загрязнение воды специфическими токсическими веществами, природа которых варьирует от солей металлов до сложных синтетических веществ (ксенобиотики).

К загрязнениям ВОЗ относит сброс подогретых вод, осадков сточных вод и радиоактивные вещества. Виды загрязнения 1 - 4-й группируются в канализационных стоках; в поверхностном стоке с полей - виды 3-й, 4-й и, возможно, 6-й.

Поступление загрязнений в водоем может быть непосредственным через открытый (прямоточный) или рассеивающий выпуск сточных вод и прямое попадание в воду от источника загрязнения (человек, судно, мойка машины, стирка, полоскание белья в водоеме, вымачивание шерсти и пр.) - это *первичное загрязнение*. Оно может быть учтено, исследовано и спрогнозировано. Последствия его также может быть изучены, спрогнозированы, смоделированы и урегулированы средствами общественного или административного воздействия.

Другой тип загрязнения - *вторичное загрязнение* - более сложен и трудно поддается учету и исследованию. Оно возникает в результате внутриводоемных процессов, более всего на дне, как следствие или последствие первичного загрязнения, например, после «цветения» воды сине-зелеными или диатомовыми водорослями, вызванного избыточным внесением азота и фосфора в водоем со сточными водами или с поверхностным стоком. После отмирания водорослей и скопления их на дне начинается процесс интенсивной аэробной и анаэробной деструкции с поглощением кислорода и выделением углекислого газа, метана, сероводорода, водорода и др. В толще воды также могут накапливаться продукты жизнедеятельности и отмирания водорослей. Заболачивание отдельных участков водоема или всего озера также может быть источником вторичного загрязнения через увеличение подвижности тяжелых металлов и изменение их баланса в системе вода - донные отложения, т.е. увеличения их концентрации в воде.

Все, что может считаться загрязнением, имеет свои качественные и количественные параметры, определяющие вредность загрязнителей или загрязнения в целом.

В.Д. Федоров (1980) рассматривает вредность загрязнителей как свойство вызывать нежелательные, опасные или губительные изменения в живом.

Вредность определяется на основе ряда физически разнородных критериев, относящихся к загрязнителям. К их числу относятся, прежде всего:

- потенциальная токсичность, устанавливаемая в токсикологических экспериментах;
- стойкость сохранения в окружающей среде, связанная с их химическим строением, физическим обликом и биологической доступностью (атакуемость) при процессах самоочищения;
- биоаккумулятивность, т.е. способность накапливаться в тканях, органах и т.д.;
- повсеместность и распространенность в окружающей среде, связанная прежде всего с основными путями их распространения;
- масштаб производства и характер использования их человеком в биосфере, а также доля их содержания в отходах промышленности и сельского хозяйства.

Всякое загрязнение оказывает то или иное и в разной степени повреждающее действие на отдельные организмы (популяции), биоценозы или, в целом, экосистему водоема. На рисунке 1 показаны основные явления в гидробиоценозах, происходящие в результате загрязнения.

По Строганову (1964), все загрязнения делятся на две основные группы: загрязнения, имеющие аналоги в природе, и загрязняющие вещества, нормально в природе не встречающиеся (обычно токсические вещества - ксенобиотики). Загрязнение водоема веществами первой группы приводит к последовательной смене биоценозов, в зависимости от интенсивности загрязнения, так как в природе имеются виды организмов, адаптированных к жизни при различных количествах веществ, вызывающих загрязнения (перестройки от олигосапробных до р-сапробных).

Загрязнение веществами второй группы оказывает совершенно иное действие. Последовательной смены комплексов с более или менее богатым видовым составом не происходит. Здесь можно выделить три последовательные степени загрязнения.

Первая степень загрязнения - это снижение продуктивности при относительно неизменном видовом составе биоценозов. Трудно выявляется.

Вторая степень загрязнения - исчезновение более чувствительных к токсическим веществам форм и развитие более выносливых. Иногда биомасса может быть высокой, но за счет очень немногих видов (одно-

го-двух). Часто такая биомасса кормовых объектов приносит больше вреда, чем пользы, так как рыба, питающаяся этими организмами, приобретают неприятный привкус и запах (передача нефтяного привкуса через мотыля рыбе).

В зоопланктоне исчезает *Cladocera*, *Calanoida*, и остаются циклопы и коловратки. В бентосе в первую очередь исчезают личинки поденок, ручейников, ракообразные (*Gammarus*, *Mysida*). При большой степени загрязнения исчезают также многие хирономиды, личинки стрекоз и моллюски. Остается обедненная фауна из малоценных в кормовом отношении нематод и олигохет.

Третья степень загрязнения - исчезают и наиболее выносливые организмы. Остаются некоторые водоросли, грибы и бактерии. Рыбохозяйственная ценность таких участков практически равна нулю. Более того, поскольку рыба избегает далеко не всегда и не все типы загрязнения, такие участки могут играть роль «химических ловушек», в которые рыба заходит и погибает (Лесников, 1968); то же - эффект «черных дыр» (Моисеенко, 1997).

Рассмотрим в качестве примеров различные типы загрязнений и загрязняющих веществ, широко распространенных во всем мире, учитываемых и изучаемых в пресноводной гидросфере.

Источники загрязнения водных объектов

Основными источниками загрязнения водоемов являются промышленные и бытовые сточные воды, дренажные воды с орошаемых земель, сточные воды животноводческих комплексов, организованный (ливневая канализация) и неорганизованный поверхностный сток с территорий населенных пунктов, промышленных площадок и сельскохозяйственных полей, молевой лесосплав, водный транспорт, твердый сток с эродированных земель, глобальный перенос (так называемое «фоновое загрязнение» и «глобальные поллютанты»).

Сточными называются воды, отводимые системой труб или каналов (система канализации) после использования в процессе бытовой или производственной деятельности человека.

В результате спуска сточных вод или поступления загрязнений от других источников состав воды водного объекта может измениться. Характер изменений зависит от качественной и количественной характеристики загрязнений и может варьировать в больших пределах.

Городские сточные воды. Вода хозяйственно-питьевого водопровода после использования ее в быту поступает через санитарно-технические устройства (раковины, ванны, унитазы, писсуары и пр.) в

канализационную сеть. Как правило, движение городских сточных вод со всей территории населенного пункта до выпуска их после очистки в водоем происходит самотеком (самотечная система). При невозможности достижения самотека из-за особенностей рельефа территории населенного пункта устраивают насосные станции перекачки, которые подают сточные воды по напорным коллекторам на возвышенные точки рельефа, в самотечные коллекторы (самотечно-напорная система).

Кроме бытовых сточных вод, с территории населенного пункта необходимо отведение атмосферных (дождевых, талых) и поливочных вод. В зависимости от взаимоотношения бытовой и дождевой сетей различают следующие основные системы канализации: раздельную (полная или неполная), полураздельную и общесплавную.

Полная раздельная система состоит из двух самостоятельных подземных сетей - бытовой и дождевой. При неполной раздельной системе бытовые сточные воды отводятся по подземной сети, а атмосферные - по сети открытых лотков, кюветов и канав.

Полураздельная система состоит из двух сетей, объединенных общим главным коллектором. Подключение дождевой сети к главному коллектору производится через специальные разделительные камеры, в которых сток от дождей умеренной интенсивности направляется в главный коллектор, а при сильных дождях часть стока сбрасывается в ближайший водоем.

При общесплавной системе все бытовые и дождевые воды отводятся по одной подземной сети на очистные сооружения для совместной очистки.

Промышленные сточные воды. Промышленные сточные воды характеризуются крайним разнообразием состава и свойств. Формирование их происходит за счет сырья, конечных и промежуточных продуктов производства, реагентов, используемых в технологическом процессе, или комбинацией перечисленных источников. Большое санитарное значение имеют сточные воды наиболее водоемких производств или несущие в себе загрязнения, особенно опасные для здоровья человека и животных и в большей мере ограничивающие условия хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования.

Сточные воды промышленных предприятий или промышленные сточные воды по характеру своего образования подразделяются на три вида:

- к первому относятся производственные сточные воды, получающиеся в результате непосредственного использования воды в технологических операциях в качестве реагента, растворителя и т.п.;

- второй - воды от вспомогательных операций и процессов, образующиеся при поверхностном охлаждении технологической аппаратуры и силовых агрегатов. Эти воды обычно не загрязнены, но имеют повышенную температуру. Возможно непредвиденное загрязнение этих вод при нарушении целостности змеевиков теплообменных аппаратов;

- третий - воды от подсобных и обслуживающих цехов (склады сырья и готовой продукции, транспортировка сырья, топлива, котельные и т.п.). Эти воды могут быть загрязнены самыми различными веществами и в разной степени.

Условия отведения сточных вод на разных предприятиях могут быть весьма различными. Реже на предприятиях имеется одна общая канализационная сеть, собирающая хозяйственно-фекальные и промышленные воды; чаще эти воды собирают отдельно. На ряде предприятий химической и атомной отраслей промышленности присутствует специальная канализационная сеть, воды которой содержат в больших количествах опасные ингредиенты и подвергаются особой переработке. Все промышленные сточные воды подлежат очистке: механической, биологической и специальной.

Режим образования сточных вод, их состав, требования к очистке и условиям отведения определяются технологическим регламентом, санитарными нормативами и экологическим паспортом промышленного предприятия.

Для водоемов, принимающих сточные воды, имеются гигиенические ограничения по хозяйственно-питьевому и культурно-бытовому водопользованию, определяемые критериями вредности ингредиентов сбрасываемых вод. Все другие неблагоприятные проявления загрязнения - влияние на развитие и продуктивность рыбных ресурсов, кормовую базу рыб (планктон, бентос), ограничения для поливного земледелия и промышленного водопользования - не входят в компетенцию гигиенистов и должны разрабатываться и контролироваться соответствующими специалистами: экологического и технического надзора соответственно.

Типы и последствия загрязнения водоемов

В данном пособии загрязнения рассматриваются по известным для гидросферы типам (рис. 1) и их биологическим последствиям (рис. 2).

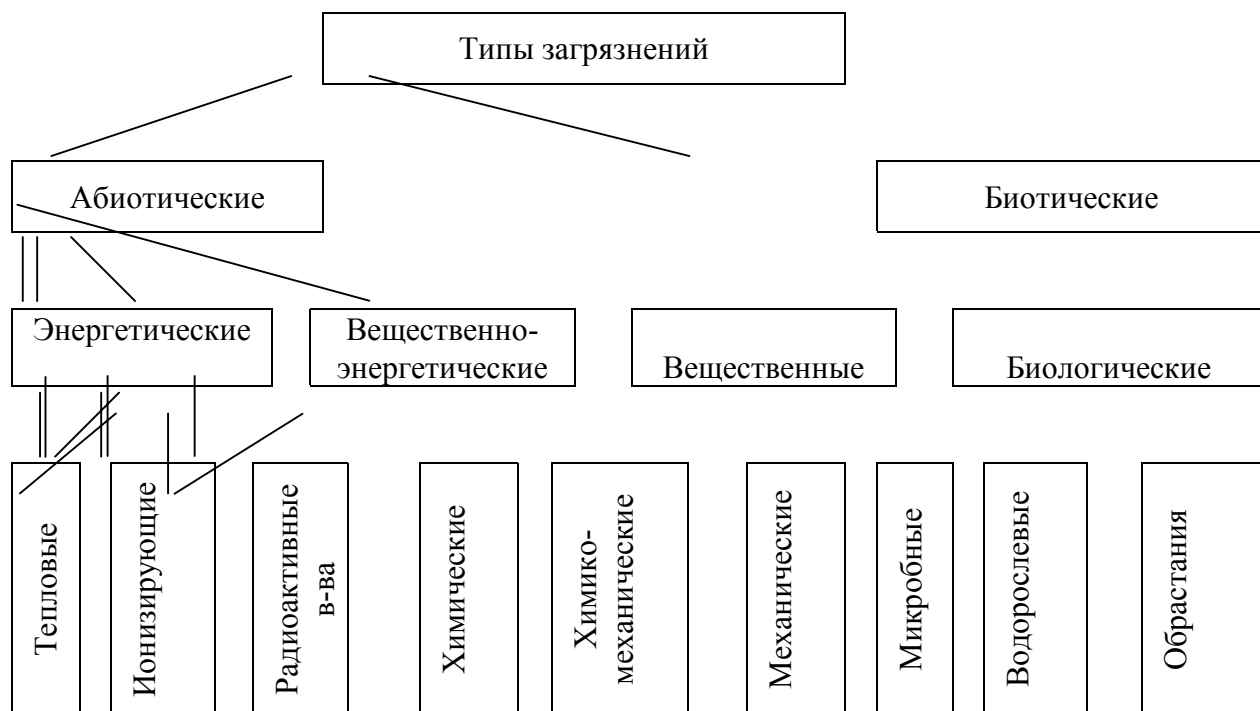


Рис. 1. Классификация типов загрязнения гидросферы

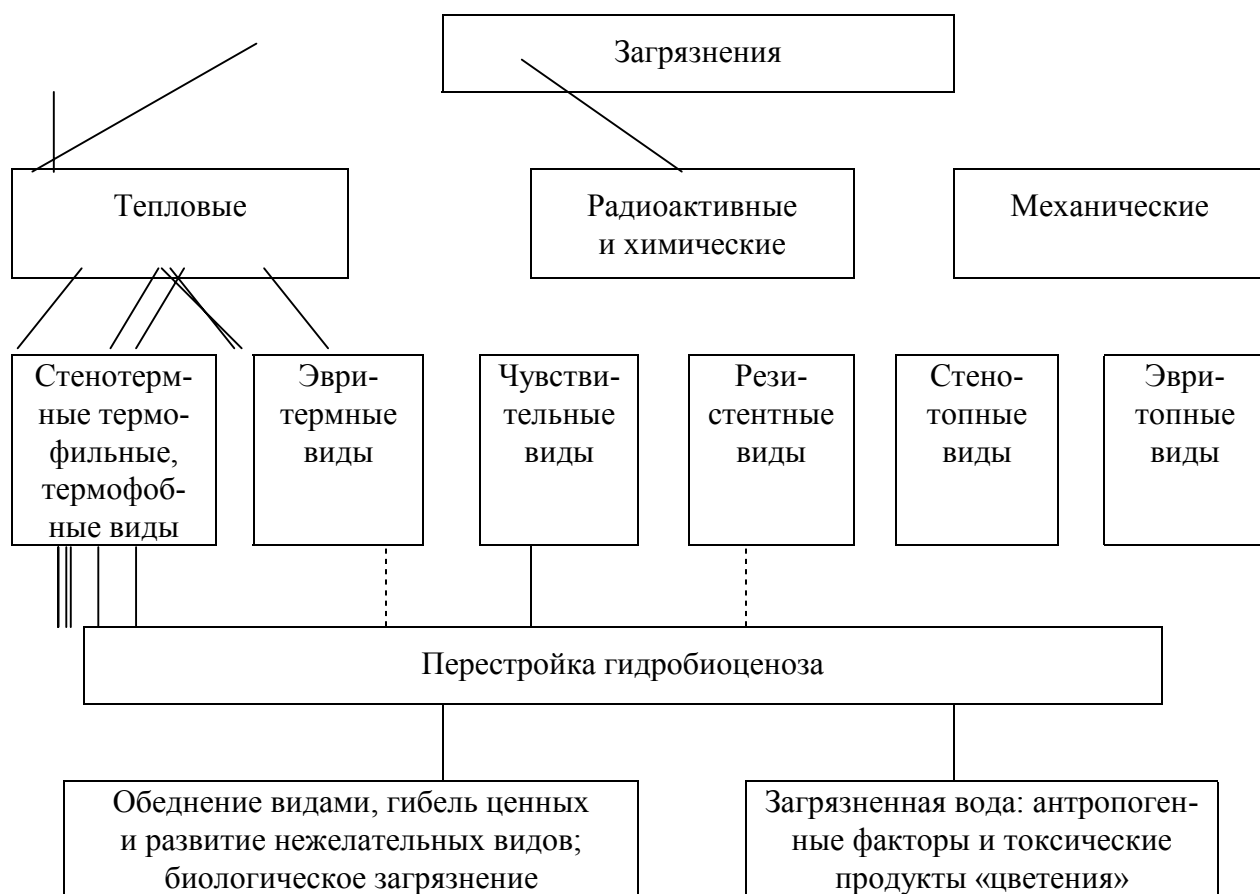


Рис. 2. Общая схема действия загрязнения на естественные экологические процессы по воспроизводству чистой воды

Тепловое загрязнение водоемов. Нарушение температурного режима водоемов, вызываемое сбросом теплых вод промышленными предприятиями, прежде всего тепловыми и атомными электростанциями, представляет собой физическое загрязнение, которое приводит к разрушению, угнетению или перестройке водных биоценозов. Наиболее масштабные перестройки происходят в результате теплового загрязнения водоемов, особенно в зимнее время на средних и северных широтах, когда водоем покрыт льдом, а в зоне подогрева образуется постоянная полынья. Здесь у водосброса температура может достигать 10 - 12°, а в области умеренного подогрева, особенно в придонных или средних слоях, составлять 4 - 6°. Иначе говоря, в зонах подогрева создаются как бы «субтропические» оазисы - районы, никогда не покрывающиеся льдом, с зимними температурами, близкими к нормальным весенним. В летние же месяцы температуры в зонах подогрева зависят от естественной температуры забираемой воды. Если в водоеме вода прогрелась до +20°, то в зоне подогрева она может достигать 28 - 32°. Совершенно ясно, что такой существенный подогрев не может не оказать влияния на биологические явления в водоеме (Мордухай-Болтовской, 1975). В зоне подогрева формируется теплолюбивая фауна (термофильные виды), которая замещает отмирающие холодноводные организмы или, в средних широтах, складывается эврибионтный (эвритермный) комплекс организмов. В южных широтах при естественном прогреве воды до +30° и более сброс подогретых вод приводит к массовой гибели организмов, как и при токсическом загрязнении.

Существенно, а иногда и критически нарушаются физиологические процессы в животных и растительных организмах. Подогрев воды природных водоемов приводит к уменьшению содержания кислорода за счет снижения растворимости. В морской воде содержание кислорода при одинаковой температуре меньше, чем в пресной. Уменьшение кислорода связано и с интенсификацией дыхания микроорганизмов и других пойкилотермных животных. Растет БПК на окисление органических веществ, особенно бытовых сточных вод. При этом увеличивается поступление в воду биогенных веществ, приводящее к евтрофикации водоемов вплоть до цветения воды, ухудшению качества питьевой воды и т.д. В весенний период происходит раннее (преждевременное) половое созревание у рыб при отсутствии условий для нереста: отложенная икра гибнет, а неотложенная резорбируется и вызывает болезни рыб.

Тепловое загрязнение водоемов в последние десятилетия неуклонно растет в связи со все возрастающими масштабами развития энергетики, особенно тепловых и атомных электростанций. Вред, наносимый

электростанциями использованием вод на водозаборах и в местах (акваториях), подверженных влиянию подогретых вод, становится все более ощутимым. Многие электростанции ежегодно платят огромные штрафы за урон, наносимый рыбному хозяйству. Например, на ТЭС «Индийский мыс» на Гудзоне, в Северной Америке, за два зимних месяца было собрано с сороудерживающих решеток почти 1,5 млн. экземпляров погибших рыб различных видов (М.-Болтовской, 1975). Трудноизмеримым оказывается вред, наносимый в целом экосистеме водоемов. Сюда следует отнести огромную численность погибающих планктонных организмов (10 – 12 т в сутки, по данным И.К. Ривьер, на Конаковской ГРЭС; цит. по М.-Болтовскому, 1975) в насосных установках, охлаждательных агрегатах, при промывке водоводов и пр. Это физический вред, как и биологические последствия теплового загрязнения на акватории, подверженной влиянию сточных и подогретых вод.

Тепловое загрязнение уменьшает содержание азота и двуокиси углерода. Уменьшение содержания двуокиси углерода в пресной воде более ощутимо, чем в морской. Уменьшение растворимости азота в воде может привести к гибели рыб из-за газовой эмболии (появление пузырьков азота в крови рыб).

Подогрев воды приводит к уменьшению содержания ионов кальция и к ухудшению роста скелета рыб и раковин моллюсков.

Резко изменяются потоки вещества и энергии в экосистемах. Могут быть вспышки «цветения», усиления метаболизма животных (Аррениус, Ван Гофф: при увеличении температуры на 10°C метаболизм увеличивается примерно в 2,2 раза), что может менять трофическую структуру сообщества. Теплолюбивые виды процветают - начинают доминировать, холодолюбивые виды угнетены и вымирают (перестройка структуры сообщества). Уменьшается видовое разнообразие первичных продуцентов: отмирают холодолюбивые диатомовые водоросли и увеличивается численность зеленых, затем - сине-зеленых. Сине-зеленые водоросли выделяют токсины, ухудшают рацион и калорийность питания беспозвоночных. При подогреве воды более 30°C погибают личинки поденок, ручейников, стрекоз, моллюсков, мшанки погибают при температуре более 26 - 27°C. Резко увеличивается гибель ракообразных при температуре более 30°C. Морские организмы более чувствительны, в том числе в теплых морях. Ускорение развития личинок хирономид в зоне подогрева сопровождается их повышенной смертностью (39% при 26,4°) (Смирнова, 1974; цит. по: М.-Болтовской, 1975).

Загрязнение радиоактивными веществами. В настоящее время это одно из наиболее вредных загрязнений водоемов, образующееся из

поверхностного стока с территорий, подвергшихся радиоактивному загрязнению после ядерных испытаний, из района расположения предприятий по обогащению урановых руд и производства радиоактивных веществ, но более всего при сбросе сточных и охлаждающих вод с атомных электро- и теплостанций и особенно с предприятий по переработке атомного горючего.

Особенностью радиоактивных загрязнений является механизм вредного действия излучающих веществ. Все виды радиоактивного излучения являются ионизирующими, поскольку они обладают свойством вырывать электроны с внешних орбит атомов, т.е. ионизировать их. Образующиеся при этом ионы химически очень активны. Они способны изменять различные свойства живой клетки и вызывать образование перекисей и других цитотоксических составляющих. Ионизирующие лучи могут явиться причиной серьезных нарушений в клетках при наружном или внутреннем облучении организма. Сильная доза радиации, вызывающая появление многочисленных ионов, рано или поздно приведет к гибели облученных клеток. Слабые дозы могут переноситься без каких-либо видимых нарушений, но могут вызвать необратимые структуры ДНК - мутации (Ф. Рамад, 1981).

В процессе эволюции организмы приспособились к естественному фону радиации, так как в земной коре имеются залежи урана, тория, радия, актиния и др. Кроме того, УФ-радиация от солнца - менее 29 мкм. В почвах и воде всегда есть радиоактивные кобальт и углерод, имеющие большое значение для организмов, кроме них родон (газ) - продукт распада радия.

Степень вредности радиоактивных веществ определяется характером и интенсивностью излучений. Факторами, определяющими вредное действие радиоактивных веществ, является вид илучения (α , β , γ), полупериод распада (T), распределение в организме, скорость выведения, относительная чувствительность наиболее повреждаемого органа человеческого организма, подвергающегося облучению. Наибольшее внимание привлекает стронций-90, отлагающийся в скелетных частях, замещающий кальций и подвергающийся непрерывному облучению окружающие ткани.

В сточных водах от переработки атомного горючего содержится большое количество радиоактивных изотопов, продуктов атомного распада, обладающих в сумме очень высоким уровнем активности. Стоки эти очень опасны и блокируются в озеровидных бессточных водоемах или в специальных емкостях, контейнерах.

Сточные воды тепловых и атомных электростанций менее опасны, так как не имеют непосредственного контакта с радиоактивным веще-

ством, а уносят из охлаждающих систем стабильные ионы с наведенной активностью под воздействием нейтронов. В водах охлаждения может содержаться более 60 радиоактивных изотопов ряда элементов, в том числе магний, натрий, хром, медь, кремний, фосфор, барий, стронций, скандий, кобальт. Большинство изотопов в водах охлаждения относятся к короткоживущим, но некоторые имеют период полураспада до нескольких лет. Изотопы, попадая в водоем, проникают по цепям питания до рыбы и растений, а через них и в организм человека.

На каждую тысячу МгВ электроэнергии, вырабатываемой АЭС, в реки сбрасывается тритий в несколько тысяч кюри. Практически все отходы АЭС в конце концов попадают в водоемы. В подогретых водах АЭС оказывается радиоактивный фосфор, усваиваемый водорослями. Ими питаются рачки, рачками - рыбы, рыбой - человек. В этой трофическо-экологической цепи конечное звено - рыба - может накапливать в 5 000 раз больше радиоактивного фосфора, чем его содержится в воде. В воде оказывается также радиоактивный углерод, полураспад которого - 5 730 лет. Он аккумулируется в фитопланктоне - коэффициент $4 \frac{1}{2} 10^3$. В клетках растений накапливается стронций-90, цирконий, иод, рутений, цезий, церий, марганец - до 180 000 раз больше, чем в среде. ПДК для радиоактивных загрязнений не существует, так как любые минимальные дозы в конце концов накапливаются в пищевых цепях. Первоначально радионуклиды попадают в фитопланктон (роль ловушки) - в 180 000 раз больше, чем в морской воде. У веслоногих рачков - в 200 - 600 раз, эвфаузид - 800 раз, у сагитта и крылоногих моллюсков - 10 000 раз.

Организмы могут накапливать радионуклиды (йод) - ламинариями, мышьяк - грибами, ванадий - асцидиями (до 5 000 раз); нубидий в рыбе: мышцы - 10%, кости - 19%, чешуя - 27%, внутренности - 39% (у чехони в чешуе - 60%); стронций-90 - почти равномерно в теле; иод-131: мышцы - 35%, внутренности - 17%, кости - 39%, чешуя - 13%; цезий-141, 144: в основном в чешуе и покровах. Люди, живущие на берегах рек, потребляют в среднем 72 кг рыбы в год. Концентрация радионуклидов в организме может быть очень высокой - до 5 000 раз. Рыбы переносят радиоактивные вещества на огромные расстояния от места заражения. Человек заражается через рыбу и моллюсков. Почва и животные (домашние) могут заражаться рыбной мукой и отходами с рыбзаводов (Рамад, 1981).

Механическое загрязнение. Это загрязнение водоемов и водотоков вызывается прежде всего при разработке русла рек (дноуглубительные работы), добыче песка, гравия и золота с помощью драг и земснарядов. При этом мутьевой поток может распространяться на десятки километ-

ров, уничтожая все население толщи воды и дна реки. Виды, не способные быстро менять местонахождение, на дне захораниваются осадками, организмы-фильтраторы погибают из-за засорения фильтрационного аппарата, погибает кормовая база рыб, рыбы дезориентированы в пространстве и становятся легкой добычей для хищников. Данный вид загрязнения довольно легко учитывается, и по нему существуют расчеты ущербов для рыбного хозяйства.

Химические загрязнения вод. Химическая промышленность является крупным потребителем воды. Сточные воды химических производств чрезвычайно разнообразны по составу, объемам и взаимодействию с природными водами. Общим для них является токсичность. Стоки, содержащие неорганические соединения, дают производства, производящие минеральные удобрения, серную кислоту и соду (кальцинированную, двууглекислую). Наиболее сложные по компонентному составу стоки дают предприятия нефтехимической промышленности, производства каучука, вискозы, пластмасс, фармацевтические предприятия, лакокрасочная и бумажная промышленность. Токсичные органические соединения несут стоки предприятий, производящих средства для борьбы с вредителями сельского хозяйства: с насекомыми - инсектициды, грибами - фунгициды, с сорной растительностью - гербициды, химические средства для уничтожения древесной растительности - арборициды.

Сточные воды пищевой промышленности приносят в водоемы большое количество органических веществ (216,2 мг/л), снижают прозрачность воды, увеличивают окисляемость (102,15 мг O/л); общее количество растворенных солей достигает 1 500 мг/л (Федий, Мисюра, 1975). Загрязнение водоемов сточными водами в местах сброса угнетает развитие хлорококковых водорослей, но затем, по мере разбавления, стимулирует, особенно сине-зеленых при участии вольвоксовых; ухудшается санитарно-биологический режим, усиливается «цветение», увеличивается количество грибов на подводных растениях, что отрицательно сказывается на качестве воды.

Загрязнение фенолами. Собирательное понятие «фенолы» объединяет большой ряд гомологов. Одногидроксильные: фенол, крезол, ксиленол и пентахлорфенол; из двухгидроксильных: пирокатехин, резорцин и гидрохинон; из трехгидроксильных: пирогаллол и флороглюцин.

«Среди загрязняющих водоемы токсических веществ в первую очередь по вредности и распространенности выделяются яды фенольного ряда. Фенольные производные содержатся в сточных водах химической, нефтяной, газовой, коксобензольной, фармацевтической, текстильной, деревообрабатывающей, лакокрасочной, кожевенной

промышленности. Фенол как важнейший продукт химической промышленности находит широкое применение при изготовлении пластмасс, искусственных смол, пикриновой кислоты, медицинских препаратов и т.д. В сточных водах концентрации фенола колеблются в весьма широких пределах и достигают значительных величин в сбросах предприятий, производящих газ, кокс, каменноугольные смолы, бензин, каучук, нефтяные продукты, минеральные масла, вискозу, красители. ... Фенольные загрязнения придают воде и населяющим их гидробионтам, включая и рыбу, отталкивающий вкус и запах, а большие концентрации фенолов приводят к гибели население водоемов и вызывают хронические и даже острые отравления водоплавающей птицы и скота» (Флеров, 1973, с. 5).

У водных беспозвоночных при острой фенольной интоксикации наблюдается последовательно: повышение общей двигательной активности, нарушение координации движений, судороги, паралич органов и участков тела, выполняющих локомоторную функцию; потеря двигательной активности, смерть (Алексеев, 1973).

Загрязнение тяжелыми металлами. Тяжелые металлы постоянно присутствуют в тех или иных концентрациях в природных водах. Некоторые металлы входят в состав живых организмов как жизненно важные компоненты и стимулируют процессы метаболизма, в то время как другие являются для них токсикантами. Токсичными могут стать и первые при концентрациях выше природных, что обычно наблюдается в загрязненных промышленными стоками водоемах. При этом ингибируются различные биохимические системы в живых организмах и подавляются как процессы новообразования органического вещества, так и процессы его деструкции (Никани, Корсак, 1976).

Ртутное загрязнение. Мировое производство ртути – 10 тыс. т в год + 3 тыс. т от сжигания твердого топлива. 20% используется, остальное попадает в окружающую среду. Только в США и Канаде ежегодно сбрасывается в водоемы около 400 т ртути, причем только в Великие озера Канада сбрасывает 100 т, США - 200 т ежегодно. Реки приносят в океан 5 тыс. т ртути. Минеральная ртуть в воде превращается в метилртуть, потом в диметилртуть - летучее вещество. В воде и воздухе под действием УФ-лучей она разлагается на метан, этан и металлическую ртуть, которая попадает в атмосферу и содержится в бактериях. Ионы ртути вступают в реакцию с органическими кислотами, образовавшись в процессе ферментативного разложения осадков анаэробными бактериями. В результате образуются чрезвычайно токсичные органические соединения метилртути. Метилртуть входит в пищевые цепи: фитопланктон - зоопланктон - рыба - животные - человек. Ртуть накап-

ливается в гидробионтах. Например, в оз. Сент-Клэр (США, Великие американские озера) содержание ртути в рыбе возросло за 25 лет в 20 раз и достигает 3 мг/кг. Отмечается повышенное содержание ртути в форменных элементах крови и плазме, в волосах людей, питавшихся рыбой, из водоемов, загрязненных ртутью.

Широкую известность в 1953 году получила болезнь Минамата (Минамата - населенный пункт в Японии, где было производство ацетальдегида и винилхлорида с использованием HgCl_2 и HgSO_4 в качестве катализаторов). Со сточными водами в море попадала ртуть, которая, в конечном счете через пищевые цепи накапливалась в рыбе, содержание которой в ней до 500 тыс. раз больше, чем в воде. Наблюдалось массовое заболевание людей, питавшихся рыбой из этого залива: 116 случаев, из них 43 смертельных исхода. Воздействие ртути на ЦНС особенно губительно для зародышей - рождаются уроды, дебилы или они вообще гибнут.

Свинец. Только дожди вымывают из атмосферы 250 000 т свинца над океаном и 100 000 т над сушей. Из почв ежегодно поступает в океан 150 000 т свинца. В связи с этим за 45 лет содержание свинца в морской среде возросло с 0,01 - 0,02 до 0,07 мг/кг (Коммонер, 1974).

В водоемы попадают металлорганические соединения свинца, в частности тетраэтилсвинец, который, разрушаясь, образует в воде растворимые высокотоксичные производные - соединения тетраэтилсвинца и этилсвинца, обладающие генотоксическим эффектом для водорослей. Свинец откладывается в стенках клеток, уменьшает вакуолизацию клеток, ингибирует ферментные системы фиксации углекислого газа, снижает фотосинтетическую активность (при концентрации 0,2 мг/л через 3 часа на 26%, 1 мг/л - 58%, 4 мг/л - 82%). В кислой среде токсичность свинца усиливается, в щелочной - снижается (опыты на *Nostoc muscorum*). Водная растительность - роголистник - накапливает свинец до 4,8 мг/г сухой массы. Свинец накапливается в телах беспозвоночных пресных и морских водоемов (*Limnaea peregra*, *Littorina littorea*), нарушает газовый состав крови у ракообразных. Установлена способность свинца накапливаться в телах рыб. Это приводит к нарушениям плавательной активности, ускорению движения жаберных крышек, заглатыванию воздуха. Наибольшие отложения свинца - в скелете рыб. Накопление в икре приводит к мутагенному эффекту, в тканях - к деструкции и деформации (Леонова и др., 1992).

На водные растения действие свинца проявляется при концентрации 0,1 – 0,5 мг/л. Наиболее токсичны металлоорганические соединения свинца.

Загрязнение хромом. Значительную чувствительность к хрому проявляют водоросли. Например, при концентрации последнего в 0,00001% интенсивность фотосинтеза снижается на 83%, а при концентрации в 0,0001% он почти полностью прекращается (Романенко, Величко, 1974).

Загрязнение соединениями азота. Нитраты: очень острая проблема на протяжении последних 25 лет. Под влиянием нитратов в крови рыб повышается содержание метгемоглобина. При концентрации нитратов 0,7 мг/л в течение 23 часов уровень метгемоглобина в крови достигает у радужной форели 80% от общего содержания гемоглобина, а нитратов в крови – 5 мг/л. Рыбы гибнут уже при 48%.

Уровень метгемоглобина повышается в крови рыб и при уменьшении рН (9,1; 7,0; 5,3 - соответственно 11, 63 и 76%) от общего содержания гемоглобина. Нитраты концентрируются в плазме крови, поступают через жабры.

При массовом развитии водорослей происходит ассимиляция углекислоты, и рН увеличивается до 10 - 10,5. Это приводит к гибели микрофлоры, раков и рыбы. Кроме того, меняется растворимость некоторых элементов, например Са. Но, вероятно, здесь большое значение имеют антибактериальные свойства водорослей, их фитонцидов и перенасыщение O_2 . Загрязнение водоемов соединениями азота постоянно возрастает:

- в сточных водах содержание увеличилось на 70%;
- в атмосфере от двигателей внутренних сгорания - 300%;
- в удобрениях – 1 400%;
- в питьевой воде повсеместно превышение ПДК (0,001).

Значительное поступление нитратов в водоемы происходит из донных отложений (в присутствии кислорода - нитрифицирующие бактерии), но, возможно, лучшим источником азота для водорослей является NH_4 , так как в загрязняемых водоемах кислорода на дне мало, и процессы нитрификации затормаживаются.

Фосфаты: биогены. Способствуют интенсивному развитию водорослей. Например, сине-зеленые водоросли при недостатке N и избытке P способны к азотфиксации. Большое содержание фосфатов - в современных моющих средствах (детергенты). Фосфаты способствуют эвтрофикации водоемов. В городских сточных водах 3 - 8 мг/л фосфора способствуют новообразованию растительного органического вещества - 300 - 800 мг/л.

Загрязнения содовых заводов. Сточные воды (дистиллер) отличаются чрезвычайно высоким содержанием минеральных соединений, в основном хлористого кальция и натрия. Сухой остаток в среднем со-

ставляет 175 г/л, количество взвешенных частиц - до 12 г/л. Производству соды часто сопутствуют производство хлора, хлорной извести, гипохлорида кальция, технического хлороформа, хлористого алюминия и др. В связи с этим в общих и локальных стоках увеличивается содержание активного хлора. Такие стоки требуют большого разбавления не содержащей хлора водой.

Стоки содовых производств ухудшают качество источников питьевого водоснабжения, требуют улучшения и удорожания водоподготовки. Вред для гидробионтов, прежде всего пресноводных, сказывается в увеличении минерализации и солености воды.

Сернокислотные заводы. Сточные воды менее вредны для водоемов по сравнению с содовыми и менее трудоемки в обезвреживании. Они отличаются невысоким содержанием взвешенных веществ и сухого остатка. Основной вред этих стоков состоит в подкислении (ацидификации) водоемов. Способом ликвидации вредных свойств стоков служит нейтрализация известковым молоком или фильтрация через известковые или доломитовые фильтры. Существует несколько типов нейтрализационных установок.

Производство минеральных удобрений. Из трех основных видов минеральных удобрений - азотных, фосфорных и калийных - наибольшее значение в отношении загрязнения водоемов имеют азотные. Наибольшее распространение имеет производство аммонийных удобрений. Продукция азотно-туковых заводов служит основным сырьем для производства взрывчатых веществ, метанола, красителей и др. В связи с этим состав сточных вод заводов зависит от входящих в него производств. Основным видом загрязнения от производства аммония являются минеральные соли, количество которых доходит до 300 кг на 1 т вырабатываемого аммиака. В составе солей преобладают азотнокислый натрий, сернокислый аммоний, хлористые натрий и кальций. Большое количество природной воды - до 80 - 90% от используемой в производстве - идет на охлаждение установок.

По своим физическим свойствам сточные воды бесцветны, имеют слабый запах и температуру в пределах 18 - 28°C. В воде содержатся в небольших количествах медь, мышьяк, следы сероводорода. Таким образом, по своему составу сточные воды не являются сильно загрязненными. При сбросе их в водоем возможно бурное развитие растительности вследствие улучшения азотного питания. Сточные воды можно использовать для орошения сельскохозяйственных культур.

Производство синтетических материалов. В современной химической промышленности огромное значение имеет органический синтез. Синтетическим путем производятся красители, лекарственные пре-

параты, взрывчатые вещества, синтетический каучук и волокна, пластмассы, моющие средства и пр. В сточные воды производств попадают вещества, не существующие в природе; часть из них имеет высокую биологическую активность, что и представляет обычно главный вред для водных и других организмов. Многие из них весьма стойки и трудно разрушаются под воздействием микроорганизмов и физических факторов. В связи с этим таким веществам необходимо давать токсикологическую и биологическую характеристику.

В настоящее время установлено, что нет веществ, недоступных воздействию микроорганизмов, бактерий и грибов в аэробных и анаэробных условиях. Выделены многие специфические группы микробов, окисляющих соединения с открытой цепью (бактерии, плесневые грибы), ароматического ряда (бактерии), полиэтиленовые соединения (бактерии, актиномицеты). Микроорганизмы разрушают, особенно в анаэробных условиях, такие стойкие соединения, как природный каучук, лигнин, хитин и кератин. Биохимическому окислению поддаются соединения, обладающие антисептическими свойствами. Между тем, микроорганизмы, бактерии и грибы не могут разрушать ПХБ с числом атомов хлора больше 4-х. Разложение высших гомологов происходит в организме мелкопитающих и под действием УФ-облучения. Способность микроорганизмов разрушать синтетические материалы используется в биологической очистке сточных вод и при изучении превращений загрязняющих веществ в водоемах. Наиболее стойким к биохимическому окислению является нейлон.

При производстве синтетического каучука используется огромное количество природной воды: на 1 т каучука образуется 60 м³ загрязненных вод и 250 – 4 000 м³ охлаждающих вод. В состав сточных вод входят спирты, эфиры, альдегиды, непредельные углеводороды. Сточные воды производства синтетического каучука обладают рядом специфических свойств: запах - при разведении даже 1: 1 000, 1: 2 000, сухой остаток - до 6 000 мг/л, сульфаты - до 857 мг/л, БПК₅ - 1 025 - 4 700 мг О₂/л. В числе специфических ингредиентов сточных вод производства синтетического каучука существенное значение имеет некаль - дибутилнафталинсульфоокислый натрий (C₁₅H₂₃SO₃Na). Вещество это обладает сильноэмульгирующими свойствами и используется в производстве синтетического каучука при эмульсионной полимеризации. В незначительных количествах (0,05 мг/л) некаль ухудшает органолептические свойства воды, а при содержании 5 – 16 мг/л оказывает токсическое воздействие на организм животных.

Сточные воды поддаются биохимической очистке. В связи с малым содержанием в них азота и фосфора требуется добавка к общему

стоку фекально-хозяйственных вод (до 60%) или добавление солей азота и фосфора. Требуется охлаждение стока и удаление масла перед очистными сооружениями. В водоемах, куда попадают сточные воды, рыба приобретает неприятный запах. В открытые водоемы сброс сточных вод с содержанием некаля не допускается.

Сточные воды производства пластических масс очень сложны по составу ингредиентов и недостаточно изучены даже по отдельным видам продукции. Стоки отличаются большим содержанием минеральных веществ (более 1,5 - 23,5 г/л) и органических соединений (фенолы, летучие кислоты жирного ряда). Стоки требуют добавки бытовой сточной жидкости до 30% для биохимического окисления, однако такие соединения, как дихлорэтан, гексоген, хлорбензол, биохимическим путем не окисляются (Драчев, 1964).

Детергенты. В числе продуктов химической промышленности особое внимание по своему отрицательному действию на очистные канализационные сооружения, внешний вид водоема и гидробионтов привлекают детергенты (от лат. слова *detergere* - очищать) - синтетические моющие вещества, средства (СМВ, СМС) или поверхностно-активные вещества (ПАВ). Разнообразие и производство моющих средств с каждым годом расширяются, состав их усложняется по целям применения.

Поступление моющих средств в водоем со сточными водами при их недостаточной очистке создало ряд проблем при подготовке питьевой воды, рекреационном использовании водоемов и рыбного хозяйства из-за нарушения процессов самоочищения водоемов, усиления загрязнений и ухудшения общего экологического состояния водоемов.

ПАВ незаменимы в процессах флотации обогащенных руд, разделении продуктов химического производства, получении полимеров и других материалов, улучшении качества тканей, резины, синтетических волокон, пластиков, бетона и т.д. Они используются в очистке емкостей (танков) танкеров, цистерн и т.д.; в механической и текстильной промышленности, изготовлении кремов, зубных паст как дезинфицирующие средства, и т.д. (Можаев, 1976).

ПАВ хорошо растворимы в воде, образуют большое количество пены; оказывают слабое влияние на pH, прозрачность и цветность воды.

Сточные воды производства детергентов отличаются пенообразованием на очистных сооружениях и в водоемах, куда они попадают. Пена разносится по водоему, оседает на прибрежной растительности, неприятна с эстетической точки зрения, ухудшает аэрацию воды и процессы самоочищения. В пене концентрируются болезнетворная микрофлора, микобактерии, сальмонеллы. В 1 л жидкости, образовавшейся из

пены, содержится до 7 700 мг сухого остатка, в том числе 1 800 мг жира и 900 мг растворимого в спирте детергента. Синтетические моющие средства очень токсичны для аэробной микрофлоры. Поэтому они могут резко ухудшать биологическую очистку в аэротенках сточных вод, а попадая в реку, убивать естественную микрофлору и снижать деструкционные процессы. Большой вред загрязнения вод детергентами наблюдается при сбросе сточных вод из банно-прачечных комбинатов. Стоки трудно подвергаются биологическому окислению и обладают биологической активностью (алкилбензосульфат): обесцвечиваются листья рдестов при концентрации 6 мг/л за 14 дней, при концентрации 9 мг/л - за 1 день. Форель погибает в течение 1 часа при воздействии АБС (алкилбензосульфат) в концентрации 15 - 20 мг/л, через 12 дней - при 5 мг/л, при 3 мг/л - через 12 недель. Рыбы теряют слизистый покров, при высокой концентрации наблюдается кровотечение из жабер, усиливается действие других токсических веществ, наблюдается явление асфиксии (Можаев, 1976). Другие виды рыб более устойчивы. Дафнии погибают при концентрации алкилсульфитов и алкилсульфонатов 10 мг/л, продукция и способность к размножению снижается при 0,5 мг/л. Сообщества организмов, связанных с пленкой поверхностного натяжения (нейстон и плейстон), деградируют или вовсе погибают. Благодаря содержанию во многих детергентах фосфатов (полифосфатов), они могут играть определенную евтрофирующую роль, способствуя развитию сине-зеленых и других водорослей. Уже давно поставлена задача удаления фосфатов из СМС. Использование моющих средств в борьбе с нефтяными загрязнениями приносит растениям и животным еще больший вред, чем нефтепродукты.

Загрязнения пестицидами. Пестициды (лат. *pestis* - зараза и *caedo* - убиваю) - средства борьбы с насекомыми (инсектициды), сорняками (гербициды), грибами, клещами, моллюсками и т.д. Миграция пестицидов в водной среде начинается с попадания их в водоемы и подземные воды. Она осуществляется по трофическим цепям в результате метаболизма и в абиотической среде. При этом ядохимикаты оказывают заметное воздействие на органолептические свойства воды, гидрохимический и гидробиологический режимы природных вод. Пестициды характеризуются высокой стабильностью в водной среде, что обуславливает их потенциальную опасность для гидробионтов, а через трофические цепи и водоснабжение - для человека (Врочинский, Телитченко, Мережко, 1980).

ДДТ [2,2-ди(*p*-хлорфенил)-1,1,1-трихлорэтан]: использовался для уничтожения комаров и гнуса в тундре, после обработки с самолетов поверхностный сток выносил его в озера и реки, приводил к гибели

водную фауну и, в конечном итоге, оказывался в животных и человеке, вызывая тератогенные и генетические эффекты.

Гербициды (монурон, диурон). Токсичны для фитопланктона, содержат хроматы, оказывающие основное вредное действие на микроорганизмы.

Хлорорганические соединения (полихлорпинен): нерастворим в воде, накапливается в организмах, растворяется в углеводородах, соединяясь с ними, эмульгируется и разносится по поверхности на огромных площадях и расстояниях. Хлорорганика попадает в колодцы, скважины и с водой - к человеку. Накапливается в планктонных организмах - рыбе, обнаруживается в яйцах и эмбрионах птиц, доходит до человека, оказывая влияние на обменные процессы, вызывая генетические заболевания и рак.

Полихлорбифенилы (ПХБ) группа галогензамещенных ароматических углеводородов, представляющих собой хлорпроизводные бифенила. Впервые синтезированы в 1864 г. Применение: до 80% в качестве диэлектриков в трансформаторах и конденсаторах. Утечки из последних - основной путь поступления в окружающую среду. Хлора в них содержится от 32 до 62%. Молекулярная структура близка ДДТ. В биосферу попадают так же с отходами производства пластмасс и при сжигании отходов. Морские и континентальные воды загрязнены ПХБ в той же степени, что и хлорорганическими инсектицидами (Франсуа Рамад, 1981). *Хлорфенол* содержит очень токсичную постороннюю примесь - хлорированный дибензофуран. Накапливается в рыбах, через них - в птицах, морских млекопитающих и человеке.

Известны случаи массового отравления людей (Япония, болезнь Юшо). ПХБ значительно устойчивее ДДТ из-за отсутствия между фенильными кольцами атома углерода - мишени многих превращений ДДТ. В сравнении с пестицидами: например, Рыбинское водохранилище более загрязнено ПХБ, чем ДДТ.

Загрязнения нефтью и нефтепродуктами. Мировой океан и крупные реки как транспортные артерии страдают от разливов нефти при погрузочно-разгрузочных работах и особенно при авариях и разрушениях танкеров и кораблей.

По морю транспортируется более 1 млрд. т нефти, в водоемы попадает до 10 млн. т нефти из 2 млрд. т добываемых. Только в 1960 – 1970 годах было 500 случаев аварий с танкерами.

Большие по площади и объемам загрязнения дают нефтяные разработки в морях. В океане на 1 м² дна приходится 1 мг битумов, а в Средиземном море – 20 мг на 1 м². Комочки битума обрастают орга-

низмами и могут проглатываться рыбами и попадать к животным и человеку.

Сточные воды нефтяной промышленности являются одним из главных источников загрязнения водоемов. Значительное загрязнение водоемов происходит при нефтедобыче, транспортировке и в особенности при нефтепереработке. Расход воды на переработку 1 т нефти составляет около 30 т, с переработкой газа - до 50 – 120 м³. При нефтедобыче пластовые воды, загрязненные нефтью, имеют, кроме того, высокую минерализацию - до 250 мг/л. Наиболее значительные нефтяные загрязнения поступают со сточными водами нефтеперерабатывающих заводов (Драчев, 1964) (см. табл. 11).

Таблица 11

Состав сточных вод нефтеперерабатывающих заводов

| Показатели | Концентрация, мг/л | | |
|-------------------------------|--------------------|-------------|--------------|
| | средняя | минимальная | максимальная |
| рН | 7,7 | 7,0 | 8,1 |
| Окисляемость в O ₂ | 180,0 | 75,0 | 200,0 |
| Сульфаты SO ₄ | 127,1 | 81,0 | 192,5 |
| Сероводород | -- | Следы | 8,0 |
| Плотный остаток | 950 | 688 | 1532 |
| Механические примеси | 150 | 59 | 260 |
| Нефтепродукты | 10000 | 814 | 41500 |

Особенностью сточных вод нефтеперерабатывающих заводов являются стойкие запахи нефтепродуктов и других органических соединений, образующихся в процессе переработки нефти, особенно с большим содержанием серы. Нефтьсодержащие стоки отличаются стойкостью к химическим и биологическим воздействиям. БПК₅ для таких вод - 63 – 180 мгO₂/л. Наиболее стойкие сточные воды - содержащие сернистые щелока и фенолы.

Попавшая в водоем нефть подвергается превращениям механического, физического и биологического порядка. В водоеме нефть может присутствовать в растворенном виде, во взвешенном состоянии - в толще воды, в виде пленок на поверхности водоема. Некоторая часть нефти, попадающей в водоем, оседает на дно, берега и водную растительность. Растворимая фракция составляет незначительную часть. Немного нефтепродуктов находится во взвешенном состоянии. Качественная оценка загрязненности водоема нефтью устанавливается по нефтепродуктам на поверхности воды. Толщина пленки нефти различна в зависимости от количества и состава плавающей фракции. Обычно капля

нефти расплывается и покрывает площадь диаметром 1 - 1,5 м. Нефтяная пленка сразу же подвергается воздействию микроорганизмов, изменяет свой цвет и состав. При этом происходит частичное погружение бактериальных тел и нефти на дно. Опускание нефти может происходить также в силу взаимодействия пленки и нефти, находящейся во взвешенном состоянии с минеральными взвешенными частицами (Драчев, 1964). В постоянно загрязняемых нефтью водоемах на дне обнаруживаются твердые комковатые или мажущиеся тяжелые фракции нефтепродуктов. При выборке организмов из грунта препаровальные иглы, пипетка и пинцет оказываются измазанными нефтью. В гидрохимических анализах эти загрязнения обычно не учитываются, так как охватывают лишь приповерхностный слой воды. Для характеристики загрязнения водоема в целом предложена шкала, имеющая описательный характер, но могущая служить для общей характеристики состояния водоема (Драчев, 1964) (см. табл. 12).

Таблица 12

Шкала визуального определения загрязнения нефтью

| <i>Внешний вид водоема</i> | <i>Баллы</i> |
|--|--------------|
| Отсутствие пленок и пятен | 1 |
| Отдельные пятна и серые пленки на поверхности воды | 2 |
| Пятна иризирующей пленки на поверхности воды; отдельные промазки по берегам и на прибрежной растительности | 3 |
| Нефть в виде пятен и пленок покрывает большую часть поверхности водоема; берега и прибрежная растительность вымазаны нефтью; нефть всплывает при взмучивании дна | 4 |
| Поверхность воды покрыта нефтью, видимой и во время волнений; берега и прибрежные сооружения вымазаны нефтью; нефть всплывает при взмучивании дна | 5 |

Одна тонна нефти растекается пленкой 1/16 мкм на поверхности моря на 10 км². Углеводородные пленки - настоящее бедствие для планктона, особенно для нейстонных и плейстонных организмов, жизнедеятельность которых связана с пленкой поверхностного натяжения воды. Вред их состоит в том, что они:

- препятствуют газообмену воды и атмосферы;
- препятствуют проникновению солнечных лучей (ухудшается фотосинтез и поступление кислорода в атмосферу);
- уменьшается содержание кислорода за счет массового развития бактерий;
- образуются ядовитые вещества (бензол, нафталин, толуол, антрацен);

- парафины, очищенный керосин, смазочные материалы склеивают между собой организмы.

Утолщение пленки на поверхности водоема до 0,1 мм усиливает нефтяной запах. Пленки толщиной в микроны недолговечны: происходит испарение нефти и разрушение легких фракций микроорганизмами. Процессы разрушения нефтяной пленки сапрофитными микроорганизмами хорошо изучен и используется в разработке бактериальных эмульсий и порошков для борьбы с разливами нефти.

В водоеме влияние нефти может сказываться на увеличении цветности, окисляемости и биохимического потребления кислорода (БПК), ухудшаются органолептические показатели воды, прежде всего появляется запах, рыба приобретает соответствующий запах, создаются трудности водоподготовки. Нефтяное загрязнение дна водоема в районах сбросов сточных вод нефтеперерабатывающих заводов не оказывает значительного влияния на донное население; токсическая зона для рыб обычно небольшая.

Загрязнения сточными водами горнодобывающей промышленности. Шахтные воды характеризуются повышенной минерализацией, до 30,4 г/л (ионов хлора 19,04 г/л, натрия и калия 6 - 8 г/л); окисляемость - 28 мг/л, низкая прозрачность. В реке, в зоне влияния шахтных сточных вод, минерализация воды значительно увеличивается, снижается видовое разнообразие фитопланктона с перестройкой его в пользу диатомовых и солоноватоводных видов, свойственных степным осолоненным рекам (Украина) (Федий, Мисюра, 1975).

Сточные воды угольной промышленности. Угольная промышленность дает огромные объемы загрязненных вод, прежде всего при откачке шахтных вод, дренируемых через верхние горизонты (пласты) и образующихся при гидродобыче угля. Большие количества сточных вод с угольной составляющей образуются на обогатительных заводах. Шахтные воды несут все нечистоты от работающих в шахтах людей вследствие отсутствия уборных, поэтому по своему составу и наличию сапрофитных бактерий и кишечной палочки они могут приближаться к хозяйственно-фекальным сточным водам. Характерными особенностями шахтных вод является очень высокая минерализация, вплоть до пульпы, содержание железа из-за размыва пирита, сопутствующего угольным пластам, появление свободной серной кислоты и фенолов.

Сброс неочищенных шахтных вод в реки приводит к их загрязнению, подкислению, обмелению и отложению гидрата оксида железа. Сообщества организмов дна и толщи воды в факеле сброса сточных вод полностью погибают.

Сточные воды углеобогащения. Обогащительные фабрики требуют огромного количества воды. Из рек Донбасса изымается до 30% расхода воды. Количество сточных вод на 1 т угля соизмеримо с шахтными водами, но они менее сложны по составу и в основном характеризуются высоким содержанием минеральной взвеси. Они требуют отстоя и затем могут использоваться в оборотном водоснабжении. Угольная пыль отстойников может сжигаться. В биологическом отношении отстоенные воды ухудшаются при использовании флотореагентов и эмульгаторов для ускорения отстаивания сточных вод. Сточные воды коксохимической промышленности наносят наибольший вред водоемам из-за высокого содержания фенолов и аммиака. Река Иж, правый приток Камы, потеряла вид естественного водоема из-за сброса неочищенных сточных вод коксохимического производства; река Томь, куда сбрасываются сточные воды коксохимического завода в г. Новокузнецке, практически полностью потеряла свое рыбохозяйственное значение.

Сточные воды целлюлозно-бумажной промышленности. При производстве целлюлозы и бумаги требуется очень большое количество воды: на 1 т продукции на целлюлозных заводах расходуется 500 м³ воды и более. Производственные стоки весьма загрязнены, количество кислорода, потребного на окисление восстановленных продуктов, образующихся при получении целлюлозы в расчете на 1 т продукции, оказывается наибольшим по сравнению с другими видами промышленной продукции. Известно, что производство целлюлозы сульфитным способом дает со сточными водами отходы, эквивалентные по БПК 4 000 - 6 000 человек.

В процессе производства целлюлозы применяется обработка древесины и других исходных продуктов кислотами и щелочами, что обуславливает переход в растворенное состояние большого количества органических веществ, для удаления которых требуется проведение сложных операций. Производство древесной массы, полуфабриката, механическим способом определяет высокое содержание загрязняющих взвешенных веществ. Сточные воды от производства целлюлозы сульфитным способом содержат щелока, в которых находится до 100 г/л сухого остатка (80% - органическое вещество), около 7 г/л кальция и около 2 г/л сульфат-иона. В органической части преобладает лигнин – 60 г/л и сахара – 20 г/л. БПК полная сульфитных щелоков на 1 т целлюлозы составляет до 400 кг, пятисуточная – 250 кг. На 1 т абсолютно сухой целлюлозы образуется 10 м³ неразбавленного сульфитного щелока. В сульфатных щелоках на 1 т целлюлозы получается свыше 1,5 т сухого остатка, в том числе 2/3 органического вещества. В последнем преобладает лигнин и оксикислоты с лактонами, в минеральной части - свобод-

ный и связанный с органическими соединениями едкий натр, сода, сернистый натрий. Особенностью сульфатного способа производства является присутствие дурнопахнущих веществ с преобладанием меркаптана. Хлорное отбеливание целлюлозы вносит в состав сточных вод ртуть.

Со сточными водами производства целлюлозы уносится некоторое количество получаемого продукта: промой (вынос) волокна составляют обычно несколько процентов. Более 10% органического вещества щелоков переходит в сточные воды, в последних стоки цехов окорочного (снятие коры), кислотного (варка целлюлозы), отбельного (хлорное отбеливание целлюлозы), сушильного. Со сточными водами бумажного производства уносится 6 - 8% годового производства волокна и 2 - 3 г/л взвешенного вещества, на 2/3 состоящего из органического.

Вредное действие стоков целлюлозного и бумажного производств велико. В местах сброса сточных вод наблюдается отложение волокон целлюлозы в виде ослизненной бурой массы иногда в несколько метров. Здесь создаются анаэробные условия с выделением метана, сероводорода и меркаптана. Такие явления можно наблюдать на Ладожском озере, в районе Сясьского комбината, и Онежском озере, вблизи Кондопожского комбината, по левому берегу Северной Двины, ниже г. Новодвинска, на реке Сухоне, ниже г. Сокола, где ежедневно в реку сбрасывается со сточными водами 3,4 т волокна; кислородный режим реки здесь нарушен на протяжении 110 км ниже сброса сточных вод.

Загрязнение поверхностным стоком. Это рассеянное загрязнение, в отличие от точечного. С территории водосбора водоемы принимают воды, качество которых в смысле загрязнения определяется всей совокупностью хозяйственной деятельности людей. Это может быть сток с сельхозугодий, удобряющий водоемы и способствующий интенсивному росту водной растительности как и на полях.

Поверхностный и внутрипочвенный сток с сельхозугодий является одним из факторов евтрофирования водоемов и водотоков. Особенно он значителен для равнинных зон с интенсивным земледелием. Подсчитано, что внутрипочвенный сток азота и калия в водоемы Украины составляет 20% от вносимого с удобрениями на поля, а фосфора - не менее 1 кг/га (Шилькрот, 1969).

Сток с территорий населенных пунктов и промышленных площадок наиболее загрязненный и приближается по своему качеству к хозяйственно-фекальному организованному стоку. Заколлектированный городской сток принимается промливневой канализацией и учитывается в объемах приема сточных вод городскими очистными сооружениями, рассчитанными на тройное увеличение стока относительно его количества в сухую погоду. При увеличении стока до шестикратного

размера допускается сброс неочищенных стоков в реку. В паводки и летние ливни загрязнение водоемов увеличивается. В период дождей, особенно после длительной сухой погоды (концентрация загрязняющих веществ), отмечается сильное загрязнение водоемов, вызывающее даже гибель рыб. Среднее количество взвешенных веществ в сбросах сточных вод в этот период составляет около 300 мг/л вместо требуемых по стандарту 30 мг/л (Драчев, 1964).

Загрязнения отходами животноводства и птицеводства. Это одни из массовых и тяжелых для водоемов загрязнений. Обычно предприятия животноводства строятся по берегам малых рек с низким расходом. По концентрации органических и минеральных солей стоки животноводческих предприятий во много раз превышают хозяйственно-бытовые и промышленные. В стоках от свиноводческих комплексов может содержаться до 10 тыс. мг/л сухого вещества (Мироненко и др., 1978). В отходы птицеводческих ферм поступает на 1 кг привеса живого веса птицы 0,28 кг азота, 0,31 кг фосфора и 0,17 кг калия. Стоки комплексов свиноводства и крупного рогатого скота состоят из кала, мочи, остатков корма и воды и содержат различные группы микроорганизмов, простейших и яиц паразитов. Здесь есть сальмонелла, энтеропатогенные палочки, амебы, синегнойная палочка и др., тысячи и десятки тысяч в 1 л жидкости яиц гельминтов и цист простейших. Загрязнение водоемов стоками животноводства происходит при прямом сбросе неочищенных жидкостей и через грунтовые воды. Животноводческие и особенно птицеводческие стоки вызывают евтрофирование водоемов, заболевания гидробионтов, животных и человека.

Загрязнение бытовыми сточными водами. Главными источниками загрязнения водоемов - ухудшения качества воды, нарушения нормальных условий обитания гидробионтов - является сброс хозяйственно-фекальных и промышленных сточных вод. В состав сточных вод городских канализаций входят фекальные сточные воды, стоки бань, прачечных, душевых, воды от мытья и уборки помещений и других видов бытового использования водопроводной воды. Кроме того, в городскую канализацию сбрасываются сточные воды промышленных предприятий, находящихся на территории города, прошедших в той или иной степени локальную очистку. Соотношение хозяйственно-фекальных и промышленных сточных вод бывает разным в связи с социальной и промышленной структурой городов и населенных пунктов. Состав сточных вод городской канализации приведен в таблице 13 (Драчев, 1964).

**Количество органических и минеральных веществ
в сточной воде в расчете на одного жителя**

| <i>Ингредиенты</i> | <i>Количество вещества, г/сутки</i> |
|--|-------------------------------------|
| Азот аммонийный | 7 – 8 |
| Хлориды пищевого пайка (Cl) | 8,5 - 9 |
| Сульфаты (SO ₄) | 1,8 – 4,4 |
| Фосфаты (P ₂ O ₅) | 1,5 – 1,8 |
| Калий (K ₂ O) | 3,0 |
| Окисляемость (по Кубелю) | 5,0 – 7,0 |
| БПК ₅ | 30 – 50 |
| Взвешенные вещества при 105°С | 35 – 50 |

Особенностью городских сточных вод является содержание в них отходов физиологической жизни человека в виде испражнений и мочи. Органическое вещество остатков пищи, продуктов обмена и бытовых отходов на очистных сооружениях и водоеме подвергаются процессам окисления. Содержание окисляющихся веществ может быть выражено в эквивалентах кислорода, потребного на окисление органических соединений до углекислоты, воды, нитратов, окисленных соединений серы и фосфора (Строганов, 1945; по Драчеву, 1964, с. 40).

Значительная часть органического вещества бытовых сточных вод приходится на живое органическое вещество - бактериальные тела (0,04% - от объема сточной жидкости, 400 мг/л - по расчетам С.Н. Строганова). Количество бактерий в сточных водах при определении методом прямого счета составляет сотни миллионов в 1 мл воды. Количество бактерий в пересчете на одного человека в сутки исчисляется величинами порядка многих миллиардов (Строганов, Корольков, 1934; по Драчеву, 1964).

Среди огромного микробиального населения канализационной жидкости наибольшее значение имеют возбудители инфекционных заболеваний: тифа, сальмонеллеза, холеры, туберкулеза и др. Наибольшее внимание уделяется кишечной палочке (*Escherichia coli*), выделенной в 1885 году Т. Эшерихом. Человек в сутки может выделять до 400 млрд. кишечных палочек - это доли процента от всей сапротрофной микрофлоры, выделяемой человеком.

Хозяйственно-бытовые сточные воды содержат большое количество яиц гельминтов. По данным З.Г. Васильковой (1950), в сточных водах г. Москвы после отстаивания содержалось в 1 мл³ 1 590 яиц аскарид, 30 власоглавов и 50 тениид.

В бытовых сточных водах возможно присутствие химических соединений, могущих оказывать вредное влияние на здоровье человека, например урохрома мочи, впервые обнаруженного в источниках водоснабжения вблизи г. Гамбурга. Это органическое вещество вызывает расстройство деятельности щитовидной железы.

Биологические загрязнения. Основной вред состоит в поступлении огромного количества патогенных микроорганизмов в естественные водоемы: в коммунальных стоках содержится холерный вибрион, кишечная палочка и др., которые вызывают эпидемии инфекционного гепатита, тифа, дизентерии; в стоках бродильных производств: бойни, пивные, молочные, сырзаводы, сахарные заводы, спиртовое производства, ЦБК - содержится огромное количество бактерий и грибов, БПК₅ - 5 мг О₂/л - более 80 мг О₂/л. В природных водах БПК₅ 1 мг О₂/л, в бытовых сточных водах – 300 – 500 мг О₂/л. Отходы жизнедеятельности человека в год составляют 0,9 кг фосфора.

На морских пляжных побережьях БПК₅ в год составляет 336 т О₂ на каждый километр побережья. В р. Эльбе БПК составляет: 1880 год – 5 мг О₂/л, 1910 - 13, 1930 - 30, 1940 - 42, 1950 - 70, 1960 - 80, 1990 год - более 200.

Бактериально-вирусное загрязнение:

- кишечная палочка (*Escherichia coli*) в воде, песке пляжей;
- сальмонелла (человек заболевает, если проглотит от 100 млн. до 1 млрд. клеток сальмонеллы, но 50% людей заболевает при 10 млн. клеток, а 30% - при 100 тыс. клеток - поедание устриц, мидий, яиц и др.);
- стрептококк;
- холера (заражение через мидий и воду).

В жарких странах широко распространены такие болезни, как амебиаз, шистосоматоз, эхинококкоз и другие, которые вызываются различными паразитами, попадающими в организм человека с водой.

Загрязнение растительностью. Бурное развитие растительного планктона - «цветение» воды, являющееся следствием обычно избыточного притока в водоем биогенов - азота и фосфора, рассматривается как загрязнение, так как ухудшает качество природных вод и требует дополнительных расходов на очистку питьевой воды. С другой стороны, последствия «цветения» рассматриваются как вторичное загрязнение водоемов, особенно озер, после отмирания водорослей, оседания их на дно и биохимического разложения с большим расходом кислорода и выделением метана, углекислого газа и водорода.

Обильное развитие диатомовой водоросли синедра (*Synedra*) вызывает неприятный землистый запах воды; другие диатомовые (*Tabellelaria*, *Diatoma*, *Cyclotella*) вызывают ароматические запахи, особенно

астерионелла (*Asterionella*). При малом количестве последней - запах ароматический, при увеличении приобретает запах герани, а при большом развитии водоросли становится рыбным и тошнотворным. Сине-зеленые водоросли обычно придают воде травянистый запах, наиболее распространенные - анабена и афанизоменон (*Anabaena spiroides*, *Aphanizomenon flos-aquae*) при большом количестве дают запах настурции, переходящий в запах свиного навоза. Наиболее неприятный рыбный запах связан с представителями Chlorophyceae, дают его также динобрион, синура и другие организмы (Драчев, 1964).

Развитие растительных организмов способствует увеличению содержания органического вещества, вследствие чего повышается окисляемость, понижается прозрачность, возрастает, хотя и в небольшой степени, цветность воды. Живые водоросли на свету вызывают повышение содержания растворенного кислорода, при дыхании в темноте и отмирании происходит потребление кислорода, растворенного в воде. Водоросли выделяют в воду органические вещества. Имеются данные о бактериостатическом и бактерицидном действии прижизненных выделений, в том числе на кишечную палочку и патогенные организмы. Довольно много данных есть о токсическом действии фитопланктона на рыб и теплокровные организмы. В сводке Г.Г. Винберга (1954) приведен ряд случаев отравления скота водой, содержащей большое количество водорослей. Сине-зеленая водоросль микроцистис (*Microcystis aeruginosa*) продуцирует токсические вещества и при массовом развитии может вызвать гибель скота и отравление людей.

Таким образом, массовое развитие водорослей является одним из видов естественного загрязнения, имеющего многообразные последствия (Драчев, 1964).

Высшая водная растительность в процессах формирования качества воды играет двоякую роль: положительную - в период вегетации и отрицательную - после отмирания в результате разложения ее фитомассы. Наибольший вред от растительности, развивающейся в водоподводящих каналах, испытывают водопроводные станции. После отмирания часть органического вещества разлагается в воде канала в следующий вегетационный период, а большая часть в виде детрита поступает на станции водоподготовки. Кроме того заросли макрофитов и нитчаток являются средоточием мелких животных, в том числе и хирономид, представляющих наибольшие неприятности водоснабжению (Зинченко, 1981).

Обрастания как биологическое загрязнение. Бетонированные стенки (борта, откосы) открытых каналов становятся хорошим субстратом для обитания большинства водных, преимущественно донных, ор-

ганизмов: бактерий, грибов, нитчатых и одноклеточных водорослей, макрофитов (рдест, элодея, уруть), губок, мшанок, червей-олигохет, пиявок, моллюсков, в том числе дрейссены и многих личинок насекомых, прежде всего хирономид, ручейников. Помимо положительной роли большинства организмов как минерализаторов-детритофагов, они могут составлять так называемые биопомехи для очистных сооружений водопроводных станций. Вымываясь потоком, и при волнении они попадают на станции водоочистки и даже проходят их и попадают в водопроводную воду (Зинченко, 1981). По данным Н.Ю. Соколовой и др. (1981) о составе и распределении обрастаний головного канала, по которому вода Можайского водохранилища поступает на очистные сооружения Мосводопровода, оптимальные условия для существования на стенках канала находит дрейссена (*Dreissena polymorpha* Pallas). Биомасса моллюсков в 5 раз выше, чем в среднем по Можайскому водохранилищу, - 5,2 кг/м². Заиление поселений дрейссены и скопления агглютинантов приводят к ухудшению качества воды и создают помехи для водоочистки. Особенный вред от обрастаний водопроводные станции испытывают от обрастаний водоводов-труб. Их приходится периодически чистить.

Наиболее загрязненными бывают открытые источники воды: реки, озера, пруды. Нередки случаи эпидемий холеры, брюшного тифа, дизентерии, шистосоматоза, эхинококкоза и др. В водах открытых водоемов попадающие в них загрязнения постепенно разрушаются или переходят в менее активное состояние. Степень и скорость разрушения зависят прежде всего от природы загрязнителя, от организмов, участвующих в этом разрушении, от времени и от физико-химических факторов (рН, O₂, солености, жесткости).

Природные органические вещества довольно легко разрушаются бактериями, простейшими, грибами и другими гидробионтами. Созданные человеком хлорорганические пестициды, детергенты, соли тяжелых металлов, радиоактивные долгоживущие изотопы долго сохраняют токсичность, мигрируют по пищевым цепям. Сапрофитные бактерии и нитрифицирующие из группы *Nitrosomonas* и *Nitrobakter* в присутствии токсикантов плохо растут и размножаются, вследствие чего замедляется процесс самоочищения воды. Скорость детоксикации водной среды зависит от сообществ гидробионтов и времени (Строганов, 1979). Специалисты, занимающиеся специальной (локальной) очисткой сточных вод, заинтересованы в том, чтобы процессы детоксикации проходили быстро и с большой глубиной разрушения. Управлять этими процессами трудно (Строганов, 1979).

Н.С. Строганов (1979) предлагает принцип баланса между поступлением загрязнителей в водоем и возможностями водоема их разрушить:

$$З = Р + О,$$

где З - поступление загрязнений, Р - разрушение (самоочищение), О - отложение в донных осадках.

В идеале $З = Р$. Допустимый уровень загрязнения (ДУЗ) определяет скорость и глубину разрушения веществ загрязнителей гидробионтами, а сам он определяет величину предельно допустимого сброса (ПДС) загрязнений. Н.С. Строганов выдвигает ряд положений о ДУЗ.

1. Разные водопользователи допускают разные уровни загрязнения водоемов. Самые низкие уровни разрешаются водопользователями для питьевых и рыбохозяйственных целей (рыбохозяйственные ПДК строже санитарных).

2. Органическое вещество разрушается разными микроорганизмами в определенной последовательности. Токсические вещества, губительно действуя на микроорганизмы, подавляют процессы минерализации тем сильнее, чем выше их концентрация.

3. Предельно допустимый сброс (ПДС) загрязнителей в водоем лимитирует допустимый уровень загрязнения (ДУЗ) данного водоема в данное время. ДУЗ, в свою очередь, лимитирует процессы самоочищения (Р), в некоторых из них участвуют многие гидробионты и особенно микроорганизмы. От скорости разрушения загрязнителей (Р) должны зависеть качество и количество сбрасываемых в водоем загрязнений.

4. Между всеми указанными звеньями должно быть равенство: $ПДС = ДУЗ = Р$. Если $ПДС > Р$, то водоем загрязняется.

5. В расчете ПДС и ДУЗ нельзя подходить без учета особенностей водоема, качества загрязнений и сезона года. Гидробионты - главное активное начало в процессах самоочищения, и от них необходимо вести все расчеты предельно-допустимого уровня загрязнения.

Загрязнение воды может оказывать неблагоприятное воздействие или даже полностью нарушать условия питьевого, культурно-бытового и промышленного водопользования, а также рыбного хозяйства, орошения земель, обеспечения водой скота и транспортного хозяйства.

Эффективная защита водных ресурсов и экосистем от загрязнения требует значительного увеличения имеющихся в настоящее время у многих стран материальных и технологических возможностей. Это глубокая и серьезная проблема. К примеру, очистка сточных вод в США до уровня исходной воды превысила бы национальный доход в несколько раз. Необходимы разработка новых и совершенствование существующих программ управления качеством воды; создание систем и комплек-

сов водопользования и охраны водоемов нового типа; подготовка специальных кадров для различных типов очистных сооружений от локальных (цеховых) до мощных комплексов биологической очистки промышленных стоков (БОПС); развитие инфраструктуры учреждений по регламентации и управлению водопользованием, формированием и очисткой сточных вод и охраной водоемов.

5. Евтрофирование водоемов

О естественном и антропогенном евтрофировании ,
его признаках, уровнях и последствиях для экосистемы водоемов.*

Под евтрофированием, в общем, понимают последствия увеличения содержания в водоемах азота, фосфора и других биогенных элементов, выражающиеся в повышении интенсивности продуцирования первичного органического вещества.

Изучение евтрофирования водоемов имеет свою историю. Она достаточно полно изложена в Обзоре по проблеме Л.Л. Россолимо [76]. Здесь данная проблем в отличие от общей гидробиологии излагается прежде всего в отношении качества воды и рассматривается как евтрофирующее водоем загрязнение. Напомню лишь сущность рассматриваемого явления.

Различают естественное (ЕЕ) и антропогенное (АЕ) евтрофирование. Первое изучается в объеме «Общей гидробиологии» и ее продукционного раздела. Напомню некоторые его понятия, относящиеся к обоим видам евтрофирования.

Когда говорят о биологической продуктивности водоемов, то обычно имеют ввиду полезную продукцию, например ихтиопродукцию. Однако, «по науке», все гораздо сложнее. Для водоемов существует градация по уровню трофности (кормности): ультра- и олиготрофные (малокормные), мезотрофные (среднекормные) и евтрофные (высококормные). В составе последних различают β - α -евтрофные и гиперевтрофные водоемы, обычно зарастающие и «цветущие» в течение вегетационного сезона. Разделение основано на анализе процессов синтеза и деструкции органического вещества (ОВ), которое присутствует в разных формах: растворенное (РОВ) и взвешенное (ВОВ), а по происхождению - автохтонное (созданное в водоеме) и аллохтонное (привне-

* Написание *евтрофирование* и *эвтрофирование* - однозначно и равноценно.

сенное, приточное) ОВ. В санитарном отношении градация по трофности, в общем, совпадает с градацией сапробности: α -сапробные, β - α -мезосапробные и полисапробные.

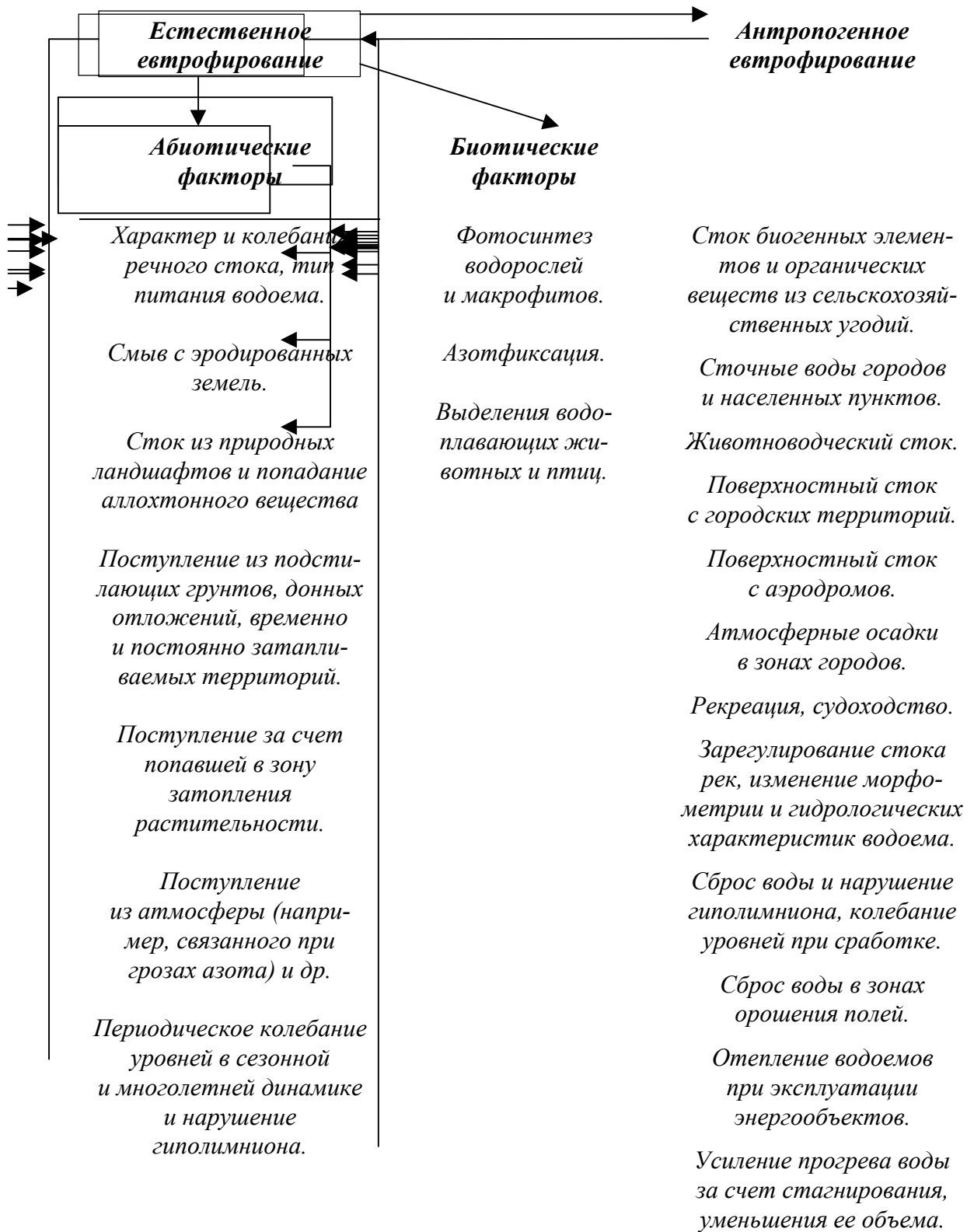
Отличие трофности от сапробности состоит прежде всего в том, что мы во втором случае оцениваем роль аллохтонного, часто загрязняющего водоем органического вещества, в первом - интенсификацию продукционных процессов, обусловленную повышенным потреблением биогенных веществ (азот, фосфор), прежде всего антропогенного происхождения. Общеизвестно, что умеренно евтрофные водоемы дают более высокие показатели полезной биопродукции (рыбной продукции), чем евтрофные и олиготрофные водоемы. Евтрофные водоемы характеризуются «цветением» воды с одним или двумя пиками в вегетационный период (оз. Плещеево). Дальнейшее углубление процесса евтрофикации приводит к гиперевтрофированию водоема с развитием «цветения» практически во весь период вегетации (оз. Неро). Гиперевтрофирование или избыточное евтрофирование можно рассматривать как собственно загрязнение водоема, так как оно приводит к перегрузке экосистемы первичным ОВ, в результате чего происходит деградация экосистемы: упрощение ее структуры, ухудшение качества воды, развитие вторичного загрязнения и снижение выхода полезной продукции (Россолимо, 1971). Это происходит обычно в условиях прямого загрязнения водоемов с преобладанием минеральных форм азота и фосфора или легкоокисляемого органического вещества. В этом случае речь идет об антропогенном евтрофировании. Сущность его Л.Л. Россолимо (1971) определил как нарушение лимнической экосистемы, возникающего и развивающегося вследствие повышения уровня первичной продукции органического вещества на основе антропогенного обогащения питательным веществом. Процесс антропогенного евтрофирования, в целом, искажает практически все естественные характеристики водоема, в том числе санитарные критерии качества воды для «чистых» водоемов. В этом смысле АЕ является предметом рассмотрения санитарной гидробиологии.

В природе повышение уровня трофности озер происходило всегда, озера «старели», переходя от стадии олиготрофии (ультраолиготрофии) через мезотрофию, евтрофию до дистрофии и заболачивания. Антропогенному евтрофированию подвергаются как стагнированные (лимнические) водные экосистемы, в том числе водохранилища и участки рек (заливы и затоны) с замедленным водообменом. Естественному и антропогенному - озерные экосистемы, пруды разного назначения и карьеры, заполненные водой. В настоящее время естественного евтрофирования практически не наблюдается, так как уже фактически нет

водоемов, не подвергающихся в той или иной мере притоку биогенных загрязнений с поверхностным стоком или эоловым переносом. АЕ в отличие от ЕЕ возникает относительно быстро. При этом первичная продукция резко преобладает над деструкцией органического вещества. Отношение валовой первичной продукции (А) к общей деструкции (R) больше единицы ($A: R > 1$). Увеличение биомассы водорослей приводит к преобладанию на дне деструкции над продукцией ($R > A$). Усиление деструкции приводит к дефициту кислорода (Цееб, Чугунов, 1980). При интенсивном продуцировании даже разрушение части первичной продукции (ПП) достаточно для возникновения дефицита кислорода, вплоть до полного замора. Последствия этого процесса могут выражаться в форме вторичного загрязнения и заболачивания водоема.

Л.А. Сиренко (1981) рассматривает евтрофирование как сложный процесс, протекающий в водоемах под влиянием большого числа факторов, приводящих к естественному и (или) антропогенному евтрофированию (табл. 14).

**Составляющие естественного и антропогенного
евтрофирования водоемов (включены факторы химического
и термического евтрофирования)**



Естественное евтрофирование. Наиболее отчетливые стадии ЕЕ проходят в озерах (старение озер). Для озер характерно накопление биогенных элементов в воде, донных отложениях и телах гидробионтов. Более или менее постоянный приток биогенов с поверхностным, почвенно-грунтовым и эоловым стоком в озерную котловину создает условия для первичного продуцирования, выражающегося в образовании фитомассы одноклеточных водорослей и макрофитов. Подсчитано, что годовая продукция евтрофных озер находится в пределах от 10,5 до $15 \cdot 10^3$ Дж на м^2 , а малопродуктивных - составляет до 1,4 Дж на м^2 . Растительная продукция не только связывает неорганический углерод атмосферы и водной толщи, но и вовлекает в круговорот биогенные элементы, содержащиеся в донных отложениях (Сиренко, 1981). Бактериальная аэробная и, возможно, анаэробная деструкция в толще донных отложений при недостатке или отсутствии кислорода и низкой Eh способствуют возврату части азота и фосфора в толщу воды, усиливая первичное продуцирование. Таким образом, происходит автохтонная сукцессия озерной экосистемы с эволюционным эффектом - сменой типа сообществ и трофического статуса: олиготрофное озеро – мезотрофное - евтрофное с конечной стадией гипер (поли)-трофии - болото.

Важнейшее значение из абиотических факторов естественного евтрофирования водохранилищ имеет смыв биогенов с эродированных земель и берегообрушение, особенно в первые годы их существования. Так, например, с 1 млн. га эродированных земель водосборного бассейна Кременчугского водохранилища в маловодном 1969 году поступило 55,6 тыс. т мелкозема, а в многоводном 1970-м - 99,1 тыс. т. Вместе с грунтом смыто 8,4 т углерода, азота - 0,4, фосфора - 0,1 т в водорастворимом органическом веществе; минерального азота - 0,6, фосфора - 0,04 т. В Цимлянское водохранилище за первые 6 лет (1952 - 1957) с берега смыто 130 млн. м^3 грунта, т.е. в среднем за год - 28,7 млн. м^3 (Сиренко, 1981; Сиренко, Гавриленко, 1978).

Существенное значение в поступлении питательных веществ в воду водохранилищ имеет вынос их из затопленных грунтов и донных отложений. Так, с 1 м^2 площади дна Дубоссарского водохранилища в сутки выделяется в среднем до 98 мг аммонийного азота, до 6,3 мг нитритного азота, от 1,7 до 330 мг кремния, около 3,7 мг гидрокарбоната, до 6,3 мг CO_2 и других соединений. Лугово-черноземные, пойменные, дерново-лесные и, отчасти, дерново-подзолистые грунты характеризуются высоким содержанием мобильных соединений, которые поступают в воду: 3 096 кг/га углерода, 768 хлора, 796 сульфатов, 624 кальция, 204 магния, 396 натрия, 96 калия, 90 марганца, 0,25 кг/га нит-

ратов. Болотные почвы дают в среднем 2 339 кг/га марганца, 381 фосфора в форме P_2O_5 , 268 аммонийного азота, 59 кг/га нитратного азота. При этом в воду попадает 5 - 30% подвижного азота аммонийных соединений, 6 - 23% фосфора, 0,1 - 10% подвижного марганца (Сиренко, Гавриленко, 1978). В Рыбинском водохранилище за сутки с 1 м^2 в воду поступает в зависимости от типа грунта от 0,7 мг (незаиленная почва) до 35 мг (торф, переходный ил) азота. В среднем 4 мг за сутки, что суммарно с площади дна $4\,550\text{ км}^2$, дает 16 952 кг/сутки, или 6 187,5 т/год азота. Особенно интенсивно этот процесс идет при подвижности донных отложений (волнение, течение, спад и подъем уровня) (Сиренко, 1981). В период шторма за сутки с 1 м^2 грунтов поступает в воду 200 – 500 мг орг. углерода, 11 – 28 мг аммонийного азота, 1 - 9 мг мин. фосфора (Сиренко, Гавриленко, 1978).

Существенный вклад в пополнение запасов азота в водоемах вносит азотфиксация. Например, азотфиксирующие сине-зеленые водоросли в озерах связывают от 2,4 до 8 - 30 кг/га азота в год. В Рыбинском водохранилище за счет азотфиксации накапливается до 12% среднего годового количества азотистых соединений, что соответствует примерно 1 358 т азота (Саралов, 1975, цит. по: Сиренко, 1981).

Весьма ощутимый вклад в пополнение запасов азота и фосфора водоемов вносят водоплавающие животные и птицы. Например, показано, что выращивание 1 кг рыбы в пруду обуславливает загрязнение воды в количестве 3 г БПК₅ в сутки, а одна дикая утка дает около 477 г азота и 204 г фосфора в год (Сиренко, 1981).

Существенный приток биогенов и органики в водоемы идет из природных ландшафтов. При разложении 1 г свежей древесины (ива, тополь, клен, сосна) в 1 л воды поступает 0,59 - 2,22 мг/л азота аммиачного, 0,05 - 0,60 азота нитратного, 0,27 - 1,07 фосфора общ., 10,9 - 19,20 орг. углерода, 0,80 - 2,40 азота орг., 7,40 - 42,40 мкг/л аминокислот, 0,10 - 0,37 мг/л редуцированных сахаров (Сиренко, Гавриленко, 1981). Ежегодный прирост питательных веществ смешанных, лиственных и широколиственных лесов достигает 200 ц/га, из которых до 70 ц уходит в опад. Значительная часть этой фитомассы ливневым стоком, паводками уносится в водоемы и водотоки, пополняя при минерализации фонд биогенных элементов водоема (Абатуров, 1961, цит. по: Сиренко, 1981).

Антропогенное евтрофирование (АЕ). «Цветение» воды как фактор биологического загрязнения водоемов - весьма распространенное явление в природе (пруды, озера, водохранилища). Оно рассматривается как результат нарушения процессов регуляции в водных биоценозах. В его основе лежит аккумуляция азота, фосфора, серы и других минеральных элементов и растворимых органических веществ. Эти элемен-

ты могут поступать как при связывании в первичном ОВ и выщелачивании последних из залитых почв, так и вследствие сброса сточных вод (даже хорошо очищенные, они содержат в 4 – 5 раз большее количество биогенных элементов, чем природная вода), смыва с пахотных земель, интенсивно удобряемых при сельскохозяйственном производстве. Став постояннодействующим фактором, антропогенное евтрофирование приводит к непрерывному увеличению запасов питательных веществ в водоеме. Включение этих веществ в кругооборот должно обязательно пройти через биологическое звено. Возникающее несоответствие между материальной основой биологической продуктивности и скоростью перестройки потребителей со всей сложностью метаболических связей в водных экосистемах и приводит к нарушению процессов саморегуляции в биоценозах. Доминирующим становится вид, наиболее приспособленный к данным условиям, с наибольшей устойчивостью к изменяющимся физико-химическим факторам среды.

Главным источником биогенов для водоемов стал их поверхностный и внутрпочвенный сток с сельхозугодий: в среднем 20 - 40% вносимых в почву азотных удобрений и 1,5% фосфорных попадают в водоемы. В Швейцарии более 70% азота и до 50% фосфора поступает в воду озер с сельхозугодий. В Германии соответственно - 54 и 2%, в Чехии - азота 40%, калия - 30%. В Киевское водохранилище ежегодно с поверхностным стоком поступает 25 000 - 51 000 т минерального и 26 000 - 34 000 т органического фосфора, 16 000 - 23 000 т железа, 87 000 - 202 000 т кремния, 360 000 – 430 000 т органического углерода, 2 000 - 4 000 т тяжелых металлов.

П.А. Великевич и Н.А. Усович (1973) показывают характер стока биогенов в реки Полесья с сельхозугодий (табл. 15).

Таблица 15

Поверхностный сток азота, фосфора, калия с различных участков водосборной площади, кг/га

| <i>Участок</i> | <i>Азот</i> | <i>Фосфор</i> | <i>Калий</i> |
|-----------------------------|-------------|---------------|--------------|
| Поле озимой ржи | 1,24 - 9,1 | 0,024 - 0,038 | 1,45 - 5,53 |
| Залежные земли первого года | 3,2 - 4,1 | 0,025 - 0,032 | 4,6 - 6,0 |
| Пахота | 1,3 | 0,035 | 1,3 |

Огромен сток биогенов с территорий животноводческих комплексов. По данным американских исследователей, БПК стоков, образующихся в результате выпадения атмосферных осадков, с территории животноводческой фермы в 10 - 20 раз превышает БПК необработанных городских стоков. Ферма в 50 голов скота может за сезон произвести

около 200 т твердых и 150 т жидких отходов, содержащих около 1 000 кг азота и 200 кг фосфора, 100 кг калия, которые попадают в водоем за счет ливневых стоков и в период весеннего половодья. Сточные воды животноводческих объектов очень богаты биогенами. Например, в них содержится до 125 мг/л аммонийного азота, до 3 000 мг/л двуокси углерода, более 6 мг/л фосфора, до 150 мг/л органических веществ (Пичахчи, Коваль, 1974).

Поверхностный сток с городских территорий. Дождевая вода уже в атмосфере над городом содержит до 53 мг/л взвешенных веществ, а БПК ее доходит до 31 мгО₂/л. При скатывании воды с крыш содержание взвешенных веществ повышается до 440 мгО₂/л, а при стекании с улиц и площадей - до 40 000 мгО/л (Пичахчи, Коваль, 1974). В стоках с городов много фосфора: 0,4 - 1,4 мг/л весной, 2,4 - 7,3 летом и 1,3 - 4,8 мг/л осенью.

Сточные воды. Сброс сточных вод в водоемы является одной из основных причин их евтрофирования и загрязнения. В водах городской канализации содержится аммонийного азота 30 – 90 мг/л и фосфора - 1,7 - 2,6 мг/л, в том числе 50% органики.

Подсчитано, что в сточные воды в пересчете на душу населения ежедневно поступает 0,75 - 5,0 г фосфора и 8 г азота (Драчев и др., 1971), см. табл. 16.

Таблица 16

Состав и количество загрязнений бытовых сточных вод на одного жителя в сутки (по: Фальковская, 1974)

| <i>Наименование ингредиентов</i> | <i>Количество, г/сутки</i> |
|---|----------------------------|
| Взвешенные вещества | 65 |
| БПК ₅ в осветленной жидкости | 35 |
| БПК ₃₀ в осветленной жидкости | 40 |
| Азот аммонийных солей | 8 |
| Фосфаты (Р ₂ О ₅) | 1,7 |
| Хлориды | 9 |
| Калий | 3,0 |
| Окисляемость (по Кубелю), мгО ₂ /л | 5 - 7 |

Ежегодно с площади водосбора в Днепр поступает 26 - 51 тыс. тонн минерального азота и 2 - 3 тыс. т фосфора. Со сточными водами городов и промышленных предприятий, расположенных вдоль Днепра от Киева до Запорожья, в реку и водохранилища сбрасывается 100% количества азота и 35% фосфора, поступающих с водосбора. Так возни-

кает запас питательных веществ, который неизбежно должен реализоваться в биологических процессах (Топачевский и др., 1975).

Характер и интенсивность «цветения» определяют следующие факторы:

- замедление водообмена при зарегулировании стока рек (вода р. Волги до зарегулирования проходила от истока до устья за 1,5 месяца, а после зарегулирования - 1,5 года, при этом наблюдается интенсивное цветение водохранилищ);

- сток и накопление биогенных веществ в нижней части каскада водохранилищ;

- географическое положение водоема, определяющее сроки вегетационного периода и летнюю температуру 20 - 25°C, оптимальную для массового размножения основных возбудителей «цветения»;

- химический фактор: увеличение запасов питательных элементов в водоемах в результате антропогенного евтрофирования является пусковым механизмом «цветения» (Топачевский и др., 1975).

Резкое увеличение биомассы фитопланктона обычно обусловлено, с одной стороны, способностью сине-зеленых к азотфиксации и, с другой, избыточным поступлением фосфора, содержание которого в природных водоемах незначительное. Каждому уровню трофности соответствуют примерные концентрации биогенных веществ и соединений (мг/л⁻¹) (Цееб, Чугунов, 1980), см. табл. 17.

Таблица 17

| | <i>Фосфор</i> | <i>Общ. азот</i> | <i>Нитраты</i> | <i>Аммоний</i> | <i>Орг. азот</i> |
|--------------|---------------|------------------|----------------|----------------|------------------|
| Олиготрофные | 0,02 | 0,3 | 0,003 | 0,02 | 0,28 |
| Мезотрофные | 0,08 | 0,6 | 0,13 | 0,10 | 0,4 |
| Евтрофные | 0,5 | 1,5 | 0,5 | 0,15 | 0,8 |

«Сверхнормативное» поступление в водоем фосфора при обычно достаточном содержании азота в разных формах служит «пусковым механизмом» интенсивного развития сине-зеленых водорослей («цветения»).

В период массового развития сине-зеленых водорослей в водохранилищах наблюдаются плавающие «острова» водорослевой массы, получившие название «полей», или «пятен цветения» (Сиренко, 1969; Козицкая, 1975). Это сгущенные и ослизненные массы водорослей до 10 – 40 кг/м³. Различают «планктонную» - продуктивную зону пятен и зоны разложения «гипонейстонную» и «деструктивную». Характерной особенностью «пятна цветения» является резкое возрастание общего содержания фенольных соединений. Максимальное количество их обна-

ружено в «деструктивной» - 53,5 мг/л и «гипонейстонной» - 32,2 мг/л. При массовом отмирании сине-зеленых водорослей, особенно в «пятнах цветения», в гипонейстоне и на дне происходит загрязнение природных водоемов фенольными соединениями (Козицкая, 1975).

В конце лета - начале осени в связи с понижением температуры воды происходит седиментация сине-зеленых водорослей. В результате разложения этой массы в воде резко повышается содержание органических веществ, увеличивается цветность и ухудшается газовый режим у дна. Это приводит к гибели оксифильной фауны и замещению ее олигохетно (тубифицидно)-хириномидным (хириномусным) комплексом.

Последствия евтрофирования для водоема. Л.А. Сиренко и М.Я. Гавриленко (1978) установили следующие последствия.

1. Изменение физических и химических показателей среды в сторону повышения содержания в воде биогенных и органических веществ, в первую очередь азота и фосфора; снижение степени кислородного насыщения, особенно в придонных слоях в связи с усиленным его потреблением и возникновением стратификации; уменьшение прозрачности и изменение цвета воды.

2. Развитие восстановительных процессов при дефиците O_2 (анаэробноз) с образованием метана, сероводорода, водорода, аммиака.

3. Снижение окислительно-восстановительного потенциала. Освобожденная фосфорная кислота и образующиеся аммонийные соли способствуют усиленному развитию фитопланктона.

4. Увеличение биомассы макрофитов, перифитона, фитопланктона и пелагических микроорганизмов.

5. Качественные и количественные изменения фауны литорали, бентоса, планктона, сокращение ценных видов рыб.

6. Дефицит кислорода в гипolimнионе до полного его исчезновения, обогащение гипolimниона солями закисного железа и сероводородом, что сопровождается одновременно выносом фосфора из иловых отложений, увеличение общей численности бактерий до 3 - 4 млн. в 1 мл и более, связанной с деструкцией органического вещества и скоростью размножения бактерий.

Наиболее ярким проявлением АЕ водоемов является «цветение» воды. Окраска воды в период «цветения» варьирует от ярко-зеленой, желто-зеленой, каштановой или серой до ярко-красной в зависимости от окраски организмов, ее вызывающих, и их концентрации.

«Цветение», в свою очередь, имеет свои последствия.

1. Продуцирование токсических веществ, опасных для гидробионтов, теплокровных животных и человека.

2. Подщелачивание воды и создание благоприятных условий для развития патогенной микрофлоры и возбудителей кишечных заболеваний, в том числе холерного вибриона.

3. Ухудшение кислородного режима после отмирания водорослей.

4. Увеличение температуры воды от нагрева водорослей.

5. Возникновение локальных заморов (в заливах и бухтах), вызывающих гибель молоди рыб.

6. Химическое подавление роста других водорослей.

7. Угнетение рачкового планктона (Сиренко, Гавриленко, 1978).

К профилактическим мероприятиям, направленным на снижение интенсивности «цветения» ныне существующих водохранилищ, можно отнести следующие.

1. Защита водоемов от поступления неочищенных и плохо очищенных сточных вод промышленных предприятий, бытовых стоков и биогенных элементов с площади водосбора.

2. Насаждение лесов по берегам водохранилищ для перехвата основной массы биогенных элементов из поверхностного стока.

3. Использование специальных химических препаратов (альгицидов: диурон, монурон, атразин) для ограничения «цветения» в замкнутых водоемах технического и декоративного назначения.

4. В водоемах питьевого, рыбохозяйственного и рекреационного назначения целесообразно применять аэрирование: продувание воздуха, искусственное турбулентное перемешивание воды с помощью судовых двигателей, электродвигателей или ветродвигательных установок. Обогащение воды кислородом замедляет или прекращает рост сине-зеленых водорослей усиливает процессы минерализации органических соединений, активизацию деятельности аэробной микрофлоры и интенсифицирует процессы самоочищения.

5. Одной из мер по предупреждению АЕ может быть отведение прямого загрязняющего стока органических веществ от водоема в канаву, выкопанную вдоль берега (озера). Загрязненные воды отстаиваются и постепенно дренируются через перемычку в озеро в более чистом состоянии (применено во Франции на оз. Аннеси).

6. Высаживание канадского риса на мелководьях (Можайское водохранилище), создание «макрофитного плато» (Иваньковское водохранилище).

Изложенные здесь понятия и общие представления об евтрофировании, прежде всего антропогенном, разумеется, далеко не полны с точки зрения освещения научных проблем этого явления, ныне глобального, охватившего водоемы всех стран с интенсивным земледелием, рекреационным использованием водоемов и в качестве приемников

сточных вод промышленного и хозяйственно-бытового происхождения. Автор, имея в виду сочетание (как правило) курса или раздела санитарной гидробиологии с курсом общей гидробиологии, попытался показать особенности отличий антропогенного евтрофирования от естественного в плане интересов и проблем санитарной гидробиологии. Каждый человек, тем более с экологическим (гидробиологическим) и биологическим образованием, наблюдающий «цветущий», быстро зарастающий и заболачивающийся водоем, должен представлять в целом механизм этого явления с тем, чтобы, если не бороться с ним, то хотя бы не способствовать его ускорению.

6. Самоочищение водоемов

Балансирование водной экосистемы, более или менее устойчивое, относительно гомеостаза в условиях загрязнения.

Прежде чем говорить о самоочищении водоемов, необходимо уточнить само понятие, так как в настоящее время в него вкладывается различный смысл. Процессы самоочищения в водоемах изучаются с позиций гидрологии, гидрохимии, санитарной гидробиологии, гигиены. Изучение загрязнения и самоочищения водоемов было начато биологами, позже подхвачено медиками, а затем эти вопросы привлекли внимание физиков, химиков, географов, представителей технических дисциплин и т.д. (Миронов, 1975). Это привело к тому, что процессы загрязнения и самоочищения стали рассматриваться с точки зрения соответствующих интересов.

Поскольку в самоочищении участвуют биологические, химические, физические факторы, крайне важную роль приобретает как исследование каждого из этих факторов в отдельности, так и их взаимосвязей.

В соответствии с ГОСТом-72 самоочищением называют совокупность всех природных процессов в загрязненных водах, направленных на восстановление первоначальных свойств и состава воды. В эту совокупность включаются процессы смешения, осаждения, распада и превращения веществ, загрязняющих водоемы.

А.П. Пасичный и др. (1994) под самоочищением понимают понижение содержания в ней как органических, так и минеральных веществ в результате гидрологических, физико-химических и биологических процессов. Конечным этапом процесса самоочищения следует считать

формирование биологически полноценной воды, т.е. пригодной для обитания в ней гидробионтов и водопользования (Телитченко, Чернышов, 1971). Непременным условием биологической полноценности воды является наличие в ней определенных концентраций биогенных элементов, аминокислот, органических кислот, углеводов, витаминов, ферментов, других физиологически активных веществ. В природных условиях такая вода образуется только после прохождения через «биологический фильтр» - через метаболизм гидробионтов, входящих в состав гидробиоценозов (Винберг, 1964; Пасичный и др., 1994).

Большое влияние на самоочищение водоемов оказывают: географическое положение, морфометрия, геология, особенности водоснабжения бассейна, количество и состав сточных вод, поступающих в водоем (Синельников, 1980).

Механизм самоочищения

Сущность самоочищения и его механизма достаточно полно отражена в предисловии Г.Г. Винберга к сборнику научных работ «Гидробиологические основы самоочищения вод» (1976): «Изучение механизма самоочищения, осуществляемого через жизнедеятельность населяющих водоемы микроорганизмов, растений и животных, может успешно развиваться только на основе глубокого знания функциональных особенностей отдельных организмов и закономерностей взаимоотношений между ними, в первую очередь трофических, т.е. на той же основе, что и изучение биотической трансформации вещества и энергии в незагрязненных водах, но только в других специфических для загрязненных вод условиях».

А.Ф. Алимов и Н.П. Финогенова (1976) считают: «Процессы биологического самоочищения водоемов и водотоков могут рассматриваться только с позиций количественного выражения роли сообществ и популяций в биотическом круговороте вещества и энергии в водоеме» (с. 5).

А.П. Пасичный и др. (1994) проводят всесторонний анализ механизмов самоочищения, исходя из трех предпосылок:

- 1) самоочищение происходит в любой водной среде - даже в наиболее загрязненных водоемах, образно именуемых «сточными канавами»;
- 2) самоочистительная способность связана с продукционно-деструкционными процессами, которые обеспечивают общий круговорот веществ в водоеме в пределах его трофической сети;

3) угнетение продукционного процесса и понижение самоочищающей способности водной среды происходят вследствие токсичности компонентов загрязнений (тяжелых металлов, пестицидов, поверхностно-активных веществ, биогенных элементов) при высокой концентрации или их несбалансированности.

Самоочищение - сложное многоплановое явление, в котором можно выделить несколько процессов, большей частью одновременных:

1. *Распределение веществ.* Процесс включает растворение, осаждение, эмульгирование, всплытие и концентрирование веществ в поверхностной пленке и пене.

2. *Использование веществ организмами.* Этот процесс характерен не только для соединений, поступающих в водоем с бытовыми сточными водами, но и для промышленных сточных вод.

3. *Абиогенное окисление.* Процесс включает распад веществ в фотохимических реакциях и экзотермических химических реакциях, идущих с низкой энергии активации.

4. *Превращение веществ* - стадия образования новых соединений из промежуточных продуктов распада. В реакциях синтеза, конденсации и полимеризации участвуют ферменты и активные химические частицы.

Оценку самоочищения дают по окислению органического вещества в биохимических процессах - БПК. В водоемах при антропогенных загрязнениях всегда имеются и трудно окисляемые вещества. Наряду с БПК определяется и ХПК (химическое потребление кислорода) - определение органического углерода и бихроматной окисляемости.

Вода является универсальным растворителем, поэтому загрязнения, сбрасываемые в любой тип ландшафта, оказываются в конечном итоге в воде.

В природе синтезируются практически все вещества, входящие в загрязнения (ацетон, фенолы, перекиси и пр.), поэтому загрязняющие вещества канализируются в естественном круговороте. Отличия состоят лишь в том, что сильно возрастают потоки веществ. Однако, в составе загрязнений есть вещества, не существующие в природе, - ксенобиотики.

Загрязнения делятся на органические и неорганические. И те и другие имеют взвешенные и растворенные формы. Трансформация веществ в процессе круговорота идет по трем направлениям: физическому (растворение), физико-химическому (коагуляция) и химическому (химическое окисление, фотохимическое и биохимическое). Первые два пути рассматриваются в соответствующих курсах гидрологии и гидрохимии. Третий путь - биологическая или биохимическая трансформа-

ция загрязняющих веществ - является предметом санитарной гидробиологии. Трансформация органических веществ состоит в упрощении структуры и обеднении энергией. Для неорганических загрязняющих веществ, наоборот, - усложнение структуры из-за включения в состав живого вещества. При этом может происходить сильное увеличение концентрации (понятие коэффициента накопления).

Органическое вещество. Растворенное органическое вещество (РОВ) трансформируется только микроорганизмами и некоторыми водными гетеротрофами и миксотрофами. Взвешенное органическое вещество может использоваться всеми организмами, входящими в трофическую цепь.

Неорганические вещества, входящие в состав живого вещества, например металлы, при отмирании организмов попадают в воду, поэтому эффект самоочищения только кажущийся (вторичное загрязнение). Однако в процессе эволюции природы выработался тонкий механизм регулирования состава окружающей среды. Так, излишки веществ, поступивших в биосферу, выводятся с помощью организмов из круговорота (каменный уголь, гуано на островах, железо-марганцевые конкреции и др.). По этому пути проходит механизм самоочищения от неорганических загрязняющих веществ.

Интенсивность самоочищения может быть рассчитана на единицу объема, единицу площади акватории или единицу биомассы. Наиболее эффективен аэробный путь самоочищения, приводящий в итоге к распаду органического вещества до углекислоты и воды. При анаэробном распаде трансформация идет не до конца с образованием массы промежуточных продуктов распада, которые сами могут быть опасными загрязнителями (аммиак, фенол).

Наиболее полно изучен путь аэробной трансформации. Это связано с тем, что по аэробному циклу распада вещества работает большинство установок биологической очистки сточных вод. В них идут практически те же процессы, что и в природе, только быстрее в несколько раз (аэротенки) за счет создания сообществ активного ила. Образование активного ила является примером вторичного загрязнения, наблюдаемого в водоемах, потому что биомассу организмов, созданную в процессе очистки сточных вод, необходимо утилизировать - это одна из проблем очистных сооружений.

Распределение веществ

Характер распределения органических соединений в водоеме связан с их природой (взвеси, коллоиды, растворы), растворимостью в воде, условиями поступления сточных вод в водоем и составом воды водоема. В коагуляции и осаждении веществ участвуют организмы. Процесс коагуляции, например, лигносульфонатов и гумусоподобных веществ ускоряется в присутствии взвешенных частиц, детрита, остатков высшей водной растительности, минеральных частиц. Лигносульфонаты сорбируются на взвешенных частицах карбоната кальция и на детрите в количестве от 8 до 61 мг на 1 г взвешенных частиц. Скорость взаимодействия веществ в потоке выше, чем при слабой турбулентности. Высоки скорости окисления органических веществ в пене: они идут с меньшими энергиями активации. Эмульгирование также способствует более полному и быстрому протеканию реакций. Сорбция органических веществ донными отложениями хотя и не ускоряет процесс их окисления, но выводит излишки из толщи воды, способствуя захоронению и медленному вплоть до анаэробного окислению из-за низких значений E_h в донных отложениях.

Большое значение в самоочищении водоема имеет турбулентная диффузия загрязнений, способствующая перераспределению веществ в водоеме путем компенсационных потоков ко дну и поверхности. Наряду с диффузией как физическим процессом, в водоеме протекают и биологические процессы перераспределения веществ. В них участвуют организмы, которые в ходе биохимических процессов (биологическое самоочищение) перерабатывают загрязняющие вещества в соединения, захораниваемые в грунтах после смерти организмов или выводимые из водоема (миграции животных, вылет насекомых) (Самоочищение и диффузия ..., 1980).

Биологическое самоочищение

Основная роль в самоочищении водоемов принадлежит биологическому фактору. В.И. Вернадский писал: «... нет химической силы, постоянно действующей, а потому и более могущественной по своим конечным последствиям, чем живые организмы».

В.И. Жадин (1960) оценивал роль организмов в самоочищении водоемов так: «Все виды загрязнения водоемов органическими веществами вызывают мощные процессы биологического самоочищения, в которых принимают участие различные группы организмов, поглощающих эти вещества: бактерии и грибы, водоросли, высшие растения и различные группы водных беспозвоночных, рыбы. Процессы биологического самоочищения проходят обычно три фазы - абсорбции и резорбции, усвоения организмами и, наконец, минерализации. По преобладающей роли той или другой группы водных организмов в процессе биологического самоочищения воды различают стадии самоочищения бактериальную, водорослевую и т.д.» (с. 62).

Биологическое самоочищение представляет собой основное звено процесса самоочищения вод и рассматривается как одно из проявлений биотического круговорота веществ в водоеме. По Г.Г. Винбергу, биологическим механизмом самоочищения называют утилизацию и трансформацию веществ и энергии, запасенной водными организмами всех трофических уровней.

Последовательность процессов:

- использование органических веществ сточных вод гетеротрофными бактериями;
- рост и размножение зоопланктона и зообентоса за счет бактерий, взвешенного и растворенного органического вещества;
- развитие водорослей и стимулирование процесса фотосинтетической аэрации (после процесса минерализации ОВ с выделением минеральных форм биогенов);
- развитие высшей водной растительности.

Наряду с микроорганизмами в самоочищении принимают участие и другие гидробионты: простейшие, фильтраторы, водоросли и т.д. Роль их разнообразна и не всегда однозначна (биологическое загрязнение). Изучение роли гидробионтов в самоочищении открывает широкие перспективы для целенаправленного их использования в борьбе со стоками, в частности нефтью и нефтепродуктами (Миронов, 1975). Знание процессов биологической трансформации и деструкции органических веществ организмами способствуют правильному выбору типа строи-

тельства очистных сооружений - полей фильтрации, полей орошения, биологических очистных прудов, станций биологической очистки, аэротенков, метантенков, и т.п. (Жадин, 1960).

В.Е. Синельников (1980) так описывает процесс биологического (биохимического) самоочищения в общем виде: «Природные воды отличаются от водных растворов минеральных и органических веществ присутствием сложных сообществ живых организмов и постоянной (для данных условий) концентрацией химически активных частиц и соединений. С участием этих организмов и частиц осуществляется синтез и разрушение органических веществ, преобразование их форм и в значительной мере - миграция химических элементов. Хотя промежуточные активные соединения (ферменты, перекиси) нестойки, а длительность жизни активных частиц (свободных радикалов) исчисляется долями секунды, секундами и минутами, тем не менее они всегда присутствуют в природной воде. Распавшиеся и прореагировавшие соединения заменяются вновь образующимися. Промежуточные активные соединения и частицы с высокой реакционной способностью участвуют в биохимических процессах превращения веществ в водоемах» (с. 4 - 6).

В природе еще до появления антропогенного фактора существовало естественное самоочищение, при котором загрязнения разрушаются до простых соединений, поступающих в общий биотический круговорот.

Природные воды отличаются от водных растворов минеральных и органических веществ присутствием сложных сообществ живых организмов и постоянной (для данных условий) концентрацией химически активных частиц и соединений. С участием этих организмов и частиц осуществляется синтез и разрушение органических веществ, преобразование их форм и в значительной мере миграция химических элементов. Распавшиеся и прореагировавшие соединения заменяются вновь образующимися. Промежуточные активные соединения и частицы с высокой реакционной способностью участвуют в биохимических и химических процессах превращения веществ в водоемах (Синельников, 1980).

Наиболее активно или интенсивно процессы самоочищения протекают в реках при наличии течения, и, чем течение сильнее, да еще при значительной ширине и глубине реки, тем успешнее река справляется с загрязнением. С зарегулированием стока реки плотиной меняется ее режим, который становится близким к режиму озер, изменяется и вся жизнь водоема. Основные черты изменения режима в водоемах озерного типа сводятся к замедлению скоростей течения и регулированию уровня (рис. 3). Водохранилища представляют собой отстойную накопительную систему, аккумулирующую вещества и энергию. Изменение

режима водоема при зарегулировании сказывается на характере протекающих в нем биологических процессов (зарастании, цветении, накоплении биомассы водных организмов) и в связи с этим на качестве воды.

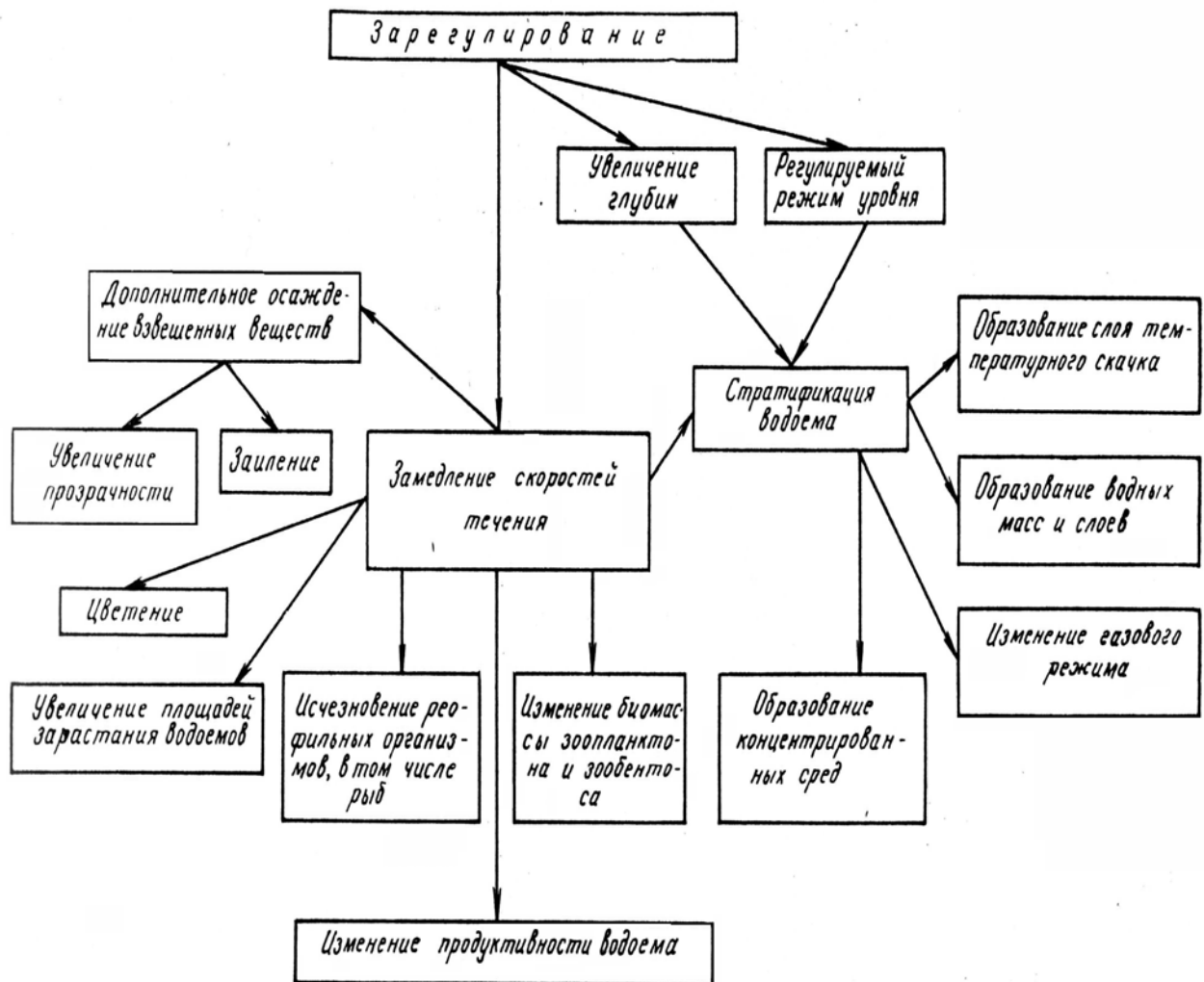


Рис. 3. Изменение внутриводоемных процессов, связанное с зарегулированием водоемов

Использование веществ организмами. Биотический круговорот в водоеме

В биотический круговорот веществ в водоеме включаются:

- автохтонное органическое вещество - ОВ, синтезированное в водоеме (первичная и вторичная продукция, живая и в виде детрита, поступающего на химическое и биохимическое окисление);

- аллохтонное органическое вещество - приточное органическое вещество с поверхностным стоком, речным, воздушным и антропогенным (загрязнения).

Загрязнение водоемов органическими веществами происходит двумя путями:

1) самозагрязнение воды продуктами метаболизма и отмирание животных и растений (вторичное загрязнение - частично).

2) загрязнение сточными водами (первичное загрязнение).

В биологическом самоочищении водоемов отмечается 2 фазы: аэробная и анаэробная.

Аэробная - участвуют почти все группы гидробионтов. Органическое вещество дна минерализуется разными группами организмов и с разной скоростью, в зависимости от содержания кислорода. В реке при незначительном развитии планктона процессы самоочищения более интенсивно протекают на дне. Доля атмосферной аэрации воды в реках более значительна, чем фотосинтетическая, за счет фитопланктона, фитобентоса и макрофитов.

Анаэробная - участвуют бактерии в бескислородных условиях с выделением CH_4 , H_2S и продуктов неполного распада ОВ (фенолы, меркаптаны и т. д.).

Фитопланктон играет важную роль в биологическом самоочищении, выделяет кислород на окисление загрязнений.

Процессы биологического самоочищения водоемов и водотоков могут рассматриваться с позиций количественного выражения роли сообществ и популяций в биотическом круговороте вещества и энергии в водоеме. Важно, что биотический круговорот в загрязненных и чистых водах имеет общую основу.

Пища, получаемая животными, расходуется ими на процессы обмена и построение массы своих тел. Это обычно выражается в виде балансового равенства:

$$C = P + R + F; P + R = A; C = A + F \text{ или } C = 1/U \times A,$$

где C - рацион, P - прирост биомассы, R - траты на обмен, F - неусвоенная пища, A - ассимилированная пища, $1/U$ - усвояемость пищи. Все члены выражаются в единицах энергии (Алимов, Финогенова, 1976).

Главную роль в процессах самоочищения играет баланс (B) органического вещества и скорость деструкции:

$$B = P - D, \text{ где}$$

P - первичная продукция, D - деструкция, выраженная в единицах O_2 .

В Рыбинском водохранилище D больше P на 20 - 40% (62% органического вещества - аллохтонное; 62% - 20 - 40% = 20 - 40% - избыточное органическое в-во, накопленное водоемом, т.е. мы имеем дело с эвтрофированием). Водоемы с годовой первичной продукцией 350 - 450 г $C_{\text{орг.}}/M^2$ - слабоэвтрофные, с хорошим качеством воды по всем показателям и легко подвергаются обработке для получения питьевой воды, но из-за небольшого содержания избыточного органического вещества способны вызвать цветение воды, которое создает определенные помехи водоочистке.

Показателен процесс самоочищения в оз. Байкал. Фитопланктон продуцирует 3 925 тыс. т $C_{\text{орг.}}$ (130 г $C_{\text{орг.}}$ под 1 M^2), 95,5% от общего его количества подвергается деструкции в водной толще, незначительная часть выносится через р. Ангару, еще меньше изымается человеком (рыба, нерпа) – 1 тыс. т, оседает 126 тыс. т $C_{\text{орг.}}$, т.е. 4 г $C_{\text{орг.}}$ на 1 M^2 в год. Фотосинтез идет практически круглый год – 344 г $C_{\text{орг.}}$ под 1 M^2 , летом возрастает. Рачок - эпишура пропускает всю воду Байкала через себя, отфильтровывая органическое вещество. В этом процессе участвует также макрогектопус (*Amphipoda*). На дне масса червей, моллюсков и личинок насекомых, детритофагов, минерализующих органическое вещество. В результате на дне Байкала не происходит накопления органического вещества, оно интенсивно окисляется при полном насыщении воды до дна кислородом (60%) и утилизируется организмами (Вотинцев, Поповская, 1973; Выхристюк, 1980).

На любом трофическом уровне потребляемая организмами пища не усваивается полностью. Усвоенная пища частично идет на прирост, ее энергия может использоваться организмами следующего трофического уровня. Частично усвоенная пища окисляется с выделением энергии.

Взаимоотношения смежных трофических уровней количественно выражаются следующим образом (Биологические процессы ..., 1973; цит. по: Иванова, 1982):

$$K = P+T+N ; \quad R = I(P+T) ; \quad K_1 = \frac{P}{R} ; \quad K_2 = \frac{P}{P+T} ,$$

где R - рацион (количество пищи, потребленное за единицу времени), P - продукция, T - траты на обмен, P - неусвоенная пища, K_1 - коэффициент использования потребленной пищи на рост, K_2 - коэффициент использования усвоенной пищи на рост, I - отношение рациона к усвоенной пище. Все показатели выражаются в одинаковых величинах, например в единицах или в количестве кислорода.

Важными факторами самоочищения является также деструкция и минерализация органического вещества. Скорость деструкции прямо зависит от количества легкоокисляемого органического вещества (Биологические процессы ..., 1973; цит. по: Иванова, 1982):

$$\frac{dC}{dt} = -kC,$$

где C - количество легкоокисляемого органического вещества,
 k - константа скорости деструкции, t - время.

Схематично процесс самоочищения охватывает следующие явления (см. рис. 4).

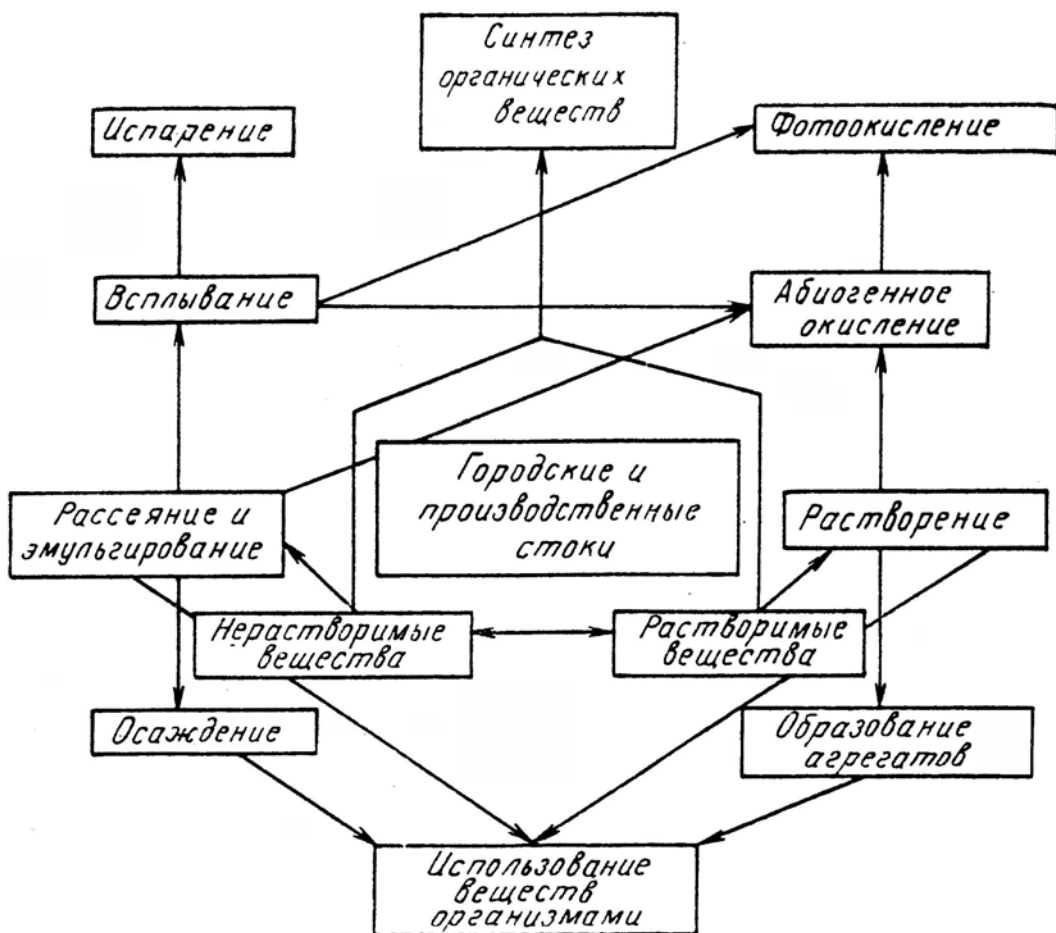


Рис. 4. Отдельные составляющие процесса самоочищения

Роль гидробионтов в самоочищении водоема

По этому поводу Г.Г. Винберг (1975) писал: «Нет надобности доказывать, что знание физиологических особенностей водных организмов, участвующих в самоочищении или служащих показателями качества воды, имеет основное значение для санитарной гидробиологии» (с. 8).

В.Е. Синельников (1980) рассматривает сущность биологического самоочищения через деятельность водных организмов: «Оценка роли организмов водного биоценоза в распаде веществ составляет задачу изучения биологического механизма самоочищения. В этом плане изучается деструкционная роль микроорганизмов и простейших, фотосинтезирующая, антимикробная и деструкционная роль водорослей и высшей водной растительности. Деятельность всех перечисленных организмов регулируется метаболическими (пищевыми) взаимоотношениями внутри биоценоза и составляет основу биологического самоочищения (с. 20).

Биологическое самоочищение можно рассматривать или даже моделировать (Вавилин, Циткин, 1977; Streeter, Phelps, 1925) по двум основным направлениям: при загрязнении водоема минеральными формами биогенов, азота и фосфора и органическими веществами, например углеводородами или отходами сыро-маслоделия, фенолами.

В первом случае процесс самоочищения начинается с усиленного развития водорослей (цветение синезелеными). По мере расходования биогенов и отмирания водорослей интенсивное первичное продуцирование сменяется не менее интенсивными деструкционными процессами, ведущую роль в которых играют бактерии в толще воды и на дне водоема. Бактерии подготавливают условия для развития зоопланктона (опыты М.М. Камшилова с фенолом), сами являясь кормом для зоопланктона вместе с водорослевым детритом. Вспышка численности и биомассы зоопланктона сменяется его отмиранием и деструкцией в толще воды и на дне. Высвобождающиеся биогены и, прежде всего, фосфор переходят в толщу воды (при наличии хорошо выраженного гипolimниона может блокироваться в придонном слое) и при достаточном или повышенном содержании азота может иметь место новая, но затухающая волна цветения сине-зелеными или увеличение численности другой альгофлоры. В конце концов, при отсутствии нового возмущающего загрязнения нарушенный продукционно-деструкционный баланс восстановится и экосистема водоема примет свои «исходные» характеристики. Конечно, на деле все сложнее и зависит от состояния экосистемы и силы загрязняющего воздействия на нее.

Во втором случае процесс самоочищения инициируется бактериями поверхности, толщи воды и дна водоема. Бактерии, разрушая и выедавая органическое вещество, создают условия высокой обеспеченности кормом зоопланктона, нейстона и бентоса. Бактериальная деструкция биомассы фитопланктона, как и всего ОВ, описывается с помощью коэффициента бактериальной деструкции:

$$k_{16} = \frac{R_{16}}{C},$$

где R_{16} - бактериальная деструкция ОВ в планктоне, $гО_2/м^3 \cdot с$, C - концентрация ОВ в воде (по БПК полн), $гО_2/м^3$ (Оксиюк, Стольберг, 1988).

Вспышка численности групп зоопланктона (простейшие, коловратки и рачковый планктон - фильтраторы, а за ними и хищники) и последующее его отмирание может вызвать увеличение первичного продуцирования за счет усиления фона биогенов. При разовом, относительно кратковременном и не сильном загрязнении, мы можем наблюдать усиление трофо-ценотической структуры водной экосистемы (повышение трофности). При сильном загрязнении, например нефтепродуктами, вслед за вспышкой фитопланктона вплоть до цветения процесс самоочищения может продолжаться с затуханием через подъем биомассы зоопланктона. Дальнейшая картина может в общем виде повторять процесс по первому варианту, но, вероятно, более пестрый и длительный. И в первом и во втором случае загрязнение может быть токсичным и экосистема претерпит структурный и функциональный ущерб, процесс самоочищения будет замедлен, но при кратковременном, даже токсичном воздействии экосистема восстановится при наличии биофонда (приток организмов из бассейновой системы водоемов). При длительном загрязняющем воздействии, а тем более его усилении, экосистема водоема будет деградировать по пути увеличения трофности-сапробности от, например олигосапробной до полисапробной, что и наблюдается в водоемах, куда сбрасываются долгое время сточные воды предприятий, например ЦБК (Онежское озеро, р. Сухона).

Бактерии, простейшие организмы и водоросли могут развиваться и даже увеличивать свою численность и биомассу при очень высоких концентрациях органических веществ в воде, особенно в условиях достаточного поступления биогенных элементов. Способность токсических органических соединений стимулировать развитие водных организмов показана на примере опытов с фенолом (табл. 18).

Автор данного пособия привлекался М.М. Камшиловым к определению водных организмов, развивавшихся в аквариумах спустя некото-

рое время после внесения высоких доз фенола. Так, через месяц после внесения летальных доз фенола и гибели всех организмов в аквариумах в массе размножились малощетинковые черви (*Lumbriculus variegatus* и *Pristina rosea*).

Таблица 18

Развитие водных организмов при различных концентрациях фенола

| Водные организмы | Концентрация фенола, мг/л | Результаты опытов | Автор опыта |
|-------------------------------|---------------------------|---|---------------------|
| <i>Scenedesmus acuminatus</i> | 30 | Стимулирование роста водорослей в культуре | В.Я. Костяев, 1969 |
| <i>Volvox</i> | 24 | То же | В.Я. Костяев, 1973 |
| <i>Chlorella pyrenoidosa</i> | 2 - 30 | Стимулирование фотосинтеза в культуре (в зависимости от освещенности) | Г.А. Лукина, 1973 |
| Бактерии | 5 - 20 | Оптимум при использовании фенола как источника углерода | Н.А. Лаптева, 1973 |
| Бесцветные жгутиконосцы | 25 - 50 | Размножение в условиях сложившейся экосистемы | М.М. Камшилов, 1973 |

Зеленые водоросли находят благоприятные условия для обитания в водоемах с высоким содержанием солей тяжелых металлов, попадающих сюда с промышленными сточными водами. Опыты, проведенные на хлорококковых водорослях *Scenedesmus quadricauda* и *Chlorella vulgaris* по выращиванию их на стоках, содержащих разновалентные соединения хрома, показали, что шестивалентный хром в токсичных концентрациях переходит из раствора в клетки водорослей, при этом претерпевает изменения валентности и накапливается в водорослях в виде трехвалентного хрома. Шестивалентное соединение хрома за 30 дней опыта на 95,5% переходит в трехвалентное соединение. Последний в виде прочных комплексов металл - белок при отмирании водорослей выпадает в осадок, может удаляться из экспериментальных емкостей или захоранивается в грунтах водоема. Образование комплексной связи металл - белок приводит к более низкой растворимости белков.

Биологическое значение такого рода комплексов заключается не только в транспорте металла, но и в предотвращении токсического действия высоких концентраций тяжелых металлов внутри водорослевой клетки. Образование таких комплексов приводит к снижению растворимости металлов и в иловых отложениях, возникающих при отмира-

нии водорослей, и к снижению токсического действия металлов в водоеме (Хоботьев, 1975).

Таким образом, водоросли, наряду с микроорганизмами, могут успешно использоваться в практике биологической очистки промышленных сточных вод от переходных металлов. «Оптимальные условия жизнедеятельности организмов, а следовательно, и обмена веществ в водоеме создаются в биоценозе, который формируется под влиянием условий среды, взаимоотношений между организмами и с участием геофизических процессов. Водные биоценозы представляют собой сообщества микроорганизмов, водорослей, зоопланктона и бентоса, высшей водной растительности и рыб. Благодаря им поддерживается относительно устойчивый состав воды. Биоценоз - пластичная система, способная откликаться на изменяющиеся условия среды. ... М.М. Камшилов (1973) считает, что водные сообщества способны справляться с внешними помехами, выступая как саморегулирующая система лишь в том случае, если она достаточно многообразна, а в основе саморегулирования лежит биотический круговорот водоема, т.е. те самые процессы, которые обуславливают ежегодно повторяющиеся циклы биологического продуцирования» (Синельников, 1980).

А.Ф. Алимов и Н.П. Финогенова (1976), анализируя функциональные особенности и устойчивость сообществ донных биоценозов реки Ижоры, пришли к выводу, что «биоценозы чистых участков под влиянием поступающих в реку загрязнений изменяются в направлении упрощения трофической структуры, заменяясь на более простые, но играющие большую роль в процессах самоочищения. По мере очищения воды происходит усложнение сообществ и уменьшение их роли в процессах самоочищения» (с. 13). Следовательно, заключают авторы, наиболее стабильными оказываются сообщества чистого участка реки.

Включение организмов водного биоценоза в процесс детоксикации и деструкции соединений, поступающих с городскими стоками, происходит в следующем порядке:

1) развитие водорослей и стимулирование процесса фотосинтетической аэрации (за счет поступления биогенных веществ, прежде всего фосфора после отмирания зоопланктона);

2) использование веществ сточных вод гетеротрофными бактериями (бактерии подготавливают условия для развития других организмов водного биоценоза и сами являются кормовой базой для многих организмов);

3) рост и размножение зоопланктона и зообентоса за счет бактерий, взвешенного и растворенного органического вещества;

4) развитие высшей водной растительности (за счет азота, высвобождающегося в результате деструкции отмершего фитопланктона).

Несомненна роль зоопланктона в минерализации органических веществ загрязненных вод. При массовом развитии коловраток и ветвистоусых раков деструкция органического вещества, определенная по БПК, может составить 100 - 200 мг О₂/л в 1 сутки (Щербаков, 1967).

В водной среде часто создаются условия, благоприятные для распространения, размножения и консервации или сохранения бактериофлоры инородного происхождения, например промышленных и особенно сельскохозяйственных и бытовых сточных вод, в том числе бактерии группы кишечной палочки, а также многие бактерии способные вызывать тяжелые инфекционные заболевания человека и животных. Аллохтонная и автохтонная микрофлора служат в значительной мере пищей для организмов зоопланктона. В природных условиях зоопланктон действует как естественный бактериальный фильтр. Организмы планктона потребляют бактерии, в том числе патогенные, яйца глистов, личинки паразитов - 95% численности и значительное количество фитопланктона. Так, в биологических прудах снижение числа бактерий за счет фильтрации воды ветвистоусыми ракообразными (Cladocera: *Daphnia magna*, *D. pulex*) может достигать 99,5%. В элиминации *Escherichia coli* активное участие принимают коловратки. При численности брахионуса (*Brachionus calyciflorus*) 66 тыс. экз/л наблюдалось полное освобождение воды от кишечной палочки (Галковская, Винберг).

Особенно велика роль зоопланктона в биологических прудах. В оценке по кислороду - это приблизительно столько, сколько составляет БПК₅. Количественная характеристика этого процесса, по данным разных авторов, значительно варьирует. По Н.М. Крючковой (1973), зимой зоопланктон потребляет кислорода около 7% общей величины БПК, летом в эпилимнионе - 15, в металимнионе - 8, гиполимнионе - 6%. При массовом развитии коловраток и ветвистоусых раков деструкция органического вещества, определенная по БПК, может составить 100 - 200 мг О₂/л в 1 сутки.

В освобождении воды от микрофлоры активное участие принимают и двустворчатые моллюски - фильтраторы. Так, по данным И.А. Говорина (1991), черноморские мидии *Mytilus galloprovincialis* Lam. в условиях эксперимента при оптимальных для фильтрационной активности моллюсков температуре и солености, а также при высокой динамике водных масс элиминируют до 40 - 60% бактерий этой группы. Кроме того, моллюски не только элиминируют, но и накапливают болезнетворную микрофлору в своих тканях - мантии, жабрах и печени, откуда они попадают или в кишечник, или агглютинируются в фекали-

ях и псевдофекалиях, оседают на дно и усваиваются другими организмами. При массовом развитии моллюсков их роль в самоочищении водоемов может быть велика.

И.Н. Андроникова (1976) исследовала роль зоопланктона в самоочищении оз. Красного (Карельский перешеек): «В природных водах зоопланктон действует как естественный биологический фильтр. ... Фильтрационная деятельность планктонных ракообразных неразрывно связана с процессом питания, в результате чего снижается количество взвешенного органического вещества, в состав которого входят основные компоненты пищи зоопланктона - фитопланктон, бактериопланктон и детрит. Следовательно, определение пищевых потребностей, или рациона, также необходимо для оценки участия зоопланктона в процессах самоочищения. ... За вегетационный сезон рацион фильтраторов составляет 68 ккал./м³. Умножив эту величину на весь объем водной массы (оз. Красное. - В.С.) и выразив ее в весовых единицах, получаем, что за шесть месяцев периода открытой воды зоопланктон изымает из воды около 7 тыс. т взвесей: $68 \text{ ккал./м}^3 \times 58,9 \times 10^6 \text{ м}^3 = 4\,005 \times 10^6 \text{ ккал.} = 6\,675 \text{ т}$, из которых около 70% приходится на 2 летних месяца (июль - август). Балансовое равенство $C = P + R + F$, при $K_2 = 0,3$ в процентном выражении выглядит следующим образом: $100\% (C) = 18\% (P) + 42\% (R) + 40\% (F)$. Следовательно, из 6 675 т взвешенного органического вещества, которое составляет рацион зоопланктона, изымается из озера за вегетационный период, 1 201 т стабилизируется в водоеме, т.е. идет на создание вторичной продукции, 2 803 т подвергается процессам деструкции и 2 670 т в виде неусвоенной пищи вновь возвращается в круговорот (с. 33).

Многие авторы (Щербаков, 1973; Мамаева, 1974; Мажейкайте, 1975; Хлебович, 1976) считают, что при значительном развитии протозойный планктон (в частности, инфузории) может составлять по численности около 50% от всего зоопланктона. Т.В. Хлебович (1976) считает, что роль инфузорий в деструкции органического вещества может быть заметной и даже значительной. Так, на загрязненных участках р. Ижоры в августе 1973 года на долю инфузорий приходилось от 6,6 до 35% от всего потребленного кислорода.

Моллюск дрейссена играет важную роль в осветлении воды - осаждении взвеси (сестона): в спокойных реках и каналах - примерно 2 - 12 мг/л. Один моллюск осаждает $16,4 \times 10^{-3}$ г/сутки (19 - 22 мм) и $9,3 \times 10^{-3}$ (9 - 12 мм). По данным К.Н. Кузьменко (цит. по: Макрушин, Алимов, 1976), крупные двустворчатые моллюски в оз. Красном отфильтровывали в течение июля - августа 147 г/м^2 взвешенных веществ. Моллюски выделяют в воду аминокислоты, углеводы, витамины и

обогащают ее РОВ. Осажденная взвесь обволакивается слизью и, опускаясь на дно, служит пищей для многих донных организмов. Поэтому скопление моллюсков: дрейссены, мидий, устриц создают хорошие условия для формирования биоценоза.

Водная растительность выступает мощным фактором самоочищения водоема. Организмы фитопланктона и макрофиты, аккумулируя многие химические элементы, способствуют снижению их концентрации в воде (Хоботьев, Капков, 1972). В процессе образования 1 т вещества растения поглощают 250 – 400 кг различных минеральных соединений (Смолянинов, Рябуха, 1971). Высокая метаболическая активность растений требует поглощения большого количества биогенных элементов, в чем и состоит самоочищающая роль растительности в водоеме.

Высшая водная растительность, препятствуя процессу антропогенного евтрофирования и ускоряя процесс самоочищения, способствует ликвидации последствий загрязнения этих водоемов: извлекает из воды металлы и биогены (табл. 19).

Таблица 19

Очищающая способность высшей водной растительности

| <i>Растение</i> | <i>Очищающая способность</i> | <i>Соединения и элементы, изымаемые из воды</i> | <i>Единица величины</i> | <i>Количество</i> |
|-----------------|--|---|----------------------------------|--------------------|
| Камыш | Накопление минеральных веществ в растениях | Ca Mn Zn | мг/кг сух. Веса | 3,95 1200 50 |
| | Снижение концентрации биогенов | P N | % | 70 80 |
| | Накопление минеральных веществ растениями | Cu | мг на 100 г золы | 62 – 580 |
| | | Zn, Pb, Na, Ca | По сравнению с чистыми участками | В 10 – 15 раз |
| | Распад фенола | C ₆ H ₅ OH | мг/л м 1 сут | 25 |
| | Снижение перманганатной окисляемости | Органические вещества | % за 2 сут | на 70 - 80 |
| Элодея | Выделение кислорода | O ₂ | мг/ч на 1 г сухого веса | 3 |
| Уруть | | | | 4 |

В период вегетации растений происходит накопление в их тканях основных минеральных элементов. Наибольшей зональностью и способностью к накоплению элементов отличается сусак зонтичный, рдест пронзеннолистный и частуха подорожниковая. Вместе с тем химический состав золы этих растений заметно различается. В золе сусака зонтичного содержится больше, чем в других растениях, калия, хлора, кальция, меньше фосфора и магния; у рдеста пронзеннолистного больше кальция и калия, но меньше натрия, магния и хлора. Зола листьев частухи подорожниковой отличается от золы других растений большим содержанием калия, кальция, магния и хлора. В золе гречихи земноводной больше магния, а в золе рогоза узколистного - натрия. Тростник обыкновенный отличался повышенным содержанием кремния. Кальция, магния и натрия в золе тростника по сравнению с другими видами растений было несколько меньше.

Высшим водным растениям, особенно погруженным, свойственна избирательность в накоплении не только макро-, но и микроэлементов, а также солей тяжелых металлов. Гидрофиты, по-видимому, можно использовать для очистки поверхностного стока с сельскохозяйственных угодий и промышленных сточных вод, содержащих соли меди, цинка, свинца и других металлов (Якубовский, Мережко, Нестеренко, 1975).

Поглощение и накопление растениями азота и его соединений существенно влияет на самоочищение вод. По нашим данным, этот элемент больше других накапливается в листьях и генеративных органах. Азот является фактором, определяющим рост растений. Зная содержание его в растениях, можно судить о выносе или аккумуляции в водоеме этого важного для автотрофов биогенного элемента. Экспериментальным путем установлено, что изъятие азота из питательной среды снижало прирост биомассы растений значительно больше, чем исключение калия или фосфора (Якубовский, Мережко, Нестеренко, 1975).

Представляет интерес способность растений накапливать хлор, так как он в больших количествах поступает в водоемы в виде хлоридов с сельхозугодий и хлорорганических соединений с поверхностным и промышленным стоком.

Чтобы оценить значение высших водных растений в самоочищении водоема, необходимо знать площадь зарастания и величину создаваемой растениями биомассы. Тростник обыкновенный при урожае 44 т/га сухого вещества может вынести 667 кг/га азота, 276 - фосфора, 419 - калия, 408 - хлора, 198 кг/га кальция и других химических элементов. Рогоз узколистный выносит меньше азота, фосфора и хлора, однако кальция и особенно натрия он выносит в 2 – 3 раза больше, чем тростник (Якубовский, Мережко, Нестеренко, 1975).

Физико-химический механизм самоочищения

«Химическим механизмом процесса самоочищения предлагается называть совокупность биохимических и химических реакций, отдельных их элементарных стадий и состояний вещества, через которые протекают процессы распада и синтеза внесенных в водоем соединений, в итоге приводящие к улучшению и восстановлению первоначального состояния водоема» (Синельников, 1980, с. 40).

Химический механизм самоочищения изучается на разных уровнях: 1) биологических систем организмов; 2) внешних метаболитов; 3) элементарных взаимодействий энергии и молекул в водной среде (из этого направления, сформировавшегося на стыке гидробиологии, гидрохимии и гидрофизики, выделился самостоятельный раздел - изучение биофизических аспектов самоочищения водоемов) (Биофизические аспекты ..., 1973).

В анаэробных условиях при высоких концентрациях органических веществ и резком дефиците кислорода в воде накапливаются недоокисленные промежуточные продукты валового органического вещества. В аэробных условиях легкоокисляемые вещества распадаются до конечных продуктов - азота, фосфора, углекислоты и воды. Соединения, содержащие карбонильную группу - $C=O$, характеризуются высокой реакционной способностью. Так же легко окисляются соединения, содержащие гидроксильную группу - OH . Распад сложных органических соединений протекает ступенчато с образованием ряда кислородсодержащих соединений: эфиров, спиртов, карбоновых и жирных кислот, альдегидов, кетонов. Через образование гидроксильных производных и оксипроизводных протекает превращение многих стойких соединений, например парафиновых и ароматических углеводородов (Маврина, 1966; Розанова, 1967; цит. по Синельникову, 1980).

При высоких концентрациях органического вещества организмы водного биоценоза не в состоянии быстро его использовать; оно накапливается и трансформируется в течение недель и месяцев.

Биогеохимическая роль фенольных соединений в природных водах проявляется в связи со свойством фенолов образовывать металлоорганические комплексы и влиять на переформирование водных биоценозов при длительном поступлении токсиканта в среду. Биогеохимическая роль фенола и продуктов его превращений проявляется на 7 - 17-й день, когда в воде накапливаются окрашенные соединения (продукты пре-

вращения фенола), а также перекисные соединения (результат возросшей ферментной активности организмов).

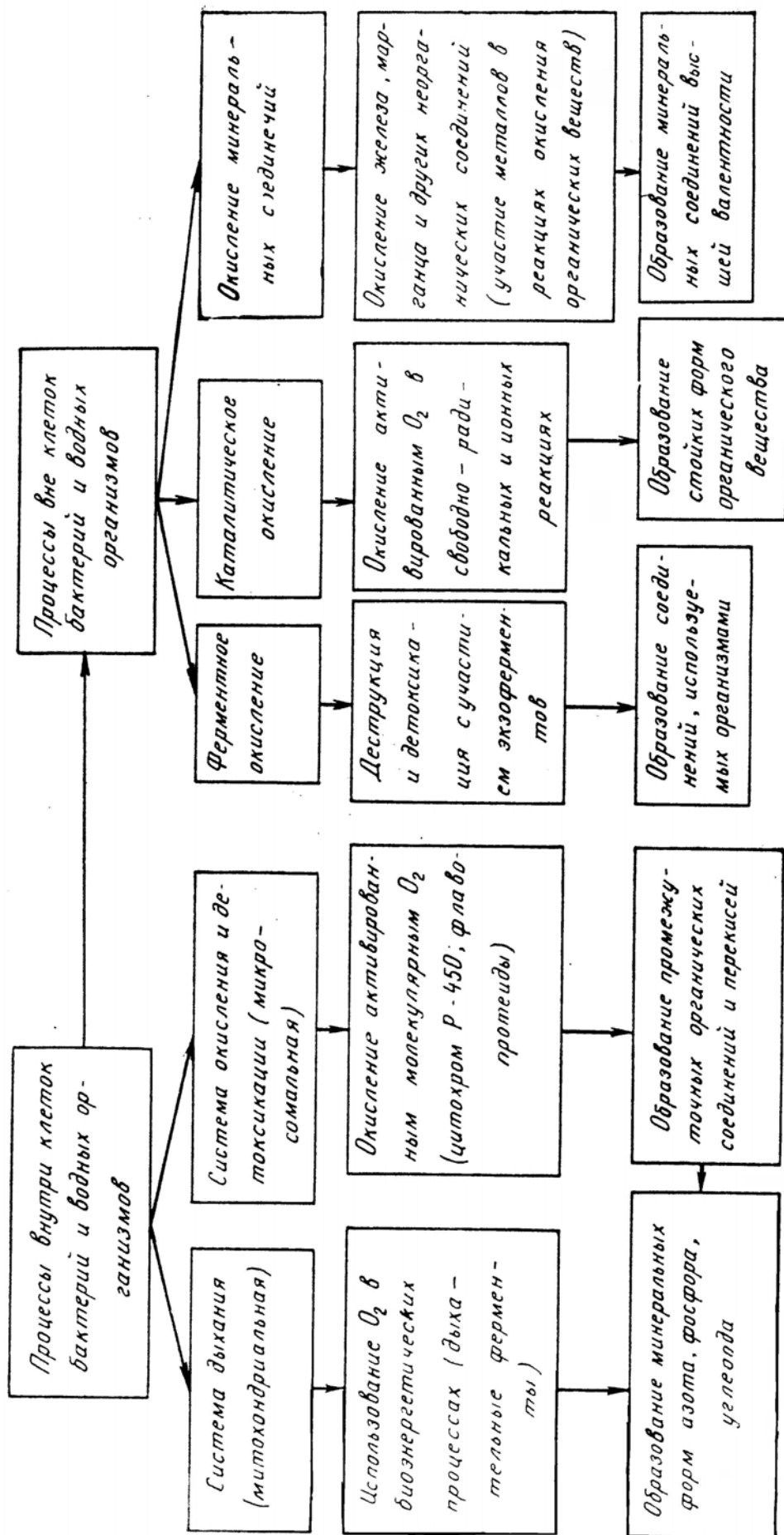


Рис. 5. Схема основных механизмов потребления кислорода природной водой

Распад органических веществ происходит в результате различных биохимических реакций: гидролиза, окислирования, дегидрирования, дегалогенирования и др. Этот процесс осуществляется главным образом организмами, которые используют кислород на внутреннее и внешнее биологическое окисление (рис. 5) (Синельников, 1980).

В процессе минерализации легко распадающихся веществ потребляется большое количество кислорода; часть этих веществ переходит в биохимически устойчивую форму, снижая величину БПК. Увеличение содержания в водоеме высокомолекулярных веществ типа гумусовых соединений ухудшает качество воды: возрастает цветность и окисляемость воды, в результате чего стоимость подготовки воды для питьевых целей значительно повышается.

Биохимическое потребление кислорода (БПК). Процесс потребления кислорода в водоеме сложен и определяется большим числом факторов. В биохимическом потреблении К. Медлер (1973) рассматривает несколько модификаций:

- стандартное БПК - пятисуточное и полное;
- БПК при насыщении воды кислородом и добавлении H_2O_2 ;
- БПК с подавлением процесса нитрификации путем прибавления к исследуемой воде 1 мг/л метиленовой сини или 0,1 М NH_4Cl при $\text{pH}=7$; предлагается подкислять воду до $\text{pH}=2,5$ и через 20 мин нейтрализовать ее;
- БПК с пробой на токсичность воды - определение поглощения кислорода при разных кратностях разбавления (не менее трех) исследуемой воды чистой природной водой;
- кратковременное БПК, определяемое за 6 – 24 часа при внесении в исследуемую воду адаптированной культуры бактерий;
- непрерывное БПК, определяемое с помощью респирометров и оксиметров, для получения данных об изменении этого показателя во времени;
- БПК, определяемое при разных температуре и скорости течения воды.

Определения только БПК_5 , составляющей 60 -90% $\text{БПК}_{\text{полн}}$, недостаточно ни при контроле качества воды загрязненного водоема, ни при общей оценке его состояния. Оценка легкоусваиваемого органического вещества по $\text{БПК}_{\text{полн}}$ предусмотрена «Правилами охраны поверхностных вод от загрязнения сточными водами» (1976). Только при определении $\text{БПК}_{\text{полн}}$ могут быть сделаны выводы о снижении легкоокисляемого органического вещества на различных расстояниях от источников загрязнения (отношение $\text{БПК}_{\text{полн}} / \text{ХПК}$). Отношение $\text{БПК}_{\text{полн}} / \text{ХПК}$ может возрасти не только в связи с загрязнением водоема бытовыми

сточными водами, но и за счет естественных процессов, которые нужно выделять при учете антропогенного влияния на водоем. Если на участках рек $BPK_{полн} / XPK$ не превышает 10%, это явно свидетельствует о присутствии в водоеме соединений, не распадающихся при очистке на городской станции аэрации. Известно, что 37% углеродсодержащих органических веществ бытовых сточных вод не подвергается полному биохимическому окислению. Во второй фазе окисления (после 5 - 10 суток) интенсивно идет процесс нитрификации, который оценивается по расходу O_2 после посева в сильно разбавленные сточные воды нитрифицирующих микроорганизмов, выделенных из очищенных стоков. Процесс распада азотсодержащих соединений наиболее активно идет после 15-го дня инкубации.

В потреблении O_2 водой большая роль принадлежит взвешенным веществам, прежде всего органическим, образующимся при отмирании планктона и поднимающимся в толщу воды со дна при волновом взмучивании. Ю.В. Ларионов и Б.А. Скопинцев (1975) показали, что из всех взвешенных частиц на величины БПК самое большое влияние оказывает планктон. Отмерший планктон служит субстратом для питания бактерий, и поэтому в тех случаях, когда планктон отмирает медленно, БПК чистой воды низкая.

В водоеме и особенно на его дне всегда имеется запас неокисленного органического вещества. В.И. Романенко (1971) на примере волжских водохранилищ показал, что количество органического вещества, разрушаемого в водохранилищах в течение года (деструкция), больше, чем его образуется в результате фотосинтеза. Расчет баланса органического вещества в Рыбинском водохранилище показал, что 62% массы органического вещества не связано с первичной продукцией. Накопление органического вещества в водохранилищах происходит из притоков и поверхностного стока (Синельников, 1980).

Биохимическая активность воды. Потенциальная способность воды водоемов к разрушению различных органических соединений характеризует ее ферментную и окислительную активность в отношении отдельных групп соединений. Высокая биохимическая активность воды характерна для участков рек, подвергающихся постоянному загрязнению. Сапрофитная микрофлора природных вод может адаптироваться к разрушению самых различных органических веществ. При окислении хотя бы одного простого по строению соединения (глюкозы, фенола) работает не один фермент, а сложная окислительная система, подобная системе биологического окисления высших организмов.

Для оценки окислительной активности воды предлагается определять H_2O_2 и сумму окислителей в воде после удаления O_2 . Перекись во-

дорода образуется в реакциях с участием аэробных дегидрогеназ, при которых в качестве акцептора водорода используется кислород, присутствующий в разрушаемом субстрате.



Перекись водорода как промежуточный продукт образуется в большом количестве биохимических реакций, а также в химических реакциях самоокисления (окисления органических веществ кислородом воздуха при обычных температурах и давлениях); в этом случае образуется H_2O_2 и органические перекиси (Синельников, Демина, 1974).

Самоочищение водоемов от гидрофобных органических веществ. Группа гидрофобных органических веществ включает большое число соединений, к общим признакам которых относится хорошая растворимость в неполярных или малополярных органических растворителях: эфире, хлороформе, гексане, четыреххлористом углероде.

В зависимости от происхождения можно выделить следующие группы гидрофобных органических веществ.

1. Природные соединения воды и донных отложений чистых водоемов - продукты распада и превращения планктона, микроорганизмов, высшей водной растительности и гидрофобные вещества, выщелачиваемые из незагрязненной почвы (битумоиды, углеводороды). Общее количество этих веществ составляет фон гидрофобного органического вещества и донных отложений, учитывать который необходимо при оценке загрязнения водоемов.

2. Соединения бытового происхождения - легкоомыляемые органические вещества (жиры, масла), которые, как правило, относятся к неконсервативным веществам, легко окисляющимся в условиях водоема.

3. Промышленные вещества:

а) нефть и нефтепродукты - гидрофобные вещества, состоящие преимущественно из углеводородов и сложной смеси элементарорганических соединений, основные из которых относятся к смолам асфальтенам (нефтяным битумам);

б) синтетические смолы - высокомолекулярные, твердые, всплывающие со взвешенными веществами и концентрирующиеся на дне (вместе с природными смолами, нефтяными битумами, имеющими общие с ними аналитические признаки, они входят в состав битумоидов).

Фоновые концентрации хлороформрастворимых и эфирорастворимых органических веществ вод верхневолжских водохранилищ составляют для первой группы веществ 0,3 - 0,8 мг/л, в отдельных случаях до

1,5 мг/л (Ершов, Синельников, 1974) и для второй группы - 0,6 – 2 мг/л. Хлороформом и эфиром извлекаются зеленые и желтые пигменты. По данным В.А. Елизаровой (1975), сумма хлорофилла (а, b, с) может колебаться от 1 до 48 мкг/л, а каротиноидов - от 1,6 до 25 мкг/л. Биомасса хлорофилла на единицу биомассы водорослей может изменяться в 6 раз, а каротиноидов - в 8 раз. Липиды составляют 3 - 10% сухого веса водорослей, а в зоопланктоне - около 20%. В зависимости от трофности липиды от фитопланктона могут составлять 1 – 300 мкг/л (Кузьмин, 1974).

Липиды по сравнению с белками и углеводами, по мнению многих исследователей, - наиболее стойкая часть автохтонных органических соединений. Они в значительной мере связаны с органогенными взвешенными веществами, концентрируются на дне, частично превращаются в маслянистые и смолистые компоненты природных битумоидов. Фоновые содержания битумоидов в воде верхневолжских водохранилищ колеблются от 0,05 до 0,5 мг/л.

Самоочищение водоемов от нефтепродуктов. Нефть и нефтепродукты имеют сложный состав: парафиновые и нафтеновые углеводороды составляют 50 - 90%, ароматические углеводороды - от 1 до 20%, кислородосодержащие соединения - около 5%, органические соединения серы – 1 - 5%, смолы и асфальтены - от 3 до 12%. Некоторые виды мазутов содержат до 50% смол. Водоемы загрязняются чаще не сырой нефтью, а нефтепродуктами, состав и физико-химические свойства которых отличаются от нефти. Например, бензины имеют значительно большую растворимость в воде и быстрее испаряются с ее поверхности, а мазуты практически не растворимы и оседают в значительной мере на дно.

Водоем следует считать загрязненным нефтью и нефтепродуктами в том случае, когда в местах водопользования постоянно обнаруживаются нефтепродукты, содержание их в русле и на участках с преобладающими глубинами постоянно превышает ПДК, а в донных отложениях накапливаются нефтяные битумы и углеводороды. Помимо этого наблюдаются органолептические признаки присутствия нефтепродуктов; нефтепродукты обнаруживаются в рыбе, в водных организмах и нарушают жизнедеятельность водного биоценоза. В количественной оценке нефтепродуктов используется отношение N/M , где N - концентрация нефтепродуктов в 1 м^3 , а M - их количество на 1 м^2 площади поверхности. Высокие показатели N/M оказываются при диспергированном состоянии нефтепродуктов в воде.

Разрушение нефти в водоеме происходит в результате ее самоокисления и с помощью микроорганизмов. На постоянно загрязняемых

участках обнаруживается большое число бактерий, окисляющих керосин, соляровое масло, парафин и нафталин. Потенциальная способность микрофлоры к окислению этих нефтепродуктов оказывается в 3 - 10 раз выше ее способности на чистых участках. Топочный мазут распадается в 9 – 14 раз медленнее, чем керосин, еще медленнее - машинное масло. Для распада нефтепродуктов обязательно участие O_2 . На окисление 1 мг углеводов идет 3 – 4 мг O_2 , а при интенсификации процесса на 1 моль углеводов необходимо 7 - 8 моль O_2 . Анаэробные условия способствуют почти полному прекращению распада углеводов, которые могут сохраняться 2 – 7 лет. Специалисты гидробиологи, отбирающие пробы зообентоса, часто сталкиваются с замазученностью грунтов и наличием мелких шариков битумоидов или смолистых веществ. Очищенные сточные воды нефтеперегонных заводов даже после 6 - 9 месяцев отстаивания оказались токсичными для водорослей и дафний.

Таким образом, распад нефтепродуктов в водоеме может привести к следующим изменениям состава природных вод:

- к увеличению численности бактерий;
- изменению органолептических свойств;
- увеличению концентрации растворимых в воде органических веществ;
- увеличению концентрации токсических продуктов (фенолов, нафтолов и других оксипроизводных углеводов);
- увеличению концентрации легко окисляющихся кислородсодержащих соединений; возрастанию поверхностно-активных свойств, вспениванию воды;
- увеличению содержания биогенов в воде и развитию зоопланктона и водорослей фитопланктона и перифитона.

В общем виде, разовый процесс самоочищения водоема от нефти (углеводородов) можно представить в следующей схеме:

Углеводороды ---- бактерии ---- зоопланктон ---- бактерии толщи воды и дна + деструкторы на дне ---- фитопланктон.

Здесь:

- углеводороды являются пищевым субстратом для бактерий (нефтеокисляющих),
- бактерии способствуют развитию простейших, коловраток, рачкового планктона,
- при их отмирании увеличивается микрофлора воды и грунтов,

- далее освобождение азота и фосфора, идущих на питание водорослей.

Процесс идет с затуханием до полного освобождения водоема от нефтепродуктов и продуктов их разложения.

Самоочищение воды от нефти - многостадийный процесс, иногда растягивающийся на длительное время.

Самоочищение на дне водоемов. Состояние дна водоемов не нормируется, хотя исследования донных отложений считаются необходимыми для оценки характера загрязнения вод.

Для оценки состояния дна в зависимости от степени его загрязнения рекомендуется использовать следующие методы:

1) на участках, расположенных вдали от мест выпусков сточных вод, определяется общее количество органического вещества по потере при прокаливании и общее содержание гидрофобного органического вещества по количеству хлороформрастворимых веществ, концентрации углеводов и битумоидов;

2) на постоянно загрязняемых участках продельывается то же и учитывается количество серы и азота. Соотношение показателей и будет характеризовать состояние загрязнения дна на отдельных участках водоема или реки.

Очищение дна естественным путем происходит в весенний, паводковый период (промывной режим, очень характерный, например, для приустьевых участков р. Северная Двина, от г. Новодвинска и ниже, по главному руслу и особенно рукавам дельты). В водохранилищах промывной режим образуется при шлюзовых попусках и особенно в весенний паводок при открытой плотине.

Поскольку на дне концентрируются нерастворимые или трудно-растворимые органические вещества и металлы, в ряде случаев дно может быть загрязнено в значительно большей степени, чем вода водоема, и главным образом - нефтепродуктами, смолами и другими гидрофобными соединениями. Содержание природных битумоидов в донных отложениях на чистых участках водоемов может в 10^3 - 10^4 раз превышать их концентрацию в воде. Здесь могут встречаться красители и гидрофобные соединения бытового происхождения. Последние содержат органического углерода 70 - 76% и ниже и 8 - 15% O_2 . Самоочищение на дне водоемов протекает медленно, особенно в глубоких озерах с выраженным гипolimнионом, дефицитом кислорода у дна, низким Eh и малокомпонентностью донных биоценозов (кроме оз. Байкал).

Методические основы оценки самоочищения

Степень самоочищения водоема или отдельных его участков выражается в количествах распавшихся веществ (кг, т) или в процентах от снижения суммарного расхода отдельных соединений или их групп.

Валовые количества веществ, определенные в местах водопотребления или у приплотинных участков водохранилищ, вычисляются в процентах этих же веществ, поступающих в водоем со сточными водами или с поверхностным стоком.

Для количественной оценки самоочищения водоема необходимо составить балансы расхода основных элементов. (Сорг, N, P) и отдельных соединений. Отдельные показатели, найденные в воде загрязняемого участка, сравнивают с этими же показателями в стоках, на чистых участках водоема и с предельно допустимыми концентрациями. Эти данные используют для составления приходной и расходной части баланса соединений, поступающих в водоем со стоками (Драчев, 1968; Козлова, Храмова, 1972). Приходная часть баланса состоит из величин поступления соединений со сточными водами, поверхностным стоком, водами боковых притоков и в некоторых случаях - с атмосферными осадками. Расходная часть получается из концентрации веществ, содержащихся в водах устьевых участков рек и нижних бьефов плотин водохранилищ.

С.М. Драчев (1968) сделал балансовый расчет самоочищения р. Москвы. В него вошли суточное поступление легкоокисляемого органического вещества, его содержание в очищенных сточных водах, в поверхностном стоке и на дне, а также образование органического вещества в результате прироста биомассы фитопланктона на участке самоочищения. В расходной части учтено количество распавшихся органических веществ за время прохождения воды до г. Коломны. А.П. Львовым и др. (1973) показано, что в р. Тагил в течение 20 суток распадается 47 - 99% легкоокисляющегося органического вещества бытового происхождения.

Более продолжительно (примерно в 6 раз) и сложнее происходит самоочищение водоема от трудно окисляющихся соединений, например нефтяных битумов, содержащих смолы и асфальтены, плохо поддающиеся распаду (Синельников, 1971).

Содержание в воде растворенного кислорода является одним из существенных параметров, определяющих скорость трансформации органических веществ. Г.Г. Винберг (1975) указывал на необходимость изучения количественного баланса загрязненных вод как показателя хода самоочищения и их самоочистительной способности.

Окисление органических веществ быстро нарастает при повышении температуры воды. Как показали исследования С.М. Драчева с сотрудниками на Клязьминском водохранилище, при температуре 3,5°C потребление кислорода составило 45% от БПК₅, определенной при температуре 20°C, при температуре менее 1°C в среднем из восьми опытов потребление составило лишь около 2,5%. Эти данные показывают, что выпуск в реку подогретых вод не только исключают образование ледового покрова на значительном участке, но и ускоряется распад легко окисляющихся органических веществ.

Таким образом, рассмотрев составляющие и динамику процессов самоочищения водоемов от загрязнений, мы видим, что самоочищение следует понимать в широком смысле как по типам (физического, химического, биологического), так и по параметрам восстановительного процесса, характерного для каждого типа и вида загрязнения. Глубина процесса самоочищения (в широком смысле) различна для всего разнообразия водоемов - от лужи, аквариума и ручья до большого озера и крупной реки. Исследование процессов самоочищения должно быть комплексным как по задачам и методам, так и по участию в нем специалистов разного профиля.

7. Биологическая индикация качества вод

О сапробности, индикаторных организмах, индексах сапробности.

Историческая справка.

Основоположителем гидробиологических методов оценки качества вод принято считать Фердинанда Кона, благодаря его соотечественнику Мецу (Mez, 1898), объявившему год появления известного сочинения Кона (Cohn, 1875) годом микроскопического анализа вод. Однако еще раньше, в 1850 году, в Лондоне была опубликована монография Хессела (Hassel, 1850, цит. по: Абакумов, 1981). В ней автор давал оценку качества воды по организмам фитопланктона и зоопланктона. Английский гигиенист прошлого века Паркс включил метод Хессела в руководство по практической гигиене. Перевод этого руководства на русский язык выдержал два издания (Паркс, 1864, 1869, цит. по: Абакумов, 1981). Коном была обнаружена зависимость видового состава гидробионтов от химического состава вод и, прежде всего, от растворенных в воде органических веществ.

Интерес к гидробиологическим методам во многом был возрожден обстоятельными исследованиями Меца (Mez, 1898, цит. по: Абакумов, 1981), предложившим списки гидробионтов-антагонистов, встречающихся только в исключительно или в сильно загрязненных водах, а также списки «промежуточных» форм, характеризующих различные уровни загрязнения. К показателям абсолютно чистых вод Мец отнес типичных обитателей холодных вод горных ручьев и родников, не выносящих никакого загрязнения, например *Aphanocapsa fonticola*, *Aphanothece saxicola*, *Cladophora declinata*, *Desmonema vrangeli*, *Nostoc verrucosum*, *Oscillatoria rubescens*, *Pleurococcus mucosum* и др. К их антагонистам Мец отнес организмы, которые, по его мнению, в абсолютно чистых водах не встречаются вовсе, а в сточных водах могут достигать большой численности, например *Leptomitus lacteus*, *Sphaerotilus natans*, *Beggiatoa alba*, *Oscillatoria tenerrima*, *O. tenuis*, *Carchesium lachmanii*. Мец отмечал, что наличие некоторых из этих форм в небольшом количестве еще не указывает на то, что вода сточная, но нахождение даже их одиночных экземпляров не позволяет считать воду безусловно чистой. В список гидробионтов сточных вод вошли также организмы, исполняющие, согласно Мецу, менее выраженную индикаторную роль по сравнению с ранее перечисленными, например *Amphimonas fusiformis*, *Bodo mutabilis*, *Euglena viridis*, *Chilodon uncinatus*, *Colpidium colpoda*, *Euplotes charon*, *Lionotus fascidela*, *Oxytricha fallax*, *Paramaecium aurelia*, *P. caudatum*, *Stylonychia mytilus*, *Urotricha farcta* и др. (Абакумов, 1981).

В группу гидробионтов, выносящих слабое загрязнение, Мец внес 40 видов, в том числе: *Anabaena macrosperma*, *Cladophora fracta*, *Cymbella ehrenbergi*, *Diatoma vulgare*, *Fragillaria virescens*, *Gomphonema olivaceum*, *Navicula radiosa*, *N. bacillum*, *Nitzschia linearis*, *Spirogira weberi*, *Stigeoclonium tenue*, *Scenedesmus quadricauda*, *Ulothrix zonata*, *Zygnema stellenum* и др. (Абакумов, 1981).

К промежуточной группе гидробионтов, выносящих довольно сильное загрязнение, Мец отнёс 37 видов, в том числе: *Closterium acerosum*, *C. parvulum*, *Cocconeis pediculus*, *Cymbella cistula*, *Gomphonema acuminatum*, *Navicula viridis*, *Nitzschia acicularis*, *Spirogyra crassa*, *S. nitida*, *Synedra ulna*, *Vaucheria dichotoma* и др. (Абакумов, 1981).

Санитарно-экологическая характеристика многих гидробионтов, данная Мецем, вполне соответствует современной классификации гидробионтов-индикаторов сапробности. В дальнейшем шло накопление данных и систематизация сапробных комплексов гидробионтов. Расширение списков сапробных организмов позволяло дать сравнительную оценку влияния различных сточных вод на качество воды водоемов и

водотоков. Классическая система показательных организмов была создана ботаником Р. Кольквитцем и зоологом М. Марссоном. В статье, опубликованной в 1902 году и содержащей подробное изложение вопроса о гидробиологическом анализе воды, эти авторы предложили дать установленным Мецем двум основным группам показательных организмов-антагонистов название *сапробионты* (от греч. *Sapros* - гнилой) для обитателей сточных вод и *катаробионты* (от греч. *katharos* - чистый) для организмов, населяющих исключительно чистые воды. Под сапробностью авторы системы понимали способность организмов развиваться при большем или меньшем содержании в воде органических загрязнений. Позднее 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 (Абакумов, 1981).

Кольквитц и Марссон разделили сапробионтов на три группы:

- 1) организмы собственно сточных вод - полисапробионты (р-сапробы);
- 2) организмы сильно загрязненных вод - мезосапробионты (две подгруппы: α -мезосапробы и β -мезосапробы);
- 3) организмы слабо загрязненных вод - олигосапробионты (о-сапробы).

В 1908 году Кольквитц и Марссон опубликовали обширный список показательных растительных организмов, а в следующем году - обширный список видов-индикаторов животных организмов. Эти списки в дальнейшем пополнялись (Абакумов, 1981).

Г.И. Долгов (1926), Г.И. Долгов и Я.Я. Никитинский (1927), обобщив опыт отечественных и зарубежных исследователей, внесли некоторые изменения в списки Кольквитца - Марссона. Эти изменения учтены В.И. Жадиным и А.Г. Родиной (1950). Над уточнением списков видов-индикаторов работали многие зарубежные исследователи. Наиболее существенные изменения внесли М. Зелинка и П. Марван (Zelinka und Marvan, 1961), М. Зелинка и В. Сладечек (Zelinka, Sladecsek, 1964), В. Сладечек (Sladecsek, 1969, 1973), А.В. Макрушин (1974). Варианты списков видов-индикаторов даны в «Унифицированных методах исследования качества вод» (1966). Дополнения к ним по составу (43 вида) с изменениями в степенях сапробности (s), сапробных валентностях и индикаторного веса некоторых видов сделаны Макрушиным (1974).

Системы видов-индикаторов сапробности вод положены в основу гидробиологических методов оценки качества вод в среднеевропейских странах. Они хорошо известны и в той или иной мере наряду с другими методами применяются и в других странах (Винберг, 1981).

Выдающуюся роль в дополнении и совершенствовании системы индикаторов сапробности вод сыграл чешский гидробиолог В. Сладечек (Сладечек, 1967; Sladecsek, 1973). В его книге (Sladecsek, 1973) опубликован самый полный список - около 2 000 видов-индикаторов сапробности.

В бывшем Советском Союзе системы индикаторов сапробности широко использовались и совершенствовались (Долгов, 1926; Долгов и Никитинский, 1927; Захаров, 1930; Родина, 1961; Смирнова, 1969; Балущкина, 1976; Макрушин, Кутикова, 1976; Финогенова, 1976; Хлебович, 1976; Охапкин, Кузьмин, 1978; Поливанная, Сергеева, 1978; Семерной, 1982).

Существующая ныне система индикаторных организмов не универсальна для всех материков и наиболее применима в европейской части Палеарктики. Более того, первоначальный смысл термина «сапробность», как способность организмов обитать в загрязненных органическими веществами водах, утрачен из-за повсеместного преобладания промышленных загрязнений над бытовыми стоками, относительно которых строилась изначально система Кольквитца - Марссона, но термин продолжает благополучно использоваться в смысле степени общего загрязнения. Как бы утверждая термин на дальнейшее существование, Г.Г. Винберг (1981) пишет: «В системах индикаторных организмов сконцентрирован огромный опыт ряда поколений исследователей многих стран. Несмотря на многие недостатки этих систем, в руках квалифицированных специалистов они исправно служат для быстрого и хорошо документированного обнаружения даже малых различий в загрязненности вод, что нередко недоступно для менее чувствительных и более дорогостоящих химических методов. Признав полезность и даже необходимость использования и совершенствования систем видов-индикаторов сапробности вод, следует подчеркнуть, что подразумевается использование ее в комплексе с другими методами исследования» (с. 37).

Характеристики вод (зон деградации), загрязненных (обогащенных) органическими веществами, в настоящее время можно представить в развитии - от Кольквитца и Марссона до настоящего времени.

1. Полисапробная (р-сапробная). Зона сильного загрязнения органическим веществом с очень низким содержанием или отсутствием кислорода. Организмы с высокой требовательностью к кислороду абсолютно отсутствуют. Немногие виды живут на гниющей органике.

Дополнение 1 (Телитченко, Кокин, 1968). Полисапробная зона (р) характеризуется большим содержанием нестойких органических веществ и наличием продуктов их анаэробного распада (метан, сероводо-

род). Кислород отсутствует. Содержится много органического детрита, протекают восстановительные процессы, железо находится в форме FeS, ил имеет черную окраску с запахом сероводорода.

Дополнение 2 (Абакумов, 1981). В этих водах интенсивно протекают процессы редукции и распада с образованием сернистого железа или (и) сероводорода. Население полисапробных вод обладает малым видовым разнообразием, но отдельные виды могут достигать большой численности. Здесь особенно сильно распространены бесцветные жгутиконосцы и бактерии. Число бактериальных колоний, вырастающих из 1 см³ полисапробной воды на обыкновенной питательной желатине, могут превышать более 1 млн.

Дополнение 3 (Банина и др., 1983). Ил имеет темную, почти черную, окраску и запах сероводорода. В 1 мл воды содержится сотни тысяч и миллионов бактерий, БПК₅-10 – 50 мг O₂/л. В массе развиваются бактериальные зооглеи (*Zooglaea ramigera*), серные бактерии (*Beggiatoa*, *Thiothris*) и др. Виды простейших полисапробной зоны многочисленны. Ресничные инфузории представлены многими видами: *Vorticella microstoma*, *Carchesium polypinum*, *Tetrahymena pyriformis*, *Colpidium campylum* и др. Развиваются саркодовые, среди которых ряд видов голых амеб группы «*lymax*», *Amoeba guttula*, *Pelomyxa palustris*, *Vahlrfmphia limax* и раковинных амеб. Многочисленны растительные и животные жгутиконосцы. Каждый из видов простейших имеет массовое развитие.

2. Альфа-мезосапробная (α). Зона, где имеется некоторое количество кислорода, с большим числом видов типов животных, обитающих в полисапробной зоне.

Дополнение 1 (Телитченко, Кокин, 1968). «... содержится много свободной углекислоты. В воде и донных отложениях протекают окислительно-восстановительные процессы. Железо в закисной и окисной форме, ил сероватой окраски. В ... зоне развиваются организмы, обладающие большой выносливостью к недостатку кислорода и большому содержанию угольной кислоты. Преобладают растительные организмы с гетеротрофным и миксотрофным питанием. Отдельные организмы имеют массовое развитие. Обильны обрастания сидячими инфузориями. В илах значительное количество тубифицид и личинок хирономид.

Дополнение 2 (Абакумов, 1981). Альфа-мезосапробные воды характеризуются энергичным самоочищением. В нем принимают участие и окислительные процессы за счет кислорода, выделяемого хлорофиллоносными растениями. Среди них встречаются некоторые сине-зеленые, диатомовые и зеленые водоросли. Большой численностью об-

ладают грибы и бактерии, достигающие сотен тысяч в 1 см³. Могут обитать нетребовательные к кислороду виды рыб.

Дополнение 3 (Банина и др., 1983). Водоемы альфа-мезосапробной зоны загрязнены поступающими в них сточными водами, они непригодны в качестве питьевой воды и только после соответствующей очистки становятся пригодными для питья. БПК₅ - 5 - 10 мг О₂/л. Флора и фауна чрезвычайно разнообразны по составу видов и количеству особей каждого вида. Много видов, характеризующихся массовым развитием. К числу их относятся бактериальные зооглеи, нитчатые и палочковидные бактерии, грибы, ряд синезеленых водорослей. Из простейших в этой зоне преобладают сидячие кругоресничные инфузории, например *Carchesium polypinum*, *Epistilys plicatilis*, *Vorticella microstoma*, *Protrichodon teres*, *Spirostomum ambiguum*, *Aspidisca linceus* и др. Из саркодовых массового развития достигают некоторые виды голых амёб, например амёбы группы «*limax*», а также ряд раковинных корненожек, особенно родов *Bodo*, *Cercobodo*, *Petalomonas*, ряд эвгленовых жгутиконосцев родов *Euglena* (*E. caudata*, *E. velata*, *E. splendens*), *Lepocinclis* (*L. ovum*, *L. texta*), *Astasia* (*A. longa*, *A. linearis*), *Menoidium* (*M. tortuosum*) и др. Обычными обитателями α - мезосапробных зон служат коловратки (*Brachionus* и др.), много свободноживущих нематод, олигохет (*Tubifex tubifex*, под *Limnodrilus*, *Aulophorus furcatus*. - В.С.), моллюсков (? - В.С.), личинок хирономид (п/сем. *Tanypodinae*, род *Chironomus* - В.С.).

3. Бета-мезосапробная зона (β). Зона, где гниение приближается к минерализации. Животные - во множестве, с большим числом видов.

Дополнение 1 (Телитченко, Кокин, 1968). «...Отмечается в водоемах, почти освободившихся от нгестойких органических веществ, распад которых дошел до образования окисленных продуктов (полная минерализация). Концентрация О₂ и угольной кислоты сильно колеблются в течение суток, в дневные часы содержание О₂ в воде доходит до перенасыщения и угольная кислота может полностью исчезать. В ночные часы наблюдается дефицит кислорода в воде. В илах много органического детрита, интенсивно протекают окислительные процессы. Ил желтой окраски. Наблюдается цветение воды многими представителями фитопланктона. В обрастаниях обычны нитчатки и эпифитные диатомеи; в илах - черви, личинки хирономид, моллюски.

Дополнение 2 (Абакумов, 1981). В бета-мезосапробных водах процессы самоочищения протекают менее интенсивно, чем в альфа-мезосапробных. В них доминируют окислительные процессы, нередко наблюдается пересыщение кислородом, преобладают такие продукты минерализации белка, как аммонийные соединения (нитриты и нитра-

ты). Разнообразно представлены диатомовые, зеленые и сине-зеленые. Число бактерий в 1 см³ воды не превышает обычно 100 тыс. Многие макрофиты находят здесь оптимальные условия для своего роста.

Дополнение 3 (Банина и др., 1983). К этой зоне относятся умеренно загрязненные воды с повышенным содержанием органических веществ; много ионов аммония и хлора «...именно этой зоне свойственно наибольшее количество видов простейших. Особенно богат набор видов бентосных и планктонных, ресничных и сосущих инфузорий. БПК₅ в них равен 2,5 – 5 мг О₂/л». Животный и растительный мир водоемов этой зоны очень богат и представлен многочисленными видами с высокой численностью (олигохеты сем. *Naididae* и *Tubificidae*. - В.С.), моллюски, личинки хирономид - п/сем. *Chironominae*).

4. Олигосапробная зона (о-сапробная). Зоны восстановления. Доминируют в чистых водах. Содержание О₂ высокое. Широкий систематический состав растений и животных.

Дополнение 1 (Телитченко, Кокин, 1968). Содержание О₂ и угольной кислоты не претерпевает заметных колебаний в дневные и ночные часы суток. Цветение водорослей, как правило, не наблюдается.

Дополнение 2 (Абакумов, 1981). Содержание органических веществ не превышает 1 мг/л, число бактерий не превышает 1 000. Богато представлены перидинеи, встречаются харовые водоросли.

Дополнение 3 (Банина и др., 1983). Это чистые воды (водоемы). Содержание О₂ близко к насыщению. БПК₅ = 1 - 2,5 мг О₂/л. На дне водоемов детрита немного, ил коричневого цвета, придонная фауна немногочисленна (исключение: оз. Байкал. – *Прим. наше*). К числу простейших этой зоны относятся: саркодовые - *Diffugia limnetica*, *D. bacillifera*, *Lesquiresia spiralis*, *Nebela colaris*, *Gromia fluviatilis*, жгутиконосцы родов *Gymnodinium* и *Peridinium*, а также инфузории - *Spathidium depressum*, *Strobilidium gyrans*, *Nassula dracilis*, *Spirostomum filum*, *Vorticella convallaria*, *V. similis*, *V. picta* (Sladeczek, 1973).

Чистые олигосапробные водоемы мало отличаются от очень чистых, катаробных и ксеносапробных водоемов по своим химическим показателям, но в них имеются следы деятельности человека, что отражается на увеличении количества сапрофитных организмов, содержащихся в воде. Чистая вода этих водоемов пригодна для всех видов использования, она служит и питьевой водой, для чего достаточно ее хлорировать или озонировать.

В качестве резюме из данных характеристик следует, что по мере ухудшения качества воды систематический состав организмов - гидробионтов становится уже, а представительность низших таксонов (численность некоторых видов) увеличивается и в альфа-полисапробной зо-

не может быть огромной, например таких видов, как *Tubifex tubifex*, *Limnodrilus hoffmeisteri*, виды р. *Chironomus*.

В обобщенном виде система сапробности может быть представлена в схеме (см. табл. 20)

Таблица 20

Система сапробности воды

| Показатели | Зоны сапробности | | | |
|--|--|---|--------------------------------|--------------------------------|
| | <i>p</i> -сапробная | α -сапробная | β -сапробная | <i>o</i> -сапробная |
| Концентрация бактерий в 1 мл | Сотни тысяч, миллионы | Сотни тысяч | Десятки тысяч | Десятки, сотни |
| Пожиратели бактерий | Масса | Много | Немного | Очень мало |
| Продуценты органического вещества | Нет | Мало | Немного | Много |
| Водные цветковые растения | Нет | Нет или мало | Немного | Много |
| Источник кислорода | Диффузия | Слабое* | Сильное* | Энергичное* |
| Потребность в кислороде | Ничтожная | Слабая | Значительная | Очень большая |
| Кислородные условия | Анаэробные | Полуанаэробные | Аэробные | |
| Характер окислительных процессов | Восстановительные | Восстановительно-окислительные | Окислительные | |
| Степень минерализации органического вещества | Белковые вещества, полипептиды, углеводы | Аммиак, аминокислоты, амиды, амидокислоты | Аммиак, нитриты, нитраты | Нитраты |
| Угольная кислота | Очень много | Порядочно | Немного | Очень мало |
| Сероводород | Много | Порядочно | Очень мало | Нет |
| Форма соединений железа | FeS | FeS+Fe ₂ O ₃ | Fe ₂ O ₃ | Fe ₂ O ₃ |

Примечание: * - выделение свободного кислорода при фотосинтезе.

Оригинальная система оценки качества вод была разработана Е.Н. Болохонцевым (1911) и А.С. Скориковым (1922). Эта система отличалась от классической схемы Кольквитца и Марссона прежде всего тем, что в основу каждой группы указателей, с одной стороны, чистоты воды, а с другой - загрязнения было положено определенное биологическое содержание. Система включала в себя пять групп показательных организмов: полисапробионтов, мезосапробионтов, олигосапробионтов, альгобионтов и катаробионтов. Первые две группы системы Болохон-

цева и Скорикова вполне соответствовали системе Кольквитца и Марссона и характеризовали зоны высшего и сильного загрязнения. Малочисленные представители мезосапробионтов встречаются и в чистой воде, но массовое развитие имеют в сильно загрязненных водах. Олигосапробионты в этой системе характеризуют водоемы естественного загрязнения: болота, пруды, рвы, лужи, а также водоемы, слабо загрязненные сточными водами. Альгобионты становились связующим звеном между олигосапробионтами и катаробионтами. Это организмы зарослевой прибрежной зоны и катаробионты - организмы планктона чистых вод; олигосапробионты - обитатели дна чистых вод. Эта система не получила признания, но она достаточно информативна.

Система сапробности Кольквитца и Марссона с момента ее опубликования стала классической, но постоянно корректируется и дополняется данными по химическому и биологическому качеству сапробных вод (зон) и по спискам групп гидробионтов с учетом физиологических характеристик экологических популяций в разных регионах. В.И. Жадин (1964) предложил строить «шкалу сапротоксобных организмов», в которой должна учитываться не только загрязненность органическими, но и токсическими веществами. Н.С. Строганов (1964) предложил термин «биогидрохимическая область или район», обозначающий не только чистые, не загрязняемые водоемы, но и загрязняемых стоками промышленных предприятий. Чешским специалистом Владимиром Сладечком (1967) разработана полная система сапробности или биологическая схема качества воды (терминология и циклограмма), по его мнению, универсальная. Описание ее очень краткое, схематичное, поэтому здесь предлагается в полном виде.

«Все типы вод можно представить в виде круга (рис. 6), который мы делим на квадранты. Левая половина круга представляет несточные воды, правая - сточные воды. Верхняя половина - природные и сточные воды, нижняя половина - воды, для которых нельзя применить понятия сапробности, это воды асапробные. Квадранты представляют четыре главные группы качества воды.

1. *Катаробность* (К): наиболее чистые грунтовые воды, минеральные воды или вода, которая была искусственно подготовлена в качестве питьевой воды.

2. *Лимносапробность* (Л): более или менее загрязненные поверхностные или грунтовые воды. Сюда включена почти целая система сапробности в основном понятии Кольквитца и Марссона после некоторых изменений. В настоящее время мы можем различать пять степеней сапробности: x - ксеносапробность, o - олигосапробность, $\beta\alpha$ - мезосапробность, $\beta\alpha$ - мезосапробность, $-p$ - полисапробность.

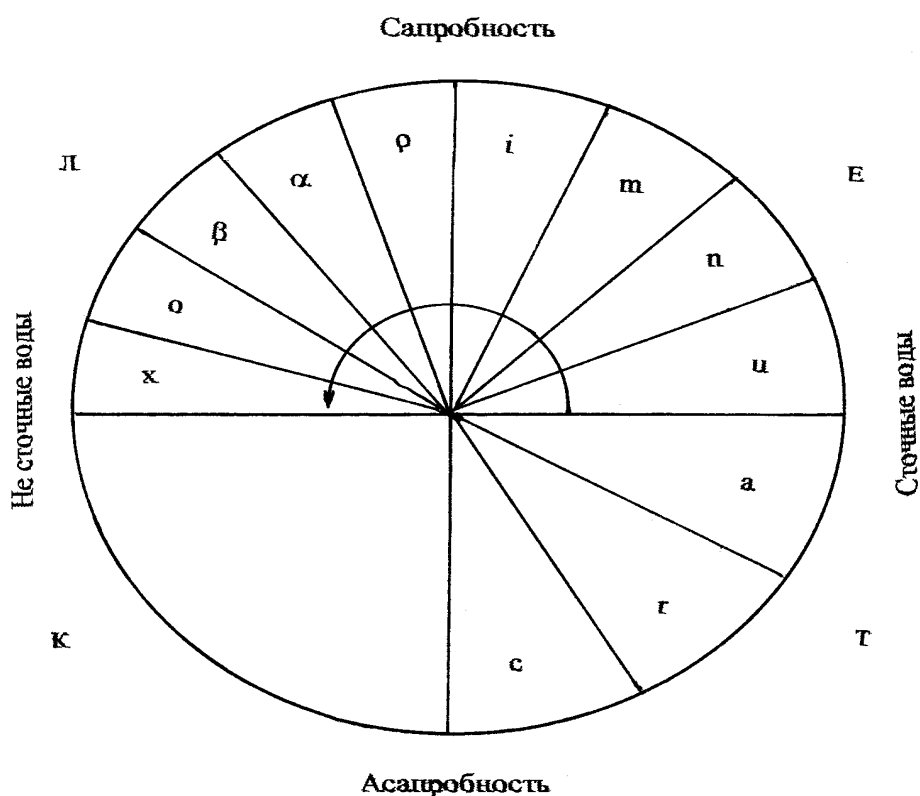


Рис. 6. Общая биологическая схема качества воды:
 большие русские буквы обозначают главные группы качества воды;
 латинские буквы обозначают степени сапробности;
 стрелка показывает направление биологической очистки
 и самоочищения

3. *Эвсапробность* (Е): сточные воды, содержащие органические вещества, которые подвергаются биохимическим процессам разложения. Среди них можно различать четыре степени: *i* - изосапробность (развитие инфузорий), *m* - метасапробность (развитие бесцветных жгутиконосцев), *n* - гиперсапробность (развитие бактерий и грибов), *u* - ультрасапробность (абиотическая степень - наиболее концентрированные сточные жидкости).

4. *Транссапробность* (Т): сточные или поверхностные воды, которые не подчиняются понятию сапробности и не подвергаются биохимическому разложению. Здесь присутствуют принципиально три степени качества воды: *a* - антисапробность с токсическими веществами, *r* - радиосапробность с радиоактивными веществами и *c* - криптосапробность, где влияют физические факторы, например высокая или низкая температура, присутствие некоторых минеральных суспензий и т.д.

В кругу находится стрелка, показывающая направление биологической очистки и самоочищения. Нельзя предполагать, что каждая сточная вода должна проходить последовательно по всем степеням, которые мы различаем. Очистительные сооружения значительно сокращают этот процесс, который заканчивается достижением - приблизительно - мезосапробной степени. Обратное направление стрелки указывает на повышение загрязнения и количества органических веществ (БПК, окисляемости).

Отдельные степени сапробности характеризуются биологически - присутствием или отсутствием организмов, во многих случаях биоиндикаторов. Зная условия жизни биоценозов, мы можем судить об общих свойствах биотопа. Очень трудной работой является определение связи биологических, бактериологических и химических результатов анализов. Мы попытались резюмировать результаты различных авторов в таблице, где мы приводим только ориентировочные данные.

В нашей схеме находятся также четыре степени, которые являются или могут быть абиотическими. Это катаробность, ультрасапробность, антисапробность и криптосапробность. В каждом из этих случаев можно найти причину, вызывающую отсутствие организмов» (с. 27-29).

Н.Н. Банина и др. (1983) дополняют характеристики сапробных и антисапробных зон по Сладечку (Sladecsek, 1973).

Катаробная и ксеносапробная зоны. Насыщение воды кислородом достигает 95%, БПК₅ не превышает 1 мгО₂/л, и количество взвешенных в воде веществ не выше 3 мг/л (Sladecsek, 1973, цит. по: Банина, 1983).

Изосапробная зона. Пример изосапробности - свежие бытовые стоки. Вода лишена растворенного кислорода. Сероводород отсутствует или имеются его следы. Значения БПК₅ очень высокие, и в течение 5 дней колеблется от 120 000 до 400 мгО₂/л и к концу срока до 50 мгО₂/л. Численность бактерий типа *coli* равно 20 млн. - 3 млрд./л. Заселение простейшими последовательное за бактериями - бесцветные жгутиконосцы, прежде всего *Polytoma uvella*. Вслед за ними - инфузории (Sladecsek, 1973, цит. по: Банина, 1983).

Метасапробная зона. К сильному загрязнению органическими веществами добавляются токсические вещества. Условия анаэробные, идет анаэробный распад с образованием больших количеств H₂S. БПК₅ - 200 - 700 мгО₂/л. Вода содержит огромное количество гнилостных бактерий и серобактерий. Простейшими представлены в основном бесцветными жгутиконосцами. Вода непригодна для какого-либо использования (Sladecsek, 1973, цит. по: Банина, 1983).

Гиперсапробная зона характеризуется исключительно большим насыщением органическими веществами, разложение которых происходит в анаэробных условиях. Эта зона включает главным образом промышленные органосодержащие стоки, и одним из типичных примеров ее можно считать стоки сахарных заводов.

Вода гиперсапробной зоны содержит огромное количество анаэробных бактерий и организмов группы *Mycophyta*. Других организмов в активном состоянии, здесь нет. Значения БПК₅ очень велики: 500 – 1 500 мгО₂/л и выше. Бактерий и *Mycophyta* содержится около 50 млн в 1 мл и около 1 млн бактерий типа *coli* в 1 мл (Sladecsek, 1973, цит. по: Банина, 1983).

Ультрасапробная зона известна как «безжизненная» зона, в которой нет живых организмов в активном состоянии; обнаружены споры бактерий, водорослей, цисты простейших, яйца нематод, колеровок и пр. Это промышленные стоки, например целлюлозных заводов. Значения БПК₅ равно 60 000 и выше, SO₂ и H₂S отсутствуют (Sladecsek, 1973, цит. по: Банина, 1983).

Антисапробная зона обнаружена в промышленных стоках, содержащих токсические вещества неорганической и органической природы. Активных форм жизни, спор и цист нет. Показатель БПК₅ равен 0 (Sladecsek, 1973, цит. по: Банина, 1983).

Радиоактивная зона опасна содержанием радиоактивных веществ, которые могут, не оказывая губительного влияния на растения и животных, обитающих в воде этой зоны, накапливаться в них и передаваться через пищевые цепи (Sladecsek, 1973, цит. по: Банина, 1983).

Криптосапробная зона отличается неблагоприятными физическими условиями: слишком высокой или низкой температурами, содержанием больших количеств угольной пыли и мелких частиц разнообразных минералов, минеральных масел и других примесей, загрязняющих воду и создающих неблагоприятные условия для гидробионтов (Sladecsek, 1973, цит. по: Банина, 1983).

Таблица 21

Показатели сапробности

| Категория вод | Степень сапробности | Значение индекса сапробности | Психрофильные бактерии на 1 мл | Кол-во бактерий <i>p. Coli</i> |
|----------------|---------------------------|------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|
| Катаробная | Катаробность | | $< 5 \cdot 10^2$ | |
| Лимносапробная | Ксеносапробность | 0 - 0,5 | 10^3 | 10^4 |
| | Олигосапробность | 0,51 - 1,5 | 10^4 | $5 \cdot 10^4$ |
| | β -мезосапробность | 1,51 - 2,5 | $5 \cdot 10^4$ | 10^5 |
| | α -мезосапробность | 2,51 - 3,5 | $25 \cdot 10^4$ | |
| Эусапробная | Полисапробность | 3,51 - 4,5 | $2 \cdot 10^6$ | $3 \cdot 10^7$ |
| | Изосапробность | 4,51 - 5,5 | 10^7 | $3 \cdot 10^9$ |
| | Метасапробность | 5,51 - 6,5 | 10^8 | 10^{10} |
| | Гиперсапробность | 6,51 - 7,5 | 10^9 | 10^6 |
| | Ультрасапробность | 7,51 - 8,5 | 10 | 0 |
| Транссапробная | Антисапробная | | 0 | |
| | Радиосапробность | | Разное | |
| | Криптосапробность | | 0 или разное | |

| Категория вод | Степень сапробности | БПК5, мл/л | Концентрация, мг/л | | Специфические вещества и показатели |
|----------------|---------------------------|--------------|--------------------|------------------|-------------------------------------|
| | | | O ₂ | H ₂ S | |
| Катаробная | Катаробность | 0 | Разная | 0 | Остаточный хлор |
| Лимносапробная | Ксеносапробность | 1 | >8 | 0 | |
| | Олигосапробность | 2,5 | >6 | 0 | |
| | β -мезосапробность | 5 | >4 | 0 | |
| | α -мезосапробность | 10 | >2 | 0 | |
| Эусапробная | Полисапробность | 50 | >2 | 0 | Следы Eh < +200 mV |
| | Изосапробность | 400 | Следы | <1 | Eh = +200 mV до Eh +50 mV |
| | Метасапробность | 700 | 0 | <100 | Eh = +50 mV |
| | Гиперсапробность | 2000 | 0 | <10 | Птомаины |
| | Ультрасапробность | 120000 | 0 | 0 | |
| Транссапробная | Антисапробная | 0 | Разная | 0 | Токсические вещества |
| | Радиосапробность | Разное | Разная | 0 | Радиоактивные вещества |
| | Криптосапробность | 0 или разное | Разная | 0 | Физические факторы |

Сладечек (Sladecsek, 1967, 1969, цит. по: Макрушин, 1974) сопоставил отдельные ступени сапробности с бактериологическими и химическими показателями (табл. 21).

Биологические критерии оценки качества воды дают более обобщенные данные о состоянии водоема, чем химические показатели. Они характеризуют изменения состояния водоема, происходящие за большой отрезок времени воздействия на водоем. Биологический анализ используют для характеристики процессов антропогенного эвтрофирования и для оценки степени загрязнения (Синельников, 1980).

Преимущество биологической индикации состоит в том, что:

1) биологические процессы интегрируют влияние среды и изменение в структуре сообщества;

2) биологические процессы вскрывают скорость и направление изменения отдельных параметров среды;

3) морская (также и пресноводная. - *В.С.*) биота, аккумулируя и трансформируя химические соединения, указывает на пути миграции и места накопления загрязняющих веществ в экологической системе (Цыбань и др., 1981).

Особенности водных биоценозов отражают качество вод и могут служить для его индикации. Если в биоценозе наблюдается увеличение численности организмов, устойчивых к некоторому типу загрязнения, по сравнению с численностью других организмов, то это может указывать на появление данного типа загрязнения. Сдвиг в доминировании по численности от тубифицид, хирономид и личинок стрекоз к поденкам, веснянкам и некоторым видам ручейников явно указывает на улучшение качества вод, на уменьшение в воде биогенных элементов (Абакумов и др., 1981).

Хозяйственно-фекальное загрязнение вод лучше оценивается по микробиологическим показателям (Драчев, 1964). Бактериологический и микологический анализ воды может показать начальное или кратковременное органическое загрязнение (Hynes, 1964). Массовое развитие бактерий или специфическое бактериальное загрязнение вызывают вспышку численности и разнообразия простейших, которых эффективно можно использовать в качестве индикаторов загрязнения (Hynes, 1960). Состав и численность бактерий и простейших являются хорошим показателем качества активного ила в аэротенках и эффективности биологической очистки сточных вод по населению прудов-отстойников в отсутствие токсических загрязнений. Другие беспозвоночные, многоклеточные (черви, моллюски, ракообразные, личинки насекомых) используются в сравнении зон, степени и качества комплексных загрязнений водоемов и водотоков.

Биологические эффекты (последствия) загрязнения проявляются в изменении физиологических, биохимических и генетических свойств организма и связанных с ними проявлений морфологического, этологического, популяционно-биоценотического и экосистемного характера (Цыбань и др., 1981).

Биотические индексы

Биологическое качество водных экосистем в целом и их участков можно оценивать через структуру сообществ. Структура сообществ характеризуется количественным и качественным сочетанием организмов - индикаторов разного уровня загрязнений вод.

Каждый организм осваивает среду обитания в пределах своих морфофизиологических характеристик (экологического спектра) или толерантности. Концепция организма-индикатора лежит в основе «биотического индекса».

Каждый биотический индекс может быть специфичным для одного, возможно двух-трех типов загрязнения, но не может быть чувствительным ко всем видам загрязнения (органического, нефтяного, металлами, детергентами, пестицидами и т. д.).

Биотические индексы должны отражать специфику загрязнений с учетом географии распространения видов растений и животных. Наличие или отсутствие вида в сообществе должно соотноситься с ареалом вида. Расширение ареала может быть показателем загрязнения, например, теплового в северных широтах. В отличие от индексов разнообразия биотические индексы базируются на специфических (биологических, экологических, физиологических) особенностях организмов-индикаторов.

А.В. Макрушин (1974), обобщив большое число отечественных и зарубежных работ, систематизировал апробированные методы биологического анализа качества вод и разделил их на две группы. В первой объединены все системы и способы, в которых результаты анализа истолковываются на основе численного значения показательных организмов (по индикаторным организмам). Во второй группе рассматриваются способы оценки степени загрязнения по видовому разнообразию сообщества водных организмов на загрязненных участках и где загрязнение отсутствует. В данном пособии автор в целом следует этому разделению, но предлагается несколько иное деление.

1. Био(цено)гические индексы, характеризующие качество воды по составу и структуре сообществ.

2. Индексы сапробности (расчетные индексы степени загрязнения воды).

3. Индексы сходства видового состава сообществ, находящихся в разных условиях относительно загрязнения.

Био(цено)тические индексы, или оценка степени загрязнения воды по показательным организмам

Оценка загрязнения воды по индикаторным организмам кажется наиболее простой: наличие или отсутствие организмов известной степени сапробности в анализируемой пробе планктона или бентоса сразу ориентирует исследователя (специалиста, студента или школьника) относительно качества воды (загрязнения). Однако здесь не все так однозначно. Например, речка может быть сильно загрязнена, в нее сбрасываются бытовые сточные воды или стоки бродительного, или молочного производства. Налицо все признаки загрязнения: заиление дна, развитие нитчаток и грибов, «цветение» воды и пр. Если взять пробу грунта там, где создаются условия для накопления ила (слабое течение, замедленный водообмен), то найденные там организмы, например *Tubifex tubifex* (трубочник) или *Chironomus plumosus* (мотыль), покажут сильное загрязнение (альфа-мезо-полисапробную зону). Там, где течение посильнее, грунт будет представлен более или менее заиленным песком, и в нем мы обнаружим больший состав донных организмов, пусть того же уровня сапробности. Там же, где течение быстрое (стрезень), грунт будет представлен песком, возможно с галькой. Взятые здесь пробы могут дать состав организмов, характерных для участков реки, не подвергающихся загрязнению, типичных бэта-мезосапробов. Более того, пробы, отобранные сачком в прибрежной зоне с растительностью (рипаль), могут дать вообще олигосапробных, но больше бэта-мезосапробных организмов: личинки стрекоз, поденки кроме *Baetis rhodani*, олигохеты-наидиды, рачки-хидориды, т.е. «чистых» видов. Неопытный исследователь будет сбит с толку. В связи с этим, к оценке загрязнения водоема надо подходить дифференцированно и правильнее будет выделять отдельные зоны по сапробности относительно места или источника загрязнения. Наконец, при оценке загрязнения по индикаторным организмам необходимо давать оценку не по отдельным видам, а по сообществам (биоценозам). На этом принципе основаны приведенные ниже индексы (степень) качества или загрязнения воды.

Патрик (Patrick, 1950) выделила семь таксономических групп качества воды (биологической меры качества реки) по совокупности групп и индикаторных организмов, характеризующих тот или иной уровень загрязнения реки:

1. Сине-зеленые водоросли, роды зеленых водорослей: *Stygoclonium*, *Spirogyra*, *Tribonema*; коловратки - сем. *Bdelloidae*, плюс *Cephalodella megaloccephala* и *Proales decipiens*.
2. Олигохеты, пиявки и легочные моллюски.
3. Protozoa.
4. Диатомовые, красные и большинство зеленых водорослей.
5. Все коловратки, кроме включенных в группу 1, двустворчатые моллюски, переднежаберные моллюски и планарии-триклаиды.
6. Все насекомые и ракообразные.
7. Все рыбы.

В оценке питьевого качества воды из этих групп 7, 6 и 4-я показывают хорошее (здоровое) качество, 5-я и 3-я - сомнительное, 2-я - грязное и 1-я - очень грязное.

Биотический индекс как индекс загрязнения вод основывается (базируется) на характеристиках сообществ относительно степени загрязнения воды (Beck, 1965) (табл. 22).

Таблица 22

Биотический индекс «Река»

| Статус загрязнения | Биот. индекс | Тип сообщества макробеспозвоночных | Рыбный потенциал |
|----------------------------------|--------------|--|---|
| Незагрязненная | 6 | Широкое представительство чувствительных, факультативных и толерантных хищных, травоядных, фильтраторов и детритофагов без указания определенных видов | Все характерные рыбы для естественных вод |
| Слабое до умеренного загрязнение | 5 - 4 | Чувствительные хищники и травоядные, редуцированные до обособленных популяций или отсутствуют совсем. Факультативные хищники, растительноядные и, возможно, фильтраторы и детритофаги характерные для чистых вод. Рост численности с более низким индексом | Более чувствительные виды рыб убывают в численности |
| Умеренное загрязнение | 3 | Все чувствительные виды отсутствуют. Факультативные хищники (пиявки) отсутствуют или редки. Хищники сем. <i>Pelopiinae</i> и растительноядные тендипедицы присутствуют в довольно плотных популяциях | Только «грубые» рыбы |
| От умеренного до сильного | 2 | Факультативные и устойчивые виды сильно уменьшаются в численности, если загрязне- | Рыбы только с высокой |

| | | | |
|---|---|---|--------------------------------------|
| загрязнения | | ния токсичные; если органики не много, то виды, устойчивые к недостатку кислорода, присутствуют в больших количествах | устойчиво-стью к загрязнениям |
| Сильное загрязнение | 1 | Только очень устойчивые детритофаги (<i>Tubificidae</i>) присутствуют в большом количестве | Рыб очень мало, если они вообще есть |
| Определенное (отдельное) загрязнение, обычно токсичное. | 0 | Макробеспозвоночные отсутствуют | Рыб нет |

Вудивисс (Woodiwiss, 1964) биотический индекс загрязнения реки Трент (Англия) - «трент-индекс» определяет по видовому разнообразию и показательному значению таксонов (табл. 23).

Таблица 23

| Чистая вода | Часто наблюдаемая последовательность исчезновения из биоценозов по мере увеличения степени загрязнения | Общее число присутствующих «групп» | | | | | |
|--|--|---|--|------|-------|------------|----|
| | | 0-1 | 2-5 | 6-10 | 11-15 | 16 и более | |
| | | биотический индекс | | | | | |
| | присутствуют личинки веснянок | ли- больше одного вида только один вид | - | 7 | 8 | 9 | 10 |
| | присутствуют личинки поденок | ли- больше одного вида ¹ только один вид ¹ | - | 6 | 7 | 8 | 9 |
| | присутствуют личинки ручейников | ли- больше одного вида ² только один вид ² | - | 5 | 6 | 7 | 8 |
| | присутствует гамма-рус | азел- все вышеназванные виды отсутствуют | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 |
| | присутствует азел-люс | азел- все вышеназванные виды отсутствуют | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 |
| | Грязная вода | присутствуют тубифициды (красные) личинки хирономид, все вышеназванные типы отсутствуют | туби- все вышеназванные виды отсутствуют | 1 | 2 | 3 | 4 |
| | | могут присутствовать некоторые виды, нетребовательные к кислороду, например, <i>Eristalis tenax</i> | 0 | 1 | 2 | - | - |
| ¹ Исключая <i>Baetis rodani</i> | | | | | | | |
| ² <i>Baetis rodani</i> включена в этот раздел | | | | | | | |

Биотический индекс (ТБИ - Trent Biotic Index) учитывает наличие групп животных, которые могут быть показательны в отношении качества воды. В понятие «группа» включены виды или комплексы видов, индикаторное значение которых оценивается в зависимости от общего числа групп животных в пробе. Таким образом, биотический индекс в целом оценивает структуру сообщества, однако к его недостаткам можно отнести недостаточную корреляцию «группы» с численностью входящих в нее животных. При этом значение очень малочисленной «группы» может быть завышено (Балушкина, 1997). Указанные в таблице тубифициды - это, прежде всего, вид *Tubifex tubifex* и род *Limnodrilus*. Под красными хирономидами понимаются виды р. *Chironomus*; азеллюс - *Asellus aquaticus* (водяной ослик) - равноногий рачок.

Индекс (система) Вудивисса вполне пригоден для биоиндикации состояния малых рек европейской части, загрязняемых большей частью бытовыми стоками. Пробы бентоса можно взять прямо с берега реки сачком, малой драгой или даже ведром. Этим индексом успешно пользуются школьники при квалифицированной помощи учителя или специалиста-гидробиолога и студенты под руководством преподавателя, знакомого с фауной пресных вод региона. Этот индекс плохо работает на быстрых речках с каменистым или песчаным дном.

Индексы сапробности

В отличие от биоценологических индексов, индексы сапробности характеризуют качество воды или ее сапробиологическую оценку по набору и количественным показателям популяций видов индикаторов в пробах планктона и бентоса. Индексы сапробности могут характеризовать как точечные или локальные состояния воды водоема, так и позволяют дать оценку процессов самоочищения, например, в реке при отборе проб по заданной сетке станций относительно места сброса сточных вод. Пробы обычно отбираются до (выше) сброса, в районе сброса (на небольшом удалении) и далее по факелу распространения сточных вод.

Индекс сапробности Пантле и Букк (Pantle und Buck, 1955).

$$S = \frac{\sum sh}{\sum h},$$

где S - индекс сапробности, s - индикаторная значимость вида (s: = 1 - олигосапробы, = 2 - мезосапробы, = 3 - мезосапробы, = 4 – полисапробы); h - относительное количество особей вида (h: = 1 - случайные

(единичные) находки, = 3 - частая встречаемость, = 5 - массовое развитие). При $S = 4.0-3.5$ - полисапробная зона (по Sladecsek, 1969 - 4.5 - 8.5), = 3.5 - 2.5 - мезосапробная зона, = 2.5-1.5 - мезосапробная зона, = 1.5 - 1.0 - олигосапробная зона, = 0.5 - 0 - ксеносапробные воды (Sladecsek, 1969).

Метод Пантле - Букк широко применяется гидробиологами в оценке загрязнения природных вод (оценке сапробности) по фито- и зоопланктону и зообентосу. Существующие сейчас списки видов - индикаторов сапробности (Макрушин, 1974б) дают значения (s).

Н.А. Дзюбан и С.П. Кузнецова (1981) предложили модификацию индекса Пантле - Букк:

$$S = \frac{\sum (n \cdot s)}{\sum n},$$

где n - фактическая численность индикаторного вида в пробе, S - средний индекс сапробности, s - сапробность отдельных видов (по Сладечку).

Определение сапробности по этому модифицированному индексу Пантле - Букк проводится по следующим значениям (Захаров, 1997):

| <i>Шкала сапробности</i> | <i>Значения сапробности S</i> |
|--------------------------|-------------------------------|
| Ксеносапробная | <1 |
| Олигосапробная | ≥1<2 |
| β - мезосапробная | ≥2<3 |
| α - мезосапробная | ≥3<4 |
| Полисапробная | ≥4 |

Авторы считают расчеты по этой формуле более объективными и позволяет регистрировать даже небольшие изменения качества воды. Некоторые сложности при вычислениях по этому модифицированному индексу связаны с возможными большими численностями индикаторных видов в пробах.

В.Ю. Захаров (1997) в Методическом руководстве приводит расчет сапробности по модифицированной формуле Пантле - Букк для нескольких рядов наблюдений (например, индексов сапробности для нескольких групп организмов из одного места сбора материала).

$$S_1 \sum n_1 + S_2 \sum n_2 + \dots + S_k \sum n_k$$

$$S_m = \frac{\sum n_1 + \sum n_2 + \dots + \sum n_k}{\dots},$$

где S_m - средний индекс сапробности для анализируемых групп организмов; S_1, S_2, \dots, S_k - индексы сапробности для групп организмов 1, 2, ...k (например, для фитопланктона, зоопланктона и зообентоса); $\sum n_1 + \sum n_2 + \dots + \sum n_k$ - суммы численностей видов в анализируемых группах организмов. Он предлагает вычислять статистики для описания варьирования индекса: среднеквадратичное (несмещенное) отклонение, ошибку средней и коэффициент вариации. Наиболее достоверные результаты получаются при наличии в расчетах более 7 видов.

Для определения сапробности водотока используется индекс сапротаксобности (St) (Яковлев, 1988, по: Балушкина, 1997):

$$St = (St \cdot n) / n,$$

где $(St \cdot n)$ - сумма произведений значений индексов сапротаксобности отдельных видов на соответствующее им количество особей, n - число особей всех индикаторных видов.

Этот индекс отражает качественное разнообразие и количественное соотношение отдельных индикаторных видов. Индикаторное значение видов устанавливалось, с одной стороны, на основе индикаторов сапротаксобности (т.е. органического загрязнения), с другой стороны, на высокой чувствительности отдельных видов животных к различного рода токсичным веществам, в большом количестве поступающих вместе с органикой в водоемы промышленно развитых регионов и часто затрудняющим применение систем сапробности в связи с изменением индикаторной значимости отдельных видов под влиянием токсических веществ. Индекс сапротаксобности равен 1.0 - 1.5 в олигосапротаксобной зоне, 1.5 - 1.5 в β -мезосапротаксобной зоне, 2.5 - 3.5 в α -мезосапротаксобной зоне, 3.5 - 4.0 - в полисапротаксобной. Индекс сапротаксобности применим как к водоемам, так и к водотокам, высокочувствителен, хорошо зарекомендовал себя применительно к экосистемам северо-запада России и позволяет характеризовать водоем по степени смешанного токсического и органического загрязнения, что особенно важно в условиях промышленного развития регионов (Балушкина, 1997).

Райт (Wright, 1955), Карр и Хилтонен (Carr and Hiltonen, 1965) для оценки уровня загрязнения использовали данные по плотности олигохет-тубифицид:

- слабое загрязнение - 100-999 экз./м²,
- среднее загрязнение - 1000-5000 экз./м²,

- тяжелое загрязнение - более 5000 экз./м².

Олигохеты - одна из повсеместно встречающихся и часто доминирующая в бентосе и в зарослевой фауне группа животных большинства водоемов. Они наиболее часто привлекаются различными авторами для целей биоиндикации, так как в местах сильного органического загрязнения наблюдается массовое развитие некоторых из них (Финогенова, 1976; Финогенова, Алимов, 1976; Тимм, 1983; Попченко, 1988, 1990 и др.). Многие виды олигохет могут служить индикаторами качества вод, однако надо иметь в виду, что только немногие виды характеризуют степень загрязнения воды. Это виды: *Tubifex tubifex*, *Limnodrilus hoffmeisteri* и *L. udekemianus*. Практически только эти виды следует использовать в формулах индексов сапробности, где указываются олигохеты, причем, *Tubifex tubifex* наиболее определенно характеризует органические, легкоокисляемые загрязнения, например хозфекальные, молочные или бродильного производства, в то время как *Limnodrilus hoffmeisteri* и *L. Udekemianus* - массе развиваются в зоне промышленных загрязнений, особенно стоками ЦБК. Есть два вида наидид - *Nais elinguis* *Aulophorus furcatus*, которые наряду с предыдущими могут использоваться как индикаторы альфа-мезо и полисапробных вод, но ввиду их редкой встречаемости и малочисленности в пробах они малопригодны в расчетах. В связи с этим, важно заметить, что если в формуле указываются олигохеты (О или Т - тубифициды), то надо оговаривать, о каких видах идет речь.

Известно также, что олигохеты не могут служить индикатором разового или прерывистого загрязнения (за исключением случаев катастрофической гибели при чрезмерной нагрузке), так как продолжительность их жизненного цикла достаточно велика. Они дают информацию об определенном состоянии водоема за довольно длительный период, предшествующий времени наблюдения, что иногда бывает очень важно (Мороз, 1981; Слепухина, 1983).

В настоящее время разработано много методов оценки качества воды по составу донной фауны, среди которой чаще всего используются ее доминирующие виды. Некоторые исследователи создали индексы загрязнения воды на основе видового состава и численности малощетинковых червей. Обзор таких материалов приведен Н.П. Финогеновой и А.Ф. Алимовым (1976), считающими наиболее универсальным индекс Гуднайта и Уитлея.

Гуднайт и Уитлей (Goodnight and Whitley, 1961) о санитарном состоянии рек судят по соотношению олигохет и других обитателей дна. Ими использовались следующие показатели:

- река в хорошем состоянии - олигохет менее 60% от общего числа всех донных организмов,
- в сомнительном состоянии – 60 - 80%,
- тяжелое загрязнение - более 80%.

Цанер (Zaner, 1964) качество вод оценивает по величинам абсолютной численности *Tubifex tubifex* и видов *p. Limnodrilus*:

| Класс чистоты воды | <i>T. tubifex</i> , тыс. экз./м ² | <i>L. hoffmeisteri</i> , тыс. экз./м ² |
|--------------------|--|---|
| 1 – 2 | 0,1 - 1,0 | 0,1 - 0,2 |
| 2 – 3 | 1,0 - 2,0 | 2,0 - 10,0 |
| 3 | 2,0 - 10,0 | 10,0 - 50,0 |
| 3 – 4 | 10,0 - 50,0 | 50,0 - 100,0 |
| 4 | 50,0 - 100,0 | более 100,0 |

Э.А. Пареле, изучавшая загрязнения малых рек Латвии, предложила 4 олигохетных индекса, каждый из которых был более или менее эффективен для определенных рек и условий загрязнения:

$$D_1 = \frac{O}{B}; \quad D_2 = \frac{T}{O}; \quad D_3 = \frac{S}{O}; \quad D_4 = \frac{S}{T},$$

где Т - тубифициды, В - все организмы бентоса + олигохеты без некоторых тубифицид, О - все олигохеты + тубифициды, S - отдельный вид тубифицид (*Tubifex tubifex*, *Limnodrilus hoffmeisteri*).

Примечание: В - может включать биомассу тубифицид родов *Isochaetides*, *Rhyacodrilus*, *Ilyodrilus* и др. Такие виды, как *Spirosperma ferox*, *Potamothrix hammoniensis*, могут встречаться в зоне слабого загрязнения, причем последний вид является показателем (увеличение численности и биомассы) интенсивного эвтрофирования более-менее стагнированных водоемов (озер, водохранилищ).

В условиях Латвии хорошо зарекомендовал себя метод (Пареле, Астапенко, 1975), основанный на оценке отношения численности тубифицид к численности олигохет:

$$D_2 = N_{\text{Tubificidae}} / N_{\text{Oligochaeta}},$$

где индекс 0,3 - относительно чистая река, 0,3 - 0,54 - слабо загрязненная, 0,55 - 0,79 - загрязненная, 0,8 - 1,0 - сильно загрязненная река.

Для рек, где немалое значение имеют и другие организмы бентоса, можно применять и другой индекс (Пареле, 1981), основанный на оценке доли олигохет в составе зообентоса:

$$D_1 = N_{\text{Oligochaeta}} / N_{\text{зообентоса}}$$

На основании показателей D_1 участки исследованных водотоков подразделяются на шесть групп: 0,01 - 0,16 - очень чистая, 0,17 - 0,33 - чистая, 0,34 - 0,5 - умеренно (слабо) загрязненная, 0,51 - 0,67 - загрязненная, 0,68 - 0,84 - грязная, 0,85 - 1,0 - очень грязная.

С учетом экологического и зоогеографического облика малощетинковых червей для оценки состояния чистоты внутренних вод Европейского Севера В.И. Попченко (1988) предложен индекс, характеризующий отношение массовых видов (обладающих разным потенциалом устойчивости к загрязнению) к общему составу фауны малощетинковых червей:

$$I_s = N_t + N_h + N_f / N_o ,$$

где I_s - индекс сапробности по олигохетам, 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.

По значениям показателя I_s для разных условий водных экосистем Европейского Севера целесообразны четыре группы количественных показателей в пределах: $I_s = 0,9 - 1,0$ - сильно загрязненные, $I_s = 0,5 - 0,89$ - загрязненные, $I_s = 0,3 - 0,49$ - слабо загрязненные, $I_s = < 0,3$ - чистые и относительно чистые воды.

Е.В. Балущкина (1976) предложила хирономидный индекс:

$$\alpha t + 0,5 \alpha ch$$

$$K = \frac{\alpha t + 0,5 \alpha ch}{\alpha o} ,$$

где $\alpha = N+10$ - относительная численность особей всех видов подсемейств (t - *Tanypodinae*, ch - *Chironominae*, o - *Orthoclaadiinae*). Слагаемое 10 подобрано эмпирически.

При $K = 0,136 - 1,08$ - чистая вода; $1,08 - 6,5$ - умеренно загрязненная; $6,5 - 9,0$ - загрязненная; $9,0 - 11,5$ - грязная вода.

Представители п/сем *Chironominae* и *Tanypodinae* встречаются в массе в загрязненных водах. Род *Chironomus* - полиморфный и эврибионтный род, виды которого трудно и часто неправильно идентифици-

руются, поэтому один и тот же вид разными авторами указывается в качестве индикатора для разной степени загрязнения вод. *Chironomus plumosus* может быть в массе в сильно эвтрофированных водоемах и отсутствовать в водоемах, в которые поступают стоки с полей фильтрации и скотного двора. Здесь встречаются *Ch. annularius* и *Glyptotendipes barbipes*. При сильном загрязнении легко окисляемой органикой *Ch. plumosus* может быть в массе. При промышленном загрязнении (стоки ЦБК) в массе развивается *Ch. tummi*, менее требовательный к кислороду.

П/сем. Tanypodinae: *Prodiamesa olivacea* – р - α - мезосапроб; *Prokladius choreus* и *P. Ferrugineus* - эврисапробы. Род *Psectrotanypus* - в слабо загрязненной зоне. *Macropelopia nebulosa* – эврисапроб (β - мезо - олигосапроб). *Ablabesmija monilis* - α - мезосапроб.

П/сем. Orthocladiinae - в большинстве стеноксифильны, оксифильны.

В «Руководстве...» Гидромета (1992) приводится таблица оценки состояния экосистемы по показателям развития бактериопланктона. Данные об общем количестве бактерий (А), числе гетеротрофов (Б) и их соотношении позволяют охарактеризовать состояние экосистемы:

| Состояние экосистемы | 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 | 100-70 | 100-70 |
| Метаболический регресс | >40,0 | >700 | <70 |

Численность бактерий, вырастающих на МПА:10, характеризует определенный уровень трофности и загрязненности вод: в высокотрофных водах отношение числа таких бактерий к их количеству на МПА равно 2 - 3, в малотрофных и загрязненных водах это соотношение составляет 10 - 100 и может достигать еще больших значений.

Содержание спорных микроорганизмов указывает на характер органического вещества: при наличии труднорастворимых соединений число таких микроорганизмов может превышать 1 000 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 O₂/(л-сут) и более; слабое загрязнение - 0,1 - 0,4 мг O₂/(л-сут); нет загрязнения - менее 0,1 мг O₂/(л-сут).

Индексы сходства видового состава

Показатели сходства биоценозов представляют интерес для сравнения между собой целых водоемов, их участков, определенных экологических зон и особенно в оценке степени деградации биоценозов в одном водоеме (реке) на пути переноса и трансформации (разбавления) сточных вод, иначе говоря, индексы биоэкологического сходства позволяют оценить интенсивность процессов самоочищения в реке. В озере индексы сходства позволяют оценить продолжительность, характер и степень загрязняющих отложений на дне по многолетним сборам зообентоса.

Наиболее удобно проводить попарное сравнение биоценозов по Жаккару (Jaccard, 1908, 1912):

$$k = \frac{c}{a + b + c} \cdot \frac{1}{2} 100 ; \quad k = \frac{c}{a + b - c} \cdot \frac{1}{2} 100 ; \quad k = \frac{c}{a + b} \cdot \frac{1}{2} 100 ,$$

где c - число видов, общих для двух участков (биотопов, биоценозов), a и b - число видов соответственно на обоих участках.

Сёренсен (Sørensen, 1948) использует индекс Жаккара в несколько измененном виде:

$$k = \frac{2j}{a + b} \cdot \frac{1}{2} 100 ,$$

здесь j - то же, что и c в формуле Жаккара.

По данным k для сравниваемых участков составляется матрица:

| | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|----|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 |
| 1 | 0 | | | | | | | | | |

| | | | | | | | | | | |
|----|--|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 2 | | 0 | | | | | | | | |
| 3 | | | 0 | | | | | | | |
| 4 | | | | 0 | | | | | | |
| 5 | | | | | 0 | | | | | |
| 6 | | | | | | 0 | | | | |
| 7 | | | | | | | 0 | | | |
| 8 | | | | | | | | 0 | | |
| 9 | | | | | | | | | 0 | |
| 10 | | | | | | | | | | 0 |

Коэффициент k имеет значения от 0 до 100%. Нулевое значение показывает полное несовпадение списков в сравниваемых пробах; 100% означает полное совпадение списков, чего практически не бывает. Полученные данные (проценты) матрицы делятся на группы сходства, соответствующие степени загрязнения, например, 65 - 80% - высокое сходство - может быть между участками, близкими по условиям: чистые или одинаково загрязненные, 50 - 64% - показывают слабое загрязнение относительно чистых участков, 30 - 49% - умеренное загрязнение, 15 - 29% - низкое сходство, например между чистыми участками и сильно загрязненными (разные загрязнения).

Б.А. Вайнштейн (1967) для оценки сходства биоценозов по обилию и видовому составу применил коэффициент биоценологического сходства (K_6):

$$K_6 = \frac{K_0 \times K_B}{100} \%,$$

где K_B - коэффициент сходства видового состава (В.В. Алехин и др., 1925):

$$K_B = \frac{V_3 \times 100}{V_1 + V_2 - V_3},$$

где K_0 - коэффициент общности удельного обилия, предложенный А.А. Шорыгиным (1939, 1952) для сравнения спектров питания рыб и использованный Б.А. Вайнштейном (1949) для оценки сходства сообществ вычисляется следующим образом. Сначала определяется удельное обилие каждого вида в каждом биоценозе, т.е. процент числа особей данного вида от общего их числа в биоценозе.

$$O = \frac{n}{N} \cdot \frac{1}{2} 100 .$$

Затем в двух сравниваемых биоценозах удельные обилия общих им видов сравниваются, отбираются меньшие величины для каждого вида и суммируются:

$$K_0 = \sum O_{\text{мин}}.$$

Надежность использования зообентоса в качестве индикатора степени загрязненности водных объектов давно обсуждается в работах многих гидробиологов (Абакумов, Качалова, 1981; Винберг, 1983; Алимов, 1986; Яковлев, 1987; и др.).

В основу группы индексов видового разнообразия положено правило уменьшения числа видов с увеличением загрязнения. Чаще всего используется модификация индекса разнообразия Шеннона, предложенная Вильмом и Доррисом (Wilhm, Dorris, 1968) в качестве показателя степени загрязнения вод.

$$d = - \sum_{i=1}^s (n_i / n) \log_2 (n_i / n) ,$$

где n_i - число особей i -го вида, n - число особей в пробе, s - число видов. Считается, что $d > 3$ соответствует чистым, d от 1 до 3 - загрязненным, $d < 1$ - грязным водам.

Индекс Шеннона позволяет анализировать сообщества по их популяционной структуре в естественных и нарушенных условиях (средах). Этот же индекс может быть использован с данными по биомассе видов в пробах.

При хорошем знании фауны реки, на взгляд автора данного пособия, достаточно информативным может быть индекс «видового дефицита» Коте (Kothe, 1962, цит. по: Макрушин, 1974):

$$I = \frac{A_i - A_x}{A_i} \cdot \frac{1}{2} 100 ,$$

где A_i - число видов выше сброса сточных вод или загрязнения, A_x - число видов ниже сброса сточных вод или загрязнения.

В заключение данного раздела хочу сказать, что при всем многообразии индексов оценки качества вод или степени загрязнения их, следует подходить к ним дифференцированно и выбирать их (индексы) в соответствии с уровнем и задачами исследования. Для специальных исследований, выполняемых по научным программам, следует использовать расчетные индексы, например Пантле - Букк, Шеннона, олигохетные индексы Пареле, хирономидный индекс Балушкиной. Для экспресс-анализов, например при прохождении полевой практики студентов по гидробиологии, при выполнении курсовых работ или при проведении экскурсий со школьниками на водоемы, когда нет специальных плавсредств и приборов для отбора проб, следует использовать более простые в расчетах индексы видового сходства (разнообразия), например индексы Коте, Жаккара, Сёренсена или биоценотические индексы Бека, Вудивисса. Кстати сказать, сам Вудивисс, по рассказу очевидцев, пользовался своим методом просто и оригинально: он заходил в воду реки в высоких резиновых сапогах, зачерпывал ведром грунт, размывал его по частям с помощью сита и выбирал организмы. Сортировка по группам организмов без детальных определений видов позволяла на месте судить о степени чистоты воды в данном месте.

8. Гидробиологический мониторинг

*Один из видов экологического мониторинга,
его цели, задачи и методология.*

Гидробиологический метод контроля качества воды получил международное признание. Это стало возможным благодаря ряду его преимуществ по сравнению с химическим методом. Только то, что биологический метод дает интегрированную оценку влияния всей совокупности загрязняющих веществ на состояние популяций гидробионтов, этой «биологической машины самоочищения», ставит его на одно из ведущих мест в системе охраны водоемов (Дзюбан, Кузнецова, 1981).

Гидробиологическая служба наблюдений и контроля водной среды была образована в СССР в 1972 году и во весь период своей деятельности представляла одну из наиболее развитых подсистем экологического мониторинга, осуществляемого Гидрометслужбой (Роскомгидромет). Назначение ее состояло в систематическом контроле за состоянием за-

грязнения водных объектов по гидробиологическим показателям и в определении изменений биотической компоненты водных экосистем под влиянием антропогенного воздействия для выяснения долгосрочных изменений в водных экосистемах.

Основными задачами гидробиологической службы были: 1) обеспечение народнохозяйственных организаций систематической информацией о качестве вод и состоянии биоценозов; 2) оценка эффективности мероприятий по защите от загрязнений водной среды; 3) планирование и осуществление мероприятий по охране и рациональному использованию континентальных и морских вод; 4) разработка и определение унифицированной системы гидробиологических показателей для оценки загрязнения водных экосистем (Израэль и др., 1981).

Информация гидробиологической службы контроля за загрязнениями водных объектов необходима водопользователям и водопотребителям, рыбному хозяйству, проектировщикам гидротехнических сооружений, промышленных предприятий, рекреационных учреждений и водопроводному хозяйству.

Г.Г. Винберг (1981) так определяет суть гидробиологических методов контроля качества внутренних вод: она состоит «не в недостижимой унификации данных, относящихся к разнородным объектам, а в том, чтобы, применяя нужные методы, специалисты гидробиологи, занятые в системе контроля, могли давать вполне определенные и научно обоснованные оперативные заключения о состоянии экосистем и качества вод и поставлять данные длительного хранения, адекватно отражающие главнейшие особенности взятых под наблюдение водных экосистем и отвечающие достигнутому уровню лимнологических знаний» (с. 41).

Главными принципами организации гидробиологической службы являются:

- 1) массовость гидробиологических наблюдений;
- 2) комплексность работ, т.е. проведение гидробиологических наблюдений совместно с гидротехническими и гидрологическими наблюдениями;
- 3) единство методического руководства гидробиологического контроля состояния морских вод;
- 4) единство методического руководства гидробиологического контроля состояния континентальных вод;
- 5) централизация всей гидробиологической информации;
- 6) унификация и стандартизация методов гидробиологических наблюдений и контроля.

Для решения этих задач необходима разработка информативных биологических показателей, унифицированных методов отбора проб и их камеральной обработки, обеспечивающих сопоставимость результатов и высокую эффективность работ в условиях сетевых лабораторий, и позволяющих:

- оценить качество воды как среды обитания организмов, населяющих водоемы и водотоки;

- оценить совокупный эффект комбинированного воздействия загрязняющих веществ;

- определить трофические свойства воды, а в некоторых случаях специфический химизм и его происхождение;

- установить возникновение «вторичного» загрязнения воды (Израэль и др., 1981).

Гидробиологические показатели позволяют дать не только количественные, индикационные оценки качества воды и биоты, но и общую качественную экологическую характеристику водоема на основе визуальной оценки цвета воды, характера прибрежной растительности и обрастания подводных предметов (например, нитчаткой), обитателей поверхностной пленки воды (нейстон и плейстон: ряски).

Обязательными отчетными гидробиологическими показателями являются:

- 1) количественные и качественные характеристики развития планктонных и бентосных сообществ;

- 2) микробиологические характеристики;

- 3) соотношение продукционно-деструкционных процессов (Израэль и др., 1981);

- 4) биоиндикация зон сапробности.

Выбор исследователями биотических индексов не регламентируется, а использование их в комплексном и расширенном наборе приветствуется, так как при этом появляется возможность не только ситуационных оценок, но и сравнения индексов и их применимости в каждом конкретном случае и для конкретного водного объекта.

Большой интерес к качеству поверхностных вод проявляет общественность. Во многих городах, в том числе в Ярославле и области, юннатские организации под руководством опытных педагогов и научных работников проводят гидробиологический мониторинг состояния малых рек и водоемов. На базе натуральных наблюдений и приборных методов сбора фауны и флоры, используя известные индексы сапробности, школьники дают вполне правильную и определенную картину сапробных зон в речках, не входящих в крупные региональные и государственные программы мониторинговых наблюдений. Помимо практиче-

ской пользы для местных природоохранных учреждений это имеет важное образовательное значение для учащихся.

В системе глобального экологического мониторинга гидробиологические наблюдения должны быть направлены на решение следующих важнейших задач:

1) разработка сапробиологической классификации водных экосистем в связи с фактическим отсутствием в мире водоемов, не подверженных антропогенным (антропическим) воздействиям;

2) установление общих принципов сукцессионных и эволюционных перестроек водных экосистем под влиянием загрязнений, ацидификации и евтрофизации;

3) законодательное установление нормативов по объемам и качественному составу загрязнений;

4) установление общих закономерностей развития внутриводоемных загрязняющих процессов;

5) способствовать выработке межгосударственных, государственных, региональных и в субъектах федерации законодательных решений по предотвращению или минимизации загрязняющих воздействий на водные экосистемы.

Гидробиологическая служба, во-первых, должна оперативно оценивать качество вод по степени нарушенности экосистем и, во-вторых, получать биологические материалы длительного хранения как основу для прогноза вызванных природными антропогенными причинами изменений в водных экосистемах (Винберг, 1980).

При большом и разнообразном объеме гидробиологических материалов они должны быть максимально информативны в качественных и количественных характеристиках: четкая видовая принадлежность анализируемых популяций, особенно индикаторных видов, количественные данные должны строго относиться к определенному показателю, например, количество хлорофилла а должно быть отнесено к определенной группе водорослей; численность и биомасса зообентоса или планктона должны быть дифференцированы относительно доминантов, субдоминантов и второстепенных видов, особо следует выделить показательные виды, тем более если по ним известны расчетные индексы сапробности (*Tubifex tubifex*, виды *p. Limnodrilus*, *p. Chironomus*, виды сине-зеленых водорослей и т.д.).

Государственный мониторинг водных объектов представляет собой систему регулярных наблюдений за гидрологическими или гидрогеологическими и гидрогеохимическими показателями их составляющих, обеспечивающих сбор, передачу и обработку информации (Водный кодекс РФ).

Мониторинг водных объектов как целенаправленное непрерывное наблюдение за состоянием водной среды и биоты предполагает целую систему необходимых условий и требований. По мнению Г.М. Баренбойма (устное сообщение), мониторинг должен быть тщательно спланирован и обязан учитывать:

- цель (водохозяйственный, гидробиологический, общеэкологический мониторинг и др.);
- физико-географический очерк и использование водоема (водопользование и водопотребление);
- загрязнение (коммунальное, сельскохозяйственное, промышленное) с данными по составу, количеству и распределению стоков, данные (базы данных) по загрязнению водосборной территории;
- биоту (флора, фауна), ее природные особенности и состояние на период наблюдений;
- демографический и социальный статус населения, его хозяйственные и рекреационные интересы к водоему;
- установление контрольных (реперных) участков водоема и территорий;
- установление заинтересованных в мониторинге и информации по нему организаций и учреждений, определение организации по принятию управляющих решений по итогам мониторинга.

Непосредственное проведение мониторинговых наблюдений должно вестись по Программе, определяющей:

- заказчика и финансирование;
- маршруты и оборудование для отбора и доставки проб на обработку (анализ);
- методы отбора проб, их консервации и обработки, получение данных, средства их анализа и представления, носители информации. Необходима максимальная унификация и стандартизация методов сбора материала, его обработки и представления данных;
- учреждения, лаборатории и эксперты, ответственные за отбор проб, их обработку и данные;
- хранение данных (протоколы), форму их представления и условия получения и поиска другими заинтересованными сторонами.

Большое значение для исследования динамики экологического состояния водоемов (интенсивное токсическое загрязнение, евтрофикация, ацидификация, тепловое загрязнение и пр.) имеет видовой состав флоры и фауны водоема в целом или отдельных сообществ (планктон, бентос). Бедность или богатство видового состава при разовых наблюдениях дает мало информации к экологическому состоянию водоема. Необходимо знать тип водоема (гидрохимический и трофический ста-

тус) и знание регионального фаунистического комплекса. Наиболее полную экологическую информацию несут комплексные исследования в сочетании гидрохимических и гидробиологических данных по всем биосистемам или полные по отдельным сообществам. Например, для лотических систем менее показателен зоопланктон, а более - зообентос; для лимнических систем зоопланктон более показателен, зообентос же может отражать скорее локальные условия.

Для экологической, тем более сапробиологической интерпретации натуральных данных совершенно необходимо хорошее знание биологии и экологии видов, их географии, предпочтительности сред и распределения в них во времени и пространстве (суточные и сезонные вертикальные или горизонтальные миграции), сезонную структуру сообществ для определения сроков наблюдений и отбора проб.

Таким образом, гидробиологическая служба наблюдений (гидробиологический мониторинг) должна строиться на принципах соответствующей задачам организации наблюдений:

- знание географических и гидрологических особенностей водоема;
- наличие или сбор собственных гидрохимических материалов;
- сроки и периодичность экспедиций или отбора проб;
- количество необходимого для анализа материала;
- предпочтительность сроков, оборудования и приборов в сборе материала и получении данных;
- достаточно высокая квалификация специалистов по отдельным группам организмов;
- склонность к экологическому мышлению специалистов в комплексном исследовании;
- использование в анализе данных известных или собственных адекватных биотических индексов и систем сапробности.

Литература

1. Абакумов В.А. Контроль качества вод по гидробиологическим показателям в системе Гидрометеорологической службы СССР // Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям: Тр. советско-английского семинара. Л., Гидрометеоздат, 1977. С. 93-99.
2. Абакумов В.А. О наблюдениях и сравнительных оценках состояния экологических систем // Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Л.: Гидрометеоздат, 1978. Т. 1. С. 64-69.
3. Абакумов В.А. К истории контроля качества вод по гидробиологическим показателям // Научные основы контроля качества вод по гидробиологическим показателям: Тр. Всесоюз. конф. Москва, 1-3 ноября 1978 г. Л.: Гидрометеоздат, 1981. С. 46-74.
4. Абакумов В.А., Бубнова Н.П. Контроль качества поверхностных вод СССР по гидробиологическим показателям. М.: Гидрометеоздат, 1979. 5 с.
5. Абакумов В.А., Максимов В.Н., Ганьшина Л.А. Экологические модуляции как показатели изменения качества вод // Научные основы контроля качества вод по гидробиологическим показателям: Тр. Всесоюз. конф. Москва, 1-3 ноября 1978 г. Л.: Гидрометеоздат, 1981. С. 117-136.
6. Абатуров Ю.Д. Влияние сосновых и березовых лесов на почвы Южного Урала // Почвоведение. 1961. № 6. С. 47-55.
7. Алексеев В.А. Токсикологическая характеристика симптомокомплекс острой фенольной интоксикации водных насекомых и паукообразных // Влияние фенола на гидробионтов. Л.: Наука, 1973. С. 72-89.
8. Антропогенное эвтрофирование озер. М.: Наука, 1976. 112 с.
9. Артари А.П. Руководящие принципы оценки воды по ее флоре. М., 1913.
10. Бабаянц Р.Д. По поводу критерия вредности в проблеме санитарной охраны водоемов // Гигиена и санитария, 1949. № 7. С. 6-10.
11. Балущкина Е.В. Хирономиды как индикаторы степени загрязнения вод // Методы биологического анализа пресных вод. Л.: Изд-во ЗИН АН СССР, 1976. С. 106-118.
12. Балущкина Е.В. Применение интегрального показателя для оценки качества вод по структурным характеристикам донных сообществ

ществ // Реакция озерных экосистем на изменение биотических и абиотических условий: Тр. Зоологического ин-та РАН. Т. 272. СПб., 1997. С. 266-291.

13. Белихов Д.В. Санитарно-биологическое исследование рек Исети, Чусовой и Волги в зоне Куйбышевского водохранилища. Казань: Изд-во Казанск. ун-та, 1964.

14. Биологические процессы и самоочищение на загрязненном участке реки / Под ред. Г.Г. Винберга. Минск: Изд-во БГУ, 1973. 190 с.

15. Биофизические аспекты загрязнения биосферы. М.: Наука, 1973.

16. Былинкина А.А., С.М. Драчев, А.И. Ицкова. О приемах графического изображения аналитических данных о состоянии водоема // Матер. XVI гидрохим. совещ. Новочеркасск: Гидрохим. инст. АН СССР, 1962. С. 8-15.

17. Вавилин В.А., Циткин М.Ю. Математическое моделирование и управление качеством водной среды // Водн. ресурсы. 1977. № 5. С. 114-132.

18. Верниченко А.А., Лозанский В.Р. Актуальные задачи оценки качественного состояния поверхностных вод // Контроль качества природных и сточных вод: Сб. науч. трудов. Харьков, 1982. С. 3-14.

19. Винберг Г.Г. Значение гидробиологии в решении водохозяйственных проблем // Гидробиол. журнал. 1969. Т. 5, № 4. С. 9-24.

20. Винберг Г.Г. Значение гидробиологии в решении водохозяйственных проблем // Теория и практика биологического самоочищения загрязненных водоемов. М.: Наука, 1972. С. 7-12.

21. Винберг Г.Г. Эвтрофирование и охрана вод // Гидробиол. журнал. 1974. Т. 10, № 2. С. 129-134.

22. Винберг Г.Г. Общегидробиологическая основа санитарно-гидробиологических исследований // Биологическое самоочищение и формирование качества воды. М.: Наука, 1975. С. 5-9.

23. Винберг Г.Г. Успехи лимнологии и гидробиологические методы контроля качества внутренних вод // Научные основы контроля качества вод по гидробиологическим показателям / Тр. Всесоюз. конф. Москва, 1-3 ноября 1978 г. Л.: Гидрометеиздат, 1981. С. 17-45.

24. Винберг Г.Г. Концептуальные основы, перспективные задачи и вопросы кадрового обеспечения гидробиологических исследований // Гидробиол. журнал. 1988. Т. 24, № 3. С. 3-30.

25. Винберг Г.Г., Алимов А.Ф., Балужкина Е.В., Никулина В.Н., Финогенова Н.П., Цалолихин С.Я. Опыт применения разных систем биологической индикации загрязненных вод // Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показате-

лям: Тр. советско-английского семинара. Л.: Гидрометеиздат, 1977. С. 124-131.

26. Вислоух С.М. Биологический анализ воды // Практическая медицина. 1915. № 7. С. 225-256; № 8. С. 257-304; № 10. С. 305; № 11. Табл. 1-10.

27. Вислоух С.М. О применимости показательных организмов Кольквитца и Марссона в России // Журнал микробиологии. 1916. Т. 3, № 3-4. С. 377-386.

28. Вотинцев К.К., Поповская Г.И. О круговороте органического вещества в озере Байкал // Круговорот вещества и энергии в озерах и водохранилищах. Лиственичное-на-Байкале, 1973. С. 75-77.

29. Врочинский, Телитченко М.М., Мережко А.И., 1980. Гидробиологическая миграция пестицидов / Под ред. д-ра биол. наук В.Н. Максимова. М.: Изд-во МГУ, 1980. 120 с.

30. Вудивисс Ф. Биотический индекс р. Трент. Макробеспозвоночные и биологическое обследование // Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям: Тр. советско-английского семинара. Л.: Гидрометеиздат, 1977. С. 132-161.

31. Выхристюк Л.А. Органическое вещество донных осадков Байкала. Новосибирск: Наука, Сиб. отд., 1980. 80 с.

32. Гидрохимия и гидробиология водоемов-охладителей тепловых электростанций СССР. Киев: Наукова думка. 1971.

33. Говорин И.А. Роль черноморских мидий в процессе элиминации аллохтонных бактерий из морской среды // Гидробиол. журнал. 1991. Т. 27, № 4.

34. Дзюбан Н.А., Кузнецова С.П. Зоопланктон как показатель загрязнения водохранилищ // Гидробиол. журнал. 1978. Т. 14, № 1. С. 42-48.

35. Дзюбан Н.А., Кузнецова С.П. О гидробиологическом контроле качества воды по зоопланктону // Научные основы контроля качества вод по гидробиологическим показателям: Тр. Всесоюз. конф. Москва, 1-3 ноября 1978 г. Л.: Гидрометеиздат. 1981. С. 160-166.

36. Долгов Г.И. Изменения и дополнения к списку сапробных организмов Кольквитца и Марссона // Русский гидробиол. журнал. Саратов, 1926. Т. 5, № 5-6. С. 91-104.

37. Долгов Г.И. Биологические исследования водоемов // Гидробиологические основы самоочищения вод. Л., 1976. С. 112-123.

38. Долгов Г.И., Никитинский Я.Я. Гидробиологические методы исследования // Стандартные методы исследования питьевых и сточных вод. М.: Мосполиграф, 1927. С. 1-76.

39. Драчев С.М. Борьба с загрязнением рек, озер и водохранилищ промышленными и бытовыми стоками. М.: Наука, 1964.
40. Драчев С.М. Изменения химического состава и свойств воды р. Москвы в связи с загрязнением и процессами самоочищения. Л.: Наука, 1968.
41. Драчев С.М., Разумов А.С., Скопинцев Б.А., Кабанов Н.М. Приемы санитарного изучения водоемов. М.: Медгиз, 1960.
42. Жадин В.И. Донные биоценозы реки Оки и их изменения за 35 лет. Некоторые изменения в фауне Оки // Загрязнение и самоочищение реки Оки. 1964. С. 226-288.
43. Жадин В.И. Проблемы санитарной гидробиологии внутренних водоемов // Санитарная и техническая гидробиология. Материалы I съезда Всесоюз. гидробиол. об-ва. М.: Наука, 1967. С. 5-18.
44. Жукинский В.Н., Оксюк О.П., Олейник Г.Н., Кошелева С.И. Принципы и опыт построения экологической классификации качества поверхностных вод суши // Гидробиол. журн. 1981. 17, № 2. С. 38-39.
45. Захаров Н.Г. О сапробной характеристике некоторых показателей загрязнения // Тр. совещания по очистке сточных вод. 1930. 12. С. 104-106.
46. Зинченко Т.Д. Хирономиды - основная группа фауны об-растаний Учинского водопроводного канала и некоторые вопросы био-индикации качества вод // Научные основы контроля качества вод по гидробиологическим показателям: Тр. Всесоюз. конф. Москва, 1 - 3 ноября 1978 г. Л.: Гидрометеиздат, 1981. С. 183-193.
47. Иванова Г.Г. Санитарная гидробиология с элементами водной токсикологии: Учеб. пособие. Изд-во Иркутского ун-та, 1982. 80 с.
48. Израэль Ю.А., Гасилина Н.К., Абакумов В.А., Цыбань А.В. Гидробиологическая служба наблюдений и контроля водной среды в СССР // Научные основы контроля качества вод по гидробиологическим показателям: Тр. Всесоюз. конф. Москва, 1 - 3 ноября 1978 г. Л.: Гидрометеиздат, 1981. С. 7-15.
49. Козицкая В.Н. Фенольные соединения в «пятнах цветения» водорослей // Биологическое самоочищение и формирование качества воды. М.: Наука, 1975. С. 81-84.
50. Козлова Н.М., Храмова Э.Е. Процессы бактериологического самоочищения в нижнем течении р. Москвы // Процессы загрязнения и самоочищения р. Москвы. М.: Стройиздат, 1972.
51. Ларионов Ю.А., Скопинцев Б.А. Некоторые показатели лабильности и стойкости органического вещества взвесей озер разной степени трофности // Инф. бюлл. ИБВВ АН СССР. 1975. № 27.

52. Лесников Л.А. Особенности рыбохозяйственной оценки влияния загрязнений на водоемы по гидробиологическим данным // Материалы XIV конф. по изучению внутренних водоемов Прибалтики. Рига: Зинатне, 1968. Т. 2. С. 87-91.
53. Макрушин А.В. Биологический анализ качества вод / Под ред. Г.Г. Винберга. Л.: Изд-во ЗИН АН СССР, 1974. 60 с.
54. Макрушин А.В., Кутикова Л.А. Сравнительная оценка методов Пантле и Букка в модификации Сладечека и Зелинки и Марвана для определения степени загрязнения по зоопланктону // Методы биологического анализа пресных вод. Л.: Изд-во ЗИН АН СССР, 1976. С. 90-94.
55. Миронов О.Г. Проблема самоочищения и гидробиологический метод борьбы с загрязнением морской среды // Биологическое самоочищение и формирование качества воды. М.: Наука, 1975. С. 19-22.
56. Можяев Е.А. Загрязнение водоемов поверхностно-активными веществами (Санитарно-гигиенические аспекты). М.: Медицина, 1976. 124 с.
57. Мордухай-Болтовской Ф.Д. Тепловые электростанции и жизнь водоемов // Природа. 1975. № 1. С. 57-66.
58. Накани Д.В., Корсак М.Н. Действие цинка, хрома и кадмия на интенсивность фотосинтеза в краткосрочных экспериментах: Научные доклады высшей школы. Биологические науки. 1976. № 9. С. 23-28.
59. Никитинский Я.Я. Роль биологического исследования в санитарной оценке водоемов и выборе источников водоснабжения городов, сел, фабрик, и других поселков. М., 1914. С. 22.
60. Никитинский Я.Я. Гидробиология и санитария // Русский гидробиол. журнал. 1922. Т. 1, № 3. С. 88-90.
61. Никитинский Я.Я. К вопросу об очистке сточных вод бумажной промышленности биологическим методом // Материалы по очистке сточных вод бумажной промышленности: Тр. центр. комитета водоохран. 1928. № 7. С. 100-103.
62. Никитинский Я.Я. Некоторые итоги в области санитарно-технической гидробиологии // Микробиология. 1938. № 7 (1). С. 3-35.
63. Никулина В.Н. Опыт использования разных методов оценки степени загрязнения вод по альгофлоре // Методы биологического анализа пресных вод. Л.: Изд-во ЗИН АН СССР, 1976. С. 38-58.
64. Оксюк О.П., Стольберг Ф.В. Количественная оценка формирования некоторых показателей качества воды в водотоках // Гидробиол. журн. 1988. Т. 24, № 5. С. 23-29.
65. Оксюк О.П., Жукинский В.Н., Брагинский Л.П., Линник П.Н. Кульменко М.И., Кленус В.Г. Комплексная экологическая классифика-

ция качества поверхностных вод // Гидробиол. журнал. 1993. Т. 29, № 4. С. 62-76.

66. Оксуюк О.П., Жданова Г.А., Гусынская С.Л., Головки Т.В. Оценка состояния водных объектов Украины по гидробиологическим показателям. 1. Планктон // Гидробиол. журн. 1994. Т. 30, № 3. С. 26-31.

67. Оксуюк О.П., Зимбалева Л.Н., Протасов А.А., Плигин Ю.В., Ляшенко А.В. Оценка состояния водных объектов Украины по гидробиологическим показателям. Бентос, Перифитон и Зоофитос // Гидробиол. журнал. 1994. Т. 30, № 4. С. 31-35.

68. Охупкин А.Г., Кузьмин Г.В. Оценка сапробности Волгоградского водохранилища по фитопланктону // Гидробиол. журнал. 1978. Т. 44, № 3. С. 44-48.

69. Паркс Э.А. Руководство к практической гигиене, составленное преимущественно для употребления в военно-медицинской службе. СПб., 1869. С. 460.

70. Пасичный А.П., Величко И.М., Мережко А.И. Анализ и оценка процессов самоочищения водной среды // Гидробиол. журнал. 1994. Т. 30, № 3. С. 32-39.

71. Питьевая вода. Гигиенические требования к качеству воды централизованных систем питьевого водоснабжения. Контроль качества: Санитарные правила и нормы (СанПиН 2.1.4.559-96). М.: Информационно-издательский центр Госкомсанэпиднадзора России, 1996. 111 с.

72. Поливанная М.Ф., Сергеева О.А. Об использовании организмов зоопланктона в биоиндикации качества вод // Гидробиол. журнал. 1978. Т. 14, № 3. С. 48-53.

73. Попченко В.И. Закономерности изменения сообщества донных беспозвоночных в условиях загрязненной природной среды // Научные основы биомониторинга пресноводных систем: Тр. советско-французского симпозиума. Астрахань, СССР, 9-12 сентября 1985 г. Л.: Гидрометеиздат, 1988. С. 135-140.

74. Рамад Ф. Основы прикладной экологии. Воздействие человека на биосферу. Л.: Гидрометеиздат, 1981. 543 с.

75. Родина А.Г. О распространении серобактерий в пресных водах и месте их в системе показательных организмов Кольквитца и Марссона // Микробиология. 1961. № 30 (6). С. 1080-1083.

76. Россолимо Л.Л. Антропогенное этрофирование водоемов, его сущность и задачи исследования // Гидробиол. журнал. 1971. Т. 7, № 3.

77. Россолимо Л.Л. Антропогенное этрофирование водоемов // Общая экология, биоценология, гидробиология. М.: Изд-во ВИНТИ, 1975. Т. 2. С. 8-60.

78. Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем / Под ред. проф. В.А. Абакумова. СПб.: Гидрометеиздат, 1992.
79. Самоочищение и диффузия во внутренних водоемах. Новосибирск: Наука, 1980. 192 с.
80. Семерной В.П. Об индикаторном значении *Aulophorus furcatus* (Muller) (Oligochaeta, Naididae) // Проблемы экологии Прибайкалья: Тезисы докладов к Всесоюзной научной конференции. Иркутск, 19-22 октября 1982 г. III. Мониторинг сообществ водных животных. Иркутск, 1982. С. 55.
81. Семерной В.П., Воропаева О.Г., Верховцева Н.В., Верина О.В., Еремейшвили А.В. Организация и результаты гидробиологического мониторинга в устье р. Северная Двина // Проблемы охраны природы: Тез. докл. Байкальск, 1984. С. 72-74.
82. Синельников В.Е. Механизм самоочищения водоемов. М.: Стройиздат, 1980. 111 с.
83. Синельников В.Е., Демина В.И. О происхождении перекиси водорода, содержащейся в воде открытых водоемов // Гидрохимические материалы. 1974. Т. 60.
84. Сиренко Л.А. Эвтрофирование континентальных водоемов и некоторые задачи по его контролю // Научные основы контроля качества вод по гидробиологическим показателям: Тр. Всесоюз. конф. Москва, 1 - 3 ноября 1978 г. Л.: Гидрометеиздат, 1981. С. 137 - 153.
85. Сиренко Л.А., Гавриленко М.Я. «Цветение» воды и эвтрофирование. Киев: Наукова думка, 1978. 232 с.
86. Соколова Н.Ю., Зинченко Т.Д., Львова А.А. Фауна обрастаний водоводов Учинского водохранилища как индикатор качества воды и ее изменения в зависимости от гидрологического режима // Научные основы контроля качества вод по гидробиологическим показателям: Тр. Всесоюз. конф. Москва, 1 - 3 ноября 1978 г. Л.: Гидрометеиздат, 1981. С. 175-182.
87. Строганов Н.С. Химизация и вопросы водной токсикологии // Зоол. журнал. 1964. № 43 (12). С. 1737-1752.
88. Строганов Н.С. Допустимые уровни загрязнения водоемов // Влияние загрязняющих веществ на гидробионтов и экосистемы водоемов: Материалы двух советско-американских симпозиумов. Л.: Наука, 1979. С. 9-16.
89. Сысин А.Н. Внешняя среда как предмет изучения гигиены // Загрязнение и самоочищение внешней среды. М.: Изд-во АМН, 1949. С. 23-39.

90. Сысин А.Н. Санитарная охрана водоемов и критерий вредности // Гигиена и санитария, 1949. № 12. С. 18-24.
91. Тарзвелл К.М. Краткая история исследований загрязнения вод в США // Влияние загрязняющих веществ на гидробионтов и экосистемы водоемов: Материалы двух светско-американских симпозиумов. Л.: Наука, 1979. С. 17-39.
92. Телитченко М.М., Кокин К.А. Санитарная гидробиология: Руководство к практикуму. М.: Изд-во МГУ, 1968.
93. Телитченко М.М., Чернышев В.И. Растворенное органическое вещество и биологическая полноценность воды // Физиологически активные соединения биогенного происхождения. М.: Изд-во МГУ, 1971. С. 6-7.
94. Термальное загрязнение водоемов и влияние повышенных температур на водные организмы // Рыбохозяйственное использование внутренних водоемов. 1973. Вып. 3.
95. Топачевский А.В., Цееб Я.Я., Сиренко Л.А., Макаров А.И. «Цветение» воды как результат нарушения процессов регуляции в гидробиоценозах // Биологическое самоочищение и формирование качества воды. М.: Наука, 1975. С. 41-49.
96. Требования к качеству воды нецентрализованного водоснабжения. Санитарная охрана источников: Санитарные правила (СанПиН 2.1.4.544-96). М.: Информационно-издательский центр Госкомсанэпиднадзора России, 1996. 26 с.
97. Федий С.П., Мисюра А.В. Влияние промышленных сточных вод на видовой состав, численность и биомассу фитопланктона пресных водоемов // Биологическое самоочищение и формирование качества воды. М.: Наука, 1975. С. 85-88.
98. Федоров В.Д. Загрязнение водных экосистем (принципы изучения и оценка действия). М.: Наука, 1980. С. 21-38.
99. Флеров Б.А. Экспериментальное исследование фенольного отравления у рыб // Влияние фенола на гидробионтов. Л.: Наука, Ленингр. отд., 1973. С. 5-38.
100. Хлебович Т.В. Роль инфузорий в процессе самоочищения водоема // Гидробиологические основы самоочищения вод. Л.: Зоологический институт АН СССР, 1976. С. 25-29.
101. Хоботьев В.Г. Детоксикация вод, содержащих тяжелые металлы, хлорококковыми водорослями // Биологическое самоочищение и формирование качества воды. М.: Наука, 1975. С. 62-63.
102. Хоботьев В.Г., Капков В.И. Роль гидробионтов в концентрировании тяжелых металлов из промышленных водоемов. Теория и

практика биологического самоочищения загрязненных водоемов. М.: Наука, 1972. С. 70-73.

103. Цееб Я.Я., Чугунов Ю.А. Исследования по антропогенному евтрофированию пресных водоемов в СССР // *Круговорот веществ и биологическое самоочищение водоемов*. Киев: Наукова думка, 1980. С. 39-53.

104. Цыбань А.В., Теплинская Н.Г., Пфейфере М.Ю., Баринава С.П. Микробиологическая индикация качества морской среды // *Научные основы контроля качества вод по гидробиологическим показателям: Тр. Всесоюз. конф. Москва, 1 - 3 ноября 1978 г.* Л.: Гидрометеоиздат, 1981. С. 90-109.

105. Черепанов В.В. Об экологической классификации качества поверхностных вод суши // *Гидробиол. журнал*. 1983. Т. 19, № 2. С. 56-59.

106. Черкинский С.Н. Критерий вредности в проблеме санитарной охраны водоемов // *Гигиена и санитария*. 1949. № 3. С. 3-10.

107. Шилькрот Г.С. Роль культурных почв в поступлении в озера биогенных веществ // *Второе совещание по вопросам круговорота веществ и энергии в озерных водоемах. Ч. 2.* Новосибирск: СО АН СССР, 1969.

108. Якубовский К.Б., Мероежко А.И., Нестеренко Н.П. Накопление высшими водными растениями элементов минерального питания // *Биологическое самоочищение и формирование качества воды*. М.: Наука, 1975. С. 5-9.

109. Beck W.M. 1955.

110. Carr and Hiltonen. Changes in the botton fauna of western lake Erie from 1939-1961. *Limnol. And Oceanolog.*, 1965. 10: 551.

111. Goodnight C.J., Whitley L.S. 1961. Oligochaetes as indicators of pollution. *Proc. 15th Ind. Waste Conf., Pardue Univ. Ext. Ser.*, 106: 139-142.

112. Hynes N.B.N. 1960. The use of invertebrates as indicators of river pollution. *Proc. Linn. Soc. Lond.*, 2: 165-172.

113. Kolkwitz R. und Varson M. 1902. Grundzatte fur die biologische Beurteilung des Wassers nach seiner Flora und Fauna. *Kl. Mitteil. Aus d. Konnigl. Prufungsanst. F. Wasservers. Und Abwasserbeseit. Heft 1.*

114. Kolkwitz R. und Varson M. 1908. Ökologie der pflanzlichen Saprobien. *Berichte der deutschen botanischen Gesellschaft*, 26a, 26: 505-519.

115. Kolkwitz R. und Varson M. 1909. Ökologie der tierischen Saprobien. *Internat. Revue ges. Hydrobiol.*, 2: 126-152.

116. Kothe P. 1962. Der «Artenfehlbetrag», ein eifaches Gütekriterium und seine Anwendung bei biologischen Vorfluteruntersuchungen. *Deutsche gewasserkundliche Mitteilungen*, 6, 3: 60-65.

117. Pantle R. und Buck. 1955. Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. Gas- und Wasserfach, 96, 18: 604.
118. Patrick R. 1950. Biological measure of stream condition. Sewage and Industrial Wastes, 22, 7: 926-938.
119. Tarzwell Cl.M. 1963. Sanitationel Limnology. In: D. Frey. Limnology in North America, 653-666.
120. Sladeček V. System of water quality from the biological point of view // Ergeb. Limnol., 1973, bd. 7.
121. Streeter H.W., Phelps E.B. A study of the polltion and natural purification of the Ohio River // U.S. Publ. Health Service Bull. № 1/46. 75 p.
122. Woodiwiss F.S. The biological system of stream clssification used by the Trent Board // Chem. A. Ind. 1964. № 11. P. 443-447.

Оглавление

| | |
|---|-----|
| <u>ВВЕДЕНИЕ</u> | 3 |
| <u>1. СТАНОВЛЕНИЕ И ЗАДАЧИ САНИТАРНОЙ ГИДРОБИОЛОГИИ</u> | 5 |
| <u>2. МЕТОДОЛОГИЯ И МЕТОДЫ САНИТАРНОЙ ГИДРОБИОЛОГИИ</u> | 8 |
| <u>3. КАЧЕСТВО ВОДЫ И ГЛОБАЛЬНАЯ ПРОБЛЕМА «ЧИСТОЙ ВОДЫ»</u> | 14 |
| <u>4. ЗАГРЯЗНЕНИЕ ВОДОЕМОВ</u> | 32 |
| <u>Источники загрязнения водных объектов</u> | 36 |
| <u>Типы и последствия загрязнения водоемов</u> | 38 |
| <u>5. Евтрофирование водоемов</u> | 64 |
| <u>6. Самоочищение водоемов</u> | 75 |
| <u>Механизм самоочищения</u> | 76 |
| <u>Распределение веществ</u> | 79 |
| <u>Биологическое самоочищение</u> | 80 |
| <u>Использование веществ организмами. Биотический круговорот в водоеме</u> | 82 |
| <u>Роль гидробионтов в самоочищении водоема</u> | 86 |
| <u>Физико-химический механизм самоочищения</u> | 94 |
| <u>Методические основы оценки самоочищения</u> | 103 |
| <u>7. Биологическая индикация качества вод</u> | 104 |
| <u>Биотические индексы</u> | 118 |
| <u>Био(цено)тические индексы, или оценка степени загрязнения воды по показательным организмам</u> | 119 |
| <u>Индексы сапробности</u> | 122 |
| <u>Индексы сходства видового состава</u> | 129 |
| <u>8. Гидробиологический мониторинг</u> | 132 |
| <u>Литература</u> | 138 |

Семерной Виктор Петрович

Санитарная гидробиология

Редактор, корректор А.А. Антонова
Компьютерная верстка И.Н. Ивановой

Подписано в печать 26.12.2002. Формат 60x84/16. Бумага тип.
Усл. печ. л. 8,6. Уч.-изд. л. 7,77. Тираж 100 экз. Заказ .

Оригинал-макет подготовлен
в редакционно-издательском отделе
Ярославского государственного университета.

Ярославский государственный университет.
150000 Ярославль, ул. Советская, 14.

Отпечатано
Издательство «Ремдер»
Ярославль, ул. Свободы, 91, оф. 33.