

28.082
P244

МИНИСТЕРСТВО ВЫСШЕГО И СРЕДНЕГО СПЕЦИАЛЬНОГО ОБРАЗОВАНИЯ БССР

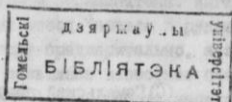
ГОМЕЛЬСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ УНИВЕРСИТЕТ

И. Ф. Рассашко

ТЕКСТЫ ЛЕКЦИЙ

по спецкурсу "Санитарно-техническая гидробиология"

Часть 2



Гомель 1985

Рецензенты: А.И. Остапеня, кандидат биологических наук, старший научный сотрудник Белорусского государственного университета им. В.И. Ленина; А.П. Диденко, заведующий санитарно-гигиеническим отделом Гомельской областной санитарно-эпидемиологической станции

В лекциях изложены актуальные вопросы санитарно-технической гидробиологии. Систематизированный материал по истории ее развития и сточения, изложены научные достижения и их практическое применение.

В данной части изложены темы: "Биологический анализ качества вод", "Естественное самоочищение водоемов", "Мероприятия по усилению самоочищения" и др.

Текст адресуется студентам биологических факультетов, а также может использоваться как теоретическая основа для санитарных врачей при осуществлении контроля за открытыми водоемами.

Р 21003 - 031
И 13 - 86 6 - 86 2001050100

© Гомельский государственный университет (ГГУ), 1986

БИОЛОГИЧЕСКИЙ АНАЛИЗ КАЧЕСТВА ВОД

Определение, цели и задачи. Краткий обзор различных систем биологического анализа качества вод. Современное состояние проблемы по оценке качества вод.

Под биологическим анализом понимают оценку качества воды по растительному и животному населению водоема. Биологический метод позволяет обнаружить воздействия, предшествующие времени анализа, тогда как физико-химический и бактериологический методы дают возможность судить о составе воды в момент отбора пробы и в том месте, где был сделан отбор. Если последние методы позволяют судить преимущественно об интенсивности и составе загрязнений, то биологический дает возможность судить о степени и характере нарушения водных экосистем, последствиях загрязнения. Состав сообществ свидетельствует о среднем за длительное время составе воды.

Проведение биологического анализа загрязнения водоемов включает задачи: 1) определение степени нарушения водного объекта, или постановка диагноза; 2) выяснение механизма формирования чистой воды; 3) организация систематических гидробиологических наблюдений, мониторинга; 4) разработка методов исследований и составления прогноза.

Применение биологического анализа вод может преследовать две разные цели. Во-первых, систематическое накопление объективных биологических данных, характеризующих экосистемы природных вод. Ценность этих материалов будет возрастать со временем, так как в дальнейшем они дадут возможность обоснованной констатации происходящих в природе изменений, в частности и в особенности под влиянием антропогенных факторов. Во-вторых, оценка качества вод в настоящее время с помощью сравнительных исследований.

Обратимся к истории контроля качества вод по гидробиологическим показателям [1, 2], которая берет свое начало в середине прошлого века. В 1860 году в Лондоне была опубликована монография А. Хессела (*Hassall*), в которой автор дал оценку качества воды по организмам фито- и зоопланктона. Английский гигиенист прошлого века Паркс включил метод Хессела в руководство по практической гигиене. В 1863 году предвзяточно, а затем в 1876 году в окончательном варианте появилось известное сочинение немецкого исследователя Ф. Кона (*Kohn*). Его работа началась в период холерных

эпидемий в Бреславе в 1852 и 1866 годах. Им была установлена некоторая зависимость видового состава гидробионтов от химического состава вод и прежде всего от растворенных в воде органических веществ. Вопросы биологической индикации вод были также затронуты в работе А. Жерардена (*Gerardin*), появившейся в печати во Франции в 1873 году. К последующей четверти прошлого века относятся обстоятельные исследования К. Меца (*Mez*), которые непосредственно способствовали признанию в Германии гидробиологических методов в качестве обязательных при санитарной оценке вод в открытых водоемах и водотоках. В этот период появляется немало обстоятельных работ, показывающих тесную связь между составом населения водоемов и водотоков и качеством их воды. Определенный исторический интерес представляет система сапробиности (загрязнения), предложенная Е. Зенфтом (*Senft*) догубинами и Р. Кольквитцем и М. Марссоном обширных списков сапробионтов, составленных ими в 1908-1909 годах. Система Е. Зенфта основывалась на трех группах показательных организмов - полисапробионты (67 видов), мезосапробионты (39 видов) и олигосапробионты (48 видов). Е. Н. Волохонцев и А. С. Скориков, тщательно проанализировав данную систему, указали на необходимость внести в нее ряд существенных изменений. Они предложили исключить из списка полисапробионтов все диатомовые, синезеленые и нитчатые водоросли *Spirogyra* и *Conferva*, а также все *Rhizopoda* и *Infusoria*, за исключением *Amphicella* *tachmani*. Из списков мезосапробионтов предлагалось исключить *Verticella convallaria*, широко распространенную форму, а также ряд других. Встретил возражение и список олигосапробионтов.

Классическая система показательных организмов, используемая для оценки степени загрязнения вод, была создана Р. Кольквитцем и М. Марссоном и послужила основой многих последующих систем биологического анализа. В статье, опубликованной ими в 1902 году, сохранилось подробное изложение вопроса о гидробиологическом анализе воды. Авторы предложили двум основным группам показательных организмов дать названия "сапробионты" (от греческого *sa-pros* - гнилой) для обитателей с оч-

ных вод и "катаробионты" (от греческого *katharos* - чистый) для организмов, населяющих исключительно чистые воды. Под сапробионностью авторы системы понимали способность организмов развиваться при большем или меньшем содержании в воде органических загрязнений. Однако позднее было доказано, что сапробионность организма обуславливается как его потребностью в органическом питании, так и резистентностью по отношению к вредным продуктам распада и дефициту кислорода в загрязненных водах. Р. Кольквитц и М. Марссон установили четыре зоны загрязнения (полисапробная, альфа- и бета-мезосапробная, олигосапробная) и дали списки видов-индикаторов загрязнения (1908, 1909, 1911), характерных для каждой из них. Полисапробные воды в химическом отношении характеризуются бедностью и большим содержанием углекислоты и легко разлагающихся белков и углеводов. В этих водах интенсивно протекают процессы редукции и распада с образованием сернистого железа и сероводорода. Население полисапробных вод обладает малым видовым разнообразием, но отдельные виды могут достигать большой численности. Аэрофильные микроорганизмы здесь полностью отсутствуют. Особенно распространены бесцветные жгутиконосоиды и бактерии. Число бактериальных колоний, вырастающих из 1 см³ полисапробной воды на обыкновенной питательной желатине, может превышать 1 млн. Р. Кольквитц и М. Марссон отмечали, что полисапробные организмы могут встречаться в соседних мезосапробных водах, но в олигосапробных водах, если обнаруживаются, то чрезвычайно редко. Для альфа-мезосапробных вод характерно энергичное самоочищение, в частности, в результате окислительных процессов за счет кислорода, выделяемого хлорофиллоносными растениями. Среди последних встречаются некоторые синезеленые, диатомовые и зеленые водоросли. Большой численностью обладают грибы и бактерии, достигаящие сотен тысяч в 1 см³. Могут обитать нетребовательные к кислороду виды рыб.

В бета-мезосапробных водах процессы самоочищения протекают менее интенсивно, чем в альфа-мезосапробных. В них доминируют окислительные процессы, нередко наблюдается перенасыщение кислородом, преобладание таких продуктов минерализации белка, как нитриты и нитраты. В этих водах разнообразно представлены животные и растительные организмы, среди последних - особенно диатомовые, зеленые и синезеленые. Число бактерий в 1 см³ во-

да не превышает обычно 100 тыс. Многие макрофиты находят здесь оптимальные условия своего роста.

Олигосапробные воды представляют, например, практически чистые воды больших озер. Если такие воды произойти путем минерализации из загрязненных вод, то для них характерна почти полная минерализация органических веществ. Их содержание не превышает 1 мг/л. Число бактерий не более 1 тыс.

Над расширением и уточнением списков видов-индикаторов, предложенных Р.Кольковитцем и М.Марсоном, позднее работали многие исследователи. В 1911 году была сделана первая попытка создания системы сапробности морских организмов.

В США первые попытки контроля качества вод по гидробиологическим показателям датируются 60-ми годами прошлого столетия. В первые десятилетия текущего века они были существенно расширены, но не достигли такого значения, как в странах Европы. Мало использовалась система Р.Кольковитца и М.Марсона, но среди специалистов были распространены представления о чувствительных к загрязнению пресноводных организмах. Эти представления базировались на работах Р.Ричардсона (*Richardson*, 1926), А.Гоффа и К.Тарвелла (*Goffin and Tarzwell*) и других. Широкое распространение получили в США методы контроля качества вод о биотестах.

В нашей стране гидробиологический анализ качества вод имеет очень давние традиции. В 1910 году на общем собрании Донского отделения Русского технического общества А.К.Кнаут говорил: "Химический и бактериологический способы исследования воды для определения степени загрязнения очень точны, но в сущности они характеризуют означенную воду только в определенную минуту, может быть довольно сильно разняющуюся от воды в следующую минуту, и чтобы получить картину более точную, необходимо брать среднее из большого числа таких исследований. Существует, однако, другой способ определения общего характера чистоты или загрязненности какого-либо водного пространства - изучение его фауны и флоры". В этот период в России проводилась большая работа по созданию и усовершенствованию гидробиологических методов оценки качества вод. Особенно много в этом направлении сделано А.С.Скориковым (1909, 1922), Е.Н.Волохонцевым (1911).

С.М.Вислоухом (1913, 1915), Я.Я.Никитинским (1912, 1914). Оригинальная система оценки качества вод была разработана Е.Н.Волохонцевым и А.С.Скориковым. Важные методические указания есть в работах С.М.Вислоуха, который отмечал, что при оценке качества вод особенно большое значение нужно придавать организмам, встречающимся в большом количестве. Необходимо также принимать во внимание времена года, гидрологические факторы, так как развитие многих индикаторных организмов существенно изменяется по сезонам, а распределение загрязнения преимущественно зависит от гидрологических факторов.

Большую ценность, с позиций исторического мониторинга, загрязнения природной среды, представляют данные о качестве поверхностных вод в нашей стране, полученные в первое 10-летие 20 века. Так, в 1904 году Петербургская городская Дума признала необходимым перевести Петербург на водоснабжение из Ладоского озера. Во исполнение этого решения в 1905-1906 годах было организовано комплексное исследование озера. Важнейшее место в этих исследованиях отводило гидробиологическому анализу качества вод, который поручили А.С.Скорикову и Е.Н.Волохонцеву. Эти исследования дали первую подробную картину качества вод и состояния экосистемы Ладоского озера в начале нашего века, когда озеро было еще чистым, не обнаруживалось ни малейших следов антропогенного воздействия, превосходило по чистоте своих вод или не уступало самым чистым большим озерам Европы и Северной Америки. По наибольшему содержанию катаробиянтов и наименьшему олигосапробиянтов оно заняло первое место среди всех исследованных тогда озер Европы и Северной Америки. А.С.Скориков и Е.Н.Волохонцев составили подробные списки организмов-индикаторов в Ладоском озере, которые используют сейчас при изучении изменений, происходящих в водных экосистемах под влиянием антропогенных факторов за длительные периоды времени.

В 1911-1912 годах проведены всесторонние биологические исследования Невской губы, которые позволили впервые составить представления об уровне загрязнения ее.

Первые исследования качества вод реки Дона по гидробиологическим показателям в 1910 и 1911 годах проведены А.К.Кнаутом

и Я.Я.Никитинским. Составлен список организмов-индикаторов загрязнения, который включал олиго-пробов и бета-мезосапробов. В нем полностью отсутствовали полисапробы и был только один альфа-мезосапроб.

Замечательным примером всестороннего биологического анализа качества воды и общего экологического состояния реки являются исследования рек Тезы и Сехи, Лосквы, проведенные Я.Я.Никитинским (1907, 1910, 1911).

В работах русских исследователей большое внимание уделялось пропаганде и популяризации классической системы сапробности, хотя она и подвергалась тщательной проверке. В ней вносили изменения, направленные на приспособление к местным условиям. Было доказано, что ряд показательных организмов в наших водах имеет иное значение, чем в водах Германии. Основываясь на огромном личном опыте гидробиологического обследования рек, Я.Я.Никитинский разработал ряд ценных методических указаний. Он рекомендовал для каждого водотока устанавливать биологическую картину, свойственную участкам, относительно которых не возникает сомнений в их чистоте, и картину для участков, заведомо загрязненных. Я.Я.Никитинский считал, что суждения о той или иной степени загрязнения необходимо основывать на общей сумме всех признаков, характеризующих биологическую картину водотока в исследуемом пункте, тщательно избегая строить суждения на основе отдельных находок сапробных организмов.

Г.И.Долгов (1926); Я.Я.Никитинский, Г.И.Долгов (1927), обобщив опыт отечественных и зарубежных исследователей, внесли некоторые изменения в списки. Над уточнением списков видов-индикаторов работали М.Зеленка и П.Марван (*Zelinka and Marvan*, 1961), М.Зеленка и В.Сладечек (*Zelinka, Sladecek*, 1964). В.Сладечек неутомимо продолжает дополнять список индикаторных видов. Он автор книги, в которой дан список, включающий около 2000 таких видов. Варианты списков видов-индикаторов даны в "Унифицированных методах исследования качества вод" (1966), изданных СЭВ; в "Избранных методах исследования вод", изданных в ГДР (1972); в пособии, подготовленном А.В.Макрушиным (1974).

При практическом использовании системы показательных организмов встречается с рядом трудностей.

Справедливо указывали, что системы видов-индикаторов разработаны для средневропейской фауны и флоры, что ограничивает их применение в неизменном виде в других регионах. Отмечали также, что система Кольквитца-Марсона разработана применительно к условиям загрязнения вод Средней Европы в начале века, когда господствовало загрязнение вод бытовыми стоками. Теперь же преобладает промышленное загрязнение. Однако это возражение устраняется тем, что фактически [3] от олиго- к полисапробным организмам возрастает не специфическая стойкость к органическим загрязнениям и к таким их последствиям, как дефицит кислорода, а эврибионтность, то есть не специфическая способность существовать при резко различных условиях среды. Поэтому и термин "сапробность", имеющий греческий корень "сапрос" (гнилой), лишился своего первоначального содержания и фактически стал употребляться в смысле загрязнения.

Существенным недостатком системы показательных организмов является громоздкость и трудность практического применения. Детальная обработка проб — необходимое условие ее использования требует много времени и квалифицированных специалистов по систематике фауны и флоры. Тем не менее эту систему, а также многочисленные методы оценки качества вод, основанные на ней, продолжают успешно применять в повседневной практике гидробиологического контроля качества вод. Системы индикаторов сапробности вошли в число стандартных гидробиологических методов оценки качества вод, рекомендованных комиссией СЭВ. В системах индикаторных организмов сконцентрирован огромный опыт ряда поколений исследователей многих стран, и в руках квалифицированных специалистов они исправно служат для хорошо документированного обнаружения даже малых различий в загрязненности вод. Практика санитарно-биологических исследований не дает оснований отказываться от систем индикаторных организмов.

Какие же организмы можно считать индикаторами (показателями) загрязнения вод? Многие водные организмы по-разному реагируют на изменение условий, так как имеют неодинаковую чувствительность к изменению обстановки. Они обладают разной сопротивляемостью к неблагоприятным воздействиям, им необходимы определенное питание, требования к содержанию кислорода, продуктам распада органических веществ, к щелочности, кислотности воды и т.д. При поступлении загрязнения в водоем состав насе-

ления его иногда в короткий срок изменяется. Те виды, которые обладают малой сопротивляемостью, погибают, ряд иных организмов, наоборот, в этих условиях (лишенные, например, конкурентов, врагов), начинают интенсивно размножаться. Водные организмы, развитие которых зависит от степени и характера загрязнения водоема, и называют индикаторными, или показательными. Условно выделяют несколько групп показательных организмов и соответственно им несколько классов вод по степени загрязнения. Полисапробные организмы характерны для значительно грязных вод. В альфа-мезосапробных водах загрязнение выражено слабее. Для загрязненных вод отмечено присутствие бета-мезосапробных видов, а олигосапробы встречаются в чистых водах. Выделяют еще катаробные воды - очень чистые. Названные зоны загрязнения предложены, как отмечено выше, Г.Кольквитцем и М.Марссоном применительно к условиям загрязнения вод Средней Европы в начале века. В настоящее время характер и степень загрязнения водоемов изменился. Предлагаются несколько иные категории вод. Так, по В. Сладечеку (1967, 1969) - 4 категории:

катаробная, лимноссапробная (куда входят воды разной степени сапробности - ксеносапробная, олигосапробная, бета-мезосапробная, альфа-мезосапробная, полисапробная), эусапробная и транссапробная. В нашей стране приняты за основу классы, приведенные в книге С.М. Дрячева (1964): I класс - очень чистые или особо чистые; 2 класс - чистые; 3 класс - умеренно (слабо) загрязненные; 4 класс - загрязненные; 5 класс - грязные или сильно загрязненные; 6 класс - очень грязные или сильно загрязненные. Наиболее распространены 2-5 классы.

В связи с загрязненностью вод токсическими веществами, предложено деление загрязненных вод по этому признаку. Е.Фьердингстад (Fjerdingsstad, 1964) в водах, загрязненных токсическими веществами, различает две зоны - хемотоксичную, где встречаются организмы, и хемотоксичную, где их нет, а Л.А. Несников (1973) - четыре зоны (олиго-, альфа-, бета-, мезо- и поли-токсичную). В.И. Жадин (1964) предложил три шкалы ступеней загрязнения и три шкалы показательных организмов - сапробности, токсобности и сапротоксобности. Для вод, в которых сказывается действие физических факторов, как наличие минеральных взвесей, высокой температуры, предложен термин: криптосапробная зона, а

для вод, загрязненных радиоактивными веществами - радиосапробная зона (Сладечек, 1966, 1967). Условия загрязнения очень сильные; более сильные, чем полисапробные, называют по-разному - гиперсапробная, копрозойная, ультрасапробная зоны.

Отнесение вод к тому или другому классу при современном состоянии знаний может быть обосновано результатами применения разных приемов и систем биологического анализа. Система показательных организмов Р.Кольквитца и М.Марссона послужила основой многих последующих систем. Р.Пантле и Г.Букка (Pantle und Buck, 1955) характеризуют степень загрязнения индексом сапробности - S' , вводят индикаторную значимость - S , принимая ее для олигосапробов за 1, бета-мезосапробов - за 2, альфа-мезосапробов - за 3 и полисапробов - за 4. Относительное количество особей вида - n оценивают следующим образом: случайные находки - 1, частая встречаемость - 3 и массовое развитие - 5. Индекс сапробности обследуемого места вычисляют по формуле:

$$S = \frac{\sum S'n}{\sum n}$$

при этом в полисапробной зоне он равен 4,0 - 3,5, в альфа-мезосапробной - 3,5-2,5, в бета-мезосапробной - 2,5-1,5 и олигосапробной - 1,5-1,0. В.Сладечек предлагает несколько изменить значение индекса для зон сапробности и принять его значение для наиболее загрязненных (эусапробных) вод от 4,51 до 8,5, а для чистых, ксеносапробных вод - от 0 до 0,5. Метод Пантле и Букка применялся различными исследователями, и результаты, полученные этим методом, в основном совпадали с другими показателями загрязнения.

Многие виды-индикаторы встречаются в водах двух или даже трех ступеней или зон сапробности, что является причиной неточности при установлении средней сапробности биоценоза. Чтобы уточнить результаты биологического анализа, М.Зелинка и П.Марван (Zelinka und Marvan, 1961, 1966) ввели понятие сапробной валентности вида, которая показывает, в какой мере он характерен для той или иной ступени сапробности. Сапробные валентности выражают одной или несколькими цифрами, сумма ко-

торых равна 10. Например, поденка *Ameletus inopinatus*, сапробная валентность которой равна 10, приходится на ксено-сапробную зону и характерна для данной зоны. Поденка же

Baetis gemellus в ксеносапробной зоне имеет сапробную валентность равную 7, а в олигосапробной - 3, то есть она характерна для двух ступеней сапробности, но в большей степени - для ксеносапробной ступени. Сапробные валентности установлены указанными авторами на основании многолетних сборов, сравнения их с химическими анализами и с данными литературы.

Чтобы при оценке степени загрязнения повысить роль видов, присутствие которых характерно для определенной ступени сапробности по сравнению с видами, встречающимися в разной сапробности, М.Зелинка и П.Марван ввели понятие индикаторного веса, который оценивается для каждого вида в баллах от 1 до 5 и показывает, насколько высоко индикаторное значение того или иного вида. Величины сапробных валентностей и индикаторного веса разных видов приведены в списке организмов-индикаторов загрязнения (Шахрушин, 1974). М.Зелинка и П.Марван предложили для определения ступени сапробности биоценоза рассчитывать средневзвешенные сапробные валентности для каждой из зон загрязнения - ксеносапробной, олигосапробной и т.д. по формулам:

$$\text{ксеноб.} \quad \frac{\sum_{i=1}^n a_i \cdot b_i \cdot J_i}{\sum_{i=1}^n b_i \cdot J_i},$$

$$\text{олигоб.} \quad \frac{\sum_{i=1}^n b_i \cdot J_i}{\sum_{i=1}^n J_i},$$

где b_i - величина, характеризующая количество особей,

J_i - индикаторный вес; a_i , b_i , c_i и т.д.

- сапробные валентности вида. Величины сапробной валентности и индикаторного веса находятся в указанном списке. Вычисляют произведения $a_i \cdot b_i$ и т.д. для каждого вида и их суммы делят на суммы произведений J_i .

Полученные величины A , B , C и другие являются средневзвешенными сапробными валентностями биоценоза, сумма которых равна 10. Соотношение значений $A:B:C:D:E$ следует

понимать как картину сапробных условий в биоценозе. Положение наименьшего значения в этом ряду определяет, к какой ступени сапробности следует отнести изучаемый биоценоз. Соседние величины позволяют судить о том, в какую сторону возможны отклонения. Как видно, метод М.Зелинки и П.Марвана трудоемок, имеет некоторые другие недостатки. Достоинством метода является то, что с его помощью можно уловить различия внутри каждой из зон сапробности. Однако есть данные, что результаты, представленные по этому методу, маскирует некоторые явления и состав биоценоза. Поэтому рекомендуют применение его в сочетании с другими методами. В последние два десятилетия появилось много новых вариантов биологического метода оценки уровня загрязнений. Предложены варианты биологического метода, в которых не используются классификация видов-индикаторов по Кольквиту и Марсону. Приводятся классификации по доминирующим в сообществе видам, видовому разнообразию, индексу сходства населения, по характеру питания гидов (продуценты и консументы) и другие. Есть также системы, в которых при истолковании данных биологического анализа учитывают как показывательное значение организмов, так и видовое разнообразие.

На видовом разнообразии зообентоса базируется система Вудивисса (Woodiwiss, 1964), которая была применена инспекцией

реки Трент в Англии. При использовании данной системы выделяют группы часто встречающихся и легко определяемых видов плоских червей, пилвок, поденок, дафний, жуков, других донных животных. Затем, руководствуясь таблицей, определяют биотический индекс (дан в таблице), снижающийся по мере загрязнения. Биотический индекс зависит от видового разнообразия (число присутствующих "групп") и состава населения.

В.И.Жукинским и соавторами (1976, 1980, 1981) предложена унифицированная система характеристики качества вод. В систему включены достаточно репрезентативные и доступные практически работникам гидрохимические, бактериологические и гидробиологические определения, и она дает возможность выявить характер корреляции между различными показателями.

При разработке гидробиологических критериев стечения вод к тому или иному классу необходимым требованием является накопление и обобщение опыта применения разных систем биологического анализа

В 1975 году Зоологическим институтом АН СССР (лабораторией пресноводной и экспериментальной гидробиологии) организовано рабочее совещание по гидробиологическим методам оценки качества вод, в решении которого отражено современное состояние этой области в Советском Союзе, дана сравнительная оценка различным системам применения гидробиологических методов оценки степени загрязнения и приведены рекомендации по применению их для этой цели. Указано, в частности, что описание статических характеристик фауны и флоры, таких, как видовой состав, численность и биомасса видов, необходимая начальная стадия изучения воздействия загрязнений на экосистему водоема. Одновременно следует вести изучение процессов динамики сообществ, их функциональных характеристик, энергетического баланса как метода количественного выражения биотической трансформации вещества и энергии или круговорота вещества на отдельных его этапах. Без развития динамического подхода к изучению загрязненных вод невозможно прогнозировать характер воздействия загрязнений. Для этого в практику исследований последствий загрязнения водоемов необходимо внедрить методы и представления продукционной гидробиологии. На этой основе возникают новые перспективные методы биологического анализа и оценки качества вод.

При изучении воздействия загрязнений необходимо знать биологический фон данного водоема, который должен быть выяснен при исследовании незагрязненных участков. Сосредоточено необходимо исследовать влияние притоков. С этой целью пробы следует брать выше и ниже места их падения.

Значительную роль при индикации степени загрязнения водоемов играет зоопланктон, благодаря высокой скорости роста и большой интенсивности обмена входящих в него организмов. На степень загрязнения водоема указывает наличие того или иного планктонного животного, особенно среди колесников и простейших, и структура сообщества, видовое разнообразие. В загрязненных водоемах одновременно с сокращением общего числа видов происходит функциональная перестройка сообщества, сокращение трофической цепи. На наличие загрязнения может указывать также общая численность планктона. В зоне распространения последствий загрязнения наблюдается ярко выраженная зональность в распре-

делении планктона: в непосредственной близости к стоку планктон очень беден или отсутствует, затем следует зона повышенной концентрации планктона.

При использовании общепринятых методов, основанных на использовании видов-индикаторов, в особенности простейших и колесников, предпочтительнее применять метод Пантле и Букиа в модификации Сладечека, который более универсален и прост, чем системы Зелинка и Марвана или другие, требующие громоздких расчетов.

Для зоопланктона характерны сезонные колебания в видовом составе и численности, поэтому при изучении воздействий загрязнений необходимы круглогодичные сборы.

При биологическом анализе степени загрязнения и качества воды большое внимание должно быть уделено животным бентоса и их сообществам. Наблюдения на ряде загрязненных рек показали применимость для оценки качества воды по зообентосу системы Вудивисса.

Есть основание считать, что наличие или обилие представителей нематод может служить индикатором загрязнения вод.

Хорошими показателями качества воды могут служить и водоросли - обязательный компонент водной экосистемы. Оценка загрязнения по водорослям может быть достаточно хорошо сделана по индикаторным организмам методом Пантле и Букиа в модификации Сладечека, можно использовать также метод Зелинки и Марвана. При определении функционального значения и состояния фитопланктона важным определением интенсивности фотосинтеза, дыхания планктона и содержания в нем хлорофилла, БПК, как и отношения фотосинтеза и деструкции в планктоне (Φ/D), характеризующего направленность процесса в водоеме и закономерным образом изменяющегося при загрязнении и самоочищении.

В основе многих важнейших процессов, обуславливающих качество воды, лежит жизнедеятельность водных бактерий, поэтому гидробиологические наблюдения должны вестись в комплексе с микробиологическими. Показателями качества вод могут служить общее количество бактерий по методу прямого счета на мембранных фильтрах, количество сапрофитных бактерий на МПА, скорость размножения бактерий (время генерации), индекс

отношения числа сапрофитных бактерий к общему числу бактерий в процентах, функциональные исследования.

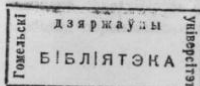
Вопрос биологической оценки качества воды служил предметом обсуждения и в 1979 году в г. Харькове на Всесоюзной конференции, организованной при Всесоюзном научно-исследовательском институте по охране вод (ВИИВО). Доклады и выступления участников конференции весьма полно отражали состояние современных исследований по оценке качества вод, продемонстрировали сложность и многообразие путей его изучения. В одном из докладов, представленном Проблемной лабораторией экспериментальной биологии Белорусского государственного университета, дана оценка степени пригодности некоторых показателей, используемых в практике гидробиологических и гидрохимических исследований. На основании 32 параметров выделено три группы показателей разной чувствительности к изменению качества воды: 1) чувствительные, к которым могут быть отнесены показатели, характеризующие количество органического вещества, скорость его излучения в биотический круговорот; функциональные показатели, отражающие физиологическое состояние фитопланктонного сообщества, а также некоторые структурные показатели развития фитопланктона; 2) малочувствительные — количество бактерий и др. 3) нечувствительные — показатели, основанные на индикаторном значении отдельных видов фитопланктона.

На конференции обсуждался вопрос о применении обобщенного показателя, позволяющего характеризовать состав и свойства вод одним числом. Для расчета такого показателя (индекса) предлагается кодировать результаты применения каждого отдельного метода анализа и получать некоторую среднюю величину. Однако при таком подходе много ценной информации и смысла анализов пропадает.

Г.Г. Винберг пишет (1961) относительно применения комплексного индекса следующее: "Комплексный индекс легко применить к принятому набору определений при клиническом медицинском анализе, результат которого в таком случае будет выражен одним числом. По такому индексу врач быть может сможет определить, что пациент болен, но никак уж не узнает, что у него или нефрит, что он без труда сможет сделать по принятой формуле

представления результатов клинического медицинского анализа. Стремление к полной унификации биологического анализа вод не менее беспочвенно и бесперспективно, чем поиски универсального лекарства" [3]. Суть гидробиологических методов контроля качества вод состоит в том, "чтобы, применяя нужные методы, специалисты гидробиологи... могли давать вполне определенные и научно обоснованные оперативные заключения о состоянии экосистем и качества вод и поставлять данные длительного хранения" [3].

Таким образом, контроль качества вод, определение эффективности самоочищения загрязненных вод, обоснование мероприятий по охране природных вод и выяснению их пригодности для питьевого и промышленного водоснабжения, для рыбохозяйственных и других целей требуют планомерного применения и совершенствования методов анализа вод. Среди последних биологическому методу принадлежит видное место. Создание единой системы биологического анализа продолжает быть актуальным.



Литература

1. Абакумов В.А. К истории контроля качества вод по гидробиологическим показателям. - В кн.: Научные основы контроля качества вод по гидробиологическим показателям. Л., 1981, с. 46-74.
2. Винберг Г.Г. /ред/ Методы биологического анализа пресных вод. Л., 1976, с. 1-168.
3. Винберг Г.Г. Успехи лимнологии и гидробиологические методы контроля качества внутренних вод. - В кн.: Научные основы контроля качества вод по гидробиологическим показателям. Л., 1981, с. 16-45.
4. Всесоюзная конференция "Оценка и классификация качества поверхностных вод для водопользования. - Тезисы сообщений. Харьков, 1979, с. 3-139.
5. Лукинский В.Н., Оксик О.П., Слейник Г.Н., Ковалева С.И. Критерии комплексной оценки качества поверхностных пресных вод. - В кн.: Самоочищение и биоиндикация загрязненных вод. М., 1980, с. 57-63.
6. Макрушин А.В. Биологический анализ качества вод. Л., 1974, с. 1-60.
7. Макрушин А.В. Библиографический указатель по теме "Биологический анализ качества вод" с приложением списка организмов-индикаторов загрязнения. Л., 1974, с. 1-52.
8. Sladeček V. System of water quality from the biological point of view. Ergebnisse der Limnologie. Heft 7, 1, 1973, ss. 1-219, Stuttgart.

ЕСТЕСТВЕННОЕ САМООЧИЩЕНИЕ ВОДОЕМОВ

Круговорот и трансформация вещества и энергии как основа процессов самоочищения в водоемах. Фотосинтетическая азотация, утилизация и минерализация органического вещества гидробионтами, элиминация патогенных микроорганизмов, фильтрационная деятельность.

Изучение самоочищения водоемов было начато биологами. В связи с возрастанием загрязнения водной среды и прямой опасностью этого для здоровья человека почти одновременно с биологами начали исследования и медики. В дальнейшем эта проблема привлекала внимание различных специалистов - физиков, химиков, географов, представителей технических дисциплин, что привело к трактовке процессов самоочищения с ведомственных позиций.

В Большой Советской Энциклопедии написано, что самоочищение - это "постоянно наблюдаемое в водоемах уменьшение концентрации загрязнения, иногда до полной его ликвидации". Однако такая формулировка не совсем точно передает суть процесса самоочищения, так как уменьшение загрязнения может идти за счет его разбавления, оседания на дно и т.д.. С.М. Драчев (1964) рассматривает самоочищение как совокупность процессов, в основном биохимического порядка, в итоге ведущих к восстановлению природных свойств водоема. О.А. Алексин (1970) определяет самоочищение водоема как совокупность всех процессов, направленных на восстановление первоначального химического состава воды, соответственно существовавшему ранее равновесию. Самоочищение трактуется и как совокупность процессов смешения, оседания, распада и превращения веществ, загрязняющих водоемы. По ГОСТу 17403-72 самоочищение - это совокупность всех природных процессов, направленных на восстановление первоначальных свойств и состава воды.

О естественном самоочищении можно говорить в том случае, если тот или иной вид загрязнения разрушается до простых соединений и тем самым вступает в общий круговорот вещества и энергии. Поэтому наиболее правильно рассматривать самоочищение как часть общеприродного процесса круговорота вещества и передачи энергии, протекающих в водной среде. В самоочищении участвуют биологические, химические, физические факторы, большое значение имеет каждый из них в отдельности и их взаимосвязь. Физико-химическим процессом самоочищения обычно называют совокупность физических процессов - действие света, сорбция, перемешивание; химических и биологических реакций,

отдельных их стадий и состояний вещества, через которые проходят внесенные в водоем соединения, приводящие к улучшению и полному восстановлению первоначального состояния его. Распад простых по строению соединений — углеводов, фенолов, сахаров протекает ступенчато с образованием ряда кислородсодержащих соединений, эфиров, спиртов, жирных кислот, альдегидов, кетонов. Соединения, содержащие карбонильную группу — $C=O$, характеризуются высокой реакционной способностью. Также легко окисляются соединения, содержащие гидроксильную группу — OH . Через образование гидроксильных производных и оксипроизводных протекает превращение многих стойких соединений, например, парафинов и ароматических углеводородов. Сейчас изучен механизм разрушения в условиях водоема большого числа органических веществ, содержащихся в сточных водах. Так, деструкция лигнина происходит с образованием фенола, пирокатехина, ванилина, гваякола и др. Установлено, что лигнин, фенолы, жиры, углеводороды образуют (особенно при повышенных концентрациях) большое количество промежуточных продуктов распада, из которых могут возникать новые, более устойчивые соединения, что влияет на результаты процесса самоочищения.

Весьма важная, основная роль в самоочищении принадлежит биологическому фактору. Именно биотический круговорот вещества и энергии, осуществляемый через трофические связи населения водоемов и водотоков, трансформация вещества и энергии в них, идущая преимущественно биологическим путем, лежит в основе процессов самоочищения (Винберг, 1973).

При изучении самоочищения в загрязненных водоемах должны быть приняты во внимание особенности круговорота в них, отличающиеся от таковых в чистых. Присутствие, например, аллохтонных органических веществ может вызвать специфические нарушения биотического круговорота, которые осуществляются многими путями, в частности, через влияние на световые условия повышенной мутности воды, через токсическое действие внесенных загрязнений и т.д. Чтобы понять в каждом отдельном случае механизмы нарушающих и вредных воздействий, нужно хорошо знать общие закономерности, которым подчиняются процессы биотического круговорота и самоочищения. Теоретической основой изучения самоочищения должны быть современные экологические пред-

ставления. В экосистемах (в том числе в загрязненных водоемах) различают несколько трофических уровней: автотрофные организмы, растительноядные животные, хищники первого порядка и т.д. и два источника поступления веществ, энергии и вещества которых вступают в биотический круговорот: аллохтонный и автохтонный. Первый источник — растворенные и взвешенные вещества загрязнений, которые используют редуценты — гетеротрофные бактерии. Интенсивно разрушая органические и многие неорганические вещества загрязнений, бактерии превращают их в вещества своего тела. В то же время бактерии используют как пищу различные водные животные, концентрируя при этом организованное органическое вещество. Второй источник — автохтонные вещества, образуемые автотрофными организмами (водоросли планктона, прикрепленные водоросли, высшие водные растения). Эти организмы (первый трофический уровень) потребляют растительноядные животные (второй трофический уровень) либо непосредственно, либо после бактериального разложения. Растительноядные животные служат пищей для хищников (третий трофический уровень), которые в свою очередь становятся жертвой животных более высокого порядка (Винберг, 1973).

Взаимоотношения смежных трофических уровней могут быть выражены количественно, если известны величины основного балансового равенства $C = R + P + F + U / C$ — потребленная пища, R — траты на обмен, P — продукция, F — энергия фекалий, U — энергия выделяемых продуктов обмена. Как видно, в процессе жизнедеятельности гидробионтов потребленная пища (рацион) идет, с одной стороны, на нужды энергетического обмена, то есть имеет место минерализация; с другой стороны, — на прирост, что соответствует стабилизации вещества загрязнений. Поэтому знание данных характеристик позволяет судить о функциональной роли видов или сообществ в самоочищении. Они дают возможность определить, например, скорость потока энергии в сообществе, экосистеме, пропорциональную скорость трансформации органического вещества, установить особенности круговорота и эффективного включения в него вещества загрязнений. Насколько энергична и демонстративна очистительная деятельность гидробионтов доказывают исследования С.И. Кузнецова (1952). По его данным, весь цикл превращения азота в озере в летнее время из вещества умерших гидробионтов через продукты их распада и стадии минерализа-

ции до превращения вновь в живое вещество заканчивается в течение двух суток.

Изучение механизмов самоочищения и формирования качества воды показывает, что в этих явлениях прежде всего имеют место окислительно-восстановительные процессы биогенной природы. Это, как отмечено, окислительная минерализация органических веществ, которая сопровождается потреблением кислорода, а также образованием органических веществ из минеральных при фотосинтезе, в результате которого вода обогащается кислородом. В кислородном балансе загрязненных вод значительная роль принадлежит фотосинтетической аэрации, на что указывают многие исследователи [2]. Так, М.А. Сибиряков (1943, 1951), основываясь на экспериментальных данных, а также на наблюдениях, проведенных на реках, показал, что продукция кислорода была настолько значительна — $1,26-10,04 \text{ г/м}^3$ в сутки, что фотосинтез служил основным фактором насыщения воды кислородом. С.М. Драчев и другие (1953) при изучении процессов самоочищения на Москве-реке провели наблюдения (методом склянок) за интенсивностью фотосинтеза и показали, что в загрязненных участках реки ниже г. Москвы интенсивность фотосинтеза планктона достигла $11,9 \text{ мг } \text{O}_2/\text{л}\cdot\text{сутки}$, то есть была очень значительной. Зарубежные исследователи Нусбаум и Миллер (Nusbaum, Miller, 1952) при изучении саморегулирующей способности сильно загрязненной сточными водами гавани г. Сан-Диего (США) нашли, что в результате фотосинтеза гавань получает 81000 , а вследствие атмосферной реаэрации — $59700 \text{ кг } \text{O}_2$ за сутки. Хилл (Hill, 1953) показал, что в гавань Балтимора за счет атмосферной аэрации поступает в $3,2$ раза меньше кислорода, чем за счет фотосинтеза планктона. По данным Кнута (Knut, 1966), на участке Дуны в пределах ФГ в результате фотосинтеза планктона освобождается $5-10 \text{ г } \text{O}_2/\text{м}^2$ в сутки. Еще выше цифры для Среднего Рейна: $20-30 \text{ г } \text{O}_2/\text{м}^2$ в сутки, что во много раз превосходит возможные величины поступления кислорода из атмосферы. Наблюдения в Свислочи (Винберг, 1955) показали, что в летний период фотосинтетическая аэрация достигает 33 , а атмосферная — $16 \text{ г } \text{O}_2/\text{м}^2$ в сутки. Больших величин интенсивность фотосинтеза достигает в биологических очистных прудах, где весь кислород, обеспечивающий высокую скорость самоочищения, достигается за счет фотосинтеза фитопланктона. Во многих случаях в фотосинтетической

аэрации основную роль играют макрофиты. Следует отметить, что в водоемах, подвергнутых антропогенному воздействию, создаются условия, способствующие массовому развитию растений, в частности, такие, как уменьшение скорости течения рек при создании водохранилищ, сброс сточных вод, поступление биогенных элементов с сельскохозяйственных угодий. В связи с этим резко возрастает роль фотосинтеза, фотосинтетической аэрации, и без учета этого фактора нельзя правильно оценить самоочищение водоемов.

Сравнение интенсивности фотосинтеза в различных местах водоема может помочь в нахождении токсических и других ограничивающих влияний. Данные по фотосинтезу могут также представлять собой средство для определения жизнеспособности соответствующих организмов в условиях разного рода загрязнений; для характеристики хода процесса самоочищения. В настоящее время разработаны и продолжают разрабатываться методы направленного использования планктонных водорослей для очистки сточных вод в биопрудах. Это вызвано тем, что, по мнению многих исследователей (Винберг, Телитченко, другие), они являются основными агентами самоочищения сточных вод в биопрудах, развиваясь в них в огромных количествах.

Оценивая развитие растительного планктона при изучении самоочищения нельзя не учитывать того, что последствия развития фитопланктона могут быть не только положительными, но и отрицательными, когда они создают условия для вторичного загрязнения при накоплении избыточной биомассы. В какую сторону пойдет процесс в каждом отдельном случае зависит от состава фитопланктона, условий и скорости его включения в биотический круговорот через потребление зоопланктоном и бактериальное разложение.

При изучении значения фотосинтетической аэрации и условий ее эффективности по отношению к конечному итогу самоочищения необходимо знать соотношение процессов продукции (фотосинтеза) и деструкции органических веществ, то есть количественные показатели биотического баланса водоемов. В установившейся, сбалансированной экосистеме, находящейся в состоянии климакса, величина деструкции почти равна или немного уступает величине продукции, то есть аккумуляция органического вещества если и происходит, то в незначительном количестве. Это водоемы с

практически чистой водой. В настоящее время имеет место нарушение баланса продукции и деструкции в водоемах. Так, в ряде озер Литвы величины соотношения P/D колеблются от 0,2 до 1,2 и указывают на высокую обратимость биотического круговорота, определяют хорошее и удовлетворительное качество воды в них. В то же время в заливе Курш-Маро величина валовой продукции превышает деструкцию в 3-4 раза, что свидетельствует о необратимости биотических процессов и о накоплении органического вещества, особенно во время цветения, что обуславливает неудовлетворительное качество воды. Значительное преобладание (в 4-7 и более раз) продукции над деструкцией планктона отмечено также на водотоках Белорусского Полесья (мелиоративные каналы, реки-Днепр, Сож, Березина). Накопление органического вещества вызывает нарушение режима водной среды, которое усиливается тем, что в этих условиях подавляется развитие гетеротрофных микроорганизмов, в связи с чем увеличивается количество неиспользованной первичной продукции. От того, как идет в загрязняемых водах утилизация первичной продукции в последующих звеньях пищевой цепи, зависит, возникает ли избыточное "цветение" воды и вторичное загрязнение или, наоборот, высокая первичная продукция способствует быстрому и полному самоочищению.

Следовательно, для понимания механизма самоочищения, формирования качества воды изучение процессов биологической утилизации, баланса вещества имеет важное значение.

В многообразных процессах самоочищения участвует зоопланктон. Так, одним из главных компонентов фильтрационного питания ветвистоусых ракообразных, коловраток являются бактерии, численность которых определяет санитарное состояние водоема и зависит от непрерывного потребления их водными животными-фильтраторами. Весьма важным критерием санитарно-гигиенической оценки вод служит количество бактерий группы кишечной палочки. Экспериментально на разных видах дафний установлено, что в среднем за сутки одна дафния потребляет порядка 3,5 млн. клеток кишечной палочки. При потреблении водорослей зоопланктоном имеет место устранение избыточной биомассы фитопланктона, что весьма важно, так как спуск сжиденных вод, содержащих много фитопланктона, в реки и озера, в некоторых случаях оказывается нежелательным. Изъятие фитопланктона может быть значительным. Так,

коловратки прудов Минских полей фильтрации (Крючкова, 1968) способны за сутки потреблять до 50 мг/л водорослей, или весь фитопланктон прудов.

Одним из путей участия зоопланктона в многообразных процессах самоочищения является превращение нестабильного органического вещества загрязнений в тела живых организмов, то есть их участие в стабилизации органического вещества загрязненных вод. О том, сколько вещества было трансформировано за определенный срок и вошло в состав тела организмов, можно судить по продукции зоопланктона.

В литературе отмечают, что в загрязненных водоемах продукция зоопланктона достигает значительных величин. Для мины, например, она составляла порядка 50 кг/м³ за месяц и это означало, что 40% ассимилированной пищи было стабилизировано (Крючкова, 1968).

Прямое участие зоопланктона в самоочищении водоемов осуществляется посредством минерализации (деструкции) органического вещества в процессе дыхания. Данные убеждают, что роль зоопланктона в загрязненных водах в этом плане может быть значительной. У ракообразных, в частности, деструкция достигала в сутки 100-235 мг/л беззольного органического вещества. Понятно, что чем выше газообмен гидробионтов, тем ценнее они как минерализаторы.

В минерализации органического вещества принимают участие не только зоопланктон, бактерио- и фитопланктон, но и другие гидробионты. Их роль в самоочищении увеличивается вследствие использования пищи на рост. Например, грибок *Leptomyces lacteus* в реке Волге извлекал из воды на площади в 1 км² за 18 дней около 120 т органического вещества, из которых на рост использовал 40 т, подвергал минерализации 80 т. На полях орошения число личинок *Chironomus plumosus* достигало 90 тыс. экз./м² и количество утилизируемого вещества было 250 г/м², из которых 100 г шло на построение тела личинок, а 150 г подвергалось минерализации. Работа гидробионтов-минерализаторов проходит особенно эффективно в случаях достаточной аэрации и перемешиваемости воды, когда лучше обеспечен приток организмам пищи и кислорода, а также эффективнее происходит удаление вредных продуктов собственного обмена веществ. В силу этого энергичнее протекает

минерализация органического вещества в реках и больших озерах, подверженных сильному перемешиванию, и слабее - в небольших стоячих водоемах со слабым перемешиванием вод.

Одним из показателей уменьшения загрязнения является отмирание микроорганизмов. Кишечные, патогенные бактерии мало приспособлены к существованию в воде, сравнительно бедной органическими веществами. Природная среда для них именно такая и они не выдерживают конкуренции со свободноживущими видами. Отмирание кишечных и патогенных бактерий в воде связано не только с недостатками пищи. Весьма многочисленные данные (Трунова, 1979 и др.) показывают, что на них влияют бактериофаги, микробы-антагонисты, антибиотики, содержащиеся в воде.

Из самых разнообразных источников [11] выделены микробы-антагонисты патогенной микрофлоры. Наиболее часто микробы со свойствами антагонистов обнаруживали в илах рек, озер, водохранилищ с высоким содержанием органических веществ. Из 326 культур гетеротрофных бактерий, выделенных из вод Мирового океана, около 10% являлись антагонистами. Многие исследователи бактерицидность морской воды связывают с деятельностью микробов-антагонистов. Из вод Черного, Балтийского, Баренцева, Средиземного, Берингова, Японского, Охотского морей, Тихого океана, из разнообразных лечебных грязей выделено большое количество микробов-продуцентов веществ антибиотической природы. Проявление микробного антагонизма объясняют выделением сапрофитной микрофлорой веществ в виде токсинов, лизинов, ферментов, которые способны блокировать ряд основных ферментативных процессов (дыхание, синтез белков и др.), обеспечивающих жизнедеятельность бактерий различных видов. Образование антибиотических веществ и выделение их в окружающую среду - специфическая особенность обмена веществ микроорганизмов, для которых водная масса в отличие от патогенной микрофлоры, является естественной средой обитания. Эта особенность развилась и закрепилась, возможно, в процессе филогенетического развития как важный фактор в борьбе за существование. Вещества, выделяемые в воду микроорганизмами, могут, очевидно, играть важную биологическую роль, способствуя самоочищению окружающей среды от вредных микроорганизмов.

Имеются данные, показывающие, что активными факторами бактериального самоочищения являются фаги [12]. В естественных водоемах и в стоячих водах обнаружены фаги против самых различных микроорганизмов. Так удалось выделить из стоячих вод сибирянский бактериофаг, штаммы бруцеллезного фага. Из реки Дон (1960) выделено 190 рас бактериофагов, которые лизировали кишечные, брюшнотифозные и паратифозные бактерии, шигеллы флекснера и Зонне. Из многочисленных проб воды рек Яузы и Невы (1973) выделено 24 штамма бактериофагов, вирулентных для бактерий кишечной группы. Диапазоны литического действия фагов проверяли на 153 штаммах синегнойной палочки, из которых только 12,4% штаммов оказались фагорезистентными. Из реки Волги, одного из заливов Баренцева моря выделяли коли-фаги, фаги к шигеллам. Исследователи отмечают высокую резистентность фагов; высказывается предположение, что благодаря этому возможно использование фагов для очистки стоячих вод.

В 1960-х годах из стоячих вод был выделен фильтрующий вибрион, отличный по своим свойствам от бактериофагов и микробов-антагонистов. Его отнесли к новому виду и роду - *Bdellovibrio bacteriovorus*. Установлено, что под влиянием бделловибриона происходит просветление проб воды из самых различных водоисточников. В отличие от бактериофагов он лизирует не только живые, но и убитые микроорганизмы. Клетки паразита мелкие ($0,3 \times 1$ мкм), исключительно подвижны, что достигается одним толстым жгутиком. Клетки паразита при атаке адсорбируются на клетках гомологичных бактерий и начинают вращаться со скоростью 100 об/мин, пробуравливая стенку микроорганизмов. Процесс инфицирования протекает быстро, и уже через 3-20 мин после адсорбции клетки бделловибриона внедряются в жертву, а через 20-60 мин полностью проникают в нее. Через 3-5 ч с момента "атаки" лизис микробных клеток заканчивается. Бделловибрион может лизировать ряд бактерий, вызывающих кишечные заболевания. В водах самых различных водоисточников Европы, Африки, Азии, Америки и Австралии выделены активные штаммы бделловибриона. Он чрезвычайно термолабилен, обладает высокой устойчивостью по отношению к антибиотикам и химическим веществам. Имеет широкий спектр действия. Различные штаммы сальмонелл, кишечной и дизентерийной палочки в концентрации 1 млрд. б.к./мл

переставали выдвигать из проб воды в приблизительно одинаковые сроки (5-6 суток). Исследователи, которые занимаются изучением спектра действия бделловибриона, указывают на большое значение данного фактора в биологическом самоочищении водной среды от патогенных организмов.

Определенное значение в отмирании патогенной микрофлоры могут играть планктонные водоросли и макрофиты. Рядом исследований показано, что некоторые виды водных растений обладают антимикробным действием, что связано с их способностью выделять вещества с сильными антибиотическими свойствами. Из саргассовых водорослей, например, выделены летучие кислоты, масла, активные против стафилококков. Наблюдали антимикробное действие хлореллы на кишечную палочку, сальмонеллы, стафилококки, бруцеллы, шигеллы, различные штаммы холерных вибрионов. Значительной антибиотической активностью обладали также спиртовые экстракты некоторых видов бурых водорослей.

Возможно, многие другие гидробионты - губки, кишечнополостные, моллюски, членистоногие, иглокожие, оболочники, полухордовые, позвоночные также являются продуцентами антибиотиков. Описано широкое распространение антибиотических веществ в илах и морской воде. Водные экстракты из различных водорослей и беспозвоночных задерживали рост золотистого стафилококка, кишечной палочки, бруцеллы, некоторых фитопатогенных бактерий. Большой интерес представляет вопрос о происхождении антимикробных веществ, выделяемых гидробионтами. В.П.Тульчинская и другие (1971) предполагают, что антимикробные вещества синтезируют те микроорганизмы, которые обитают в организме гидробионтов. Бактериостатическое и бактерицидное действие их органов, тканей связано с аккумуляцией антимикробных веществ, синтезируемых микроорганизмами.

Естественными консументами патогенных бактерий являются простейшие. Уже факт интенсивного развития протистов в загрязненных водах сам по себе говорит о значительной роли их в процессе регенерации воды. Своими энергичными движениями эти организмы помогают более полному перемешиванию загрязненной воды, а, потребляя детрит и взвешенные органические вещества, простейшие значительно улучшают ее физико-химические свойства. Роль простейших как "санитаров" водоемов давно доказана. О большой

интенсивности использования бактерий простейшими сообщали Я.Я.Никитинский (1909), Н.С.Гавевская (1949). По Я.Я.Никитинскому за 1 ч каждая особь инфузории *Carchesium* sp. потребляет около 30 тыс бактерий. Эммерих сравнивал роль жгутиковых в воде с ролью лейкоцитов в крови и предложил термин "речной фагоцитоз". Т.Н.Труновой (1979) изучена бактериотрофная активность простейших-инфузорий (*Paramecium caudatum*, *Colpidium colpoda*, *Uronema marinum*, *Chilodonella cucullulus*) и жгутиконосцев (*Bodo caudatum*, *Pleuromonas facularis*) в отношении микроорганизмов кишечной группы: кишечная палочка, шигеллы, сальмонеллы; микробов, сохраняющих патогенность в водной среде длительное время: стафилококки, бруцеллы, возбудитель сибирской язвы; размножающихся в воде: холерные вибрионы, лептоспиры, листерии; микробов с повышенной резистентностью к факторам внешней среды: микобактерии туберкулеза, спорные формы микробов; вирусов - на модели холерного, дизентерийного фагов. Указанные микроорганизмы выбраны автором для опытов не случайно. Известно, что инфицированная вода довольно часто служит причиной возникновения эпидемических заболеваний, возбудители которых относятся прежде всего к кишечной группе микробов. Возбудитель бруцеллеза выбран в связи с его вирулентными свойствами, антропоозоонозностью и возможностью частого поступления в водоемы, которыми пользуются большие животные. К одним из возбудителей антропоозоонозных заболеваний относится патогенный стафилококк. Особенностью сибиреязвенной инфекции является ее способность обрещать стойкие очаги на территории, включая водоемы. Изучение воздействия простейших на возбудителя туберкулеза представляет интерес, в связи с его высокой устойчивостью и способностью сохраняться в воде длительное время, не теряя своих патогенных свойств. К настоящему времени достоверно определена возможность передачи водой вирусных инфекций. Указывают на распространение водным путем вируса полиомиелита, инфекционного гепатита, энтеровирусов. Результаты исследований показывают, что если для сапрофитной (автохтонной) микрофлоры вода является средой обитания с возможностью размножения в ней, то для аллохтонной патогенной микрофлоры вода

являются лишь средой переживания, и по отношению к ней простейшие ведут себя как истинные антагонисты, а процесс "речного фагоцитоза" доходит до полного исчезновения из водной среды патогенных микробов. По данным О.Н. Труповой, количество бактерий под воздействием простейших быстро снижалось вплоть до полного исчезновения. Так, под воздействием простейших бруцеллы, различные штаммы лептоспир, кишечные бактерии исчезали из среды примерно через 72 ч, весьма интенсивно происходило исчезновение туберкулезной палочки. При этом при микроскопировании мазков наблюдали достаточно демонстративную картину: пищеварительные вакуоли простейших были наполнены окрашенными ярко-красными туберкулезными палочками, бруцеллами. Большая активность простейших к различным микроорганизмам может быть связана с тем, что они обладают мощным высокоактивным ферментным аппаратом. В частности, у них обнаружены триптический и диастический ферменты. Установленная инактивация вирусов осуществляется за счет действия протеолитических ферментов. Скорость исчезновения микроорганизмов из водной среды оказалась прямо пропорциональна концентрации инфузорий. Поэтому искусственное повышение концентрации простейших в водной среде должно ускорить процесс бактериального самоочищения. В общем, большая скорость размножения простейших, массовость, широкая эврибионтность и большая активность в отношении самых различных патогенных микроорганизмов определяют возможность их использования для поддержания санитарного благополучия водоемов.

Итак, факторы, вызывающие элиминацию патогенных микроорганизмов, разнообразны и способствуют бактериальному самоочищению водной среды. Скорость отмирания бактерий в воде протекает довольно быстро: через 24 ч их остается около 50%, 48 ч — 10–20%, через 72 ч — 1–10%.

Рассматривая механизмы самоочищения водоемов, надо отметить и то, что значительный очистительный эффект может давать накопление гидробионтами вредных веществ как радиоактивных, пестицидов. Накапливая в своем теле загрязнения, гидробионты изымает их из воды и на какое-то время обезвреживает, выключая из многих звеньев круговорота веществ. Степень накопления различных элементов сильно варьирует у различных организмов. Малейски особенно энергично накапливают медь, мелузы —

цинк, радиолярии — стронций, асцидии — ванадий, ламинариевые водоросли и фукусы — много йода, аллигаторы, брома, серные бактерии — серу. Особенно существенное значение для очистки водоемов имеет накопление гидробионтами короткоживущих изотопов, в частности, иттрия-91, церия — 144, периоды полураспада которых соответствуют 61 и 284 суткам [4]. Следует заметить, что итрий-91 и цезий-137 составляют в продуктах деления ядер урана и плутония до 70% и быстрое удаление их из воды гидробионтами имеет большое значение, хотя нельзя не учитывать при этом негативную сторону данного факта — возможность передачи опасных соединений по трофическим цепям. В связи с этим заслуживает особого внимания способность некоторых гидробионтов разрушать химические загрязнители. Установлено, например, что зеленые водоросли способны разрушать фенол и дифенилпропан, детергенты. Имеются экспериментальные данные по аккумуляции и детоксикации пестицида симазина зелеными водорослями, и поэтому при массовом размножении они могут играть значительную роль в процессах разложения гербицидов. В присутствии диатомовых водорослей через 2 недели оставалось 60% ДДТ и ДДЭ. В опытах по воздействию на инфузорий ядовитых соединений мышьяка установлено, что инфузории после их привыкания к высоким концентрациям этого элемента способны превращать высокотоксичные соединения в менее токсичные соединения пятивалентного мышьяка.

Еще в 30-х годах В.О. Таусон на большом фактическом материале убедительно доказал способность микроорганизмов использовать труднорасщепляемые органические вещества в качестве единственных источников углерода и энергии. В последние годы появилось много сообщений о развитии в водоемах специфического бактериопланктона, способного использовать вещества загрязнений как энергетический и питательный материал. Известна роль бактерий в окислении нефти и ее продуктов. С.Г. Миронов (1971) представил обширную сводку о наличии в районах Индийского и Атлантического океанов, Черного, Красного, Средиземного и прилегающих к нему морей большого количества микроорганизмов, способных использовать углеводороды нефти и нефтепродуктов в качестве единственного источника углерода и энергии. В водах Баренцева

моря (Трунова, 1979) выделены нефтеокисляющие бактерии, относящиеся к 5-ти родам: *Bacillus*, *Bacterium*, *Pseudomonas*, *Pseudobacterium*, *Micrococcus*, из которых наибольшей способностью разлагать нефть и нефтепродукты обладают бактерии рода *Bacillus*. Разложение нефти в водной среде происходит настолько энергично, что был предложен метод очистки водоемов и емкостей от алифатических, ароматических и гетероциклических соединений нефти с помощью нетоксичных штаммов рода *Candida*. Культуры могут быть инокулированы в виде сухого препарата, смешаны с целлюлозными материалами, источниками азота и фосфора, вноситься в виде подной суспензии. При этом небольшие водоемы могут быть очищены от нефти и нефтепродуктов на 95% за 6 дней.

Значительный очистительный эффект имеет транзит водными организмами загрязнений из воды в грунт. Процесс переноса загрязнений из воды в грунт может происходить в результате нормальной жизнедеятельности организмов или быть следствием их отмирания и опускания на дно. Особенно важное значение имеет захоронение в грунт радиоактивных веществ, в частности, с коротким периодом полураспада, которые могут за время нахождения в донных отложениях подвергнуться полному распаду и утратить свои опасные качества. Транзит веществ из воды в грунт в процессе нормальной жизнедеятельности гидробионтов осуществляется главным образом в результате работы седиментаторов и фильтраторов. Изымая из воды огромное количество взвеси, они выбрасывают непереваренный материал в виде фекальных комочков, которые опускаются на дно. Способность фильтраторов и седиментаторов извлекать из воды огромное количество взвеси подтверждают цифры. Мидии длиной 5-6 см отфильтровывают за сутки 3,5 л воды, а на морском побережье площадью в 1 м² они профильтровывают до 300 м³ воды в сутки. Крупные перловицы, беззубки длиной 9-11 см профильтровывают до 60-70 л/особь за сутки. Благодаря мидиям, устрицам, морским гребешкам, митилястеру, перловицам, беззубкам, другим фильтраторам, в прибрежной зоне морей, в пресных водоемах создается мощный пояс биофильтрации, происходит огромный по своим масштабам процесс озвещения воды.

Таким образом, гидробионты играют важную роль в самоочищении водоемов, благодаря фотосинтетической азотации, фильтрационной деятельности, утилизации органического вещества с последующей минерализацией и стабилизацией его, накоплению и разложению вредных веществ и транзиту их из воды в грунт.

Какова скорость самоочищения? Ее определяют ряд факторов: 1) количество загрязнений, поступивших в водоем; 2) глубина водоема и скорость течения - чем больше степень разбавления, тем быстрее проходит очистка воды, самоочищение стоячих водоемов протекает медленно; 3) температура воды - самоочищение активнее протекает при более высокой температуре, поэтому летом самоочищение более интенсивное, что объясняется большой биологической активностью бактерий-редуцентов, количественным развитием гидробионтов; 4) содержание кислорода, поступающего в водоем.

При оценке скорости протекания самоочищения важно также иметь в виду следующее. Последовательность отдельных стадий внутриводоемных процессов изменяется в зависимости от поступления в водоемы органических или минеральных соединений. В случае поступления, например, в водоем углеродсодержащих органических соединений последовательность процессов будет следующая: органические вещества - массовое развитие планктонных организмов - увеличение содержания детрита и усвояемого органического вещества - переход биогенных элементов в растворимую форму при отмирании организмов и окислении органических соединений - массовое развитие водорослей при появлении минеральных форм азота и фосфора - массовое развитие зоопланктона, бактерий. В случае непосредственного поступления в водоемы минеральных форм азота и фосфора последовательность будет следующая: минеральные соединения азота и фосфора - массовое развитие водорослей - увеличение содержания усвояемого органического вещества - массовое увеличение бактерий и зоопланктона - возможное изменение сапробности водоема (в результате вторичного загрязнения). Как видно, в одном и другом случаях имело место самоочищение водоема. Однако в первом - процесс был более сложный, многостадийный. Бактерии и другие организмы должны были подготовить для развития последующих групп организмов соответствующий фон биогенных элементов. Развитие

водорослей и других гидробионтов происходило поэтому в данном случае не у места выпуска сточных вод, а на значительном удалении (в 40-60 км) от него. Таким образом, оценку процессов самоочищения надо делать с учетом того, в какой форме вещество поступает в водоем. Из приведенного примера вытекают другие важные следствия. На участке самоочищения нередко имеет место новый подъем концентрации органического вещества за счет всплеск развития водорослей, появления бактерий, зоопланктона. Численность их может так сильно возрасти, что следствием этого станет вторичное загрязнение водоема. В результате оказываются взаимосвязанными процессы самоочищения, загрязнения и евтрофирования.

Итак, водоемы обладают определенной способностью к самоочищению. Поступление загрязнений в количествах, превышающих эту способность, приводит к загрязнению.

МЕРОПРИЯТИЯ ПО УСИЛЕНИЮ САМООЧИЩЕНИЯ

Исходя из положения о том, что основой устойчивости системы является ее многокомпонентность, целесообразно обогащение обедненных биоценозов загрязненных водоемов популяциями активных фотосинтетиков и деструкторов, способными ускорить процесс минерализации органических веществ. При этом заслуживают внимания наиболее эврибионтные виды, могущие нормально функционировать при значительных колебаниях внешней среды.

Учитывая положительную роль макрофитов в процессах самоочищения, во многих случаях применимо заселение прибрежной зоны загрязненных водоемов рядом видов высшей водной растительности при условии периодического изъятия их избыточной биомассы. Также действенными мерами является регуляция численности растительноядных рыб, контроль за загрязнением и самоочищением, эколого-физиологическое и токсикологическое изучение гидробионтов и их популяций с целью установления границ их устойчивости; применение методов математического моделирования для прогнозирования загрязнения и установления пределов его нагрузок на экосистемы; гидромелиоративные

работы, направленные на повышение очистительной способности водоемов.

Литература

1. Биологическое самоочищение и формирование качества воды. М., 1975, с. 5-188.
2. Винберг Г.Г. Биологические процессы и самоочищение на загрязненном участке реки. Минск, 1973, с. 3-192.
3. Голубовская Э.К. Биологические основы очистки воды. М., 1978, с. 1-270.
4. Константинов А.С. Общая гидробиология. М., 1967, с. 1-432.
5. Круговорот веществ и биологическое самоочищение водоемов. Киев, 1980, с. 1-208.
6. Крючкова Н.М. Роль зоопланктона в процессах самоочищения водоемов: Канд. дисс. Минск, 1968, с. 1-270.
7. Основы прогнозирования качества поверхностных вод. М., 1982, с. 3-21.
8. Самоочищение воды и миграция загрязнений по трофической цепи. М.; 1984, с. 1-184.
9. Самоочищение и биодинамика загрязненных вод. М., 1980, с. 5-278.
10. Сидельников В.Е. Механизм самоочищения водоемов. М., 1980, с. 3-III.
11. Трунова О.Н. Биологические факторы самоочищения водоемов и сточных вод. Л., 1979, с. 3-III.
12. Алимов А.Ф., Бульон В.В., Гутельмахер Б.Л., Иванова М.Б. Методы изучения участия гидробионтов в процессах самоочищения водоемов. - В. кн.: Роль гидробионтов в очистке сточных вод. Фрунзе, 1977, с. 3-42.
13. Uhlmann D. Hydrobiologie, Ein Grundriss für Ingenieure und Naturwissenschaftler. VEB G. Fischer Verlag, Jena, 1982.

ЗАГРЯЗНЕНИЕ И ЕВТРОФИРОВАНИЕ ВОДОЕМОВ
ОСНОВНЫЕ ИСТОЧНИКИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОДОЕМОВ И ВЛИЯНИЕ ИХ НА
ГИДРОБИОТОВ

Природные воды загрязняются [8] хозяйственно-бытовыми, промышленными сточными водами, при поступлении в водоемы дождевых и талых вод, при водопое скота и купании людей. По данным некоторых исследователей, купающийся вносит в воду 460 мг органических веществ и около 3,4 млрд. бактерий, в том числе до 20 млн. кишечных палочек. Загрязнение воды при купании и водопое скота значительно больше. Рост населения, расширение старых и возникновение новых городов, рост культуры населения значительно увеличили поступление в водоемы бытового загрязнения. В состав хозяйственно-бытовых сточных вод входят фекальные воды, стоки бань, прачечных, душевых, воды от мытья и уборки помещений и других видов бытового использования воды. Особенностью бытовых вод является содержание в них отходов физиологической жизни человека в виде испражнений и мочи. Значительная часть органического вещества бытовых сточных вод приходится на живое органическое вещество — бактериальные тела. Количество бактерий в пересчете на одного жителя в сутки исчисляется величинами порядка многих миллиардов. Среди огромного микробного населения канализационной жидкости наибольшее значение имеют возбудители инфекционных заболеваний: холеры, паратифа, дизентерии, брюцеллеза, туберкулеза, полиомиелита. Хозяйственно-бытовые сточные воды содержат большое количество яиц гельминтов. В сточных водах г. Москвы (1950) после отстаивания содержалось в 1 м^3 5900 яиц аскарид, 30-власоглавок, 50-тениид. В воде Москвы-реки ниже выпуска сточных вод содержание яиц гельминтов доходило до 263 на 1 м^3 [8]. В тропических странах большую опасность представляет содержание в сточных водах паразитических червей шистосом, яйца которых выделяют болотные моллюски. В бытовых сточных водах возможно присутствие химических соединений, способных оказывать вредное влияние на здоровье человека, как уротропина, вещества, содержащегося в моче. Повышенное содержание уротропина вызвало увеличение заболеваемости населения, связанного с расстройством деятельности щитовидной железы.

Хозяйственно-бытовые воды обычно содержат легкоокисляющиеся органические вещества, но они также могут включать медь, цинк, хром, свинец, железо, никель, кадмий, марганец, ртуть, серебро, кобальт [7]. После механической и биологической очистки содержание их в стоках снижается, но удалить их полностью не удается. Хозяйственно-бытовой сток существенно влияет на биологический и физико-химический режим водоемов. В результате снижается способность вод к насыщению кислородом, затормаживается деятельность бактерий, минерализующих органические вещества.

Поверхностный сток формируется загрязнениями от применения пестицидов и минеральных удобрений, твердыми отходами предприятий, загрязнениями от неканализованных владений и вредными веществами, оседающими на поверхность почвы из атмосферы (куда они поступают с выбросами предприятий), поступающими с осадками. В атмосферных осадках обнаружены: кадмий, никель, хром и другие неорганические соединения. Поверхностный сток как загрязняющий фактор оказывает весомое влияние на водоемы и его нельзя устранить в отличие от уменьшения и прекращения хозяйственного стока.

Много сточных вод сбрасывают в водоемы промышленные предприятия. В развитых странах суммарный объем промышленных сточных вод примерно в 10 раз превышает объем хозяйственно-бытовых стоков. Способы очистки хозяйственно-бытовых стоков разработаны достаточно детально, тогда как очистки промышленных стоков продолжает быть серьезной проблемой. Сложность ее разрешения связана с чрезвычайным разнообразием примесей в промышленных стоках, изменением технологии производства. Различают ядовитые и неядовитые, растворимые и нерастворимые, минеральные и органические загрязнения. Сточные воды с минеральными загрязнениями содержат соли, кислоты, щелочи, глину, песок и др. В промышленных стоках они составляют более 40%. В результате ценное сырье — хлористый натрий, глицерин, уксусная кислота, другие нередко оказываются "не на своем месте". Сточные воды, содержащие растительные волокна, животные и растительные жиры, отходы кожевенной и сахарной промышленности, пивоваренных заводов, предприятий мясо-молочной,

консервной и кондитерской промышленности является причиной органических загрязнений, которые составляют около 60%.

Среди промышленных выбросов (таблица) опасными являются отходы целлюлозно-бумажных, химических, горно-металлургических, деревообрабатывающих предприятий, других производств [6].

Среди сточных вод предприятий химической промышленности высокой минерализацией отличаются стоки содовых заводов, представляющие собой концентрированные растворы хлоридов, в основном натрия и кальция. В производстве кислот образуются кислые сточные воды, изменяющие *pH* среды. При производстве аммиака, азотных и фосфорных, минеральных удобрений стоки содержат азот и фосфор, при сбросе которых в водоемы возможно бурное развитие водорослей, вызывающих "цветение". При массовом отмирании водорослей может резко уменьшиться содержание кислорода и иметь место вторичное загрязнение. Аналогичное явление наблюдается при сбросе стоков сахарных заводов, содержащих легкоокисляемые органические соединения. При производстве синтетического каучука в стоки переходит несколько десятков различных соединений - спирты, эфиры, альдегиды, непредельные углеводороды, в сточных водах производства пластмасс содержатся фенолы, ацетон, стирол, дивинилбензол, дисоксидан, хлорбензол. Последние два не окисляются биохимически и поэтому особенно опасны. Сточные воды предприятий машиностроения, черной и цветной металлургии, в частности свинцовых, никелевых, цинковых, содержат щелочи, кислоты, соли, соединения мышьяка, свинца, меди, сероводорода, другие сернистые соединения, цианиды. Под влиянием таких сточных вод изменяется цвет, прозрачность, вкус и запах воды, на дне водоемов появляются отложения нерастворимых осадков, что затрудняет развитие донной флоры и фауны. Взвешенные вещества забивают и повреждают жабры рыб. Различные неорганические кислоты, щелочи не являются особо вредными - их смертельные концентрации для гидробионтов выражаются г/л, тогда как ряд других соединений представляет большую опасность. Окись мышьяка смертельна для рыб в концентрации 10-20 мг/л, а для планктонных рачков - 0.25-2.50 мг/л. Соединения свинца губительны для планктонных ракообразных в концентрациях, превышающих 0.5 мг/л,

для рыб их токсичность ниже и составляет 10-150 мг/л [6]. Примерно столь же ядовиты для гидробионтов соединения меди, в частности, сернокислая медь, вызывающая гибель водорослей, планктонных ракообразных и бентоса в дозах от 1 до 100 мг/л. Вместе с тем отмечено увеличение в телах гидробионтов содержания свинца и меди.

Таблица
Состав сточных вод различных производств
(по Я.М. Грушко, 1979)

Производства	Неорганические вещества сточных вод	
	1	2
Горнорудные	Металлы, кислоты	
Деревообрабатывающие	Фтор, цинк	
Керамические	Барий, кадмий, литий, марганец, селен, фториды	
Кочевенные	Кальций, сероводород, сульфид натрия, хром, калий, щелочи	
Коксохимические	Аммиак, сероводород, щелочи	
Лакокрасочные	Барий, бертолетова соль, кадмий, кобальт, медь, олово, свинец, хлориды, цинк, аммиак, едкий натрий, кислоты	
Машиностроительные	Соединения аммония, кислоты, металлы, фториды, хлор, щелочи	
Металлургические	Соединения аммония, кислоты, металлы, сероводород, кремний, сульфат, хлор, хлориды, фосфаты, щелочи	
Мыловаренные	Барий, едкий натр, сероводород, калий	
Нефтехимические	Кислоты, металлы, сероводород, щелочи, хлориды, сульфиды, сульфаты	
Пиротехнические	Азотная кислота, барий, бертолетова соль, стронций, сурьма, литий	
Пестицидов	Барий, кадмий, медь, мышьяк, кремнефториды, фтор, хлор, калий	
Пищевые	Барий, никель, стронций	
Резинотехнических изделий	Бораты, нитриты, сурьма, цинк, щелочи	
Спичечные	Борная кислота, бертолетова соль, свинец, сурьма, фосфор, хлор	

I	2
Стеклобные	Калий, борная кислота, марганец, медь, мышьяк, нитриты, сульфиды, фториды, селено, литий, сероводород
Текстильные	Соединения аммония, олово, свинец, фтор, хлор, хлориды, щелочи, калий, медь, цинк, барий, хром
Удобрений	Калий, аммиак, нитриты, сероводород, фосфаты
Фотоматериалов	Кадмий, серебро, щелочи
Химико-фармацевтические	Бораты, бром, соединения аммония, калий, кислоты, металлы, щелочи, хлор, йод
Химические	Аммиак, соединения аммония, бром, кислоты, металлы, фосфаты, хлориды, сероводород, щелочи
Целлюлозно-бумажные	Едкий натр, хлор, сульфиды, сульфаты, сероводород, сульфиты

Примечание: К числу наиболее вредных соединений относят ртуть, кадмий, селен, мышьяк, свинец, бериллий и др.

Сточные воды целлюлозно-бумажной промышленности содержат волокна целлюлозы; сульфатный щелок, основными компонентами которого являются лигнин и сахара, соли органических кислот, сернистый натрий, соду, сульфит натрия. Сброс стоков целлюлозно-бумажных предприятий может приводить к тяжелым последствиям. Так, волокна целлюлозы осложняют питание фильтраторов, забивая их фильтрационный аппарат; опускаясь на дно, волокна целлюлозы погребает под собой население дна, порой исключая развитие бентоса. Гибель гидробионтов может быть в результате ухудшения кислородного режима, образования сероводорода.

К опасным токсикантам ряда производств необходимо отнести углеводороды, уровень которых, в частности углеводородов нефти, в водоемах может достигать значительной концентрации. Из этой группы углеводородов большую опасность представляют бензин - пирены, некоторые из них являются канцерогенными соединениями. Они также обладают способностью к накоплению, концентрируясь в тканях, органах - жабрах, печени, гонадах, мышцах

гидробионтов, что создает потенциальную возможность перехода их в организм человека.

Одним из главных источников загрязнения водоемов являются воды нефтяной промышленности. Загрязнение воды нефтепродуктами происходит при добыче и переработке нефти, перевозке ее водным транспортом, со стоками судоремонтных заводов, из неисправных нефтеналивных судов, в результате аварий. Растворимость нефти в воде невелика, и нефтепродукты загрязняют главным образом поверхность и дно. При толщине нефтяной пленки больше 0,1 мм замедляется скорость проникновения атмосферного кислорода, удаление углекислоты; нефтяная пленка нарушает обмен энергией, теплом между атмосферой и водной средой, влияет на интенсивность фотосинтеза. Она опасна для птиц, так как оперение, смоченное нефтью, намокает, и они гибнут от переохлаждения. По этой причине ежегодно гибнут тысячи птиц. Есть данные, согласно которым рыбы чувствительны к нефтепродуктам в концентрации 16,1 мг/л, личинки рыбы - 1,2 мг/л, планктонные организмы - 0,1 мг/л. При содержании нефти в воде в концентрации 0,05 мг/л мясо рыбы приобретает привкус, который не исчезает при кулинарной обработке. В результате многолетней работы, проведенной в Институте биологии Южных морей АН УССР, получены данные [12] о влиянии нефти и нефтепродуктов на 42 вида гидробионтов: фито-, зоопланктона, бентоса рыб Черного моря. Отмечено значительное замедление размножения планктонных водорослей и их гибель в морской воде. Организмы зоопланктона гибнут в течение первых суток при содержании в морской воде порядка 0,5-1,0 мл/л нефтепродуктов. Высоко чувствительны к нефтяному загрязнению ранние стадии развития морских организмов. Личинки бентосных ракообразных погибают в морской воде, содержащей нефть в концентрации 0,1 - 0,01 мг/л, что на два-три порядка ниже той, которую выдерживают взрослые формы. Особо восприимчива к нефти икра рыб. При концентрации нефти 10⁻² мг/л количество уродливых личинок из икры камбалы увеличивается в несколько раз по сравнению с контролем. Сеголетки рыб обладают определенной стойкостью к нефтяному загрязнению, оставаясь жизнеспособными на протяжении ряда суток в воде, содержащей нефтепродукты в концентрации 0,1 мг/л. Значительной стойкостью к

нефти обладает кефаль. Нефтепродукты разрушаются микроорганизмами, но медленно. Накопление нефтяных отложений на дне может создать анаэробные условия и вызвать вторичное загрязнение.

Характерная особенность стоков предприятий по переработке твердого и жидкого топлива — содержание фенолов, пиридинов, смол, масел. Эти вещества минерализуются медленно, и количество их накапливается. Вода при загрязнении такими веществами приобретает окраску, неприятный фенольный запах, привкус, становится мутной. Фенолы при концентрации более 0.02 мг/л токсичны для дафний, икры и молоди рыб. Взрослые рыбы менее чувствительны, но мясо рыбы приобретает запах и привкус.

Многие соединения могут накапливаться в органах, тканях гидробионтов, и это создает угрозу отравления людей через рыбный и другие продукты питания. Ртуть накапливается до высоких концентраций микроорганизмами, рыбами и их кормовыми объектами. В опытах на молоди окуня черного большеротого, продолжавшихся 6 месяцев, при концентрациях кадмия в воде 0.0005–0.85 мг/л в тканях рыб его обнаружено в 2–210 раз больше, чем содержалось в воде. Кадмий, медь, цинк накапливаются в тканях устриц в количествах в 4–5 раз более высоких, чем содержится в воде. Ткани устриц кумулируют также свинец, ртуть, кобальт [7].

Большую опасность для водоемов представляют загрязнения продуктами радиоактивного распада. Загрязнение вод радиоактивными веществами вредно особенно потому, что приводит к повышенной радиоактивности водорослей, беспозвоночных, рыб, которые способны накапливать и концентрировать радиоактивные вещества. Так, у многих беспозвоночных Тихого океана радиоактивная зараженность была в сотни, тысячи раз выше радиоактивности воды. Заслуживает упоминания о том, что в Тихом океане в течение ряда лет, начиная с 1954 года, США проводили испытания термоядерного оружия. В 1969–1981 годах радиоактивность по стронцию — 90 составила в Тихом океане 10^{-12} — 10^{-11} кюри/л, а в Атлантическом океане и Черном море — 10^{-13} кюри/л. ЦДК большинства же радиоактивных изотопов находится в пределах 10^{-8} — 10^{-11} кюри/л. Вредное действие на икру и личинок рыб

наблюдается при концентрации стронция — 90, иттрия — 91, цезия — 144 в 10^{-10} — 10^{-11} кюри/л. Так что отмеченная радиоактивность в Тихом океане была весьма высокой. В одной из рек США даже на расстоянии 30–40 миль от места сброса радиоактивных отходов полностью отсутствовали личинки насекомых, была уменьшена численность рыб, менее обильны оказались водоросли [9]. Повышенная радиоактивность вод может быть вызвана ведением шахтных работ и обработки горных пород, сбросом сточных вод атомных реакторов и предприятий, использующих радиоизотопы, проведением атомных взрывов. Предпринимают меры охраны радиоактивных отходов, подвергая их обработке путем сплавления с силикатами, содой, после чего отходы не размываются водой. В некоторых случаях строят специальные резервуары и заглубляют их. Большое охранное значение имеет договор о запрещении испытаний ядерного оружия в атмосфере, космосе и под водой.

Заслуживает внимания то, что многие соединения, попадающие в воду, обладают мутагенной активностью, индуцируя у гидробионтов разнообразные генные и хромосомные мутации, которые накладываются на естественный фон спонтанного мутагенеза. Исследовали уровень и характер спонтанного хромосомного мутирования у кишечнополостных, моллюсков, ракообразных, рыб из различных районов Мирового океана. У ряда гидробионтов обнаружена высокая внутрипопуляционная вариабельность хромосомного мутирования. Не в ряде случаев отмечен и низкий уровень хромосомного мутирования.

Совет по внешней среде США указал [7], что многие химические вещества, поступающие в водоемы, а через питьевую воду в организм человека, отличаются канцерогенным, способным вызвать злокачественные образования, и тератогенным действием, способным вызывать уродства у рождающихся детей. Канцерогенное действие на теплокровных животных в экспериментальных условиях при поступлении в организм с питьевой водой оказывают мышьяк, селен, цинк, радий, палладий, иттрий, а тератогенные — кадмий, свинец, литий, галлий.

Нужно отметить, что человечество еще недостаточно знает о действии многих "известных" стоков и о тысячах новых соединений. Так, никель относительно нетоксичен, но если он попадет

в воду с мелистым стоком, то его токсичность увеличивается в 10 раз. Если взять постоянно меняющееся количество железа, цинка, канализационных стоков, мазь, нефти, детергентов, сотни других химических соединений, получится смесь, компоненты которой реагируют между собой и со средой. Результаты такого взаимодействия невозможно предвидеть заранее. Если нагреть эту смесь на несколько градусов водой, используемой для охлаждения на электростанциях, то результат может быть другим. Эта смесь в арктических водах будет реагировать также иначе. Измените рельеф дна - и снова могут быть изменения. В результате работ на дне в воду могут попасть яды, накопившиеся там. Даже когда загрязнения разбавлены до безопасных, то и здесь порог неизвестного. Имеются данные, что комбинации загрязнений в малых концентрациях препятствуют росту, воспроизводству, меняют пути миграции рыб, увеличивают уязвимость перед болезнями, могут быть причиной генетических изменений.

Представляют интерес данные по действию загрязнений на водные биоценозы. Выделено 3 основных типа прямого действия загрязнений: 1) загрязнения вызывают гибель части особей в популяции. Обычно при этом наблюдается компенсаторное повышение темпов роста и размножения особей, и загрязнение не оказывает заметного влияния на численность популяции. При значительной гибели особей в популяции компенсаторное повышение темпов размножения и темпов роста особей не компенсирует потерь, и численность популяции постепенно уменьшается; 2) загрязнения влияют на общее состояние организмов - на обмен веществ и др. При этом наблюдается снижение численности и темпов воспроизводства без компенсации за счет резервных возможностей популяции. Такие загрязнения могут привести к полному исчезновению популяции; 3) загрязнения вызывают нарушение процессов овогенеза и спермиогенеза и приводят либо к прекращению размножения, либо к выметыванию неполноценного, нежизнеспособного потомства. Последствия загрязнения в данном случае могут оказаться наиболее опасными для популяции.

П. ПЕСТИЦИДЫ И ИХ ВЛИЯНИЕ НА ВОДНЫЕ ОРГАНИЗМЫ
К истории проблемы. В 1948 году Нобелевской премией было

отмечено это открытие, начало которого относится к предвоенным годам. Швейцарский ученый Пауль Хиллер, работая с химическим веществом, синтезированным и описанным немецким химиком Хейдлером, обнаружил, что оно даже в ничтожных дозах смертельно для насекомых. Его назвали "открытием века", и вокруг него совершалась "гласка радости". Препарат использовали во время войны для борьбы со штеми, комарами, мухами - разносчиками инфекций; испытывали в борьбе с вредителями растений. Полное название препарата - дихлордифенилтрихлорметилтан - ДДТ. В первые годы применения ДДТ напали люди, предвидевшие последствия, но их было мало. Зоолог Мичиганского университета Др. Уоллес сказал тогда: "Мы увидим в ближайшие 10-летия величайшее истребление животных, большее, чем когда-либо в истории Земли. Ды - это хуже сведения лесов, охоты, хуже мелиорации, засухи, загрязнения промышленными стоками". Его взгляды разделяла Рейч Карсон, и собранные факты - необъяснимый мор рыбы, гибель крупных животных и странный вынужденность насекомых там, где прежде под косо химикатов они погибали, выстраивались в картину нарастающего бедствия. Р. Карсон начала кропотливый сбор материала: беседы в лабораториях, переписка с учеными разных стран, анализ статистики, тщательное исследование и осмысливание драматических фактов, вызванных применением химикатов в сельском, лесном и рыбном хозяйствах, в медицине и производстве пищи. В 1962 году книга "Безмолвная весна" увидела свет. Это был "вазв" Книга вышла во многих странах мира и сразу же дала ключ к пониманию причин гибели рыб в Сене, лесей в скрестностях Ярославля, куропаток в Шотландии. Д. Кеннеди создал правительственную комиссию, и она признала, что реальность бесконтрольной химизации чревата опасностями. Было признано также существование важной проблемы, требующей тщательного, терпеливого изучения. Один из сенаторов в конгрессе сказал Р. Карсон: "Вся наша страна находится в долгу у Вас". Можно сказать и так: "Рейч Карсон относится к людям, заслужившим благодарность и уважение всей Земли. Набат сам по себе не гудит пожара, но очень важно людей разбудить. Карсон сделала это" (В. Песков, А. Стрельников, 1977).

Пестициды – ядохимикаты, используемые для защиты растений и животных (*pestis* – зараза, разрушение; *cide* – убивать). В зависимости от назначения их делят на группы: гербициды – для борьбы с сорными растениями; зооциды – для борьбы с вредными позвоночными, в основном гризунами; инсектициды – для борьбы с вредными насекомыми и т.д. Пестициды должны быть ядовитыми для вредных организмов и безопасными для человека, защищаемых объектов, домашних животных и окружающей фауны и флоры. Пестициды имеют важное значение во всех областях, где их используют. Чрезвычайно важны они для защиты растений, являясь важным фактором повышения урожайности и сохранения продовольственных ресурсов, так как потери урожая от вредителей и сорняков исчисляются цифрами – 20% и более ежегодного валового сбора. Поэтому пестициды применяют на миллионах гектаров земельных и лесных угодий, без них невозможно поддержание стабильного урожая. Средства защиты растений развиваются с необычайной быстротой.

Успехи химии пестицидов позволили испытать и применить химические средства и для борьбы с нехлещательными явлениями в водоемах: зарастанием прудов, водохранилищ, каналов – гербициды; моллюсками – переносчиками возбудителей инвазионных заболеваний человека и животных – моллюскициды; для устранения сорных рыб – иктиоциды; для борьбы с "цветением" – альгициды и т.д.

Нарастание масштабов применения химических средств породило важную проблему – побочных отрицательных действий пестицидов. Опыты и наблюдения в природе вскрыли многочисленные опасности, связанные с применением пестицидов непосредственно на водоемах. Кроме того, в связи с применением пестицидов в сельском хозяйстве все острее выступает опасная перспектива накопления в водоемах различных ядохимикатов, смываемых с полей, орошаемых массивов, лесных почв, поступающих с подземными водами. В результате возникает угроза для сохранения и воспроизводства рыбных запасов; для процессов, определяющих формирование качества вод и их способность к самоочищению. Пестициды как фактор токсического загрязнения внутренних вод, по мнению известного американского гидробиолога,

профессора К.Тарагелла, "опаснее всей совокупности промышленных стоковых вод, вместе взятых".

Многочисленные исследования, выполненные в 60-х и последующих годах, выявили многообразный характер реакций водных организмов и их сообществ на токсические воздействия ядохимикатов. Весьма полно выявлена опасность хлороорганических соединений – ДДТ и его метаболитов ДДТ и ДДЭ, гексахлорциклопентана (ГХЦП), альдрина, эндрина и др. Установлено, что острое токсическое влияние этих веществ на наиболее чувствительных гидробионтов проявляется в диапазоне концентраций 10^{-3} – 10^{-12} м/л. Столь высокая чувствительность гидробионтов к низким концентрациям определяется, с одной стороны, чрезвычайной ядовитостью этих веществ, с другой – характером их действия на жизненные функции, общие у многих водных животных с насекомыми, для борьбы с которыми эти вещества синтезированы. Инсектициды оказались отнюдь не специфическими ядами для насекомых: их токсичность значительно шире, и они легко поражают любых представителей членистоногих, в частности, ракообразных, составляющих важную часть зоопланктона.

Данные показывают, что пестициды угнетают фотосинтез фитопланктона при концентрации порядка 10^{-3} мг/л. Высокая чувствительность фитопланктона к пестицидам вызывает тревогу, так как это может приводить к сокращению масштабов фотосинтетической аэрации и ослаблению окислительной функции основных факторов самоочищения.

Углубленное изучение последствий интоксикации при хроническом действии малых доз гербицидов позволило выявить возникновение у рыб тех или иных нарушений в крови, печени, тканях тела, в эмбриогенезе, генеративных функциях, в качестве потомства. Физиолого-биохимическое изучение гербицида монурона выявило целый комплекс нарушений углеводного, белкового и энергетического обмена у водорослей. Основным эффектом производных мочевины, как установлено, заключается в угнетении реакции Хилла. При действии монурона, диурона и атразина на дафний ритм сердца четко отражалась степень угнетения организма. Под влиянием указанных ядохимикатов у

давший наблюдаемый тонетический эффект — мутация, проявляющаяся в появлении харикиковых особей. При лабораторной оценке токсичности 2,3-дихлордифтохинона для *Daphnia longispina* в концентрации препарата менее 10 мг/л прекращалась деятельность сердца рачков через час после введения токсического соединения. Установлено, что ДДТ подавляет один из ферментов в нервных клетках млекопитающих.

Хлороорганические инсектициды, введенные в круговорот веществ биосферы в миллионах тонн, стали вездесущи. Они накапливаются в открытых водоемах, илах, подземных водах, в планктоне, бентосе, рыбе и могут быть переданы по трофической цепи к человеку. Количественные данные о накоплении ДДТ и других соединений у разных водных беспозвоночных животных, в органах и тканях водных млекопитающих, птиц приведены во многих работах. Показано, что моллюски и мелкие рачки накапливают в своем организме такое количество яда, которое убило бы их, если бы они поглотили его сразу. Рыбы поедают мелких моллюсков и рачков, птицы — насекомых и рыб. Нагляден пример концентрации ДДТ в экосистеме озера Клар-Лейк в Калифорнии (Воронцов, Харитонов, 1971). С 1949 года озеро обрабатывали ДДТ для уничтожения личинок комаров. Концентрация распыленного препарата составляла 0,14 мг/л воды. В планктоне же препарат был обнаружен в концентрации 5 мг/л. Затем он был обнаружен в тканях планктоноядных и хищных рыб; наконец, в организме птицы — поганки, поедавшей хищных рыб. К этому времени концентрация ДДТ в тканях хищных рыб оказалась смертельной для птиц. В результате из 1000 пар, свивших гнезда, живых осталось только 30 и те, очевидно, были стерилизованы. В Нидерландах пестициды уничтожили один из видов морских ластоног, а другие водоплавающие птицы оказались под угрозой гибели. Есть работы, в которых освещены вопросы взаимоотношений разных организмов в изменившихся условиях загрязненной среды обитания. О.Н. Грунова (1979) изучила влияние гербицидов (карбена, крезонита Е, атразина, прсметрина и др.), фунгицидов, инсектицидов, а также загрязнителей из групп солей тяжелых металлов (азотнокислого серебра, хлорной ртути, сернокислой меди, азотнокислого кадмия, уксуснокислого

свинца, хлористого кобальта, сернокислого цинка, азотнокислого висмута) на взаимоотношения простейших и патогенной микрофлоры. Группа солей тяжелых металлов особенно интересна тем, что катионы тяжелых металлов обладают свойством связывания белков живой протоплазмы. Анализ результатов опытов по воздействию загрязнителей в звене "микрофлора-протейсия" показал, что патогенная микрофлора более устойчива к воздействию химических загрязнителей, чем простейшие. Весьма токсичными для простейших оказались соли серебра, ртути, меди. В присутствии катионов гибель всех особей *Paramecium caudatum*, *Colpidium colpoda* наблюдалась уже в первые сутки. Наименее токсичной оказалась соль висмута. Из гербицидов наибольшим токсичным действием обладал препарат карбин, который полностью уничтожил простейших уже через 24 ч. В опытах по воздействию фунгицидов на простейших было выявлено, что наибольшей токсичностью обладали такие препараты, как гранозан, хлорокись меди и др. В опытах с инсектицидами из 6-ти препаратов наиболее ядовитыми для инфузорий оказались лизол и креолин. Под влиянием некоторых химических веществ происходит гибель инфузорий, а в случае сохранения ими жизнеспособности и способности к размножению антимикробная активность уменьшается в десятки и сотни раз по сравнению с простейшими, не обработанными химическими веществами. Поэтому может снижаться эффект очистки от патогенной микрофлоры и возрастать эпидемическая опасность водоемов.

Суммируя итоги специальных исследований, биологи, изучившие последствия внедрения пестицидов в природные экосистемы, в широком общепромышленном плане приходят к выводу, что токсический эффект пестицидов может выражаться в многочисленных и крайне серьезных последствиях: 1) в гибели полезных организмов и глубоких нарушениях взаимосвязей в экосистемах; 2) в кумуляции пестицидов в трофических цепях и экосистемах; 3) в снижении потенциала размножения животных; 4) в подавлении видов, резистентных к пестицидам; 5) в синергическом эффекте, обусловленном применением широкого набора токсикантов и циркуляцией большого количества химических загрязнителей.

лей в природе; 6) в отдельных последствиях, включая влияние на наследственность и дезорганизацию эволюционного процесса.

Можно ли бороться с пестицидами? Ответ на столь важный вопрос — утвердительный. Для этого необходимо изменить химический состав большинства ядохимикатов таким образом, чтобы они разлагались в среде. Существенным является и поиск, широкое внедрение биологических способов защиты растений и животных. Загрязнение пестицидами не является фатальной неизбежностью, перед которой остается склонить голову.

III. ЕВТРОФИРОВАНИЕ ВОДОЕМОВ

Одним из проявлений антропогенного воздействия на окружающую среду является прогрессирующее евтрофирование водоемов, которое стало актуальнейшей проблемой 20 века. Как известно, токсические вещества подвергаются процессам детоксикации, тяжелые металлы адсорбируются и захороняются в донных отложениях, использование ядохимикатов ограничивается и на смену ему появляются биологические способы борьбы с вредителями, стойкие пестициды заменяются легко распадающимися. В противоположность этому евтрофирование продолжается и будет нарастать ускорившимися темпами.

Лимнологам и гидробиологам хорошо известно, что термин евтрофирование означает процесс, в ходе которого создается хорошее питание (греч. *eu* — хорошо, *trophé* — пища, питание). Термин "*eutroph*" был введен в лимнологию Науманном и Тинеманом (1928) для обозначения одного из типов озер по органической продуктивности. В советской печати термин "евтрофирование" как синоним английского *eutrophication*, немецкого *eutrophierung*, французского *eutrophisation* впервые применил Л.Л.Россолимо в 1967 году для обозначения в режиме водоема комплекса изменений, которые возникают в результате хозяйственной деятельности человека и приводят к повышению его продуктивности. В дальнейшем в отечественной литературе появилось

много сообщений о явлениях повышения продуктивности водоемов в результате воздействия антропогенного фактора — так называемое антропогенное евтрофирование. В этих источниках термин, передающий данное понятие, пишут по-разному: евтрофирование (евтрофирование), евтрофикация (евтрофикация) и евтрофизация (евтрофизация). При стремлении к единству терминологии целесообразнее использовать термин евтрофирование, впервые предложенный Л.Л.Россолимо (Гидробиологический журнал, 1973, №3).

С начала постановки проблемы в общих чертах было ясно, что главной причиной евтрофирования служит повышенная антропогенная нагрузка водоемов биогенными элементами, в первую очередь фосфором и азотом, влекущая за собой повышение продукции фитопланктона. Как выяснилось, евтрофирование может затрагивать все особенности биологического и гидрохимического режимов, приводить к изменению биологического типа водоемов. Поэтому выяснение механизма евтрофирования, привлекающего внимание специалистов по охране вод, требует мобилизации всех гидробиологических знаний. Нередко евтрофирование отождествляют с загрязнением [4]. Однако евтрофирование и загрязнение — разные явления, разные последствия антропогенных воздействий на природные воды. Загрязнения нарушают биотический круговорот, сбалансированность отдельных его проявлений и, как правило, приводят к снижению биологической продуктивности. В отличие от этого при евтрофировании повышенная нагрузка природных вод биогенными элементами увеличивает их первичную биологическую продуктивность. Но сбалансированное повышение продуктивности во всех звеньях или на всех этапах продукционного процесса не может идти безгранично. По мере евтрофирования условия утилизации возрастающей первичной продукции фитопланктона неизбежно ухудшаются в результате снижения прозрачности воды, уменьшения и возможного истощения запасов кислорода, обеднения видового состава, накопления органических донных отложений и многих других явлений. Это создает возможность возникновения вторичного, или "биологического" загрязнения, например, в результате чрезмерного цветения воды синезелеными водорослями. Увеличение рыбопродуктивности, возможное на начальных стадиях евтрофирования

олиготрофных вод, сопровождается заменой ценных промысловых рыб менее ценными. При дальнейшем эвтрофировании неизбежно наступает ухудшение условий нагула рыб, рыбохозяйственной и водохозяйственной эксплуатации водоема. Эвтрофирование природных вод — глобальный процесс, несравненно большего значения, чем последствия локальных загрязнений. Причины его много сложнее и труднее устранимы. Так, в воде озера Байкал (ГБР), расположенного в заповеднике и полностью огражденного от загрязнений, концентрация общего азота с 1962 года к середине 70-х годов увеличилась вдвое благодаря возросшему содержанию соединений азота в атмосферных осадках. Резко выражено эвтрофирование озера Севан в последние годы произошло [4] не из-за увеличения поступления в него соединений азота, лимитирующих продуктивность этого озера, а благодаря ряду последствий снижения его уровня. Во-первых, при меньшей глубине озера на большей его части вода стала прогреваться до дна, что интенсифицировало процессы круговорота веществ. Во-вторых, объем водных масс снизился вдвое и это при неизменном количестве поступающих соединений азота вдвое увеличило нагрузку ими единицы объема воды. В-третьих, во много раз снизилась биомасса водных растений, которая ранее связывала большое количество соединений азота.

Большому влиянию эвтрофирования и загрязнения подверглись многие другие водоемы нашей страны [10]. В связи с этим были предприняты исследования на крупнейших реках, водохранилищах, озерах в разных регионах. Исследования показали, что крупные озера Северо-Запада европейской части СССР еще не претерпели существенных изменений и сохранили свою лимнологическую специфику, тогда как, например, на отдельных участках Волги, Днепра установлена высокая степень эвтрофирования. Отрицательные последствия этого явления в значительной степени проявились после зарегулирования Волги, Днепра, Дона плотинами гидроэлектростанций. Создавшиеся условия аккумуляции биогенных элементов в крупнейших водохранилищах этих рек, а в первые годы их существования бурное поступление биогенных элементов из затопленного ложа, обусловили массовую вспышку развития синезеленых водорослей, вызывавших интенсивное "цветение"

воды, превышающее известное ранее на озерах и реках. В результате возникло явление биологического загрязнения, резко снизившее качество воды. Высокая биомасса водорослей создавала помехи в водоснабжении и рекреационном использовании водохранилищ. В отдельных случаях имели место и заморы рыб. Установлено также заметное эвтрофирование и загрязнение водоемов Прибалтики — озер, Даугавы, малых рек. В общем масштабы эвтрофирования водоемов нашей страны и отрицательные последствия его оказались значительными, и это потребовало разработки мероприятий по восстановлению естественного качества вод, улучшению комплексного использования водных ресурсов, разработки научных основ обеспечения их охраны.

Заслуживает упоминания набухшая дискуссия о причинах эвтрофирования озер Эри и Онтарио. Межгосударственная комиссия США и Канады по водохозяйственным вопросам в 1969 году пришла к заключению, что для предотвращения эвтрофирования этих озер нужно удалить фосфор из очищенных сточных вод и прекратить производство detergentов с высоким содержанием фосфора. Это противоречило интересам соответствующей отрасли промышленности. В научной и широкой прессе были опубликованы статьи, авторы которых утверждали, что развитие фитопланктона лимитирует не фосфор, а содержание двуокиси углерода, поэтому фосфор не может вызывать его массового развития. Вопрос был окончательно решен блестящими исследованиями канадских лимнологов, выполненными на озерах специально выделенной "территории экспериментальных вод", которые не были еще изменены деятельностью человека. В экспериментальные озера в разных комбинациях вносили соединения фосфора, азота и глюкозу, бактериальное разложение которых обогащает воду двуокисью углерода. Одно из озер удобрили в течение пяти лет, что вызвало резкое возрастание биомассы фитопланктона. Аналогичные последствия имело внесение соединений фосфора, азота и глюкозы в другое озеро в течение двух лет. На третий год фосфор в это озеро не вносили, и планктон его не отличался от планктона удобренных озер. Особенно наглядны результаты, полученные еще на одном озере с двумя плесами. Первый плес был удобрен фосфором, азотом, глюкозой, и в нем развилось "цветение"; второй плес удобрили азотом и глюкозой и заметного

влияния удобрения не отмечено. Так спор бы решен в пользу комиссии [4].

Отрицательные последствия эвтрофирования водоемов в индустриально развитых странах сильно затронули интересы водопользователей и привлекли к себе широкое внимание, что способствовало развитию исследований. Об этом свидетельствует, например, то, что в 1967 году в США был проведен международный симпозиум по данной проблеме, и в его работе приняли участие виднейшие гидробиологи и лимнологи — Г. Хатчинсон (*Hutchinson*) — США, М. Штрашкреба (*Straschke*) — ЧССР, Я. Ланд (*Lund*) — Великобритания, Р. Фолленвейдер (*Vollenweider*) — Италия, В. Сле (*Sle*) — ФРГ, В. Роде (*Rodhe*) — Швеция, др.

Всего через три с половиной года после первого международного симпозиума по эвтрофированию Американское общество лимнологи и океанологи созвало вновь симпозиум по этому вопросу. Труды симпозиума хорошо отражали достигнутый высокий уровень изучения эвтрофирования. Широко развернуты работы в Северной Америке (США и Канаде), где они охватывают многие сотни водоемов. С 1972 года в США действует специальная служба эвтрофирования.

В ГДР много внимания уделяется изучению проблемы, которая стала предметом обсуждения еще на двух международных симпозиумах (в 1973 и 1976 годах), проведенных в данной стране. В Советском Союзе проблема эвтрофирования долгое время не привлекала внимание специалистов, однако в настоящее время они включились в ее разработку. Имеются обзорные работы Л. И. Россолимо, А. Н. Мусатова и другие, содержащие обширную информацию. Проведены симпозиумы, несколько совещаний; опубликовано большое число статей по эвтрофированию.

Таким образом, в настоящее время широко развернуты исследования по данной проблеме. Практикуется международное сотрудничество специалистов многих стран. Получены важные результаты, и исследователи смогли от констатации последствий эвтрофирования отдельных водоемов перейти к выяснению механизма этого явления, к изысканию средств его предотвращения и устранения вредных последствий [4].

Большой интерес представляют [4] работы Фолленвейдера (1968) и другие по озерам, в которых в первом минимуме находится фосфор, лимитирующий их продуктивность. К таким озерам принадлежит большая часть наиболее изученных озер европейских и североамериканских. Фолленвейдер, используя обширные данные о средних глубинах, проточности, годовых поступлениях общего фосфора хорошо изученных европейских и многих североамериканских озер, получил уравнения, показывающие на определенную связь между средними глубинами, проточностью и допустимой нагрузкой фосфора на водоем и позволяющие установить, при каких нагрузках фосфором может наступить его эвтрофирование, измениться трофический тип.

Р. Фолленвейдер и другие исследователи — М. Сакамото (*Sakamoto*), Ф. Риглер (*Riegler*), Р. Селби (*Selbie*) изучали, как нагрузка водоема фосфором связана с показателями трофического класса озер, например, с содержанием хлорофилла в планктоне. Было показано, что имеется положительная связь между указанными параметрами, и она может быть передана уравнениями, пригодными для прогнозирования продуктивности, биомассы фитопланктона как показателей трофического класса водоемов по величине нагрузки фосфором.

Важным итогом исследований по рассматриваемой проблеме является создание основ количественной теории эвтрофирования. Ей еще нужно пройти дальнейший долгий путь развития, но уже сегодня полученные результаты используют для устранения нежелательных последствий эвтрофирования, для "терапии" водоемов.

Из мер, предложенных для борьбы с эвтрофированием, можно назвать такие, как нормирование удобрений, борьбу с эрозией почвы, ограничение стока биогенных элементов с сельскохозяйственных угодий, создание емкостей и прудов накопителей дренажных вод в районах орошаемого земледелия, создание лесополос и лугов как барьеров по берегам водоемов и водотоков, использование высшей водной растительности как биопоглотителей с последующей их уборкой, применение химических методов доочистки хозяйственных стоков от фосфора. Существенное значение в предупреждении эвтрофирования и борьбе с ним, как и с загрязнением в целом, имеют также общегосударственные природоохранные мероприятия. М. И. Львович кратко сформулировал решение водной проблемы следующим образом: предупреждение появления грязных сточных вод,

всемерная экономия воды, повторное использование сточных вод, снижение расходов воды на единицу промышленной и сельскохозяйственной продукции, перестройка производства на безводную технологию и замкнутое оборотное водоснабжение, прекращение сброса сточных вод.

Литература

1. Антропогенное евтрофирование озер. М., 1976, с. 1-112.
2. Брагинский Л.П. Пестициды и жизнь водоемов. Киев, 1972.
3. Бурицкая Э.Н., Кузьменко А.В. Санитарный надзор за применением пестицидов и минеральных удобрений. Киев, 1979, с. 3-167.
4. Винберг Г.Г. Успехи лимнологии и гидробиологические методы контроля качества внутренних вод. - В кн.: Научные основы контроля качества вод по гидробиологическим показателям. Л., 1981, с. 16-45.
5. Воронова Л.Д., Попова Г.В., Пушкарь Н.Г. Загрязнение водоемов пестицидами. - В сб.: Общая экология. Биоценология. Гидробиология. М., 1976, т. 3, с. 48-80.
6. Голубовская Э.К. Биологические основы очистки воды. М., 1978, с. 1-270.
7. Грушко Л.М. Вредные неорганические соединения в промышленных сточных водах. Л., 1979, с. 3-161.
8. Драчев С.М. Борьба с загрязнением рек, озер и водохранилищ промышленными и бытовыми стоками. М.-Л., 1964, с. 1-274.
9. Константинов А.С. Общая гидробиология. М., 1967, с. 1-432.
10. Круговорот веществ и биологическое самоочищение водоемов. Киев, 1980, с. 3-208.
11. Марей А.Н. Санитарная охрана водоемов от загрязнений радиоактивными веществами. М., 1976, с. 3-222.
12. Миронов О.Г. Нефтяное загрязнение и жизнь моря. Киев, 1973, с. 3-87.
13. Мусатов А.Н. Антропогенное евтрофирование водоемов - Водные ресурсы, 1976, № 3.
14. Рассолимо Л.Л. Антропогенное евтрофирование водоемов. - В кн.: Общая экология, биоценология, гидробиология. М., 1975, т. 2, с. 8-60.
15. Строганов Н.С. Токсическое загрязнение водоемов и деградация водных экосистем. - В сб.: Общая экология. Биоценология. Гидробиология. М., 1976, т. 3, с. 5-47.
16. Шилькрот Г.С. Причины антропогенного евтрофирования водоемов. - В кн.: Общая экология, биоценология, гидробиология. М., 1975, т. 2, с. 61-99.

дация водных экосистем. - В сб.: Общая экология. Биоценология. Гидробиология. М., 1976, т. 3, с. 5-47.

16. Шилькрот Г.С. Причины антропогенного евтрофирования водоемов. - В кн.: Общая экология, биоценология, гидробиология. М., 1975, т. 2, с. 61-99.

Содержание

Биологический анализ качества вод.....	3
Литература.....	16
Естественное самоочищение водоемов.....	19
Мероприятия по усилению самоочищения.....	34
Литература.....	35
Загрязнение и эвтрофирование водоемов.....	36
I. Основные источники загрязнения водоемов и влияние их на гидробионтов.....	36
II. Пестициды и их влияние на водные организмы.....	44
III. Евтрофирование водоемов.....	50
Литература.....	56

Инна Федоровна Рассашко

Тексты лекций по спецкурсу "Санитарно-техническая
гидробиология"

Часть 2

Ответственный за выпуск И.Ф. Рассашко

Редактор Е.Ф. Зайцева

Подписано к печати 01.07.1986 г. АЗ 42422.

Формат 60х84 1/16. Бумага писчая № 1. Печать офсетная.

Усл.п.л. 2,4. Уч.-изд.л. 2,9. Тираж 200. Заказ 247.

Цена 10 к.

Отпечатано на роталитне ГТУ, г. Гомель, ул. Советская, 104.