

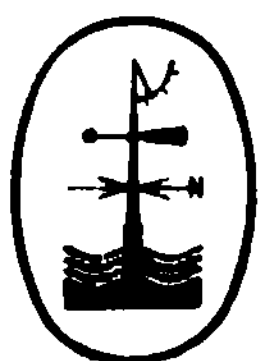
ГЛАВНОЕ УПРАВЛЕНИЕ
ГИДРОМЕТЕОРОЛОГИЧЕСКОЙ СЛУЖБЫ
ПРИ СОВЕТЕ МИНИСТРОВ СССР

МИНИСТЕРСТВО ОКРУЖАЮЩЕЙ
СРЕДЫ ВЕЛИКОБРИТАНИИ

Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям

ТРУДЫ
СОВЕТСКО-
АНГЛИЙСКОГО
СЕМИНАРА

Валдай, СССР
12—14 июля 1976 г.

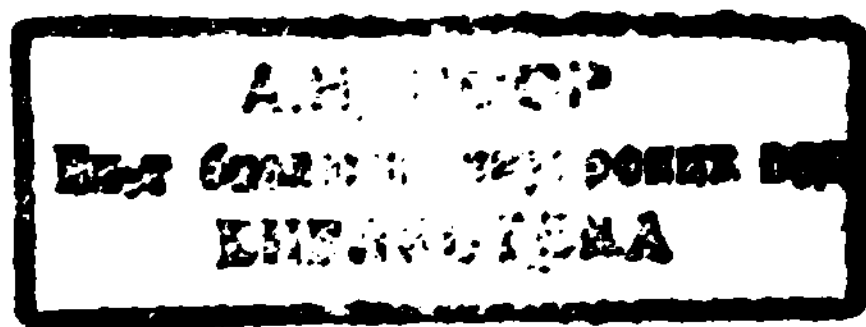


Рассматриваются подходы к определению степени загрязненности поверхностных водоемов и водотоков по прямым, косвенным и интегральным биологическим показателям. Отдельные доклады посвящены вопросам классификации пресных водоемов по степени их загрязненности.

Представляет интерес для гидробиологов, гигиенистов, экологов и специалистов, интересующихся вопросами контроля качества вод в поверхностных водоемах.

Approaches to determine pollution degree of surface water bodies and watercourses by means of direct, indirect and integral biological indicators are considered. Some reports are devoted to classification of fresh-water bodies according to their pollution.

The work is of an interest for hydrobiologists, ecologists and specialists who take interest in problems of water quality control in surface water bodies.



35352

Редакционная коллегия: чл.-корр. АН СССР Г. Г. ВИНБЕРГ (ответственный редактор), канд. биол. наук В. А. АБАКУМОВ (зам. ответственного редактора), канд. физ.-мат. наук Ю. Е. КАЗАКОВ, канд. биол. наук Л. М. ФИЛИПОВА.

СОДЕРЖАНИЕ

Предисловие	4
Состав участников семинара	5
В. Д. Федоров. Проблема оценки нормы и патологии состояния экосистем	6
Дж. Е. Ридли. Эвтрофные водоемы и водоснабжение	13
Ф. Д. Мордухай-Болтовской, И. К. Ривьер. Беспозвоночные как показатели эвтрофирования водоемов	28
Дж. В. Г. Ланд. Эвтрофикация	33
В. Н. Жукинский, О. П. Оксюк, Я. Я. Цееб, В. Б. Георгиевский. Проект унифицированной системы для характеристики континентальных водоемов и водотоков и ее применение для анализа качества вод	43
М. Оуэнс. Биогенные элементы, их источники и роль в речных системах	54
М. А. Снетков, В. А. Вавилин. Оценка степени загрязнения водоемов по интегральным показателям качества воды	65
Д. Лоусон, Л. Фоззард. Программа биологического и химического обследования рек Шотландии с целью оценки качества их воды	79
В. А. Абакумов. Контроль качества вод по гидробиологическим показателям в системе Гидрометеорологической службы СССР	93
Дж. Б. Лиминг. Роль биологии и ее практическое применение в речном хозяйстве Англии и Уэльса	100
Дж. М. Хеллауэл. Сравнительный обзор методов анализа данных в биологическом надзоре	108
Г. Г. Винберг, А. Ф. Алимов, Е. В. Балушкина, В. Н. Никулина, Н. П. Финогенова, С. Я. Цалолихин. Опыт применения разных систем биологической индикации загрязнения вод	124
Ф. Вудивисс. Биотический индекс р. Трент. Макробеспозвоночные и биологическое обследование	132
Г. П. Андрушайтис, А. К. Зандмане, О. Л. Качалова, Р. Ю. Лагановская, Р. А. Лиела, А. Г. Мелберга, Э. А. Пареле, П. А. Цимдиньш. Гидробионты — показатели степени загрязнения водотоков	162
Х. А. Хокс. Биологический контроль качества речной воды. (Исходные положения и экологическая обоснованность)	172
В. Г. Девяткин, Г. В. Кузьмин, А. Г. Охалкин. Фитопланктон как показатель сапробности вод водохранилища	189
В. М. Браун. Рыбы как индикаторы качества воды	194
Д. З. Гак. Принципы определения потенциальной самоочистительной способности природных вод методом специфических добавок	209
С. М. Хэслам. Макрофиты и качество водотока	215
А. И. Иванов. Водоросли планктона как индикатор осолонения и эвтрофирования солоноватых вод. (На примере устьевых областей северо-западной части Черного моря)	221

ПРЕДИСЛОВИЕ

Главным управлением гидрометеорологической службы при Совете Министров СССР и Академией наук СССР в соответствии с решениями второй сессии Смешанного советско-английского Комитета по сотрудничеству в области охраны окружающей среды (Москва, 24—27/XI 1975 г.) 12—14/VII 1976 г. на базе Валдайской научно-исследовательской гидрологической лаборатории им. В. А. Урываева был проведен первый советско-английский семинар по теме: «Разработка научных основ контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям».

Доклады советских и английских авторов и их обсуждение в высокой степени способствовали взаимному ознакомлению как с практикой применения методов контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям, так и с вопросами, стоящими на очереди изучения в обеих странах.

В настоящее время существует много разных методов гидробиологического контроля за последствиями загрязнения вод, но нет единых общепринятых систем контроля и способов выражения его результатов. В значительной мере это связано с большим разнообразием природных вод, господствующих в них условий и их растительного и животного населения, как и с разными критериями чистоты вод. Поэтому внимательное ознакомление с разными методами гидробиологического контроля, их сравнение и оценка пригодности для разных условий в настоящее время представляет большой интерес.

В сборнике публикуются все сделанные на семинаре доклады, охватывающие широкий круг тем и разные методы подхода к решению обсуждавшихся вопросов. Особенно важно, что в докладах освещены не только ведущиеся научно-исследовательские работы, но и практика применения гидробиологических методов контроля качества вод. Большую ценность имеют обзорные доклады, содержащие сравнительную оценку разных систем гидробиологического контроля, сделанные как советскими, так и английскими участниками семинара, в число которых входили высокоавторитетные специалисты. Вполне естественно, были представлены и оригинальные исследования отдельных вопросов по теме семинара, в их числе выполненные методом математического моделирования.

В переведенных на русский язык докладах английских участников семинара читатели, вероятно, заметят некоторые шероховатости в изложении, например случаи несколько необычного употребления биологических терминов. Помимо возможных погрешностей редактирования текстов переводов, это, хотя бы частично, может быть связано с соответствующими шероховатостями, в представленных авторами репринтах докладов, по которым сделаны переводы. По имеющейся договоренности все доклады, сделанные на семинаре, на английском языке публикуются английской стороной.

Не подлежит сомнению большая актуальность рассматриваемых в книге вопросов, в особенности в связи с тем, что в настоящее время в системе Гидрометслужбы СССР начата организация наблюдений за качеством вод гидробиологическими методами. В книге этот вопрос рассматривается со многих сторон, и мы надеемся, что она будет встречена с большим интересом широким кругом лиц, связанных с теорией и практикой охраны вод от загрязнений.

СОСТАВ АНГЛИЙСКОЙ ДЕЛЕГАЦИИ

<i>Д-р Дж. В. Г. Ланд</i>	глава делегации, заместитель руководителя Биологической ассоциации пресных вод
<i>Д-р Ф. С. Вудивисс</i>	ведущий биолог региональной лаборатории Водного управления рек Северн и Трент
<i>Г-н М. Оуэнс</i>	заместитель директора научных служб Национального управления по развитию водных ресурсов Уэльса
<i>Д-р Дж. К. Дж. Тайн</i>	советник по науке и технике Посольства Великобритании
<i>Д-р Дж. М. Хеллауэл</i>	ведущий биолог региональной лаборатории Водного управления рек Северн и Трент
<i>Д-р Х. А. Хокс</i>	старший преподаватель факультета биологических наук университета Эстона.

СОСТАВ СОВЕТСКОЙ ДЕЛЕГАЦИИ

<i>Г. Г. Винберг</i>	глава делегации, чл.-корр. АН СССР, Зоологический институт АН СССР
<i>В. А. Абакумов</i>	канд. биол. наук, Институт прикладной геофизики Главгидрометслужбы
<i>Г. П. Андрушайтис</i>	канд. биол. наук, директор Института биологии АН Латвийской ССР
<i>Н. К. Гасилина</i>	начальник управления по изучению и контролю загрязнения внешней среды Главгидрометслужбы
<i>Ю. Е. Казаков</i>	канд. физ.-мат. наук, советник Секретариата советской части смешанной Советско-английской комиссии
<i>К. Г. Кнорре</i>	канд. биол. наук, Институт водных проблем АН СССР
<i>А. Г. Трусев</i>	канд. физ.-мат. наук, эксперт Секретариата советской части смешанной Советско-английской комиссии
<i>В. Н. Жукинский</i>	канд. биол. наук, Институт гидробиологии АН УССР

УЧАСТНИКИ СЕМИНАРА

<i>В. А. Вавилин</i>	канд. физ.-мат. наук, Институт водных проблем АН СССР
<i>Д. З. Гак</i>	канд. биол. наук, Институт водных проблем АН СССР
<i>В. Г. Девяткин</i>	канд. биол. наук, Институт биологии внутренних вод АН СССР
<i>А. И. Иванов</i>	канд. биол. наук, Институт гидробиологии АН УССР
<i>Ф. Д. Мордухай-Болтовской</i>	д-р биол. наук, Институт биологии внутренних вод АН СССР
<i>А. П. Урываев</i>	заведующий Валдайской научно-исследовательской гидрологической лаборатории Государственного гидрологического института.

ПРОБЛЕМА ОЦЕНКИ НОРМЫ И ПАТОЛОГИИ СОСТОЯНИЯ ЭКОСИСТЕМ

В. Д. Федоров¹

Московский государственный университет, СССР

Задача экологической теории состоит, видимо, в том, чтобы адекватно описывать экологические системы, предсказывать их поведение и интерпретировать состояние в том плане, насколько эти состояния «хороши» или «плохи» для существования системы.

Можно говорить о разделении рассматриваемой задачи на стратегическую и тактическую части. Стратегическая часть задачи связана с решением центрального для всей прикладной экологии вопроса: каковы критерии нормы и патологии для систем надорганизменного уровня. Оценки целостных, глобальных системных свойств — устойчивости, надежности функционирования — невозможны без установления понятия нормы, без регламентации положения «красной черты», переход за которую означает угрозу для существования биосферы.

После введения критериев нормы на первый план выдвинется тактическая часть задачи: научиться измерять и интерпретировать характеристики сообществ, позволяющие вынести суждения о норме или патологии биологических систем.

При обсуждении стратегической части задачи, следует обосновать некоторые новые концепции в изучении биосферы.

Первая концепция — концепция «альтернативных механизмов» — может быть сформулирована так: любое конечное образование в биосистемах способно возникнуть более чем одним путем. Это положение подразумевает существование в живом альтернативных механизмов образований (возникновений). Понятие «образование» звучит несколько отвлеченно и должно быть конкретизировано по отношению к различным типам систем различным образом. Так, для биологических систем *а*-типа [3] образованием следует считать любой промежуточный или конечный продукт процессов (вещество, соединение), участвующих в форми-

¹ Доклад В. Д. Федорова был прочтен на первом заседании семинара В. А. Абакумовым.

ровании структурных компонентов «биологического спектра» — ген, клетка, орган и т. д. Действительно, из нескольких сот сопряженных биохимических реакций в организме едва ли можно назвать пример последовательности «превращений» промежуточных продуктов, ведущих к синтезу какого-либо компонента, которая не дублировалась бы другой последовательностью, синтезирующей тот же компонент. Для биологических систем *r*-типа в качестве конечного образования можно рассматривать климаксное состояние сообщества, находящегося в равновесии с комплексом факторов, определяющих условия жизни каждого конкретного биотопа. При этом «сериальные стадии» на пути к климаксу могут существенно отличаться для биотопа одного типа. Применительно к биосферной модели можно также постулировать наличие альтернативных путей, регулирующих скорость процессов взаимодействия между элементами системы.

Вторая концепция — концепция «статистической нормы» — покоится на постулате: совокупность оценок, характеризующих выход процессов, регулируемых в системе гомеостатическими механизмами, в норме подчиняется распределению Гаусса. Это положение подразумевает возможность контроля за процессами, осуществляемыми в отдельных участках биосферной модели. С помощью критерия соответствия χ^2 или приближенных методов проверки, связанных с расчетом показателя асимметрии $g_s = M_3/s_3$ и эксцесса $E = M_4/s_4 - 3$, где M_3 и M_4 — эмпирические центральные моменты, а s — стандартное отклонение, легко убедиться или усомниться в принятии гипотезы нормальности. В этом случае, если величины g_s и E малы и гипотеза «проходит», можно полагать, что совокупности оценок характеризуют состояние «нормы». Тогда отрицательное влияние существующего уровня «отходов» можно считать компенсированным другими процессами систем и, следовательно, находящимся в рамках предельно допустимого воздействия. Наоборот, если гипотеза нормальности «не проходит», то величины оценок $g_s > 0$ и $E > 0$ могут рассматриваться как показатели отклонения от нормы, т. е. быть мерой «патологии». Такие участки в системе требуют оперативного вмешательства человека, поскольку их следует считать выходящими за пределы допустимого воздействия отходов.

Наконец, для случая, когда факторы, искажающие результат измерения, вызывают эффект, пропорциональный самому результату измерения (как например, в случае внезапного: а) массированного воздействия по «старой» связи контура — так называемая аварийная перегрузка связи, б) возникновение «новой» связи в контуре, например, непосредственное отрицательное влияние «отхода» на какой-либо биосферный процесс), совокупность оценок обычно подчиняется логнормальному распределению, когда распределению Гаусса следуют не сами результаты измерения, а их логарифмы. В этом случае устойчивыми в среднем оказываются не абсолютные, а относительные ошибки измерения и в качестве оценки среднего значения более представительной

оказывается не среднее арифметическое v_a , а среднее геометрическое v_g значение. Тогда удобным показателем «отклонения от нормы» может быть отношение среднего арифметического к среднему геометрическому значению [2], т. е.

$$\frac{v_a}{v_g} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n x_i / \left(\prod_{i=1}^n x_i \right)^{\frac{1}{n}}.$$

При попытке формализовать понятие нормы, удобно назвать нормой системы $N(p)$ специально выбранную меру на пространстве состояний системы. Если на пространстве состояний задана норма, то каждому состоянию, величине существенно многокомпонентной, оказывается сопоставленным единственное число. Наше интуитивное представление о норме позволяет различным образом интерпретировать это число. Часто, говоря о соответствии некоего состояния норме, имеют в виду, насколько характерно это состояние для поведения системы. Связь с патологией при этом оказывается весьма косвенной, менее характерные состояния, по-видимому, более аномальны, и поэтому число, соответствующее состоянию по норме-мере, можно считать степенью «невредности» состояния для системы. В таком случае мера 0 для некоторых состояний характеризует эти состояния как «красную черту» в поведении системы.

Возможность использования и интерпретация понятия нормы упирается теперь в словосочетание «специально выбранная», фигурирующее в определении нормы.

Исходя из предыстории системы эмпирическая норма вырабатывается интерпретацией экспериментальных данных о ней и на основании наших ретроспективных представлений о том, что хорошо и что плохо для системы.

При экспертном подходе меру на пространстве состояний устанавливают специалисты авторитарно, а вопрос об обосновании нормы переводится в обоснование авторитета экспертов (т. е. в какой-то степени та же предыстория, но уже не поведения системы, а удач специалистов).

Теоретический подход дает тот или иной вид нормы, основанный на анализе теоретических предпосылок о структуре системы. При отсутствии теории, адекватно описывающей систему, появляются феноменологические конструкции, то есть модели, описывающие некоторые стороны явления без обоснования исходных предпосылок. Эмпирическая норма есть относительная частота, с которой данное состояние системы p повторялось в эталонный период в эксперименте E :

$$\mu_E(p) = \frac{\text{Card}(E^{-1}(p))}{\text{Card } T}.$$

Смысл эмпирической нормы состоит, по существу, в том, что исследователи условились принять некоторый вполне конкретный

период T в предыстории системы за эталон ее нормального функционирования (например, биологическое состояние водоема в какой-то период, предшествующий загрязнению). Обоснованность эмпирической нормы полностью упирается в обоснованность выбора определяющих эту норму эксперимента E и множества измерений T из всех возможных. И если величину нормы состояния воспринимать как степень того, насколько состояние «хорошо» или «плохо» для системы, то статистическая норма в качестве ответов на вопрос о том, что такое хорошо и что такое плохо, предлагает: «часто» и «редко».

Обсудим подробнее нормы, возникающие из требования экстремальности некоего функционала, заданного на множестве мер в пространстве состояний системы. Нормой считается та мера, при которой некоторое количественное свойство системы принимает экстремальное значение по сравнению со значениями при других возможных мерах. Возникновение требования экстремальности можно оправдать, по крайней мере, с двух точек зрения. Согласно одной точке зрения, прагматической, у системы есть потребитель, который заинтересован в экстремальности выхода системы. Простейший пример — продукция некоторого полезного для человека вида при эксплуатации экологических систем. Другая точка зрения такова, что реальное поведение систем можно объяснить, считая, что все идет так, будто направлено на экстремизацию некой величины, которая, будучи связана с системой, не имеет тем не менее видимого приложения к ее существенным характеристикам. Точнее говоря, мы не можем ответить на вопрос, почему выделена экстремальностью именно эта величина, но с удивлением видим, что все происходит именно под ее эгидой. Некоторая загадочность существования такой величины связана, видимо, с не совсем правильной расстановкой акцентов на существенность наблюдаемых нами ее «внешних» свойств и свойств, определяющих ее «внутреннюю», зачастую не известную нам структуру. Самым ярким примером экстремальных принципов является физический принцип наименьшего действия, который влечет уравнения движения различных форм материи. В экологии можно привести точку зрения Одума (Odum [4]), который считает, что в системе все происходит так, чтобы максимизировать биомассу вида на единицу потока энергии. Другим примером экстремального свойства является максимальная надежность существования системы в будущем [1].

Заметим, что концепцию статистической нормы можно обосновать с позиций экстремальности. Дело в том, что нормальное распределение

$$\mu(p) = \frac{1}{\sqrt{2\pi\sigma}} \exp \left\{ -\frac{(p-p_0)^2}{2\sigma} \right\}$$

осуществляет экстремум такого «биологически используемого» функционала, как энтропия

$$H_\mu = - \sum_{per} \mu(p) \log \mu(p).$$

Тактическая задача прикладной экологии может быть легко формализована, что облегчает последующий анализ ситуации и разработки контрольных и предупредительных мер по защите экосистем от повреждений. Пусть состояние экосистемы определяется совокупностью оценок, относящихся к процессам с гомеостатическими механизмами регуляции. «В норме» величины оценок подчиняются Гауссову распределению и как зависимые переменные $y_1, y_2 \dots y_m$ они характеризуют некоторую множественную функцию от аргументов $x_1, x_2 \dots x_n$, которыми являются независимые переменные. Последние характеризуют совокупность возмущающих характеристик по конкретным видам загрязнений. Таким образом, задача сводится к отысканию таких уравнений $x_1, x_2 \dots x_n$, при которых оценки $y_1, y_2 \dots y_m$ остаются распределенными нормально.

Введение концепции уровней организации способно несколько сузить спектр биологических уровней, благодаря дискриминации ряда уровней — гена, ткани, органа и др. Однако, в пределах каждого уровня число возможных показателей Y оказывается непомерно большим. Для того чтобы существенно сузить число отобранных переменных, следует дополнительно использовать сформулированные выше концепции «альтернативных механизмов» и «статистической нормы», которые позволяют ввести дискриминирующий критерий отбора зависимых переменных. Фактически опираясь на концепцию гомеостаза, этот критерий можно назвать концептуальным. С помощью концептуального критерия можно сформулировать следующие требования дискриминации, предъявляемые к зависимым переменным в пределах каждого уровня организации.

Первое требование — для контроля за состоянием биосистем следует отбирать показатели, относящиеся только (!) к процессам с гомеостатическими механизмами регуляции.

Второе требование (при соблюдении первого требования) — следует отдавать предпочтение переменным, характеризующим неспецифический отклик по отношению к различным возмущающим биосистемы факторам (например, повышение температуры тела животного при различных «болезнях» организма, снижении видового разнообразия в пределах трофической группировки при воздействии разнообразных по своей природе загрязнителей).

Третье требование (при соблюдении первых двух) — предпочтение следует отдавать интегральным показателям и в первую очередь тем из них, которые быстро и надежно могут быть измерены инструментально. Примером таких интегральных показателей в живой биомассе может быть содержание АТФ и хлорофилла, характеризующих соответственно количество живого вещества и энергии, входящей в систему.

Пригодными показателями, удовлетворяющими сформулированным выше требованиям, могут быть повышение интенсивности дыхания особой популяции, оценка среди особей популяции билатеральной симметрии в распределении признаков, время гене-

рации, соотношение полов, соотношение возрастных групп, видовое разнообразие, содержание хлорофилла и АТФ, соотношение продуктов различных трофических группировок.

Перечисленные показатели следует рассматривать в качестве иллюстративных примеров. Таким образом, сформулированные концепции и требования позволяют перенести дальнейшее обсуждение в плоскость вопроса, каким образом можно интерпретировать оценки ранжированного ряда показателей $У$ применительно к оценке состояния целой экосистемы?

Экологи могут привести примеры того, что «плохо» для экосистемы, как по наблюдаемым тенденциям изменения показателей (например, падения продуктивности или разнообразия), так и по особенностям разброса оценок выбранных показателей $У$, которые «в норме» распределены нормально, если экосистема в целом «здорова» или по крайней мере успешно сопротивляется отрицательному воздействию возмущающих факторов. В этом случае можно считать ее устойчивой, и поэтому все значения оценок стабильности, произведенные любыми способами, очерчивают область значений «нормы» экосистемы. Это, если угодно, своего рода «экологический ноль» — начало отсчета здоровья экосистемы. Гораздо вероятнее другая ситуация, когда одни показатели свидетельствуют о «патологии», а другие — о «норме». Подобное положение выдвигает перед экологом чисто медицинскую задачу, которую решает терапевт — это задача «диагноза» болезни. Можно постулировать, что определенные закономерные сочетания норм и патологий отдельных показателей являются специфическими для различных видов болезни экосистем, или даже специфичными по отношению к различной физической природе «отходов» (в широком смысле этого слова). Тогда совокупность особенностей в откликах системы при воздействии одного загрязнителя (например, оловоорганические соединения) будет существенно отличаться от особенностей «поведения» откликов при воздействии другого загрязнителя (например, хлорированные фенолы). В этом случае может быть составлен перечень признаков каждой болезни. И тогда установление диагноза болезни равносильно установлению природы «возбудителя» болезни, т. е. природы возмущающего воздействия. Поэтому изучение экологами специфического воздействия специфических отходов по выбранным показателям позволит произвести классификацию болезней по типам изменений, происходящих в экосистемах. В свою очередь установление первопричин отрицательного влияния отходов на экологическое звено позволит регулировать скорости и массы поступающих в биосферу промышленных, сельскохозяйственных и бытовых отходов.

Если удастся произвести классификацию болезни экосистем по выбранным показателям, то последующей стадией экологического изучения экосистем в рамках решения задач прикладной экологии окажется «клиническое» изучение отдельных заболеваний, включающее наблюдение за развитием болезни (т. е. ухудшением состояния экосистем) и наблюдение за выздоровлением

(т. е. улучшением их состояния). Несомненно, потребуется организация широкого фронта экспериментальных исследований на экосистемах различного типа, чтобы «клиника» отдельных заболеваний была изучена досконально и всесторонне.

Этот «медицинский» этап экологических изучений находится сегодня еще в зародышевом состоянии, но при современных темпах развития науки и главным образом интересе общественности к проблемам прикладной экологии можно надеяться на относительно быстрое его завершение.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Федоров В. Д. Особенности организации биологических систем и гипотеза «вспышки» вида в сообществе.— «Вестник МГУ. Сер. биол.», 1970, № 2, с. 71—91.
2. Федоров В. Д. Новый показатель неоднородности структуры сообщества.— «Вестник МГУ. Сер. биол.», 1973, № 2, с. 94—96.
3. Федоров В. Д. Концепция устойчивости экологических систем.— В кн.: Всесторонний анализ окружающей среды. Труды советско-американского симпозиума, Тбилиси, 25—29 марта 1974 г. Л., Гидрометеиздат, 1975, с. 207—217.
4. Odum H. F. Ecosystem Theory. Basic Books. New York, 1972.

ЭВТРОФНЫЕ ВОДОЕМЫ И ВОДОСНАБЖЕНИЕ¹

Дж. Е. Ридли

Водное управление р. Темзы, Великобритания

ВВЕДЕНИЕ

Реки и озера, служащие источником водоснабжения в густо заселенных промышленно развитых районах, часто подвергаются экологическим нарушениям из-за чрезмерного поступления в них бытовых и промышленных сточных вод. Результаты этих нарушений могут быть от умеренных до катастрофических, независимо от того, как называется ухудшение качества воды: загрязнением или биологическим термином «эвтрофикация». Волленвайдер [10] дал следующее определение такой ситуации: «Многие озера уже претерпели серьезное нарушение, отразившееся на их природной красоте, на возможности использовать их в рекреационных целях и на их общей экономической ценности (как источники питьевой и промышленной воды). Искусственные водохранилища, проточные воды также находятся под угрозой.

Стюарт и Ролич [9] дали обзор эвтрофикации многих озер одиннадцати европейских стран, а также некоторых озер Японии, Индии и Новой Зеландии. Они привели бесчисленное множество доказательств вредных воздействий эвтрофикации, хотя в некоторых, особых случаях признали ее положительное значение. Как пример последнего, добавление определенных биогенных веществ приведет к разрастанию водорослей и макрофитов и эта увеличившаяся биомасса растительного материала в свою очередь будет способствовать развитию более многочисленной популяции литоральных, планктонных и бентических беспозвоночных.

¹ Доклад публикуется с разрешения г-на Х. Фиш, Директора научных служб водного управления р. Темзы, Лондон, Великобритания. Мнения автора, выраженные в докладе, не обязательно отражают мнения Водного управления р. Темзы.

Ускоренный в результате этого рост рыб повысит ценность обогащенного озера как источника питания для человека.

К сожалению, искусственная эвтрофикация не ограничивается теми простыми неорганическими веществами, которые способствуют росту первичной продукции. Многие канализационные и промышленные сточные воды содержат целый ряд веществ, не свойственных для биотических процессов пресноводных экосистем, и потому скорее играют роль загрязнителей, чем стимуляторов. В избыточных количествах эти нежелательные вещества подавляют развитие автотрофных и гетеротрофных компонентов природных экосистем и быстро приводят к наиболее пагубным последствиям эвтрофикации. Если реки и озера используются в водохозяйственных целях, наиболее серьезными последствиями эвтрофикации являются следующие:

1. Общее ухудшение качества жизненно важного источника водоснабжения. Это может быть вызвано размножением патогенных и непатогенных бактерий и вирусов, опасных для здоровья человека. Ухудшение химического качества воды важно, когда оно сопровождается неприемлемыми концентрациями органических загрязняющих веществ. До недавнего времени проблемы химического загрязнения ограничивались в основном токсическими металлами, однако теперь все больше тревоги вызывают различные микропримеси органических веществ, источниками которых служат промышленные процессы и сельскохозяйственная деятельность.

2. Помехи в водном хозяйстве, связанные с чрезмерным цветением или размножением нежелательных водорослей в озерах и реках. Это может увеличить расходы на фильтрацию. Наличие же таких групп водорослей, как *Мухорhуta*, может отразиться на вкусе и запахе воды.

Нежелательные последствия эвтрофикации проявляются наиболее резко на равнинах, где реки и озера используются не только в качестве источников воды, но и в качестве среды, удобной для сброса различных сточных вод. Двухфункциональное хозяйственное использование вод оправдывается экономически и технически до тех пор, пока отношение сточных вод к естественному стоку не превысит уровень, допускающий функционирование естественных механизмов самоочищения. В последнем случае источник воды не сможет удовлетворить качественные требования без наличия сложных и дорогостоящих технических средств на очистных или насосных станциях.

Теоретически всегда можно предотвратить ухудшение качества водных ресурсов, однако экономические факторы часто довлеют при принятии решений по охране окружающей среды. Лондонское водоснабжение является примером того, как использование научных средств способствовало успешной эксплуатации двух равнинных рек, которые с биологической точки зрения были эвтрофными в течение почти целого столетия.

ВОДОСНАБЖЕНИЕ ЛОНДОНА

Площадь бассейна водосбора в районе Лондонского водного отделения (раньше Лондонское водное управление) равна 1396 км², ежедневный объем водоснабжения составляет почти 2 млн. м³ для населения примерно 6 млн. человек. Среднее годовое количество осадков в южной Англии составляет 622 мм.

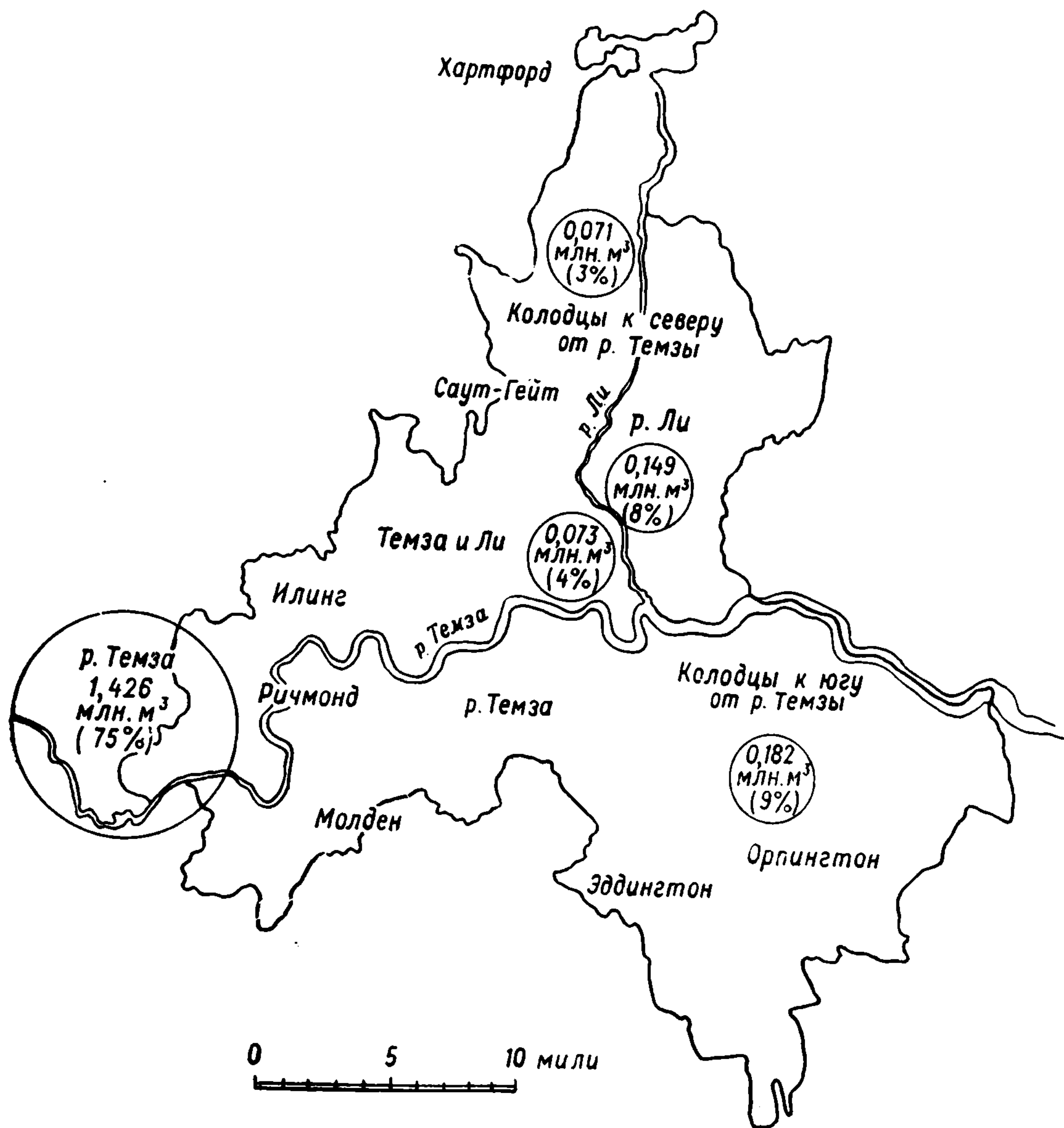


Рис. 1. Источники водоснабжения. Апрель—декабрь 1973.

В засушливые годы оно едва достигает 400 мм. Поверхностные водные ресурсы Лондона обеспечиваются за счет двух рек — Темзы и Ли, на долю которых выпадает примерно 85% всего водоснабжения Лондона (рис. 1).

Средние суточные объемы водоснабжения за счет всех имеющихся ресурсов, подземных и поверхностных, приведены на рис. 2, на котором показано также увеличение потребительского спроса на воду с 1904 по 1973 г.

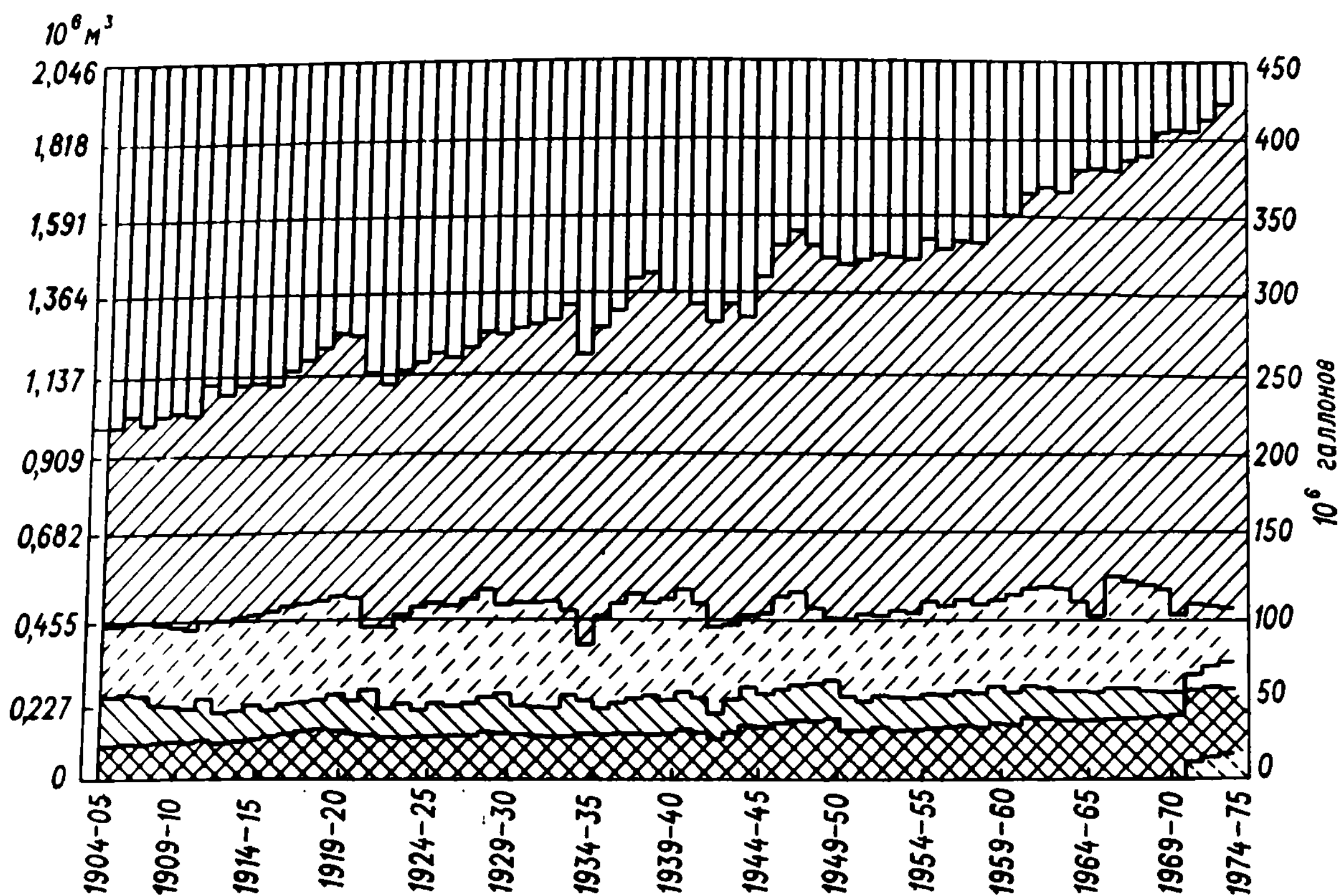


Рис. 2. Средние суточные поступления воды (включая валовые) от всех источников с 1904-05 до декабря 1973 г.

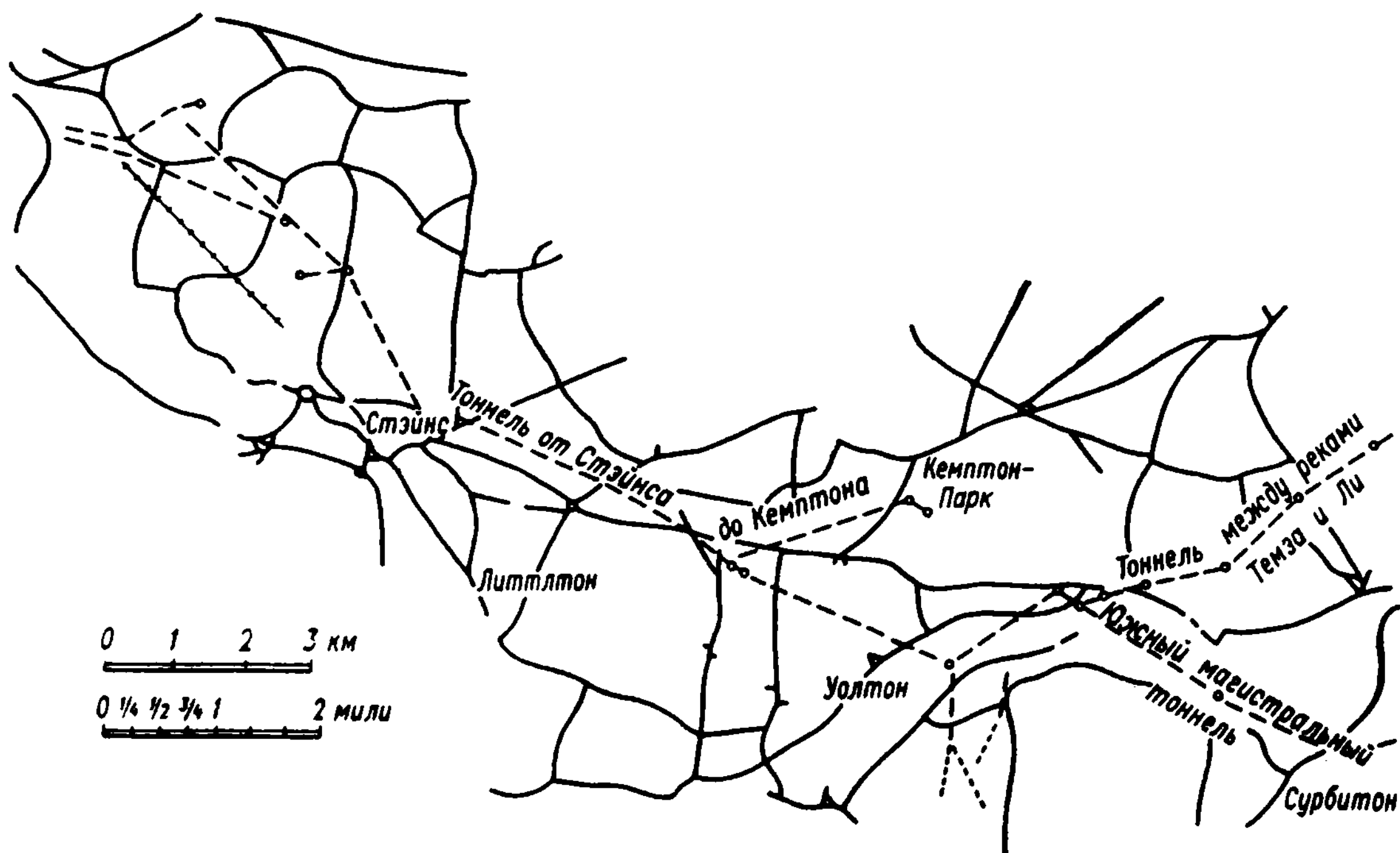


Рис. 3. Водное управление Темзы. Технические сооружения в долине р. Темзы.

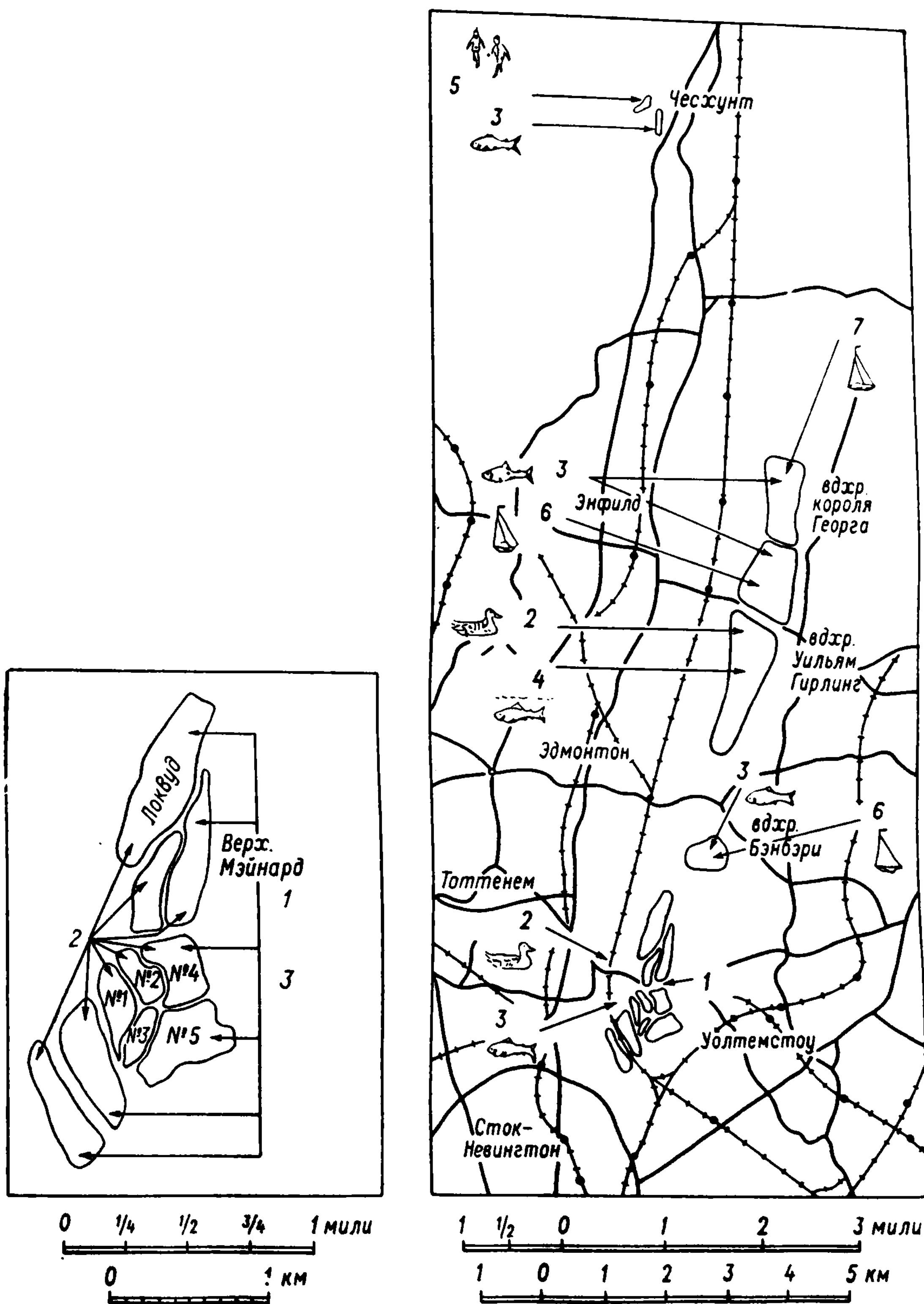


Рис. 4. Лондонское водное управление. Использование вод долины р. Ли в рекреационных целях.

1 — водохранилища Уолтамстоу, 2 — заповедник, 3 — рыбная ловля, 4 — рыбная ловля (только в определенных местах), 5 — общественные развлечения, 6 — парусный спорт, 7 — парусный спорт (опытный проект).

В засушливые периоды доступные для изъятия объемы воды из рек Темзы и Ли часто недостаточны для удовлетворения потребностей насосных станций, в результате чего за последние 100 лет было сооружено множество водохранилищ, которые должны были обеспечить непрерывное водоснабжение Лондона (рис. 3 и 4). Общий объем водохранилищ составляет приблизительно 205 млн. м³. Однако прогноз растущих потребностей воды указывает на необходимость построить до конца нынешнего века дополнительные водохранилища.

ХАРАКТЕРИСТИКИ ЭВТРОФИКАЦИИ РЕК ТЕМЗЫ И ЛИ

Химические и бактериологические данные, приведенные в табл. 1 и 2 позволяют считать, что обе реки были эвтрофными уже в течение почти целого столетия.

Таблица 1

р. Темза на водозаборе Уолтон
(средние годовые показатели), мг/л

Год	Аммиачный N	Альбуминоидный N	Нитрат в виде N	Хлорид в виде Cl	Фосфат в виде PO ₄	Силикат в виде SiO ₂	Общая жесткость, CaCO ₃	БПК ₅	E. Coli/100 мл
1905	0,15	0,19	2,2	19	—	—	—	—	800
1925	0,07	0,16	2,5	16	—	—	220	—	2000
1939	0,12	0,19	2,7	21	0,29	10	240	—	3900
1955	0,36	0,22	4,4	26	0,65	13	260	3,2	4800
1968	0,21	0,22	4,3	31	2,40	13	254	3,9	3000
1975	0,13	0,32	6,6	37	2,80	11	272	3,4	2700

Таблица 2

р. Ли на водозаборе Чингфорд
(средние годовые показатели), мг/л

Год	Аммиачный N	Альбуминоидный N	Нитрат в виде N	Хлорид в виде Cl	Фосфат в виде PO ₄	Силикат в виде SiO ₂	Общая жесткость, CaCO ₃	БПК ₅	E. Coli/100 мл
1905	0,31	0,17	3,1	23	—	—	—	—	1000
1939	0,19	0,19	5,1	31	0,34	9	349	—	2000
1955	0,19	0,22	5,7	41	0,85	12	332	2,9	2000
1969	0,16	0,23	6,5	49	4,50	13	336	2,8	1000
1975	0,09	0,27	8,3	49	4,00	11	330	2,4	800

Данные о фосфате для обеих рек свидетельствуют о роли моющих веществ, широкое применение которых началось в 1950 г., хотя некоторая доля увеличения его содержания объясняется сельскохозяйственным стоком. Общая жесткость свидетельствует об известковом характере обеих рек, тогда как содержание кремния указывает на потенциальные возможности развития диатомового цветения.

Повышение содержания нитрата за последние годы может быть отнесено за счет сельскохозяйственного стока, а низкая концентрация аммиачного азота — за счет нитрификации в речных экосистемах, а также усовершенствование методов нитрификации на основных очистных установках. В результате последнего стоки редко содержат аммиачный азот в концентрациях, превышающих 1 мг/л, но могут содержать до 35 мг/л нитратного азота. Что касается нитрата, то в соответствии с рекомендациями ВОЗ в будущем на очистных или насосных станциях необходимы будут устройства для удаления нитрата, чтобы концентрация азота в конечном продукте, поступающем к потребителям, не превышала 11,3 мг N/л.

Данные по БПК₅ отражают эффективность работы специалистов по охране рек, выразившуюся в том, что сточные воды отвечают требованиям стандартов, установленных Королевской комиссией в 1912 г. Несмотря на то что максимально допустимое БПК для сточных вод составляет 20 мг/л, часто необходимы значительно более жесткие стандарты, основанные на способности реки к самоочищению на участках, расположенных непосредственно ниже точки сброса сточных вод. В результате этого показатели БПК для рек Темзы и Ли типичны для «сравнительно чистых» рек, хотя они и граничат с категорией «сомнительно чистых» [4].

Прежде чем закончить рассмотрение химических данных, интересно отметить, что ученые 19-го столетия были заняты главным образом оценкой простых органических и неорганических веществ, поступающих с водосборных районов рек и из сравнительно небольших объемов бытовых сточных вод. Проводимые ими испытания были просты по сравнению с современными аналитическими требованиями. В настоящее время воды рек Темзы и Ли подвергаются всестороннему химическому анализу, проводимым через малые интервалы времени. Контроль может включать шесть физических показателей качества вод, 15 анализов минерального состава, 17 тестов на токсические и металлические элементы, восемь тестов на органическое качество, два теста — на детергенты, пять тестов на пестициды и, наконец, стандартные испытания на наличие радиоактивных веществ [6].

Фито- и зоопланктон рек Темзы и Ли были подробно описаны Ридли [8] и в периодических докладах Лондонского водного управления, опубликованных между 1935 и 1973 гг. [5]. В общем, обе реки подвергаются цветению *Stephanodiscus hantzschii*, которое продолжается с конца марта до конца мая. Численность этих маленьких диатомовых водорослей из группы *Centricae* может

достигать 60 000 кл/мл, а пик концентрации хлорофилла «а» 300 мкг/л. От поздней весны до ранней осени присутствует по меньшей мере 20 родов зеленых водорослей, множество жгутиковых и несколько видов диатомовых водорослей из группы *Pennatae*.

Хотя речной зоопланктон скуден по сравнению с последующим обилием его в водохранилищах, тем не менее здесь наблюдается до 10 видов коловраток, тогда как ракообразные хорошо представлены видами дафний и циклопов. Бентические беспозвоночные типичны для эвтрофных рек. В популяции рыб доминируют окунь, плотва, лещ, щука.

ЭВТРОФИКАЦИЯ ПРИРЕЧНЫХ ВОДОХРАНИЛИЩ

Строительство приречных накопительных водохранилищ (рис. 3 и 4) началось в конце 19-го столетия. Это были небольшие мелкие отстойные бассейны для осаждения содержащихся в речной воде взвешенных веществ. Бактериологи того времени уже показали значительное сокращение числа фекальных бактерий, если воду до подачи ее на насосные станции в течение приблизительно 10 дней выдерживать в водохранилищах. Это имело большое значение, поскольку медленные песочные фильтры были конечным барьером, обеспечивающим минимальное количество фекальных организмов в распределяемой воде, поскольку хлорирование воды не производилось почти до 1905 г.

Проток речной воды через эти водохранилища, регулировался таким образом, чтобы время ее пребывания в водоеме составляло не менее 7 дней. Такая практика позволяла снижать частоту промывки медленных песочных фильтров за счет уменьшения мутности воды после отстаивания в водохранилище.

Химические данные табл. 1 и 2 указывают на то, что концентрации биогенных веществ всегда были достаточными для цветения в водохранилищах, а нагрузки по нитрату или фосфату превышали количества, рассматриваемые в последнее время как превышающие критический уровень для интенсивного размножения водорослей [10]. На практике, однако, сток из водохранилищ содержал сравнительно мало водорослей, если время пребывания воды в этих водохранилищах составляло около 7 дней. При времени пребывания более 10 дней, отмечалась тенденция вымирания водорослей речного типа и замены их водорослями, характерными для мелких эвтрофных озер. Речная *Stephanodiscus hantzschii* заменялась *Stephanodiscus astraea* или *Asterionalla formosa*, которые совершенно иначе влияли на рабочие характеристики фильтров.

Влияние времени пребывания воды на скорость первичной продукции стало более очевидным, когда в связи с возрастающим спросом на воду стали сооружать более крупные и глубокие водохранилища. Некоторые водохранилища по-прежнему использовались в качестве проточных бассейнов, другие в течение несколь-

ких месяцев, пока в засушливые периоды не возникла необходимость в воде, сохранялись как стоячие водоемы.

Различия, наблюдаемые в последовательности развития водорослей в водохранилищах проточного и стоячего типа, были описаны в литературе [8]. Основная разница заключается в том, что весеннее диатомное и летнее цветение синезелеными начиналось в водохранилищах стоячего типа на несколько недель раньше. Эта разница оказалась полезной, так как позволяла инженерам при использовании запасенных вод выбирать из нескольких водохранилищ и избегать тех из них, цветение которых могло бы затруднить фильтрацию. Выбор этот основывался на частом наблюдении за планктоном в каждом бассейне.

При введении в эксплуатацию этих более крупных и глубоких водохранилищ возникла новая проблема — термическая стратификация. Известно, что летом климатические условия водосборной площади способны вызывать термически плотностное расслоение толщи воды в водохранилищах, глубина которых превышает 10 м. В то же время новые водохранилища проектировались с учетом экономии наземных ресурсов, поэтому их глубина должна была быть от 12 до 20 м. Изучение термической стратификации началось в 1935 г., когда использование водохранилищ потребовало выяснить приложимость фундаментальных лимнологических представлений к небольшим (до 300 га), но чрезвычайно эвтрофным «озерам», игравшим жизненно важную роль в водоснабжении.

Разные соотношения площади и глубины этих новых водохранилищ породили большое разнообразие возможных видов стратификации. В середине лета на глубине примерно 12 м обычно наблюдалось расслоение на эпилимнион и термоклин, тогда как на глубинах от 16 до 20 м могла развиваться классическая трехслойная стратификация (эпилимнион, термоклин и гиполимнион), сохранявшаяся несколько месяцев. Этот период стратификации всегда совпадал с периодами пикового спроса на воду, во время которого эффективность фильтрации могла быть значительно снижена за счет любого общего ухудшения качества воды, отводимой из водохранилища. Некоторые затруднения были связаны с:

1) концентрацией водорослей в теплых эвфотических слоях воды, делающих эти слои непригодными для отвода на насосные станции;

2) анаэробнозом донных слоев воды в середине лета, сопровождающимся огромным выделением комплексных соединений биогенных веществ (в особенности фосфора) из ила водохранилищ. В предельных случаях придонный слой воды мог содержать также до 10 мг/л сероводорода;

3) внутренними сейшми, при которых частота и амплитуда подповерхностных колебаний термоклина могли вызвать значительные изменения качества стока.

Стратифицированное водохранилище таким образом доставляет затруднения, поскольку термическая стратификация препятствует полному использованию всего хранимого объема воды,

а суммарный объем ее слоев, упомянутых выше в пунктах 1 и 2, мог составлять 50% всей емкости водохранилища.

Проблема предотвращения стратификации, или быстрого разрушения установившихся термических градиентов, была решена с помощью инженерных методов, разработанных специально для лондонских водохранилищ [1, 2, 5].

Так, в случае водохранилищ с постоянным протоком речной воды последняя накачивается в придонные слои этих водохранилищ через изогнутые трубы при скорости сброса воды 3 м³/с, а для крупных водохранилищ — при скорости сброса от 5 до 10 м³/с. В случае водохранилищ со стоячей водой используются установленные на плотам насосы для перекачки воды со дна водохранилища со скоростью от 1 до 2 м³/с. Скорость сброса воды способствует быстрому ее перемешиванию с водой верхних слоев. Обе системы обеспечивают вертикальное и горизонтальное смешивание в объеме водохранилища и в середине лета ограничивают температурную разницу между поверхностью и дном примерно до 2°C в столбе воды от 20 до 25 м.

Такое сохранение почти изотермического столба предотвращает обескислороживание придонного слоя воды и сводит до минимума выделение из ила комплексных соединений биогенных веществ. В то же время те виды водорослей, которые обычно скапливаются в верхних слоях воды, частично направляются вниз, в средние и нижние слои. Периодическое перемешивание в слое ниже компенсационной точки может серьезно затруднить ассимиляцию углерода водорослями. Эффективность систем искусственного перемешивания для подавления развития водорослей в лондонских водохранилищах была подробно описана в работе [5]. Так, концентрация хлорофилла «а» в дестратифицированном водохранилище в течение длительного времени может быть менее 10 мкг/л, но возрастать до 25—30 мкг/л в течение небольших отрезков времени. В отличие от этого, в стратифицированном водохранилище часто возникает цветение, при котором концентрация хлорофилла длительное время превышает 100 мкг/л.

Однако не следует думать, что искусственная дестратификация озер и водохранилищ, используемых для водоснабжения, является единственным способом борьбы с водорослевыми последствиями эвтрофикации. Были рассмотрены и другие методы [3], включая отведение сточных вод для последующего снижения нагрузки биогенными веществами, применение альгицидов для борьбы с нежелательным цветением биологического урожая, применение пестицидов для подавления определенных последствий эвтрофикации. Все эти методы позволяют оказывать влияние на пресноводную экосистему для получения желаемого улучшения качества воды. Дестратификация воды озер и водохранилищ всего лишь один из методов, оказавшийся перспективным в практике водоснабжения.

Хотя обычно считается, что наибольшие трудности в эвтрофных водохранилищах вызывают планктонные водоросли, зоопланк-

тон также имеет большое значение. Крупные ветвистоусые, как *Dafnia magna*, питаясь фитопланктоном, оказывают влияние на более мелкие водоросли, воздействуя тем самым на видовой состав водорослей при смешанном цветении. Планктонные беспозвоночные поглощают разные бактерии и частицы органического происхождения, которые могут включать водоросли, и тем самым влияют на тип и количество взвешенных частиц в стоке из водохранилища [11]. Литоральная зона лондонских водохранилищ очень узка. Однако крутой бетонный скат внутренней стороны плотины является отличным субстратом, на котором в середине лета нарастает много тонн кладофоры. Эта водорослевая масса может содержать огромные количества личинок хирономид и множество ракообразных. Илы на дне водохранилищ заселены другими видами хирономид (до 30 000 личинок на 1 м²). И хотя эти насекомые являются важными гетеротрофными составляющими экосистемы, вылет и роение взрослых особей часто доставляют определенные неудобства [1].

С точки зрения водоснабжения бентическая и литоральная биоты всегда имеют меньшее значение, чем взвешенные в воде бактерии, водоросли и зоопланктон, которые оказывают значительное воздействие на процессы обработки воды.

Поскольку здесь мы можем только упомянуть о некоторых особенностях эвтрофных водохранилищ, читателю следует обратиться к серии работ, в которых всесторонне описываются физико-химические и биологические условия в олиготрофных и эвтрофных озерах и водохранилищах [11].

РАБОЧИЕ ПРИНЦИПЫ И СЕБЕСТОИМОСТЬ ЭВТРОФНЫХ СИСТЕМ ВОДОСНАБЖЕНИЯ

Успешная эксплуатация эвтрофных источников воды зависит от применения определенных принципов и методов, гарантирующих безопасность, питьевую воду высокого качества.

В случае систем водоснабжения, расположенных в низинах, реки, отстойные водохранилища и насосные станции обладают различными, но взаимно дополняющими особенностями, которые поддаются регулированию, что позволяет обеспечить безопасность воды. В случае водоснабжения Лондона это осуществляется следующим образом:

- 1) охраной рек, используемых в хозяйственных целях, строгим законодательным контролем количества и качества бытовых и промышленных сточных вод;
- 2) выдерживанием речной воды в искусственных водохранилищах от 10 дней до нескольких месяцев и использование только этой воды для дальнейшей ее обработки на насосных станциях;
- 3) инженерными сооружениями, включающими двухступенчатое песочное фильтрование. Первая, быстрая, ступень фильтрования происходит со скоростью приблизительно 6 м³/м²/ч, вторая —

«медленное песочное» фильтрование со скоростью от 200 до 300 л/м²/ч;

4) завершающим хлорированием профильтрованной воды, обеспечивая остаточное содержание хлора-хлорамина в воде 0,25—0,30 мг/л;

5) охраной распределяемой воды в закрытых служебных резервуарах, подсоединенных к распределительной системе под давлением.

Особенности каждого из этих защитных устройств и их последовательность обеспечивают возможность компенсировать временный выход из строя любого из них.

Стоимость среднего суточного водоснабжения из вышеописанной системы рек и водохранилищ порядка 1,6 млн. м³ может быть представлена в виде частей от суммарных расходов при использовании эвтрофных источников (табл. 3). Из них с эвтрофикацией связаны издержки по быстрому и медленному песочному фильтрованию и до некоторой степени по хлорированию. Все остальные издержки необходимы, даже если реки и водохранилища были бы олиготрофными.

Таблица 3

Себестоимость водоснабжения Лондона за 1973 и 1974 гг.
(в пенсах за м³)

Производственные расходы		Непроизводственные расходы	
Отвод из рек	0,134	Администрация	1,080
Водохранилища	0,080	Налоги	0,486
Быстрая фильтрация	0,029	Выплата задолженности	0,906
Медленная песочная фильтрация	0,049		Всего 2,472
Хлорирование	0,044		
Перекачка	0,693		
Распределение	0,880		
	Всего 1,909		

Закон о водоснабжении Лондона 1852 г. предусматривает фильтрацию всех вод, поступающих из рек, и в том случае, если бы эти воды не содержали никаких частиц, относимых за счет эвтрофирования, т. е. водорослей, беспозвоночных, бактерий и т. п., они все равно должны были фильтроваться в правовом порядке. По данным табл. 3 видно, что суммарные издержки на фильтрование и хлорирование представляют всего 6,4% всех основных производственных издержек и 2,7% всей себестоимости водоснабжения Лондона.

Издержки на фильтрование могут быть подвергнуты дальнейшему анализу, чтобы показать сезонные влияния эвтрофикации. Поскольку климатические условия способствуют максимальной продуктивности фито- и зоопланктона в реках и водохранилищах в период между апрелем и сентябрем, в остальные месяцы взвешенные вещества представлены преимущественно иловыми частицами и органическим детритом. Таким образом, если сопоставить

издержки на фильтрование за последовательные шестимесячные периоды, то апрель—сентябрь — «водорослевый сезон», а октябрь—март — «детрито-илистый».

Работа быстрых песочных фильтров оценивается по измерению количества воды, необходимого для периодической промывки фильтров, обеспечивающей нужный объем фильтрата. Это обычно выражается в виде «процентного отношения промывочной к профильтрованной воде». Показатели установки средней производительности порядка 430 000 м³/день приведены в табл. 4. В этой же таблице приведены характеристики медленных песочных фильтров той же установки. Они отнесены к площади поверхности медленных песочных фильтров, которые подлежат периодическим чисткам механическими устройствами, чтобы сохранить заданный объем фильтрата.

Таблица 4

Показатели быстрой и медленной песочной фильтрации за 1973—1975 гг.

	Быстрая фильтрация (отношение промывочной воды к профильтрованной, %)	Медленная фильтрация (объем фильтрата на очищенный 1 га, тыс. м)
Октябрь 1973—март 1974 (ил и отложения)	1,19	2071
Апрель—сентябрь 1974 (водоросли)	1,41	2095
Октябрь 1974—март 1975 (ил и отложения)	1,16	1854
Апрель—сентябрь 1975 (водоросли)	1,15	1084

Данные по быстрой фильтрации (табл. 4) свидетельствуют о способности процесса справляться с сезонными изменениями в характере и количестве взвешенных твердых частиц. Между апрелем и сентябрем бывают непродолжительные периоды, когда на фильтры поступает повышенное количество крупных водорослей (*Melosira*, *Tribonema*, *Anabaena*, *Aphanizomenon* и т. п.), которые вызывают временное увеличение объема промывочной воды. Однако средняя потребность изменяется главным образом от сезона к сезону.

Показатели медленной песочной фильтрации также свидетельствуют о постоянстве этого процесса в обычные годы. Но этот тип фильтра всегда нуждается в более частой очистке при сильной жаре и в такие засушливые периоды, как в апреле—сентябре 1975 г. Стандартный фильтр имеет площадь поверхности 0,3 га и глубину воды приблизительно 2 м, напоминая тем самым мелкий пруд с песчаным дном, который получает достаточно света для размножения водорослей в воде и на границе раздела вода—песок. Степень засорения песчаных пор не обуславливается исключительно аллохтонными частицами, поступившими из водохранилища и прошедшими быстрые фильтры. Многие водоросли здесь автохтонны, и в середине лета обычно доминируют диатомовые

из группы *Pennatae* и нитчатые зеленые водоросли, которые поступают извне в незначительных количествах, но быстро приспособляются к условиям, сходным с прудовыми.

Хотя все эти виды водорослей указывают на эвтрофикацию источника, они играют важную роль в эффекте медленного песочного фильтрования, которое, по сути, представляет биологические процессы, идущие в воде, на границе раздела вода—песок в 70-ти сантиметровом слое песка.

Несмотря на наличие автохтонных и аллохтонных водорослей, бактерий и беспозвоночных, качество отфильтрованной медленным песочным фильтром воды удивительно высоко, тогда как себестоимость этого процесса невелика. Данные за 1950—1973 гг. показывают, что 25%-ное повышение объема фильтрации через медленные песочные фильтры не сопровождалось соответствующим повышением затрат. За этот период сильно возросла стоимость рабочих рук и материала. В то же время производственные издержки на фильтрование единицы объема значительно сократились. Быть может, изложенные

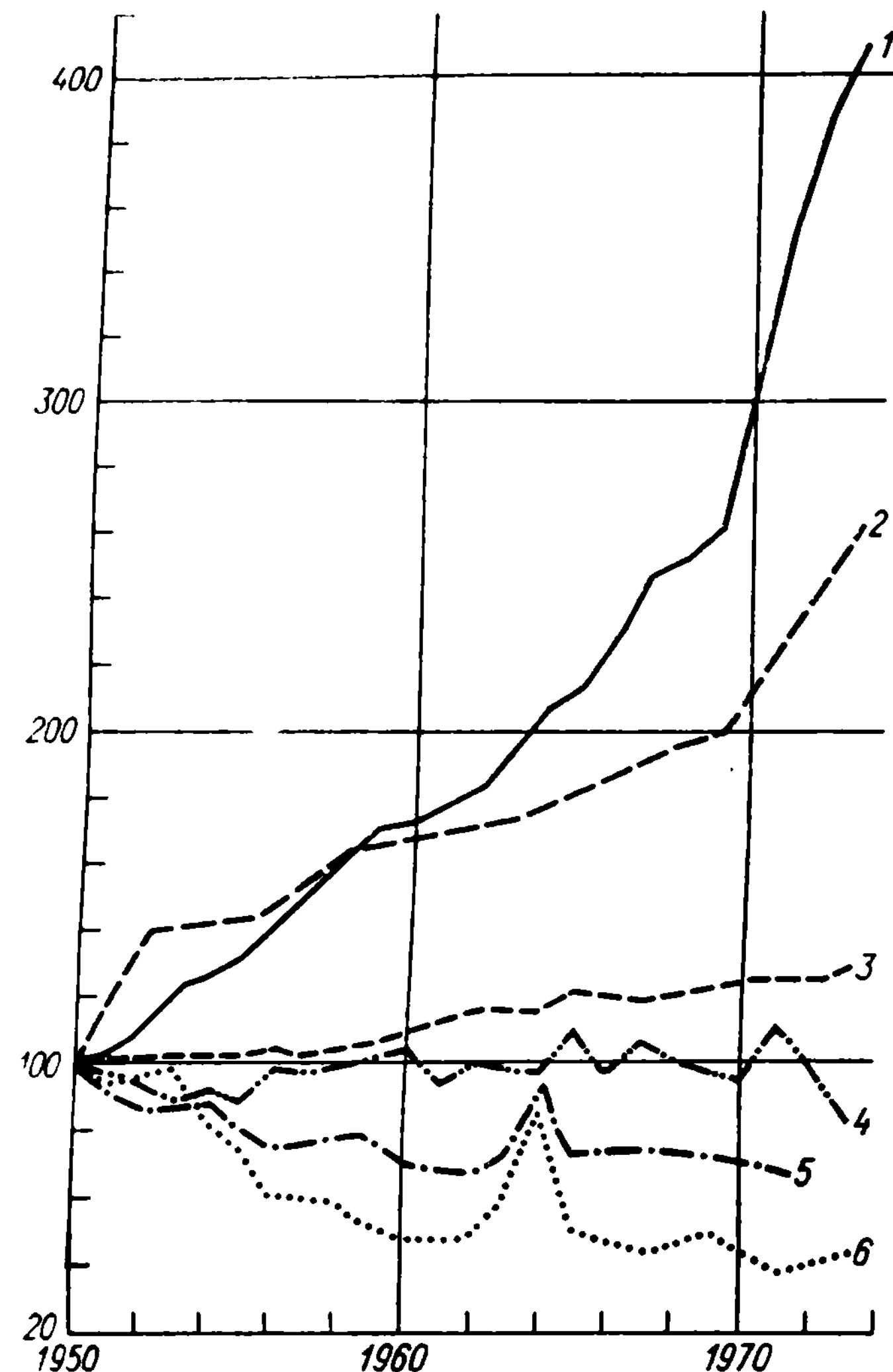


Рис. 5. Расходы на фильтрование. Показатели издержек (нагрузок) производительности (1949-50 г. принят за 100).

1 — заработная плата, 2 — материалы, 3 — отфильтрованное количество, 4 — площадь очищенной поверхности в акрах, 5 — расходы в пересчете на 10^6 профильтрованных галлонов, 6 — расходы в пересчете на очищенный пар.

данные представят в надлежащем свете биологические особенности эвтрофных систем водоснабжения (рис. 5).

ВЫВОДЫ

Опыт использования эвтрофных источников и связанных с ними инженерных сооружений указывает на то, что техника справлялась с устранением нежелательных воздействий, вызванных эвтрофикацией, хотя это и не обязательно будет справедливым в будущем.

В описанных здесь специфических случаях научные сотрудники и инженеры приспособились к проблемам эвтрофикации, постоянно совершенствуя методику и применяя новые методы для решения этих проблем на очистных станциях, на загрязненных реках и на инженерных сооружениях водоснабжения. Недавним примером проблем, возникающих из-за эвтрофикации, имеющей отношение к водоснабжению, может служить скорость увеличения содержания нитратного азота во многих равнинных реках. В некоторых случаях возникает необходимость устанавливать на очистных и насосных станциях специальные устройства для удаления нитрата. Побочным эффектом эвтрофикации, не связанным с нагрузкой азотом или фосфором или с ее биологическими последствиями, является повышение концентрации нежелательных органических веществ в поверхностных водах, в которые поступают сточные воды от смежных промышленных процессов. В силу этого автор во введении к докладу высказал мнение, что при рассмотрении антропогенных воздействий на пресноводные экосистемы «эвтрофикацию» нельзя больше отделять от «загрязнения».

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Cooley P. Wraybury reservoirs prevention of thermal stratification.— In: Proc. 2nd Conf. on Water Quality and Technology, Budapest, 5358, 1970.
2. Cooley P., Harris S. L. The prevention of stratification in reservoirs.— “J. Inst. Water Eng.”, 1954, vol. 8, p. 517.
3. Dunst R. C. et al. Survey of Lake Rehabilitation, Techniques and Experiences. Tech. Bul. No 75, Dept. Nat. Resources, Madison, Wisc. USA, 1974. 179 p.
4. Holden W. S., ed. Water treatment and examination. London, J. & A. Churchill, 1970. 513 p.
5. Metropolitan Water Board. Reports of the Director of Water Examination, 1935 to 1973. M. W. B., London, England. 1973.
6. Metropolitan Water Board. 45th Report of the Director of Water Examination, M. W. B., London, England, 1973.
7. Ridley J. E., Cooley P., Steel A. Control of thermal stratification in Thames Valley reservoirs.— “Proc. Soc. Water Treat. Exam.”, 1960, vol. 15, p. 225.
8. Ridley J. E. The biology and management of eutrophic reservoirs.— “Proc. Soc. Water Treat. Exam.”, 1970, vol. 19, p. 374—399.
9. Stewart K. M., Rohlich G. A. Eutrophication — a Review. Publ. N 34, State Water Quality Control Board, Sacramento, Calif., U. S. A., 1967. 187 p.
10. Vollenweider R. A. Scientific fundamental of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors of eutrophication, O. E. C. D. Paris, Pub. No DAS (CSJ). 1968, 159 p.
11. Water Research Centre. The effects of storage on water quality.— In: Water Res. Centre Symposium, March 1975. Papers and Proceedings, Marlow, Bucks, England, 1975. 588 p.

БЕСПОЗВОНОЧНЫЕ КАК ПОКАЗАТЕЛИ ЭВТРОФИРОВАНИЯ ВОДОЕМОВ

Ф. Д. Мордухай-Болтовской, И. К. Ривьер

Институт биологии внутренних вод АН СССР, СССР

Показателями происходящего в водоеме антропогенного и естественного эвтрофирования, как известно, служат изменения в газовом режиме, содержании и динамике биогенов, прозрачности воды и особенно количестве и отчасти составе фитопланктона. Наиболее характерным и заметным изменением может считаться наступающее в водоеме цветение воды [11].

Но эвтрофирование, охватывающее все звенья трофических цепей и приводящее к повышению конечной и промысловой продуктивности водоема, обнаруживается также по увеличению количества зоопланктона, зообентоса и других зооценозов и рыб, происходящее одновременно с изменением состава фауны. Поэтому о далеко зашедшем процессе эвтрофирования следует судить по показателям, относящимся к консументам, животным. Некоторые авторы указывали на это в связи с проблемой антропогенного эвтрофирования. Так, например, в результате такого эвтрофирования в оз. Севан было замечено увеличение количества зоопланктона и бентоса, возрастание плодовитости кладоцер [1], а в Балтийском море увеличение биомассы планктона и бентоса при одновременном сильном ее уменьшении в расширяющейся зоне [8]. В Петрозаводской губе Онежского озера по этой же причине увеличилась численность более эвритопных дафий и босмин и сильно уменьшалась численность некоторых пелагических форм [13].

Считают, что увеличение количества беспозвоночных есть естественное следствие возрастания первичной продуктивности водоема.

Следует, однако, заметить, что не только изменения в гидрологическом и химическом режиме, в частности в крайне постоянной и изменчивой динамике биогенов, но и изменения в фитопланктоне не всегда могут служить показателями эвтрофирования. В водоемах такого типа, как волжские водохранилища, в которых основной процесс продуцирования идет по «гетеротрофному» пути

за счет поступления органических веществ, в том числе детрита, с берегов и прибрежной зоны [2, 5], увеличение продукции фитопланктона может и не сопровождаться увеличением количества планктонных или донных беспозвоночных. Повышение массы зоопланктона и бентоса может быть следствием поступления большого количества органического детрита, непосредственно (вместе с развивающейся на нем бактериофлорой) потребляемого беспозвоночными, а не развития первичных продуцентов (фитопланктона). С другой стороны, если количество фитопланктона сильно возрастает, то это еще не означает, что условия питания для беспозвоночных улучшились, так как они лишь в малой степени используют фитопланктон в пищу. Примеры отсутствия такого соответствия мы видим во многих водохранилищах Волго-Камского каскада и в других водоемах. Вообще, эти водоемы получают с притоками и из прибрежной зоны больше органических веществ, чем их создается в водоеме, почему в них деструкция в толще воды значительно (в 2—3 раза) больше, чем продукция [10].

Следовательно, эвтрофирование крупных водохранилищ может происходить не обязательно за счет поступления минерализованных соединений фосфора и азота, как это было показано многими авторами [15 и др.] для озер, но за счет поступления органических веществ (с прибрежной зоны, с промышленными и бытовыми стоками), которые, конечно, содержат азот и фосфор, но могут быть использованы прямо бактериями и беспозвоночными. Очевидно, прибрежная водная растительность, как известно интенсивно поглощающая биогены, в дальнейшем с отмиранием производит большие количества органического детрита и этим способствует развитию беспозвоночных и явлениям эвтрофирования. Иначе говоря, в водохранилищах эвтрофирование будет идти преимущественно по этому пути.

Вследствие всего этого истинными показателями эвтрофирования, более достоверными, чем водоросли и тем более биогены, могут быть изменения в фауне беспозвоночных.

За последние годы замечаются изменения в фауне Верхневолжских водохранилищ, очевидно, свидетельствующие об их, по всей вероятности антропогенном, эвтрофировании.

В воде Иваньковского водохранилища наблюдалось появление или более интенсивное развитие некоторых видов зоопланктона, характерных для малых высокопродуктивных водоемов. В июне 1973 г. в мелководной прибрежной зоне этого водохранилища была найдена *Moina micrura* Kutz [12]. К августу мойна распространилась почти по всему водохранилищу от Городни (Волжский плёс) до Корчевы и Клинцов (Иваньковский плёс). Мойна заселила не только мелководья, но в большом количестве была обнаружена и в русловых участках, где достигала численности 10—14,3 тыс. экз/м³. В остальном состав зоопланктона с момента образования Иваньковского водохранилища [7] до настоящего времени остался тем же. Однако произошли значительные

изменения в соотношении видов. Виды, ранее многочисленные и широко распространенные (*Bipalpus hudsoni*, *Brachionus bennini*, *Bosminopsis deitersi*), теперь встречаются в небольших количествах на ограниченном участке Волжского плёса [12]. С 1955 и 1956 гг. по всему водоему значительно сократилось количество *Eudiaptomus gracilis*, *E. graciloides*, *Daphnia cristata*. Одновременно массового развития достигли всего несколько видов ракообразных (*Daphnia cucullata*, *Bosmina longirostris*, *Diaphanosoma brachyurum*, *Mesocyclops leuckarti*). Наблюдается хорошо выраженное доминирование в летнем зоопланктоне *D. cucullata* и *B. longirostris*, которые либо совместно (в начале лета), либо позднее (одна *D. cucullata*), образуют более половины биомассы всего зоопланктона. В последние годы массового развития достигла *B. longirostris* — вид, процветающий в высокоэвтрофных южных водоемах, а в Верхне-Волжских водохранилищах преобладающий в прибрежной зоне. В 1973—1975 гг. в открытых частях Иваньковского водохранилища наблюдались крупные скопления босмин, в которых 15/VI 1973 г. на глубинах 8—12 м ее плотность и биомасса составляли соответственно 1,3 млн и 16,8 г/м³, а 22/VI 1974 г. на глубине 12 м 38,3 млн и 230 г/м³, причем она образовала более 99% всего зоопланктона. Подобные массовые скопления одного вида зоопланктона в пелагиали — образование монокультур — не отмечались ранее и стали характерными для Иваньковского водохранилища в последние годы, и, видимо, появление их стоит в прямой связи с общим подъемом трофии водоема.

За последние 20 лет существования водохранилища общее количество зоопланктона возросло в 10—20 раз, особенно в начале лета, что связано с массовым размножением *B. longirostris* в этот период. Возрастание общей биомассы (г/м³) наблюдается как в Нижнем Волжском плёсе, так и в Иваньковском плёсе:

Плес	1955—1956 гг. *		1970 г.		1973 г.	
	VI	VIII	VI	VIII	VI	VIII
Нижний Волжский	0,3—0,4	0,71	1,45	3,7	6,69	4,04
Иваньковский	0,24—0,57	1,75	2,03	2,37	4,2	1,95

* По данным Э. Д. Мордухай-Болтовской [4].

В Иваньковском водохранилище наблюдается увеличивающееся зарастание акватории водной растительностью с 17% общей площади водоема в 1958 г. до 23% в 1973 г., причем продукция высшей водной растительности возросла в два раза [16]. В этом случае эвтрофирование выражается в том, что прогрессирующее развитие макрофитов, служащих одним из источников органики в водоеме, через бактериальное звено способствует массовому размножению тонких фильтратов (дафний, босмин, диафанозом, мойн).

В Рыбинском водохранилище, по крайней мере в его Волжском плёсе, по всей видимости, тоже начинается процесс эвтрофирования. Показателем этого можно считать другой вид моин — *Moina brachiata* Jurine, обнаруженный в 1974 г. в прибрежной зоне в районе Борка [6].

Другим показателем эвтрофирования этого водоема можно считать наблюдающееся в 1970-х годах повышение биомассы бентоса в Волжском плёсе, при этом почти исключительно за счет олигохет. Олигохеты здесь представлены тубифицидами, многие виды которых, как известно, развиваются в больших количествах при органическом загрязнении. Средняя биомасса бентоса в этом районе в 1950—1960-х годах составляет около 12 г/м², а ныне — около 20 г/м².

Олигохеты в предустьевых районах в 1950—1960-х годах давали 26—48% общей биомассы, а теперь — 47—74%, а водохранилище за пределами предустьевых участков — соответственно 30—62 и 67—80% общей биомассы [3]. Столь же заметное возрастание роли олигохет в бентосе наблюдалось в Иваньковском водохранилище, хотя общего повышения биомассы бентоса там не замечалось [9].

Показателем происходящего в водоеме эвтрофирования, видимо, можно считать и увеличение роли мейобентического вида кладоцер *Iliocryptus sordidus* P. Sars. Этот вид образует большую часть бентических кладоцер в эвтрофированном Иваньковском водохранилище, р. Москве и прибрежной зоне Рыбинского водохранилища, но заменяется другим видом (*I. acutiformes*) в Белом и Кубенском озерах, в которых эвтрофирование пока не было обнаружено [14].

Можно предполагать, что, в тех случаях, когда эвтрофирование выражается в увеличении количества фитопланктона, оно отражается на развитии более грубых фильтраторов, чем планктонные кладоцеры, или даже хватателей. Из копепод к их числу относятся каланоиды, отчасти циклопы.

Дальнейшие исследования в водоемах разного типа покажут, правильно ли это предположение и нет ли среди беспозвоночных других видов, которые могут служить индикаторами эвтрофирования.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Легович Н. А., Мешкова Т. М. Эвтрофирование озера Севан. — В кн.: Антропогенное эвтрофирование водоемов. Черноголовка, 1974.
2. Ляхов С. М., Мордухай-Болтовской Ф. Д. Состояние бентоса волжских водохранилищ и определяющие его факторы. — В кн.: Вторая конференция по изучению бассейна р. Волги. Сб. докладов, 1976.
3. Митропольский В. И. Донная фауна Рыбинского водохранилища (по материалам 1970 г.). — «Бюлл. Ин-та биол. внутр. вод АН СССР», 1973, № 7.
4. Мордухай-Болтовская Э. Д. Зоопланктон Иваньковского и Угличского водохранилища в 1955—1956 гг. — «Тр. Ин-та Биол. водохр. АН СССР», 1959, вып. 1 (4).

5. Мордухай-Болтовской Ф. Д. Основные трофические связи в волжских водохранилищах.— «Тр. Ин-та биол. водохр.» АН СССР, 1963, вып. 5(8).
6. Мордухай-Болтовской Ф. Д., Столбунова В. Н., Ривьер И. К. О нахождении *Moina brachiata* (Jurine, 1820) и *M. micrura* (Kurz, 1874) в Рыбинском водохранилище.— «Бюлл. Ин-та биол. внутр. вод АН СССР», 1975, № 28.
7. Неизвестнова-Жадина Е. С. Планктон Иваньковского водохранилища в 1937—1938 гг.— «Тр. Зоол. ин-та АН СССР», 1941, т. 7.
8. Николаев И. И. Антропогенная эвтрофикация Балтийского моря.— В кн.: Антропогенное эвтрофирование водоемов, Черноголовка, 1974.
9. Поддубная Т. Л. 1971. Донная фауна Иваньковского водохранилища в районе сброса теплых вод Конаковской ТЭС.— «Тр. Ин-та биол. внутр. вод АН СССР», 1971, вып. 21(24).
10. Романенко В. И. Соотношение между фотосинтезом фитопланктона и деструкцией органического вещества в водохранилищах.— «Тр. Ин-та биол. внутр. вод АН СССР», 1967, вып. 15(18).
11. Россолимо Л. Л. Антропогенное эвтрофирование водоемов.— В кн.: Общая экология. Биоценология. Гидробиология. Т. 2. М., 1975.
12. Столбунова В. Н., Ривьер И. К., Пидгайко М. Л. Новые для Иваньковского водохранилища виды планктонных *Cladocera* — «Бюлл. Ин-та биол. внутр. вод АН СССР», 1975, № 28.
13. Филимонова З. И. Изменение планктонной фауны под влиянием антропогенного фактора.— В кн.: Антропогенное эвтрофирование водоемов. Черноголовка, 1974.
14. Чиркова З. Н. О распространении и экологии видов рода *Hyoscyrtus* в водоемах бассейна Верхней Волги.— «Информ. бюлл. Ин-та биол. внутр. вод АН СССР», 1974, № 23.
15. Шилькрот Г. С. Причины антропогенного эвтрофирования водоемов.— В кн.: Общая экология. Биоценология. Гидробиология. Том. 2. М., 1975.
16. Экзерцев В. А., Мишулина Г. И. О заболачивании мелководий Иваньковского водохранилища.— «Бюлл. Ин-та биол. внутр. вод АН СССР», 1976, № 33.

ЭВТРОФИКАЦИЯ

Дж. В. Г. Ланд

Ассоциация по изучению биологии пресных вод, Великобритания

ВВЕДЕНИЕ

На данном семинаре нам представляется возможным обсудить явление эвтрофикации в двух странах, резко различающихся по характеру занимаемой земной поверхности, климатическим условиям, размерам и видам водоемов, при этом особое внимание должно быть уделено водорослям.

Часто говорят, что, впрочем, не всегда верно, что озера со временем становятся более эвтрофными, т. е. происходит естественная эвтрофикация. Этот процесс может быть ускорен или возникнуть под влиянием человеческой деятельности, там, где он никогда не возникал в природных условиях, т. е. будет иметь место искусственная эвтрофикация.

В прошлом качество воды часто изменяли непреднамеренно. Однако в последнее время многие водоемы подверглись сознательной деэвтрофикации, и поэтому в настоящее время имеется богатая литература о способах задержания или предотвращения эвтрофикации.

НОРМЫ И КОНТРОЛЬ

Волленвайдер [50] предложил возможные нормы для определения эвтрофного потенциала водоема на основании отношения годового поступления фосфора Р и азота N к средней глубине данного водоема. Кроме того, определение общего количества Р и N на единицу объема в водоеме может «быть использовано в качестве ориентировочных показателей для прикладной лимнологии». Но основываясь на количествах растворенных Р и N, критерии установить гораздо труднее. Так, несмотря на то что имеется много данных о потреблении водорослями неорганического азота и некоторые сведения относительно органического азота, разнообразие возможных источников поступления азота, а также его преобразование

ставит перед нами ряд трудностей. Что касается фосфора, то проблема, казалось бы, должна быть несколько проще, поскольку в основном мы имеем дело с фосфором $P-PO_4$. Однако и здесь [33, 45] возникают трудности, так как PO_4 может быстро возобновляться в круговороте, и мы не знаем, в какой степени растворенный $P-PO_4$, определенный стандартными методами, действительно представляет PO_4 в растворенном состоянии и доступен для растений [44].

Вместо потенциальной продукции, определяемой поступлением фосфора и азота, можно устанавливать, что фактически производится. Продукцию, в свою очередь, можно рассматривать по отношению к существующему в данный момент, т. е. биомассе или «урожаю на корню» (standing crop). Таблица Роде [34, рис. 2] дает скорости продуцирования по отношению к трофическому состоянию. Здесь следует отметить, что в настоящее время вряд ли кто-нибудь из лимнологов возьмется дать точное количественное определение таким словам, как эвтрофный или олиготрофный. Для тех, кто имеет дело с искусственной эвтрофикацией, скорость продуцирования может представлять меньший интерес, чем биомасса. Относительно урожая Таллинг [46], сказал: «какое значение может иметь продуцированное органическое вещество, которое образуется, расходуется и реминерализуется почти одновременно? Зачем суммировать суточную продукцию, расходуемую в тот же день, подытоживая несуществующие годовые величины?»

Биологические тесты позволяют определить потенциальную продуктивность воды по отношению к организмам, встречающимся при эвтрофикации. Методика эта возникла в Советском Союзе [10] и сейчас широко применяется, в частности в системе Скалберга [40]. Например, Териен [49] и др., как и Скалберг, использовали зеленую хлорококковую водоросль *Selenastrum carpicornutum* Printz для оценки ростового потенциала в 98 водохранилищах и в их 119 притоках Южной Африки. В большинстве водохранилищ с потенциалами роста водорослей (ПРВ) порядка 25 мг на единицу сухого веса или меньше их рост лимитировался фосфором. По мере увеличения ПРВ возникало лимитирование азотом. Такой переход от фосфора, как основного лимитирующего биогена, к азоту, по всей вероятности, обычен для нетропических районов и может возникать в течение вегетационного периода в одном водоеме.

В данном случае использовалась легко культивируемая и широко применяемая водоросль, что позволило провести сравнения между водоемами на большой территории [40], или в разных географических районах. Во многих случаях — это та или иная специфическая водоросль или группа водорослей, которая имеет особое значение (например, *Asterionella formosa* Hass [28]). Она по мере возможности должна применяться в качестве опытных организмов. Среди водорослей, вызывающих цветение, особое место занимает *Microcystis aeruginosa* Kuetz. emend Elenkin [7, 13, 20—23].

Этот вид биологических тестов называется порционным опробыванием (batch assay) и имеет то практическое преимущество, что его сравнительно легко выполнять. Как и любое лабораторное испытание на одном, изолированном организме, эта методика может быть подвергнута критике, поскольку ее условия слишком искусственны, чтобы служить объяснением явлений, происходящих в природе [28, с. 67]. Хемостаты или турбидостаты [17] дают возможность производить более точную оценку концентраций и условий, при которых биогенные вещества ограничивают рост организмов. Однако их труднее устанавливать и поддерживать, особенно для разных водорослей и для испытания многих проб воды. Что касается снабжения биогенными веществами в природе, ситуация здесь аналогична циклической культуре или хемостату. Во время периода роста водорослей поступление биогенных веществ от внешних или внутренних источников и потеря клеток в системе будут изменяться в зависимости от времени пребывания воды в водоеме, от характера ее циркуляции и скорости регенерации биогенных веществ.

Вместо того чтобы определять рост водорослей в пробе воды, как небогатой, так и с добавлением определенных биогенных веществ, можно сначала вырастить водоросли в питательной среде с дефицитом определенных биогенных веществ, а затем добавить их к испытываемой пробе воды [16]. Для проведения испытаний при более естественных условиях были использованы полевые емкости, образующие «озера внутри озер» [25, 26], объемом 18 000 м³, и позволяющие проводить опыты над естественными популяциями при естественных условиях термической стратификации и т. п. Недостатками этого метода является его громоздкость и ограниченные возможности повторения опыта.

На основании имеющихся данных выдвигаются гипотезы или модели с математическими формулировками разной сложности. Вычислительная техника дает возможность создавать сложные модели, хотя еще немногие из них могут быть использованы для достаточно точного прогнозирования. До некоторой степени это объясняется тем, что нам необходимы значительно большие знания в области физиологии, биологии, а также взаимодействия всего того множества разнообразных организмов, которые существуют в природных сообществах. Работа, рассматриваемая в докладе д-ра Ридли, показывает значение моделирования в сочетании с практическим опытом и изобретательностью.

КАЧЕСТВО

До сих пор мы рассматривали скорее количество, чем качество, хотя уместно отметить, что работа коллектива д-ра Ридли [32, 42, 43] внесла количественные и качественные улучшения. В случае поверхностных скоплений водорослей не всегда нежелательной является большая биомасса в водоеме в целом, хотя это и возможно,

а нежелательно пространственное сосредоточение биомассы. Кроме того, концентрация цветения может увеличиваться за счет ветрового сноса. Цветение почти всегда состоит из синезеленых водорослей, содержащих газовые вакуоли, основой которых является газовый пузырек [17].

Под воздействием сильных ветров водоросли могут скапливаться на определенных участках, поскольку прикрепленные водоросли могут оторваться во время бури или даже при умеренном волнении, если они достигли большого роста или находятся в состоянии старения. Примером этого может служить *Cladophora*. Так у Анона [11], говорится: «в таких водоемах, как озеро Онтарио, здоровый рост *Cladophora* практически не представляет никаких проблем. Нежелательные явления возникают лишь тогда, когда имеют место массовые скопления свободно плавающих водорослей, которые нагромождаются и начинают разлагаться вдоль берега».

Цветение воды требует особого внимания, и проблема идентификации водорослей [41] служит напоминанием о том, что для обсуждения качества вод необходимы хорошие таксономические знания. Об этом иногда забывают, хотя не всегда, как показали советские исследования вредных синезеленых водорослей [3—5]. Эти исследования продемонстрировали также важность изучения как культур, так и природных материалов. В случае кокковидных синезеленых водорослей культивирование часто приводит к их одноклеточному состоянию. Советские работы [6—9] показали, что существование этих водорослей в природе в виде ослизненных колоний играет важную роль в экологии.

ЦВЕТЕНИЕ¹

За последние годы в Советском Союзе и в Великобритании выполнены крупные исследования цветения воды. Они проводились на основании наблюдений на водоемах разных размеров, разного происхождения и при разных климатических условиях, но в сходных географических широтах. Настоящие выводы сделаны на основании работ, рассматриваемых и излагаемых Сиренко [7] и Рейнольдсом и Уолсби [31].

В водохранилищах Днепровского каскада водоросли, образующие цветение воды, в основном перезимовывают на дне и до некоторой степени сохраняются в виде береговых корок или тонких пленок. Летом они обильны в воде. С наступлением осенних бурь, когда температура понижается, масса *Microcystis*, доминирующей в это время года водоросли, опускается на дно и присоединяется там к спорам других синезеленых водорослей. Колонии или споры могут погибнуть на дне, но многие из них выживают, в особенности на участках с аноксическим илом.

¹ Комплекс *Oscillatoria rubescens* — *agardhii* — *prolifera*, который обычно не образует поверхностных скоплений или того, что мы здесь понимаем под цветением, не является предметом настоящего обсуждения.

Низкое кислородное давление и восстановительные условия, характерные для ила и прилегающих к нему участков, способствуют росту основных, образующих цветение, видов водорослей, в частности *Microcystis aeruginosa*. *Microcystis* растет лучше на аммонии или сульфиде, чем на нитрате или сульфате. Для нее необходимо сравнительно мало фосфора и значительное количество серы. Герлоф и другие [20], изучая этот вид водоросли в американских водах, обнаружили, что количество фосфора, необходимое для максимального роста, «неожиданно мало», а необходимое количество серы «значительно превышает норму фосфора».

Несмотря на приведенные выше данные, цветение воды происходит там, где следует ожидать высоких концентраций кислорода. Тем не менее, клетки водорослей образуют восстановительные вещества, которые поступают в слизь изобилующую бактериями, потребляющими кислород. В случае *Aphanizomenon* возможна отрицательная корреляция между кислородом в воде и в их скоплениях. Для колоний синезеленых водорослей, пробывших продолжительное время в аноксических донных отложениях, характерны небольшие размеры, плотно скучившиеся клетки и незначительное количество слизи. Те же из них, которые пребывали в планктоне, имеют более крупные размеры, и клетки их широко распределены в обильной слизи.

Если *Microcystis* подвергнуть барботажной аэрации, она перестанет расти и может быть заменена зелеными водорослями. Шапиро [36] получил аналогичные результаты в Америке и объяснил их добавлением азота и фосфора, в особенности снижением рН за счет HCl или CO₂. Максимальные изменения имели место в тех случаях, когда 100%-ный углекислый газ пропускали через воду до тех пор, пока маленькие пузырьки не начинали удерживаться на поверхности. Можно было ожидать понижения содержания кислорода, что могло бы способствовать росту *Microcystis*. Однако этого не случилось.

Колонии *Aphanizomenon* и *Microcystis* могут мигрировать вниз и вверх. Ганф [18] в оз. Джоджи (Уганда) тоже отметил миграцию *Microcystis* (см. также [49]).

Развившееся цветение уменьшает количество света, проникающего к расположенным ниже водорослям, сохраняет или повышает восстановительные условия в нижних слоях воды, повышает рН и тормозит рост других водорослей. И, наконец, водоросли цветения сравнительно мало употребляются организмами [2, 14, 15].

В английских исследованиях подчеркивается значимость содержания газа в клетках. Цветение воды в меньшей мере результат роста водорослей в поверхностных слоях воды, чем вертикального перераспределения их популяций, выросших в водоеме или, как и в Советском Союзе, развившихся из клеток, перезимовавших в илистых донных отложениях [30]. Чем продолжительнее время, в течение которого скопления водорослей находятся на поверхности, тем вероятнее, что они здесь и останутся и погибнут от недостатка биогенных веществ и повышенного облучения [39], выноса на

берег слабыми ветрами, от паразитов или потребления их простейшими [31, Canter (личное сообщение)].

Начало размножения водорослей связано с повышением температуры и с термической стратификацией. При благоприятных условиях питания и субоптимальной освещенности увеличение числа газовых пузырьков превышает увеличение других материалов клеток, в результате чего водоросли становятся более плавучими. Когда же водоросли подвергаются более интенсивному освещению, увеличение других материалов клетки может привести к понижению плавучести и цветение при этом не наступает. Степень турбулентности также играет роль. С другой стороны, плавучесть может быть снижена за счет повышения тургора продуктами активного фотосинтеза. Это вызывает коллапс некоторых газовых пузырьков и сокращает таким образом содержание газа в клетке. При недостатке биогенов и меньшем образовании осмотически активных продуктов фотосинтеза плавучесть повышается довольно сильно. В результате этого в тихую погоду образуется цветение. Даже если при ветреной погоде водоросли будут перераспределены по глубине, содержание в них газовых пузырьков может остаться настолько высоким, что с наступлением тихой погоды цветение восстановится. При нарушении или полном исчезновении термической стратификации в результате перераспределения водорослей по глубине гидростатическое давление может привести к коллапсу многих пузырьков. Имеются данные, позволяющие считать, что роль газовых пузырьков ослабляется в стареющих популяциях.

Цветение присуще озерам, богатым, но не чрезмерно, биогенными веществами с бескислородным гипolimнионом, со сравнительно большим временем пребывания воды, и образуется в теплую погоду в условиях четкой термической стратификации. Исключением последнего условия является цветение (главным образом *Arhanizomenon* в мелководных прудах Канады [12]. В связи с советскими исследованиями [7] интересно отметить, что эти цветения характерны для тех прудов, которые совершенно анаэробны зимой, но могут стать анаэробными и летом при массовой гибели водорослей. В английских исследованиях подчеркивается значение умеренных средних глубин и больших участков озер, занятых умеренными глубинами. Таким образом, хотя советские и английские исследователи акцентируют внимание на разных факторах, вызывающих и регулирующих цветение, основные выводы их исследований аналогичны.

РЕГУЛИРОВАНИЕ ЭВТРОФИКАЦИИ

Предотвращение и подавление эвтрофикации связано с принятием решений социального и экономического характера. Эвтрофикация, даже вызывающая цветение воды, может быть желательной для рыбоводных прудов (например, *Arhanizomenon* [1]), хотя и не во всех случаях [12, 39]. В водохранилищах средней величины

возможные нежелательные последствия эвтрофикации можно предотвратить с помощью определенных систем их сооружения и регулирования, обеспечивающих водоснабжение питьевой водой по приемлемым ценам (д-р Ридли, настоящий семинар). Чем крупнее водоем, тем труднее им управлять и тем необходимее регулирование биогенных веществ, о чем свидетельствуют проблемы, возникшие на Великих озерах США [35] и на водохранилищах Днепровского каскада, где были изучены различные меры по их мелиорации [9]. Последние служат примером резких биологических изменений, которые могут следовать за изменениями физических условий [7]. Создание водоемов по течению рек позволило увеличить использование питательного потенциала этих рек, качественно изменить характер круговорота биогенных веществ, вызывающих образование количественно и качественно нежелательных водорослевых популяций.

В особых случаях для сохранения общественных удобств или научной ценности водоема, необходимы чрезвычайно жесткие хозяйственные меры, как, например, в случае оз. Байкал в СССР и оз. Тахо в США. Бесконтрольное использование водоема в рекреационных целях может оказаться губительным (например, о. Тахо [24]).

Как уже упоминалось, данная продуктивность водорослей на единицу поверхности водоема может скорее привести к нежелательным результатам в случае крупного водоема, чем в случае небольшого. Поэтому предотвращение или подавление эвтрофикации в крупном водоеме требует установления более жестких норм качества воды по сравнению с небольшими водоемами. При принятии такого подхода следует, что эти нормы должны быть более гибкими и эвтрофикацию нужно рассматривать с точки зрения общегосударственных потребностей, а также с учетом пожеланий местного населения. Следовательно, требования по предотвращению, регулированию или устранению эвтрофикации могут быть различными. Я считаю установление общегосударственных или международных норм менее желательным, чем учреждение статутных органов, ответственных за разработку стандартов, а в случае необходимости за изменение их, для каждого определенного водоема, водосбора или района.

Что касается причин возникновения эвтрофикации, то максимальное внимание было уделено азоту и фосфору, содержащимся в бытовых или сельскохозяйственных источниках. Ожесточенная полемика в Северной Америке в конце 60-х и в начале 70-х годов об относительной роли фосфора, особенно в связи с моющими веществами, была представлена в новом свете последующими исследованиями, в особенности работами д-ра Д. В. Шиндлера и его коллектива на о. Виннипег (Канада). Тем не менее многие лабораторные и полевые исследования, а также исследования на озерах [19, 47] показали, что конечными регуляторами являются углерод и свет. У Шиндлера и др. [38] сказано: «накопление нежелательного количества водорослей... является результатом комплекса

причинных факторов». Там же говорится: «в действительности все доводы в пользу углеродного ограничения не имеют никакого отношения к проблеме борьбы с цветением». Углерод должен играть некоторую роль, хотя, возможно, и незначительную, пока эвтрофикация еще не резко выражена, например, по отношению к образованию газовых вакуолей синезеленых водорослей [31], газообмену на поверхности раздела воздух—вода (спорный вопрос, см. [38]) летальному фотоокислению цветения [39].

Мощное орудие моделирования, которое таит в себе явные потенциальные возможности, здесь не рассматривалось. Шиндлер [37] хотя и не пренебрегает моделированием, придерживается мнения, что в настоящее время оно имеет только ограниченное значение и считает причиной этого уверенность первичных исследователей в том, что современные подходы к системному моделированию основаны на ошибочных предпосылках [29]. Несомненно, что для улучшения наших моделей необходимо больше фундаментальных знаний.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Винберг Г. Г., Ляхнович В. П. Удобрение прудов. М. 1965.
2. Горюшин В. А., Чаплинская С. М. Обнаружение вирусов лизирующих синезеленые водоросли.— В кн.: Топачевский А. В. Цветение воды. Вып. 1, Киев, 1968, с. 171—174.
3. Кондратьева Н. В. Вопросы морфологии и систематики *Microcystis aeruginosa*, Kuetz. emend. Elenkin и близких к нему видов.— В кн.: Топачевский А. В. Цветение воды. Вып. 1, Киев, 1968, с. 13—41.
4. Кондратьева Н. В. Морфология и систематика гормоцениевых водорослей, вызывающих цветение воды в Днепре и днепровских водах. Киев, 1972.
5. Кондратьева Н. В., Коваленко О. В. Общая оценка внутривидового изменения клеток планктонов вида *Microcystis* Kuetz.— «Украинский ботанический журнал», 1976, № 33, с. 39—43.
6. Сиренко Л. А. Цветение воды. Вып. 2. Киев, 1969.
7. Сиренко Л. А. Физиологические основы размножения синезеленых водорослей в водохранилищах. Киев, 1972.
8. Топачевский А. В. Цветение воды. Вып. 1. Киев, 1968.
9. Топачевский А. В., Сиренко Л. А., Цееб Я. Я. Антропогенное эвтрофирование водохранилищ, «цветение» воды и методы его регулирования.— «Водные ресурсы», 1975, № 1, с. 48—60.
10. Францев А. В. Опыт оценки гидробиологической производительности Москворецкой воды.— «Микробиология», 1932, № 1, с. 112—130.
11. Anon. *Cladophora investigations*, 1959. A report of observations on the nature and control of excessive growth of *Cladophora* spp. in Lake Ontario. Rep. N 1, Ontario Water Resources Commition, 1959.
12. Barra J. Summer kill risk in prairie ponds and possibilities of its prediction.— «J. Fish. Res. Bd. Can.», 1975, vol. 32, p. 1283—1288.
13. Bringmann G. & Kuhn R. Bestimmung des trophischen Begrenzungsfactors für *Microcystis* (*Diplocystis*) *aeruginosa* in BMT—Verfahren. *Gesundh.*—Ing. 89 Jahrg., 1968, Bd 187, S. 247—252.
14. Canter H. M. A guide to the fungi occuring on planctonic blue-green algae.— In: Desikachary T. V. *Taxonomy and Biology of Blue-green Algae*. Madras, 1972, p. 145—158.
15. Daft M. J., McCord S. B. & Stewart W. D. P. Ecological studies on algal-lysing bacteria in fresh waters.— «Fresh-water Biology», 1975, vol. 5, p. 577—596.

16. Fitzgerald G. P. Evaluations of the availability of sources of nitrogen and phosphorus for algae.—“J. Phycol.”, 1970, vol. 6, p. 239—247.
17. Fogg G. E., Steart W. D. P., Fay P. & Walsby A. E. The Blue-green algae. London—New York, 1973.
18. Gunf G. G. Diurnal mixing and the vertical distribution of phytoplankton in a shallow equatorial lake (Lake George, Uganda).—“J. Ecol.”, 1974, vol. 62, p. 611—629.
19. Gunf G. G. Ecological stability in a shallow equatorial lake (Lake George, Uganda).—“Proc. R. Soc. Lond. B.”, 1973, vol. 184, p. 321—346.
20. Gerloff G. C., Fitzgerald G. P. & Scoog F. The mineral nutrition of *Microcystis aeruginosa*.—“Am. J. Bot.”, 1952, vol. 39, p. 26—32.
21. Gerloff G. C. & Scoog F. Cell contents of nitrogen and phosphorus as a measure of their availability for growth of *Microcystis aeruginosa*.—“Ecology”, 1954, vol. 33, p. 348—353.
22. Gerloff G. C. Availability of iron and manganese in Southern Wisconsin lakes for the growth of *Microcystis aeruginosa*.—“Ecology”, 1957, vol. 38, p. 551—556.
23. Gerloff G. C. & Scoog F. Nitrogen as a limiting factor for the growth of *Microcystis aeruginosa* in Southern Wisconsin lakes. —“Ecology”, 1957, vol. 38, p. 556—561.
24. Goldman C. R. Eutrophication of Lake Tahoe, emphasizing water quality. EPA-660/3-74-034. Nat. Envir. Res. Center, Corvallis, Oregon, 1974.
25. Lack T. J. & Lund J. W. G. Observations and experiments on the phytoplankton of Blelham Tarn, English Lake District.—“Fresh-water Biology”, 1974, vol. 4, p. 399—415.
26. Lund J. W. G. Preliminary observations on the use of large experimental tubes in lakes.—“Verh. Int. Verein. Theor. Angew. Limnol.”, 1971, vol. 18, p. 71—77.
27. Lund J. W. G. The use of large experimental tubes in lakes.—In: The Effects of Storage on Water Quality. Water Research Centre, Medmenham and Stevenage England, 1975, p. 291—311.
28. Lund J. W. G., Jaworski G. H. M. & Butterwick C. Algal bioassay of water from Blelham Tarn, English Lake District and the growth of plankton diatoms.—“Arch. Hydrobiol. Suppl. 49. Algological Studies”, 1975, vol. 14, p. 49—69.
29. Mortimer C. H. Modelling of lakes as physiochemical systems — present limitations and needs.—In: Nihoul J. C. G. Modelling of Marine Systems. Elsevier Oceanographic Series 10. Amsterdam, 1975, p. 217—232.
30. Reynolds C. S. & Rogers D. A. Seasonal variations in the vertical distribution and buoyancy of *Microcystis aeruginosa* Kuetz. emend. Elenkin, in Rostherne Mere, England.—“Hydrobiologia”, 1976, vol. 48, p. 17—25.
31. Reynolds C. S. & Walsby A. E. Water-blooms.—“Biol. Rev.”, 1975, vol. 50, p. 437—481.
32. Ridley J. E. The biology and management of eutrophic reservoirs.—“Proc. Soc. Water Treat. Exam.”, 1970, vol. 19, p. 374—399.
33. Rigler F. H. A dynamic view of the phosphorus cycle in lakes.—In: Griffiths E. J., Beeton A., Spencer J. M. & Mitchell D. T. Environmental Phosphorus Handbook. New York, 1972, p. 539—571.
34. Rodhe W. Crystallization of eutrophication concepts in northern Europe, pp. 50—64 in Rohlich, 1969 (Q. V.).
35. Rohlich G. A. Eutrophication: Causes, Consequences, Correctives. Publ. 1700, Div. Biol. Agric. Sci. Nat. Res. Coun., Washington, 1969.
36. Shapiro J. Blue-green algae: why they become dominant.—“Science”, 1973, vol. 179, p. 382—384.
37. Schindler D. W. Experimental approaches to limnology — an overview.—“J. Fish. Res. Bd. Can.”, 1973, vol. 30, p. 1409—1413.
38. Schindler D. W., Kling H., Schmidt R. V., Prokopowich J., Frost V. E., Reid R. A. & Capel M. Eutrophication of Lake 227 by addition of phosphate and nitrate: the second, third and fourth years of environment 1970, 1971 and 1972.—“J. Fish. Res. Bd. Can.”, 1973, vol. 30, p. 1415—1440.

39. Shilo M. Factors involved in dynamics of algal blooms in nature.— In: Dobben W. H. van & Lowe, McConnell R. H. *Unifying Concepts in Ecology*. The Hague, 1975, p. 127—132.
40. Skulberg O. M. Observation and monitoring of water quality by use of experimental biological methods.— "Verh. Int. Verein. Theor. Angew. Limnol.", 1975, vol. 19, p. 2053—2063.
41. Stanier R. Y., Kunisawa R., Mandel M. & Cohen-Bazaire G. Purification and properties of unicellular blue-green algae (Order Chlorococcales).— "Bact. Rev.", 1971, vol. 35, p. 171—205.
42. Steel J. A. The application of fundamental limnological research in water supply systems design and management. Symp. Zool. Soc. London, 1972, N 29, p. 41—67.
43. Steel J. A. The management of Thames Valley reservoirs.— In: *The Effects of Storage, on Water Quality*. Water Research Centre, Medmenham and Stevenage, England, 1975, p. 371—419.
44. Strickland J. D. H. & Parsons T. R. A manual of sea-water analysis.— "Bull. Fish. Res. Bd. Can.", 1960, vol. 125.
45. Stumm W. The role of phosphorus in eutrophication.— In: Mitchell R. *Water Pollution Microbiology*. New York. J. Wiley and Sons, 1972, p. 11—39.
46. Talling J. F. Primary production of fresh-water microphytes.— In: Cooper J. P. *Photosynthesis and Productivity in Different Environments*. Cambridge Univ. Press, 1975, p. 225—247.
47. Talling J. F., Wood R. B. Prosser M. V. & Baxter R. M. The upper limit of photosynthetic productivity by phytoplankton: Evidence from Ethiopian soda lakes.— "Fresh-water Biology", 1973, vol. 3, p. 53—76.
48. Toerien D. F., Hyman K. L. & Bruwer M. J. A preliminary trophic status classification of some South African impoundments.— "Water Sth. Africa", 1975, vol. 1, p. 15—23.
49. Vanderhoef L. N., Leibson P. J., Musil R. J. & Huang C.-Y., Fiehweg R. E., Williams J. W., Wackwitz D. L. & Mason K. T. Diurnal variations in algal acetilene reduction (nitrogen fixation) in situ.— "Pl. Physiol. Wash.", 1975, vol. 55, p. 273—276.
50. Vollenweider R. A. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. Organisation for economic co-operation and development. Paris, 1968.

ПРОЕКТ УНИФИЦИРОВАННОЙ СИСТЕМЫ ДЛЯ ХАРАКТЕРИСТИКИ КОНТИНЕНТАЛЬНЫХ ВОДОЕМОВ И ВОДОТОКОВ И ЕЕ ПРИМЕНЕНИЕ ДЛЯ АНАЛИЗА КАЧЕСТВА ВОД

В. Н. Жукинский, О. П. Оксюк, Я. Я. Цееб, В. Б. Георгиевский

Институт гидробиологии АН УССР, СССР

Внутренние водоемы и водотоки СССР, как и любой другой большой страны, отличаются большим разнообразием по величинам основных гидрологических показателей, по гидрохимическим и гидробиологическим характеристикам, по степени эвтрофирования и промышленно-коммунального загрязнения. Чтобы объективно оценивать, контролировать, прогнозировать санитарно-биологическое состояние и биопродуктивность водоемов и водотоков и в конечном счете оптимально эксплуатировать их водные и биологические ресурсы, необходимо многообразные данные, полученные для огромного множества крупных и мелких водных объектов, привести в стройную систему. Эта системная характеристика, по нашему мнению, должна отвечать следующим требованиям:

1. Быть теоретически обоснованной. Водоемы и водотоки должны рассматриваться как составные части единой биосферы.

2. Быть универсальной. Охватывать не только крупные регионы и страны, но и континенты. Позволять описывать и сравнивать характеристики однотипных водоемов и водотоков разных частей мира.

3. Включать в себя или учитывать наиболее удачные частные системы классификации, в первую очередь апробированные временем и опытом использования (быть синтетической системой).

4. Соединять в себе качественные и количественные, а также частные и общие характеристики водоемов и водотоков. Быть пригодной как для фундаментального научного описания водных экосистем, так и для прагматических целей. В практическом отношении система должна позволять оценивать не только качество воды и загрязненность водных объектов, но и потенциальные возможности регулирования процессов формирования качества воды и повышения биопродуктивности (рыбопродукция, запасы водорослей и макрофитов, промысловых беспозвоночных и т. п.).

5. Быть пригодной для машинной формализации, иметь достаточно большую информативную емкость и гибкость, позволяющие дополнять и уточнять характеристики водоемов и водотоков, в дальнейшем быть приспособленной для классификации комплексных характеристик путем их обработки математическими методами.

Только при этих условиях рассматриваемая система может предлагаться в качестве основы проекта унифицированной системы гидрологической, гидрохимической и гидробиологической характеристик водоемов и водотоков. В случае одобрения и постепенного усовершенствования эта система может стать достаточно долговечной, отвечать современным и будущим научным практическим потребностям.

Настоятельная потребность в такой системе назрела. Об этом в международном плане прямо или косвенно свидетельствуют задачи и итоги МБП, программа GEMS (Global Environmental Monitoring system), в национальных масштабах — разработка государственного стандарта «Охрана природы. Гидросфера. Классификация объектов водного фонда» в СССР, организация и совершенствование биомониторинга гидросферы в США, Великобритании, СССР и других странах. Однако к настоящему времени подобная система еще не создана. Существующие системы классификации водоемов и водотоков при всех их достоинствах не являются универсальными.

В основу предлагаемой нами системы положено представление о водоемах и водотоках (с их водосборными площадями), как целостных экосистемах, функционирование которых определяет ход биопродукционных процессов и формирование качества воды, в том числе под воздействием антропогенного фактора.

Поскольку обстоятельная характеристика экосистем крупных водоемов и водотоков как целого невозможна без характеристики их составных частей, то на первый план нами ставится системное описание именно отдельных наиболее характерных участков водоемов и водотоков с их населением и жизнью. В данном случае мы рассматриваем как элементарные сообщества (community minor), привязанные к соответствующим биотопам и имеющим пространственную и временную организацию. Водоемы же и водотоки в целом, включая их водосборную площадь, рассматриваются нами как биотопы основного сообщества (community major), образующие крупные независимые водные экосистемы. При этом мы исходим из того, что на современном уровне развития биогидроценологии, в водоемах и водотоках, как правило, не очерчены экологические границы даже дискретных сообществ и их биотопов. Поэтому, строго говоря, исходной характеристикой достаточно продолжительное время будет не характеристика оконтуренной элементарной экосистемы, а характеристика абиотических и биотических ее компонентов в районе более или менее удачно выбранной станции наблюдения. Удачность выбора станции наблюдения на первом этапе изучения экосистемы будет зависеть как от обоснованности

территориального распределения сети станций, от интуиции исследователей, так и от случайных факторов. В то же время именно сбор систематических сведений на станциях наблюдения для характеристики водных экосистем позволит уточнить границы элементарных дискретных сообществ и проводить градиентный анализ сообществ-континуумов.

В первую очередь необходима гидрологическая характеристика биотопов водоемов и водотоков (табл. 1).

Отнесение водоема или водотока к определенной категории (реки, каналы, водохранилища, озера и эстуарии), а также его характеристика по неизменным величинам (длина водотоков, площадь водоемов) сразу же вносит организованность в процесс получения информации: исключает одни и усиливает вероятность других гидрохимических и гидробиологических характеристик. Все остальные гидрологические показатели (глубина, расход воды и водообмен, скорость течения, прозрачность и температура воды) — изменчивые величины, зависящие от климатических условий и режима эксплуатации водоемов и водотоков. Именно они являются важнейшими экологическими факторами, подлежащими регистрации на станциях наблюдения на протяжении вегетационного сезона.

Гидрологическая характеристика может быть в будущем дополнена другими показателями, например интенсивностью солнечной радиации.

Основной принцип построения табл. 1 и следующих пяти таблиц — разделение диапазона величин каждого из основных показателей (от минимальных до известных максимальных) на девять градаций, имеющих как порядковые номера, так и соответствующие наименования. Весь диапазон величин градуируется в большинстве случаев неравномерно. Важной особенностью таблиц является то, что величины, относящиеся к одной градации, не скоррелированы между собой, независимы друг от друга и поэтому несопоставимы между собой. Установление корреляций между любыми показателями таблиц отнесено на второй этап анализа комплексных характеристик после их получения.

Сведение большого числа конкретных значений величин только к девяти возможным градациям упрощает количественную характеристику водоемов и водотоков по гидрологическим показателям, а также по гидрохимическим и гидробиологическим показателям, позволяет записать их в виде буквенно-цифровых или только цифровых кодов и матриц.

Гидрохимическая характеристика водоемов и водотоков (табл. 2) представляет комбинацию качественных и количественных показателей и состоит из трех отдельных систем. Первые две общеизвестны. Это международная система классификации природных вод по общей солености, принятая в 1958 г. на симпозиуме по классификации солоноватых вод в Венеции [53], и прекрасная классификация природных вод по ионному составу солей,

Гидробиологическая характеристика биотопов водое

№ п/п	Градация величин	Реки (Р)					
		длина L км	глубина H м	расход воды Q м³/с	скорость течения V м/с	прозрач- ность P м	темпе- ратура T °C
1	Наименьшая	<25	<0,5	<1	<0,05	<0,05	<5
2	Очень малая	25—50	0,5—1,0	1—10	0,05—0,1	0,05—0,1	5—8
3	Малая	50—100	1—2	10—50	0,1—0,2	0,1—0,5	8—12
4	Ниже средней	100—500	2—5	50—100	0,2—0,3	0,5—1,0	12—15
5	Средняя	500—1000	5—10	100—500	0,3—0,5	1—2	15—18
6	Выше средней	1000—1500	10—15	500—1000	0,5—0,7	2—3	18—20
7	Большая	1500—2000	15—20	1000—5000	0,7—1,0	3—4	20—22
8	Очень большая	2000—2500	20—30	5000—10 000	1,0—5,0	4—5	22—25
9	Наибольшая	>2500	>30	>10 000	>5,0	>5	>25

№ п/п	Градация величин	Водохранилища (В)			Озера		
		скорость течения V м/с	прозрач- ность P м	темпера- тура T °C	площадь S км²	глубина H м	скорость течения V м/с
1	Наименьшая	<0,05	<0,05	<5	<1	<0,5	<0,05
2	Очень малая	0,05—0,1	0,05—0,1	5—8	1—10	0,5—1,0	0,05—0,1
3	Малая	0,1—0,2	0,1—0,5	8—12	10—50	1—5	0,1—0,2
4	Ниже средней	0,2—0,3	0,5—1,0	12—15	50—100	5—10	0,2—0,3
5	Средняя	0,3—0,4	1,0—2,0	15—18	100—500	10—50	0,3—0,4
6	Выше средней	0,4—0,5	2,0—3,0	18—20	500—1000	50—100	0,4—0,5
7	Большая	0,5—1,0	3,0—4,0	20—22	1000—5000	100—500	0,5—1,0
8	Очень большая	1,0—2,0	4,0—5,0	22—25	5000—10 000	500—1000	1,0—2,0
9	Наибольшая	>2,0	>5,0	>25	>10 000	>1000	>2,0

разработанная О. А. Алекиным [1, 2] в 1946 г., широко применяемая в СССР.

Однако гидрохимическая классификация гидросферы не исчерпывается этими двумя необходимыми, взаимодополняющими системами. Она должна быть дополнена системой количественной характеристики воды и донных отложений по содержанию биогенных элементов, органического вещества, растворенных в воде газов и по физико-химическим свойствам воды. Именно эти весьма нестабильные компоненты природных вод определяют разнообразие экосистем, являясь в то же время в определенной мере их производными. Диапазон каждой из величин определен по максимальным их значениям, найденным в советской научной литературе, по преимуществу в трудах сотрудников Института гидробиологии АН УССР. Это объясняется не только доступностью материалов и хорошей гидрохимической изученностью Украины, но и тем обстоятельством, что все показатели системы 3 (табл. 2) характеризуют уровень трофности водоемов, который на Украине весьма высок. Это однако не исключает пересмотра диапазона и градаций любого

Таблица 1

мов и водотоков (среднее за вегетационный период)

Каналы (К)					Водохранилища (В)		
длина об- щая L км	расход воды Q м ³ /с	скорость течения V м/с	прозрач- ность P м	темпера- тура T °С	площадь S км ²	глубина H м	водообмен K , число раз в году
<1	$<0,5$	$<0,05$	$<0,05$	<5	<1	<1	<1
1—5	0,5—1,0	0,05—0,1	0,05—0,1	5—8	1—10	1—5	1—2
5—10	1—5	0,1—0,2	0,1—0,2	8—12	10—50	5—10	2—4
10—50	5—10	0,2—0,3	0,2—0,3	12—15	50—100	10—15	4—8
50—100	10—50	0,3—0,5	0,3—0,5	15—18	100—250	15—20	8—12
100—250	50—100	0,5—0,7	0,5—0,8	18—20	250—500	20—25	12—16
250—500	100—500	0,7—1,0	0,8—1,0	20—22	500—1000	25—30	16—20
500—750	500—1000	1,0—5,0	1,0—1,5	22—25	1000—2500	30—40	20—24
>750	>1000	$>5,0$	$>1,5$	>25	>2500	>40	>24

(О)		Эстуарии (дельты, лиманы) (Э)				
прозрачность P м	темпера- тура T °С	глубина H м	расход воды Q м ³ /с	скорость течения V м/с	прозрач- ность P м	темпера- тура T °С
$<0,1$	<5	$<0,5$	<1	$<0,05$	$<0,05$	<5
0,1—0,5	5—8	0,5—1,0	1—10	0,05—0,1	0,05—0,1	5—8
0,5—1,0	8—12	1—2	10—50	0,1—0,2	0,1—0,5	8—12
1,0—3,0	12—15	2—5	50—100	0,2—0,3	0,5—1,0	12—15
3,0—5,0	15—18	5—10	100—500	0,3—0,5	1—2	15—18
5,0—8,0	18—20	10—15	500—1000	0,5—0,7	2—3	18—20
8,0—10,0	20—22	15—20	1000—5000	0,7—1,0	3—4	20—22
10,0—15,0	22—25	20—30	5000—10 000	1,0—5,0	4—5	22—25
$>15,0$	>25	>30	$>10 000$	$>5,0$	>5	>25

из ингредиентов, если в других районах и странах будут найдены более высокие значения максимальных величин, встречающиеся в естественных условиях.

Труднее формализовать в количественных шкалах показатели, характеризующие водные сообщества, сложные по видовому разнообразию, трофической структуре и роли каждого из их компонентов в круговороте веществ. Очень важно избрать правильный принцип условного расчленения сообществ на составные части, а также универсальный показатель для сравнительной характеристики различных группировок гидробионтов. В первом случае мы присоединились к мнению В. Д. Федорова [49] и разделили гидробиологические показатели на две категории — структурные и функциональные. Из категории структурных показателей мы ввели в систему гидробиологической характеристики водоемов и водотоков (табл. 3) такие показатели, как число видов, общая численность особей (клеток) и биомасса для фитопланктона, микрофитобентоса, зоопланктона, зообентоса и зоофитоса. В группировке макрофитов для гидробиологической характеристики использованы

процент зарастания площади мелководий и фитомасса, а в группировке бактериопланктон исключено число видов, обычно не учитываемое. Принимая во внимание, что биомасса отдельных группировок водных организмов часто оценивается не только по весу, но и по калорийности, мы для удобства против каждой из них поставили коэффициент калорийности. Необходимо также отметить, что удельная биомасса фитопланктона отнесена к единице объема воды (м^3), т. е. оценивается его средняя плотность. Между тем для характеристики фитопланктона как первичнопродукента требуется расчет его количества под единицей поверхности воды (м^2). Для перерасчета размерности биомассы фитопланктона в $\text{г}/\text{м}^3$ на $\text{г}/\text{м}^2$ достаточно воспользоваться данными о глубине на той же станции, где взяты пробы фитопланктона в столбе воды под 1 м^2 .

Поскольку одной из задач комплексной гидробиологической оценки водоемов и водотоков является выявление их потенциальной рыбопродуктивности, градации численности и биомассы даны раздельно для общего и мягкого зообентоса, учитывая, что мягкий зообентос почти целиком составляет корм промысловых рыб. Максимальные величины показателей (табл. 3) взяты из данных, хранящихся в фондах Института гидробиологии АН УССР и из литературных источников.

Для характеристики водных сообществ к категории функциональных показателей мы отнесли наиболее важные параметры отдельных звеньев пищевой цепи — от автотрофов первичнопродукентов до гетеротрофов-консументов высших трофических уровней (табл. 4). Этим преследуются две цели:

1) определить направление процессов формирования качества воды (эвтрофирование или самоочищение от избытка органических веществ) по соотношению показателей первичной продукции, с одной стороны, и первичной деструкции или суммарного рассеяния энергии, с другой. Это необходимо для регулирования качества воды в водоемах.

2) оценить потенциальную рыбопродуктивность (и любые другие резервы полезных гидробионтов) для рационального использования биологических ресурсов водоемов и водотоков.

В основу положены фундаментально обоснованные представления Г. Г. Винберга о биологическом круговороте и продукционном процессе в водоемах в энергетической трактовке, сформулированные им еще в 1934 г. [11—14]. Максимальные величины получены в результате обобщения работ, выполненных советскими гидробиологами по Международной биологической программе (МБП), в том числе украинскими гидробиологами на Киевском водохранилище. В табл. 4 оставлены незаполненными графы показателей сводного баланса энергии и расчета рыбопродуктивности экосистемы по той причине, что мы не располагаем материалами такого рода расчетов с достаточно большим разбросом величин. Смысловое значение этой части таблицы в том, чтобы привлечь внимание коллективов исследователей и хозяйственных организаций к необходимости планомерной научно-обоснованной оценки эксплуатируемых водоемов

Характеристика водных сообществ по функционально-энергетическим показателям основных группировок гидробионтов разных трофических уровней

Таблица 4

№ п/п	Градация величин	Фитопланктон (ФП)				Микрофитобентос (ФБ)				Макрофитобентос (МФ)						Бактериопланктон (БП)			
		первичная валовая продукция P ккал/(м ² · сут)	деструкция R ккал/(м ² · сут)	P/B коэффициент за сезон	A/R коэффициент за сутки	первичная валовая продукция P ккал/(м ² · сут)	деструкция суммарная R ккал/(м ² × 10 сут)	P/B -коэффициент за сезон	A/R -коэффициент	нитчатые водоросли (НВ)			высшие водные растения (ВР)			Продукция P ккал/м ²	P/B -коэффициент за сезон	траты на обмен R ккал/(м ² × сезон)	ассимилированная пища A ккал/(м ² × сезон)
										первичная продукция P ккал/(м ² × месяц)	деструкция R ккал/(м ² × месяц)	P/B -коэффициент за месяц	первичная продукция P ккал/(м ² × сезон)	деструкция R ккал/(м ² × сезон)	P/B -коэффициент за сезон				
1	Предельно низкая	<4	<5	<15	<0,25	<1	<0,7	<5	<1	<300	<60	<0,5	150	<35	<1,12	<100	<30	<150	<250
2	Очень низкая	4—8	5—10	15—30	0,25—0,50	1—2	0,7—1,4	5—10	1—2	300—600	60—120	0,5—1,0	150—300	35—70	1,12—1,13	100—200	30—40	150—300	250—500
3	Низкая	8—12	10—15	30—45	0,50—0,75	2—3	1,4—2,1	10—15	2—3	600—900	120—180	1,0—1,5	300—450	70—105	1,13—1,14	200—300	40—50	300—450	500—750
4	Ниже средней	12—16	15—20	45—60	0,75—1,0	3—4	2,1—2,8	15—20	3—4	900—1200	180—240	1,5—2,0	450—600	105—140	1,14—1,15	300—400	50—60	450—600	750—1000
5	Средняя	16—20	20—25	60—75	1,00—1,25	4—5	2,8—3,5	20—25	4—5	1200—1500	240—300	2,0—2,5	600—750	140—175	1,15—1,16	400—500	60—70	600—750	1000—1250
6	Выше средней	20—24	25—30	75—90	1,25—1,50	5—6	3,5—4,2	25—30	5—6	1500—1800	300—360	2,5—3,0	750—900	175—210	1,16—1,17	500—600	70—80	750—900	1250—1500
7	Высокая	24—28	30—35	90—105	1,50—1,75	6—7	4,2—4,9	30—35	6—7	1800—2100	360—420	3,0—3,5	900—1050	210—245	1,17—1,18	600—700	80—90	900—1050	1500—1750
8	Очень высокая	28—32	35—40	105—120	1,75—2,00	7—8	4,9—5,6	35—40	7—8	2100—2400	420—480	3,5—4,0	1050—1200	245—280	1,18—1,19	700—800	90—100	1050—1200	1750—2000
9	Предельно высокая	>32	>40	>120	>2	>8	>5,6	>40	>8	>2400	>480	>4	>1200	>280	>1,19	>800	>100	>1200	>2000
	Максимальная	30,6 [14] <36	44,5 [44]	112 [14]	2,25 [44]	8,97 [15]	5,4 [15]	68 [15]	8,9 [15]	2486 [50]	496,8 [50]		1461 [11]	292,4 [11]		726	95	1170	1896

№ п/п	Градация величин	Зоопланктон ЗП				Зообентос ЗБ				Зоофитос ЗФ				Сводный баланс энергии и расчет рыбопродуктов, экосистемы за вегет. сезон				
		продукция P ккал/м ² мирные хищные	P/B -коэффи- циент за сезон	траты на обмен R ккал/(м ² × сезон)	ассимилиро- ванная пища A ккал/(м ² × сезон)	продукция P ккал/(см ² × сезон) мирные хищные	P/B -коэффи- циент за сезон	траты на обмен R ккал/(м ² × сезон)	ассимилиро- ванная энер- гия A ккал/(м ² × сезон)	продукция P ккал/кг ра- стений	P/B -коэффи- циент за сезон	траты на обмен R ккал/кг	ассимилиро- ванная пища A ккал/кг	рассеянная энергия траты на обмен R ккал/м ²	$A/ФП + A/ФБ$ ΣR	резерв ФП ФБ ФП ЗП ЗБ ккал/м ²	потенциальная рыбопродукция ккал/м ² кг/га	реальная рыбопродук- тивность кг/га % потенциала
1	Предельно низкая	<45 <7	<10 <4	<60 <10	<106 <15	<20 <1	<1,5 <3	<50 <1,5	<70 <2	<4	<1,5	<10	<15					
2	Очень низкая	45—60 7—14	10—15 4—8	60—120 10—20	100—200 15—30	20—40 1—2	1,5—3,0 3—6	50—100 1,5—3	70—140 2—4	4—8	1,5—3,0	10—20	15—40					
3	Низкая	90—135 14—21	15—20 8—12	120—180 20—30	200—300 30—45	40—60 2—3	3,0—4,5 6—9	100—150 3,0—4,5	140—210 4—6	8—12	3,0—4,5	20—30	30—45					
4	Ниже средней	135—180 21—28	20—25 12—16	180—240 30—40	300—400 45—60	60—80 3—4	4,5—6,0 9—12	150—200 4,5—6,0	210—280 6—8	12—16	4,5—6,0	30—40	45—60					
5	Средняя	180—225 28—35	25—30 16—20	240—300 40—50	400—500 60—75	80—100 4—5	6,0—7,5 12—15	200—250 6,0—7,5	280—350 8—10	16—20	6,0—7,5	40—50	60—75					
6	Выше средней	225—270 35—42	30—35 20—24	300—360 50—60	500—600 75—90	100—120 5—6	7,5—9,0 15—18	250—300 7,5—9,0	350—420 10—12	20—24	7,5—9,0	50—60	75—90					
7	Высокая	270—315 42—49	35—40 24—28	360—420 60—70	600—700 90—105	120—140 6—7	9,0—10,5 18—21	300—350 9,0—10,5	420—490 12—14	24—28	9,0—10,5	60—70	90—105					
8	Очень высокая	315—360 49—56	40—45 28—32	420—480 70—80	700—800 105—120	140—160 7—8	10,5—12,0 21—24	350—400 10,5—12,0	490—560 14—16	28—32	10,5—12,0	70—80	105—120					
9	Предельно высокая	>360 >56	>45 >32	>480 >80	>800 >120	>160 >8	>12,0 >24	>400 >12,0	>560 >16	>32	>12,0	>80	>120					
	Максимальная	346 53,6 [25]	49,7 31,0 [25]	519 80,6 [25]	865 134,4 [25]	170,4 7,1 [3]	12,8 25,0 [3]	371,1 11,7	532,4 13,0									

Таблица 5

Характеристика реального и потенциального качества вод по гидрохимическим, бактериологическим и гидробиологическим показателям

№ п/п	Градация величин	рН	NH ₄ , мг/л	NO ₂ , мг/л	PO ₄ , мг P/л	Растворенный кислород O ₂ , % насыщения	Перманганатная окисляемость ПО, мг O ₂ /л	Биохимическое потребление O ₂ , БПК ₅ , мг O ₂ /л	Численность				Биомасса		Индекс самоочищения: валовая продукция/суммарная деструкция планктона A/R	Биотический индекс качества вод (система Вудхиса) (БИ)						
									бактериопланктон (БП) млн. кл./мл	бактериальный индекс (БИ) тыс. кл./мл	кишечной палочки (КП) кл./мл	этерококков (ЭК) кл./мл	фитопланктон (сырой вес) БФП г/м	нитчатых водорослей ВРВ (сырой вес) кг/м ²		таксоны-индикаторы	количество видов-индикаторов	общее число присутствующих групп				
																		0-1	2-5	6-10	11-15	16
1	Предельно чистая	7,0-7,5	>0,02	>0,05	<0,002	>200	K <1	K <1	<0,5	<2,0	<5	<5	<1	<0,5	>2,0	Например: присутствуют нимфы веснянок	Больше одного вида Только один вид Больше одного вида Только один вид	—	6	7	8	9
2	Очень чистая	7,0-8,0	0,02-0,05	0,05-0,1	0,002-0,01	150-200	0 1-2 5	0 1-2 5	0,5-1,0	2-5	5-10	5-10	1-2,5	0,5-1	1,75-2,00			—	5	6	7	8
3	Чистая	6,5-8,0	0,05-0,1	0,1-0,2	0,01-0,03	100-150	2-3	2-3	1,0-1,5	5-10	10-50	10-50	2,5-10	1-3	1,50-1,75			—	4	5	6	7
4	Удовлетворительной чистоты	6,5-8,5	0,1-0,2	0,2-0,3	0,03-0,05	80-100	3-5	3-4	1,5-2,5	10-20	50-100	50-100	10-20	3-5	1,25-1,50			—	3	4	5	6
5	Слабо загрязненная	6,00-8,5	0,2-0,4	0,3-0,5	0,05-0,07	70-80	5-8	4-5	2,5-5,0	20-50	100-500	100-250	20-50	5-6	1,00-1,25	Больше одного вида Только один вид Все виды, которые указаны выше, отсутствуют	То же	3	4	5	6	7
6	Загрязненная	6,0-9,0	0,4-0,8	0,5-0,7	0,07-0,1	50-70	8-10	5-6	5-8	50-100	500-1000	250-500	50-100	6-7	0,75-1,00			2	3	4	5	6
7	Грязная	5,0-9,0	0,8-1,5	0,7-1,5	0,10-0,15	20-50	10-12	6-8	8-15	100-150	1000-5000	500-1000	100-500	7-8	0,50-0,75			1	2	3	4	5
8	Очень грязная	4,0-9,5	1,5-3,0	1,5-4,0	0,15-0,3	5-20	12-15	8-10	15-20	150-200	5000-10 000	1000-2000	500-1000	8-9	0,25-0,50	Присутствуют тубифициды и личинки хирономид	"	0	1	2	3	—
9	Предельно грязная	3-10	>3,0	>4,0	>0,3	<5	>15	>10	>20	>200	>10 000	>2000	>1000	9	<0,25							

Полиинградиентная гидрохимическая характеристика водоемов и водотоков

1. Международная система классификации природных вод по общей солености («Венецианская система»)

II. Классификация природных вод по преобладающим ионам и их соотношению (по О. А. Алексину)

[illegible]

III. Физико-химические показатели воды, содержание и состав растворенных газов, биогенных элементов, органического вещества (среднее за вегетационный период)

№ п/п	Гравитационная величина	Физико-химические свойства воды		Растворенные в воде газы		Биогенные элементы в воде					Органическое вещество						в дождевых отложениях		
		концентрация водородных ионов pH	цветность град. Col	O ₂ % насыщения	CO ₂ мг/л	NH ₃ мг/л	NO ₂ мг/л	PO ₄ мг/л	Fe мг/л	Si мг/л	в воде						органический азот (N _o), подлинный, % общего, мг O ₂ /л	органический азот (N _a), подлинный, % общего, мг O ₂ /л	органический фосфор (P _a), подлинный, % общего, мг P/100
											перманганатная окисляемость (ПО), мг O ₂ /л	бихроматная окисляемость (БО), мг O ₂ /л	органический углерод (C _o), мг C/л связанный общий	органический азот (N _b), мг N/л	органический фосфор (P _b), мг P/л	сумма нитратных и аммонийных азотов, 0,01 мм в грунте, % сухого веса			
1	Предельно низкая	<3,0	<5	<5	<0,5	<0,02	0,05	<0,002	<0,05	<0,1	<1,0	<4,0	<1,0 <2,0	<0,1	<0,005	<3	<2 <100	<3 <10	<3 <0,5
2	Очень низкая	3,0—4,0	5—10	5—20	0,5—3,0	0,02—0,05	0,05—0,1	0,002—0,01	0,05—0,10	0,1—0,5	1,0—2,0	4,0—6,0	1,0—2,5 2,0—5,0	0,1—0,2	0,005—0,01	3—4	2—4 100—200	3—5 10—50	3—5 0,5—1,0
3	Низкая	4,0—5,0	10—20	20—50	3,0—7,0	0,05—0,1	0,1—0,2	0,01—0,03	0,10—0,20	0,5—1,0	2,0—5,0	6,0—10,0	2,5—5,0 5,0—10,0	0,2—0,3	0,01—0,03	4—6	4—6 200—300	5—7 50—100	5—7 1—2
4	Ниже средней	5,0—7,0	20—40	50—70	7,0—10,0	0,1—0,2	0,2—0,3	0,03—0,05	0,20—0,30	1—2	5,0—7,0	10,0—20,0	5,0—8,0 10,0—16,0	0,3—0,5	0,03—0,05	6—10	6—10 300—400	7—10 100—200	7—10 2—3
5	Средняя	7,0—8,0	40—60	70—80	10,0—15,0	0,2—0,4	0,3—0,5	0,05—0,07	0,3—0,5	2—3	7,0—10,0	20,0—30,0	8,0—15,0 15,0—30,0	0,5—0,8	0,05—0,07	10—30	10—15 400—700	10—20 200—300	10—20 3—5
6	Выше средней	8,0—8,5	60—100	80—100	15,0—20,0	0,4—0,8	0,5—0,7	0,07—1,0	0,5—1,0	3—4	10—20	30,0—50,0	15,0—20,0 30,0—40,0	0,8—1,0	0,07—0,1	30—35	15—20 700—1000	20—40 300—400	20—30 5—10
7	Высокая	8,5—9,5	100—200	100—150	20—30	0,8—1,5	0,7—1,5	0,10—0,15	1,0—5,0	4—8	20—30	50—70	20,0—25,0 40,0—50,0	1,0—4,0	0,1—0,2	35—40	20—30 1000—3000	40—60 400—600	30—40 10—30
8	Очень высокая	9,5—10,0	200—300	150—200	30—50	1,5—5,0	1,5—4,0	0,15—0,3	5,0—10,0	8—12	30—40	70—100	25,0—30,0 50,0—60,0	4,8—8,0	0,2—0,4	40—50	30—40 3000—8000	60—80 600—800	40—60 30—40
9	Предельно высокая	>10,0	>300	>200	>50	>5,0	>4,0	>0,3	>10,0	>12	>40	>100	>30 >60	>8,0	>0,4	>50	>40 >8000	>80 >800	>60 >40
	Максимальная	3—10 и более [28], 9,9 [4]	300—350 [27, 56], 340 [47]	396 [26], 257—315 [27], 232—270 [4]	55,4 [19]	7,32 [27]	8,2—12,0 [27]	0,86—1,22 [27]	12,5 [50]	12,6, 20,8 [34]	72,2 [27], 49,9 [18]	140 [18], 129 [27]	40—200 [18]	10—55 [18]	0,5—4,8 [18]	60 [9]	50, 64 [32], 18 200—13 305 [32]	85 [32], 1087, 1901 [32]	70, 75 [32], 50; 79,9 [32]

Таблица 3

Гидробиологическая характеристика водоемов и водотоков по структурным показателям основных группировок гидробионтов (среднее за вегетационный период)

№ п/п	Градация величин	Фитопланктон (ФП)			Микрофитобентос (ФБ)			Макрофиты (МФ)			Бактериопланктон (БП)		Зоопланктон (ЗП)				Зообентос (ЗБ)		Зоофитос (ЗФ)		
		S число видов	N общая численность, тыс. кл/л	биомасса B г/м³ (1 г=0,8 ккал)	число видов	общая численность, млрд. кл/м³	биомасса B г/м³ (1 г=0,8 ккал)	число видов	коэффициент зарастания K (отношение плотных зарослей к единице площади) %	биомасса B кг/м² (1 г=0,4 ккал)	общая численность, млн. кл/мл	биомасса B г/м³ (1 г=1 ккал)	число видов	общая численность, тыс. экз/м³	биомасса B г/м³ (1 г=0,6 ккал)	число видов	общая численность, тыс. экз/м³	биомасса B г/м³ (1 г=0,4 ккал/кг)	число видов	общая численность, тыс. экз/м³	биомасса B г/м³ (1 г=0,4 ккал/кг)
1	Предельно низкая	1—10	<1	<0,001	1—10	<0,01	<0,01	1—2	>1	<0,01	<0,5	<0,25	<5	<5,0	<0,1	<5	$\frac{<0,5}{<1,0}$	$\frac{<0,1}{<1}$	<5	<0,1	<5
2	Очень низкая	10—50	1—10	0,001—0,01	10—50	0,01—0,05	0,01—0,05	2—5	1—5	0,01—0,05	0,5—1,0	0,25—0,5	5—25	5—10	0,1—0,5	5—10	$\frac{0,5—1,0}{1—2,5}$	$\frac{0,1—0,5}{1—5}$	5—10	0,1—0,25	5—10
3	Низкая	50—100	20—100	0,01—0,1	50—100	0,05—0,1	0,05—0,1	5—10	5—10	0,05—0,1	1,0—1,5	0,5—0,75	25—50	10—50	0,5—1,0	10—20	$\frac{1,0—2,5}{2,5—5,0}$	$\frac{0,5—1,0}{5—20}$	10—20	0,25—0,5	10—50
4	Ниже средней	100—250	100—1 000	0,1—1	100—250	0,1—1	0,1—1	10—25	10—20	0,1—0,5	1,5—2,5	0,75—1,25	50—100	50—250	1—5	20—30	$\frac{2,5—5,0}{5—10}$	$\frac{1,0—5,0}{20—100}$	30—30	0,5—1,0	50—100
5	Средняя	250—500	1 000—10 000	1—5	250—500	1—10	1—10	25—50	20—40	0,5—1,0	2,5—5,0	1,75—2,5	100—150	250—500	5—10	30—40	$\frac{5—10}{10—25}$	$\frac{5,0—25,0}{100—500}$	30—40	1,0—2,5	100—250
6	Выше средней	500—1000	10 000—50 000	5—10	500—1000	10—50	10—50	50—100	40—50	1—2,5	5,0—8,0	2,5—5,0	150—300	500—1000	10—25	40—60	$\frac{10—25}{25—50}$	$\frac{25—50}{500—1000}$	40—60	2,5—5,0	250—500
7	Высокая	1000—1500	50 000—100 000	10—50	1000—1500	50—100	50—100	100—200	50—70	2,5—5,0	8,0—15,0	5,0—8,0	300—500	1000—2500	25—50	60—100	$\frac{25—50}{50—100}$	$\frac{50—100}{1000—5000}$	60—100	5,0—10,0	500—1000
8	Очень высокая	1500—2000	100 000—500 000	50—500	1500—2000	100—500	100—500	200—300	70—90	5,0—10,0	15,0—25,0	8,0—12,0	500—800	2500—5000	50—100	100—200	$\frac{50—75}{100—150}$	$\frac{100—150}{5000—10 000}$	100—200	10,0—50,0	1000—2000
9	Предельно высокая	>2000	>500 000	>500	>2000	>500	>500	>300	>90	>10	>25	>12	>800	>5000	>100	>200	$\frac{>75}{>150}$	$\frac{>150}{>10 000}$	>200	>50,0	>2000
	Максимальная		15 000 000 [50]	1 500 [44] 5—10 кг в сыром весе [43]		3161 [50]	1509 [50]			9,6 [30] 13,0 [29]	>50,0 [50]			9185 [50]	262,2 [50]		$\frac{98}{168}$ [50]	$\frac{212}{17 000}$ [50]		133,4 [50]	2497 [50]

и водотоков по предлагаемой схеме с точки зрения возможности регулирования качества воды в них и выявления резервов повышения их рыбопродуктивности.

Таблица 5 составлена для сугубо практических целей — характеристики качества воды в водоемах и водотоках по гидрохимическим, бактериологическим и гидробиологическим показателям. Она составлена с учетом существующих систем оценки загрязненности естественных водоемов. По максимальным величинам показателей загрязнения и по их подбору предлагаемая нами таблица в наибольшей степени соответствует классификации А. А. Былинкиной, С. М. Драчева, А. И. Ицковой [10, 20] состояния водоемов и классификации Ж. П. Амбразене речных вод по степени загрязненности на основании микробиологических показателей [5]. В отличие от этих классификаций, мы расширили шкалу до девяти градаций, исключили одни и ввели некоторые новые показатели. Гидрохимическая часть характеристики (табл. 5), в отличие от классификации С. М. Драчева, нами дополнена показателями нитратов и фосфатов, очень важных факторов антропогенной эвтрофикации водоемов и водотоков. Бактериологическую часть характеристики по отношению к классификации Ж. П. Амбразене сократили до четырех наиболее характерных показателей.

Принципиально новой категорией показателей, вводимой нами в систему оценки загрязненности природных вод, являются гидробиологические показатели, характеризующие степень их трофности и указывающие на потенциальную возможность биологического загрязнения водоемов. Это отношение валовой первичной продукции к суммарной деструкции планктона, так называемый индекс самоочищения, высокие значения которого (более 1) характеризуют формирование хорошего качества воды, а низкие (менее 1), наоборот, — ухудшение качества воды. Развитие фитопланктона до $10\text{--}20\text{ г/м}^3$ способствует самоочищению водоемов и водотоков, а выше 20 г/м^3 связано с началом «цветения» воды, имеющим много отрицательных последствий для санитарно-биологического состояния водоемов и водотоков. Точно так же развитие нитчатых водорослей до $5\text{--}6\text{ кг/м}^2$ благоприятно для водоемов. В то же время чрезмерная фитомасса нитчатых водорослей при неблагоприятных ситуациях создаст угрозу сильно органического загрязнения мелководных участков в водоемах и водотоках.

В табл. 5 в качестве составной части помещена принципиальная схема биотического индекса по оценке качества вод, разработанная Ф. С. Вудивиссом [58]. Система Вудивисса широко применяется в Великобритании. Ее большим достоинством является комбинированный учет видового разнообразия и таксонов-индикаторов, преобразование качественных характеристик в количественные (баллы и индексы), чувствительность к загрязнениям невыясненного происхождения, простота в использовании. Недостатком системы является то обстоятельство, что набор таксонов-индикаторов ограничивается только зообентосом. Применение биотического индекса Вудивисса для глубоких водоемов и рек других регионов

требует нового подбора таксонов-индикаторов, которые, по-видимому, должны включать также представителей зоопланктона и других группировок гидробионтов. Поэтому в табл. 5 не заполнена графа «Таксоны-индикаторы». Чтобы система Вудивисса полностью вписалась в общую таблицу, мы ее несколько модифицировали: 10 градаций сократили до 9.

В табл. 6 дан пример буквенно-цифровой записи, характеризующей элементарную экосистему в районе условно взятой станции наблюдения на мелководье Киевского водохранилища в вегетационный сезон 1967 г.

Таблица 6

Унифицированная характеристика элементарной водной экосистемы на примере мелководий Киевского водохранилища (1967 г.) (буквенно-цифровая матрица)

$B \cdot S^{[7]} \cdot H^{[2]} \cdot K^{[5]} \cdot V^{[2]} \cdot П^{[7]} \cdot T^{[6]} \dots AГ \cdot C_I^{[Ca]} \cdot NH_4^{[6]} \cdot NO_3^{[3]} \cdot PO_4^{[7]} \cdot Fe^{[5]} \cdot Si^{[6]} \dots$
 $\dots pH^{[6]} \cdot CO_2^{[7]} \cdot O_2^{[6]} \cdot CO_2^{[3]} \cdot PO^{[5]}$
 $BO^{[6]} \cdot C_{B\frac{3}{4}} \cdot N_B^{[7]} \cdot P_B^{[4]} \cdot И^{[6]} \cdot C_{д\frac{5}{6}} \cdot N_{д\frac{7}{8}} \cdot P_{д\frac{4}{5}} \dots ФП \cdot S^{[5]} \cdot N^{[9]} \cdot B^{[7]} \cdot A^{[3]} \times$
 $\times R^{[2]} \cdot P/B^{[3]} A/R^{[6]} \dots$
 $ФБ \cdot S^{[5]} \cdot N^{[6]} \cdot B^{[7]} \cdot A^{[7]} \cdot R^{[5]} \cdot P/B^{[6]} \cdot A/R^{[2]} \dots МФ \cdot S^{[6]} \cdot K^{[7]} \cdot B^{[6]} \dots НВ \cdot P^{[6]} \times$
 $\times R^{[7]} \cdot P/B^{[5]} \dots$
 $ВР \cdot P^{[3]} \cdot R^{[4]} \cdot P/B^{[2]} \dots БП \cdot N^{[7]} \cdot B^{[8]} \cdot P^{[8]} \cdot P/B^{[8]} \cdot R^{[8]} \cdot A^{[8]} \dots ЗП \cdot S^{[5]} \cdot N^{[7]} \times$
 $\times B^{[6]} \cdot R^{[6]} \cdot P/B_{\frac{6}{3}} \cdot R_{\frac{7}{3}} \cdot A_{\frac{7}{5}} \dots ЗБ \cdot S^{[7]} \cdot N_{\frac{4}{4}} \cdot B_{\frac{6}{5}} \cdot P_{\frac{8}{4}} \cdot P/B_{\frac{3}{2}} \cdot R_{\frac{8}{5}} \cdot A_{\frac{8}{6}} \dots ЗФ \times$
 $\times S^{[6]} \cdot N^{[5]} \cdot B^{[3]} \cdot P^{[4]} \cdot P/B^{[3]} \cdot R^{[3]} \cdot A^{[4]} \dots$
 $pH^{[3]} \cdot NH_4^{[3]} \cdot NO_3^{[3]} \cdot PO_4^{[6]} \cdot O_2^{[3]} \cdot PO^{[8]} \cdot БПК_5^{[4]} \cdot N_{БП}^{[5]} \cdot N_{ГБ}^{[2]} \cdot N_{КП}^{[3]} \cdot N_{ЭК}^{[2]} \cdot B_{ФП}^{[4]} \cdot B_{НВ}^{[4]} \times$
 $\times A/R^{[4]} \cdot БИ^{[2]}$

Примечание. Буквенные обозначения соответствуют таковым в таблицах 1—5. Индекс в квадратных скобках — градации величин, точки — знак деления.

Буквенно-цифровой код легко читается, может быть полным и неполным и легко расширяться за счет введения новых показателей. При условии преобразования в цифровой, может быть обработан на ЭЦВМ.

Для машинной кодировки и обработки характеристика водоема может быть зашифрована по типу десятичной классификации. При этом строчки матрицы будут отображать табл. 1—5, а закон образования строчек будет отображать графы этих таблиц. Для записи строчек целесообразно использовать десятичную иерархию, принятую в УДК [36]. При этом могут оказаться удобными знаки УДК (приспособления, распространения, объединения, кавычки и т. д.). Целесообразность специальной проработки этого вопроса определится после обсуждения основной части проекта унифицированной системы для характеристики континентальных водоемов и водотоков.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Алекин О. А. К вопросу о химической классификации природных вод.— «Труды НИУ ГУГИС. Сер. 4», 1946. вып. 32.
2. Алекин О. А. Общая гидрохимия. Л., Гидрометеиздат, 1948.
3. Алимов А. Ф. Обзор исследований по биологической продуктивности донных животных в пресноводных водоемах Советского Союза (из итогов МПБ).— «Изв. АН СССР. Сер. биол.», 1975, № 1.
4. Алмазов А. М. Гидрохимия устьевых областей рек. К., 1962. Изд. АН УССР.
5. Амбразене Ж. П. Классифицирование речных вод по степени загрязненности на основе микробиологических показателей.— «Водные ресурсы», 1974, № 5.
6. Апполов Б. А. Учение о реках. М., Изд. МГУ, 1951.
7. Баранов И. В. Опыт биогидрохимической классификации водохранилищ Европейской части СССР.— «Изв. Госниорх», 1961, т. 50.
8. Баранов И. В. Лимнологические типы озер СССР. Л., Гидрометеиздат, 1962.
9. Буторин Н. В., Зимникова Н. А., Кудрин В. П. Донные отложения верхневолжских водохранилищ. Л., «Наука», 1975.
10. Былинкина А. А., Драчев С. М., Ицкова А. И. О приемах графического изображения аналитических данных о состоянии водоемов.— В кн.: Материалы 16-го Гидрохим. совещания. Новочеркасск, 1962.
11. Винберг Г. Г. Опыт изучения фотосинтеза и дыхания в водной массе озера. К вопросу о балансе органического вещества. Сообщение 1.— «Труды Лимнологической станции в Косине», 1934, вып. 18.
12. Винберг Г. Г. Первичная продукция водоемов. Минск, Изд. АН БССР, 1960.
13. Винберг Г. Г. Значение гидробиологии в решении водохозяйственных проблем.— «Гидробиол. журнал.», 1969, т. 5, № 4.
14. Винберг Г. Г. Особенности экосистем пресноводных водоемов (из итогов советских исследований по международной биологической программе).— «Изв. АН СССР. Сер. биол.», 1975, № 1.
15. Владимирова К. С. Первичная продукция донных фитомикроценозов Киевского водохранилища. В кн.: Киевское водохранилище. Киев, «Наукова думка», 1972.
16. Гусев А. Г. Охрана рыбохозяйственных водоемов от загрязнения. М., «Пищевая промышленность», 1975.
17. Дацко В. Г. Органическое вещество в водах южных морей СССР. М., Изд. АН СССР, 1959.
18. Денисова А. И. [и др.]. «Пятна цветения», нагонные массы, выбросы синезеленых водорослей и происходящие в них биологические процессы. В кн.: Цветение воды. Киев, «Наукова думка», 1968.
19. Денисова А. И. Растворенные газы, биогенные элементы и солевой состав Киевского водохранилища. В кн.: Киевское водохранилище. Киев, «Наукова думка», 1972.
20. Драчев С. М. Борьба с загрязнением рек, озер и водохранилищ промышленными и бытовыми стоками. М.—Л., «Наука», 1964.
21. Жадин В. И., Герд С. В. Реки, озера и водохранилища СССР. их фауна и флора. М., Учпедгиз РСФСР, 1961.
22. Жданова Г. А., Цееб Я. Я. Продукция зоопланктона Киевского водохранилища. В кн.: Киевское водохранилище. Киев, «Наукова думка», 1972.
23. Зернов С. А. Общая гидробиология. М.—Л., Биомедгиз, 1934.
24. Зимбалевская Л. Н. Зоофитос Киевского водохранилища, его сезонная динамика и продуктивность. Зоопланктон в зарослях водной растительности и его продуктивность. В кн.: Киевское водохранилище. Киев, «Наукова думка», 1972.
25. Иванова М. Б. Биолого-продукционные исследования зоопланктона в озерах и водохранилищах СССР (по итогам МБП).— «Изв. АН СССР. Сер. биол.», 1975, № 1.

26. Книпович Н. М. Гидробиология морей и солоноватых вод. М.—Л., 1938.
27. Коненко Г. Д. Гідрохімія ставків і малих водоймищ України. Київ, «Наукова думка», 1971.
28. Константинов А. С. Общая гидробиология. М., «Высшая школа», 1967.
29. Корелякова И. Л. Растительный покров мелководной зоны, продукция высшей растительности Киевского водохранилища. В кн.: Киевское водохранилище. Киев, «Наукова думка», 1972.
30. Костикова Л. Е. Нитчатые водоросли Киевского водохранилища. В кн.: Киевское водохранилище. Киев, «Наукова думка», 1972.
31. Лесников Л. А. Расширение систем сапробности и перенос экспериментальных данных на рыбохозяйственные водоемы.— В кн.: Формирование и контроль качества поверхностных вод. Вып. 1. Киев, «Наукова думка», 1975.
32. Майстренко Ю. Г. Органическое вещество воды и донных отложений рек и водоемов Украины. Киев, «Наукова думка», 1965.
33. Майстренко Ю. Г., Енаки Г. А. Органическое вещество воды и донных отложений Киевского водохранилища. В кн.: Киевское водохранилище. Киев, «Наукова думка», 1972.
34. Майстренко Ю. Г., Гак Д. З. Некоторые показатели качества воды Киевского водохранилища.— В кн.: Киевское водохранилище, Киев, «Наукова думка», 1972.
35. Макрушин А. В. Биологический анализ качества вод. Л., Изд. ЗИН, 1974.
36. Макрушин А. В. Возможности и роль биологического анализа в оценке степени загрязнения водоемов.— «Гидробиол. журнал», 1974, т. 10, № 2.
37. Марковский Ю. М. Фауна беспозвоночных низовьев рек Украины, условия ее существования и пути использования. Киев, Изд-во АН УССР, 1953.
38. Мяземте А., Райтвийр А. Классификация озер при помощи многомерного анализа.— В кн.: Основы биопродуктивности внутренних водоемов Прибалтики. Вильнюс. 1975.
39. Основные принципы прогнозирования качества воды в каналах и пути ограничения биологических помех. Киев. «Наукова думка», 1974, Авт.: О. П. Оксюк, О. Г. Кафтанникова, Г. Н. Олейник, Г. С. Белокоп, А. Д. Коненко.
40. Типизация каналов по гидробиологическим условиям формирования качества воды.— «Гидробиол. журнал», 1975, т. 11, № 5. Авт.: О. П. Оксюк, Г. Н. Олейник, О. Г. Кафтанникова, Г. С. Белокоп.
41. Оливари Г. А. Макрозообентос Киевского водохранилища. В кн.: Киевское водохранилище, Киев, «Наукова думка», 1972.
42. Пидгайко М. Л. Зоопланктон придунайских водоемов. Киев, Изд-во АН УССР, 1967.
43. Пидгайко М. Л. Прибрежный зоопланктон в условиях «цветения» воды в Кременчугском водохранилище.— «Гидробиол. журнал», 1969, т. 5, № 3.
44. Приймаченко А. Д. Фитопланктон, первичная продукция фитопланктона и деструкция органического вещества Киевского водохранилища.— В кн.: Киевское водохранилище. Киев, «Наукова думка», 1972.
45. Россолимо Л. Л. Очерки по географии внутренних вод СССР. Реки и озера. М., Учпедгиз РСФСР, 1952.
46. Россолимо Л. Л. Основы типизации озер и лимнологического районирования. В кн.: Накопление вещества в озерах. М., «Наука», 1964.
47. Скопинцев Б. А. Органическое вещество в природных водах.— «Тр. ГОИН», 1950, вып. 17 (29).
48. Универсальная десятичная классификация. М., Изд-во стандартов. 1970.
49. Федоров В. Д. Биологический мониторинг: обоснование, опыт организации.— «Гидробиол. журнал», 1975, т. 11, № 5.
50. Фонды Института гидробиологии АН УССР. Киев.
51. Цееб Я. Я. и др. Продукция сообществ водных организмов на разных трофических уровнях и биотический баланс Киевского водохранилища.— В кн.: Киевское водохранилище. Киев, «Наукова думка», 1972.

52. Продуктивность сообществ водных организмов Киевского водохранилища.— В кн.: Продукционно-биологические исследования экосистем пресных вод. Минск, Изд. БГУ, 1973. Авт.: Я. Я. Цееб, А. И. Денисова, А. Д. Приймаченко, К. С. Владимирова, Л. Н. Зимбалевская, Л. Е. Михайленко, Г. А. Енаки, Г. А. Жданова, А. И. Сергеев.

53. Final resolution of the Symposium of the classification of brackishwater. Venesia, 1959.

54. Hutchinson G. E. A treatise in limnology. Vol. 1. Geography, Physics, Chemistry. New York, J. Wiley and Sons, 1957.

55. Hutchinson G. E. A treatise in limnology. Vol. 2. Introduction to Lake Biology and the Limnoplankton. New York. J. Wiley and Sons, 1967.

56. Juday C., Birge E. The transparency, the color and the specific conductance of the lake water of N/E Wisconsin. Transact of the Wisconsin Academy Sc. 28—205, 1933.

57. Odum E. P. Fundamentals of ecology. 3rd Ed. Philadelphia—London—Toronto, W. B. Saunders Comp., 1971.

58. Woodiwiss F. S. The biological system of stream classification used by the Trent River Board.— "Chemistry and Industry", 1964.

БИОГЕННЫЕ ЭЛЕМЕНТЫ, ИХ ИСТОЧНИКИ И РОЛЬ В РЕЧНЫХ СИСТЕМАХ

М. Оуэнс

Уэльское национальное управление по вопросам регулирования воды,
Великобритания

ВВЕДЕНИЕ

Чтобы удовлетворить всевозрастающую потребность в воде для населения и промышленности, необходимо будет получать все больше воды из поверхностных источников, многие из которых, будучи сильно загрязнены, содержат воду посредственного и сомнительного качества. Поэтому прежде чем использовать такие воды, нужно принять меры по улучшению их качества. Одним из аспектов, вызывающих беспокойство в связи с загрязнением окружающей среды, является содержание биогенных элементов в воде. Вопрос этот возник потому, что обогащение, или эвтрофикация, речных и озерных вод биогенными веществами может привести к усиленному росту водорослей и макрофитов и соответствующим нарушениям в рыбном хозяйстве, к снижению потребительской ценности водоемов и ухудшению качества вод, изымаемых для водоснабжения.

В Великобритании при рассмотрении этого вопроса исходят из растущей необходимости получать питьевую воду из поверхностных источников и стремления повысить потребительскую ценность рек, каналов, озер и различных многоцелевых водохранилищ. Хотя обогащение биогенными элементами текучих вод обычно не вызывает неблагоприятных последствий, за исключением случаев, когда в реках наблюдается разрастание макрофитов и нитчатых водорослей (таких, как *Cladophora*) они возникают, когда такие реки впадают в озера или водохранилища или когда вода из них перекачивается в водохранилища. Если время пребывания воды в участках рек, благоприятных для роста водорослей, достаточно велико, может возникнуть цветение воды.

При разработке стратегии управления такими водоемами ответственная за это организация должна располагать ответами на следующие вопросы:

1. Какие биогенные элементы являются критическими?
2. При каких концентрациях они являются критическими?
3. Можно ли связать эти концентрации с поступлением биогенных элементов?
4. Каковы источники биогенных элементов?
5. Каково влияние биогенных элементов на рост водорослей и макрофитов?
6. Как влияют водоросли и макрофиты на качество воды, например на содержание растворенного кислорода и биогенных веществ?

В докладе делаются попытки ответить на некоторые из этих вопросов.

КРИТИЧЕСКИЕ БИОГЕННЫЕ ЭЛЕМЕНТЫ

Эвтрофикацию можно объяснить присутствием в воде химических веществ, необходимых для роста первичных продуцентов. В естественных водах этих химических веществ не хватает, но они имеются в изобилии в бытовых и в некоторых промышленных отходах, в отходах от животноводства. Уже изучались многие биогенные элементы, включая фосфор, азот, кремний, калий, двуокись углерода, микроэлементы, витамины и другие сложные органические вещества. Все они очень важны. Если не хватает какого-либо биогенного элемента, некоторые виды водной флоры погибнут, например диатомей при нехватке кремния, а другие, которым этот элемент не нужен, будут процветать. В некоторых озерах, водохранилищах и реках концентрации биогенных элементов настолько высоки, что развитие водорослей ограничивается светом. Следует также помнить, что некоторые промышленные и канализационные отходы содержат тяжелые металлы, такие, как ртуть, свинец, медь, цинк, хром, в концентрациях, при которых они токсичны для водорослей и макрофитов, и в этих случаях обогащение биогенными элементами может не привести к увеличению первичной продукции.

Особое внимание уделялось азоту, фосфору, кремнию и двуокиси углерода. Кремний важен только для роста диатомей, которые часто причиняют больше вреда при обработке вод, чем некоторые из так называемых вредных водорослей. Даже если вода богата, кроме кремния, и другими биогенными элементами, в весеннем цветении водорослей все равно будут преобладать диатомовые водоросли. Вполне вероятно, что с увеличением количеств других биогенных элементов диатомовое цветение будет усиленным и длительным при условии что кремния достаточно, количество падающего излучения не ограничено, а развившаяся популяция диатомей недостаточно велика, чтобы создать сильное затенение.

За последние годы было много споров об относительной роли фосфора, азота и углерода. Эти споры носят в основном академический характер и имеют малое практическое значение, так как вопрос заключается не в том, какой биогенный элемент ограничивает продукцию, а каким биогенным элементом можно наиболее

эффективно ограничивать рост продукции. Возможно, что углерод может ограничивать этот рост в системах, где в избытке имеются другие биогенные элементы, и в некоторых особых случаях, например в озерах с очень низкой щелочностью воды. Однако в большинстве озер, водохранилищ и рек более чем достаточно углерода, поступающего в воду из неорганических источников, из атмосферы и в результате бактериального разложения органических веществ.

На каждый атом использованного фосфора организму требуется около 16 атомов азота. Хотя в атмосфере имеются неограниченные запасы азота, только немногие группы организмов могут использовать его. Большинство растений и водорослей потребляют азот в виде нитрата, аммиака или аминсоединений. Как будет указано дальше, стоки с сельскохозяйственных угодий содержат достаточно азота в доступном для растений и водорослей виде. Отсюда во внутренних водах как в Великобритании, так и в других странах азот обычно присутствует в избытке (для водорослей), и попытки управлять эвтрофикацией путем удаления из стоков азота ни к чему не приведут. Однако в прибрежных водах продуктивность организмов можно ограничить недостатком азота, и, следовательно, контроль за его поступлением может иметь некоторую ценность при управлении эвтрофикацией.

Из практических соображений большая часть усилий при попытках управлять эвтрофикацией путем ограничения поступлений биогенных элементов была направлена на изучение фосфора. Причины этому следующие:

1) в олиготрофных водах фосфор присутствует лишь в незначительных концентрациях;

2) дренажные стоки содержат мало фосфора по сравнению с азотом;

3) дождевая вода содержит мало фосфора по сравнению с азотом;

4) в большинстве случаев основными источниками фосфора являются канализационные стоки и отходы животноводства;

5) удалять фосфор, по-видимому, дешевле и легче, чем азот;

6) концентрация фосфора в водоемах регулируется при помощи внутренних механизмов, которые обычно удаляют его из воды быстрее, чем азот или кремний. Это происходит потому, что фосфор образует нерастворимые соединения с алюминием, кальцием и железом и удаляется из воды осаждением. В некоторых водах именно этот механизм, а не рост водорослей, служит для удаления из толщи воды большей части фосфора.

КРИТИЧЕСКИЕ КОНЦЕНТРАЦИИ

Олиготрофными, мезотрофными и эвтрофными водами считаются воды, имеющие летом концентрации хлорофилла «а» соответственно 0,3—2,5, 1—15 и 5—140 мг/м³. Предположив, что хлорофилл «а» составляет 1% сухого веса водорослей, получаем, что

в переводе на сухой вес его вес равен соответственно 30—250, 100—1500 и 500—14 000 мг/м³. Фосфор и азот составляют соответственно 1 и 8% сухого веса водорослей, и следовательно, последний будет соответствовать следующим количествам азота и фосфора (в мг/м³):

Воды	Фосфор	Азот
Олиготрофные	0,3—2,5	2,4—20
Мезотрофные	1—15	8—120
Эвтрофные	5—140	40—1120

Для многих водорослей минимальное количество фосфора, необходимое на единицу объема клетки, колеблется от 0,2 до 0,6 мкг/мм³. Считается, что в водах, находящихся в стадии перехода от олиготрофного к эвтрофному состоянию, водоросли имеют плотность 10 000 мм³/м³, а концентрация фосфора, необходимая для продуцирования такого количества водорослей, будет составлять от 5 до 15 мг/м³.

Вода приобретает заметную окраску, когда концентрация хлорофилла «а» превышает 10 мг/м³, что соответствует использованию 10 мг/м³ фосфора и 80 мг/м³ азота.

На основании экологических наблюдений установлены такие концентрации фосфора и азота, превышение которых в воде озер и водохранилищ приводит к усиленному росту водорослей. Эти концентрации следующие: около 10 мг фосфора на 1 м³ и около 300 мг азота на 1 м³. В проточных реках могут допускаться несколько большие концентрации. Чтобы начался интенсивный рост *Cladophora* [5], необходимо, чтобы концентрация фосфора превысила 1 мг/м³. Эти данные подтверждают величины, полученные выше по содержанию хлорофилла при цветении воды.

Указание на то, какой элемент является критическим, может быть получено при рассмотрении соотношения присутствующих в воде азота и фосфора. Если величина этого соотношения превышает 16:1, тогда ограничивающим считается фосфор, если соотношение меньше, то — азот. Однако к таким широким обобщениям надо относиться с осторожностью, так как в канализационных стоках отношение азота и фосфора равно примерно 3:1. Хотя потенциально лимитирующим надо считать азот, другие факторы, такие, как самозатенение, начинают ограничивать рост первичного продукта намного раньше, чем азот.

Знать наличные концентрации биогенных элементов очень важно для понимания динамических связей между биогенными элементами и ростом водорослей и растений, когда речная вода непосредственно используется для питьевых целей. Однако если вода из реки перекачивается в накопительное водохранилище или когда река впадает в озеро, гораздо важнее бывает знать нагрузку, т. е. общее количество биогенных элементов. Чтобы получить

общее представление об относительной роли биогенных элементов, поступающих из различных источников в пределах водосбора, целесообразней рассматривать их соотношения, а не концентрации.

В качестве широкого обобщения можно сказать, что максимальное количество биомассы водорослей в озере или водохранилище связано с поступлением биогенных элементов специфическим образом и характерной для него сменой водорослей и находится в зависимости от климатических факторов. Эти представления служат основой для вывода о том, что переход от олиготрофного состояния воды к эвтрофному происходит в широких пределах критических нагрузок биогенными элементами и зависит от средней глубины озера. Эти нагрузки обычно выражаются на единицу поверхности озера. Исходя из данных, полученных для крупных озер Америки и Европы, были выведены ориентировочные величины допустимых и опасных нагрузок (табл. 1).

Таблица 1

Степени нагрузки азота и фосфора (г/м² площади озера в год)

Средняя глубина, м	Нагрузка			
	N	P	N	P
	допустимая до		опасная свыше	
5	1,0	0,07	2,0	0,13
10	1,5	1,10	3,0	0,20
50	4,0	0,25	8,0	0,50
100	6,0	0,40	12,0	0,80

Более поздние исследования 55 мелких озер (средняя глубина около 5 м) показали, что допустимая нагрузка азота и фосфора составляет соответственно 2,0 и 0,3 г, а критическая — соответственно 3,4 и 0,5 г/(м² · год). Эти значения для азота в два раза и для фосфора в четыре раза выше приведенных в табл. 1.

Соотношение между нагрузкой и средней глубиной водоема требует доработки включением других параметров (например, среднее время пребывания и внутренняя нагрузка). В одном из исследований в это соотношение была введена проточность путем нанесения на график нагрузки как функции от отношения средней глубины к времени пребывания воды (время пребывания воды — это объем озера, деленный на объем годового стока).

Это соотношение не включает биологического описания трофности воды. Было бы более показательным, если бы максимальное содержание хлорофилла «а», зарегистрированное в течение года, сопоставлялось с увеличением концентрации азота и фосфора, которое теоретически получилось бы при определенной нагрузке водоема биогенными элементами. На рис. 1 дан такой график для

некоторых водохранилищ и озер Великобритании с глубиной 7—13 м.

Другими показателями перехода от олиготрофного состояния водоема к эвтрофному являются скорость истощения кислорода в гипolimнионе, отношение продукции кислорода при фотосинтезе к кислороду, потребляемому сообществом при дыхании, прозрачность воды, отношение продукции к биомассе, биотесты роста во-

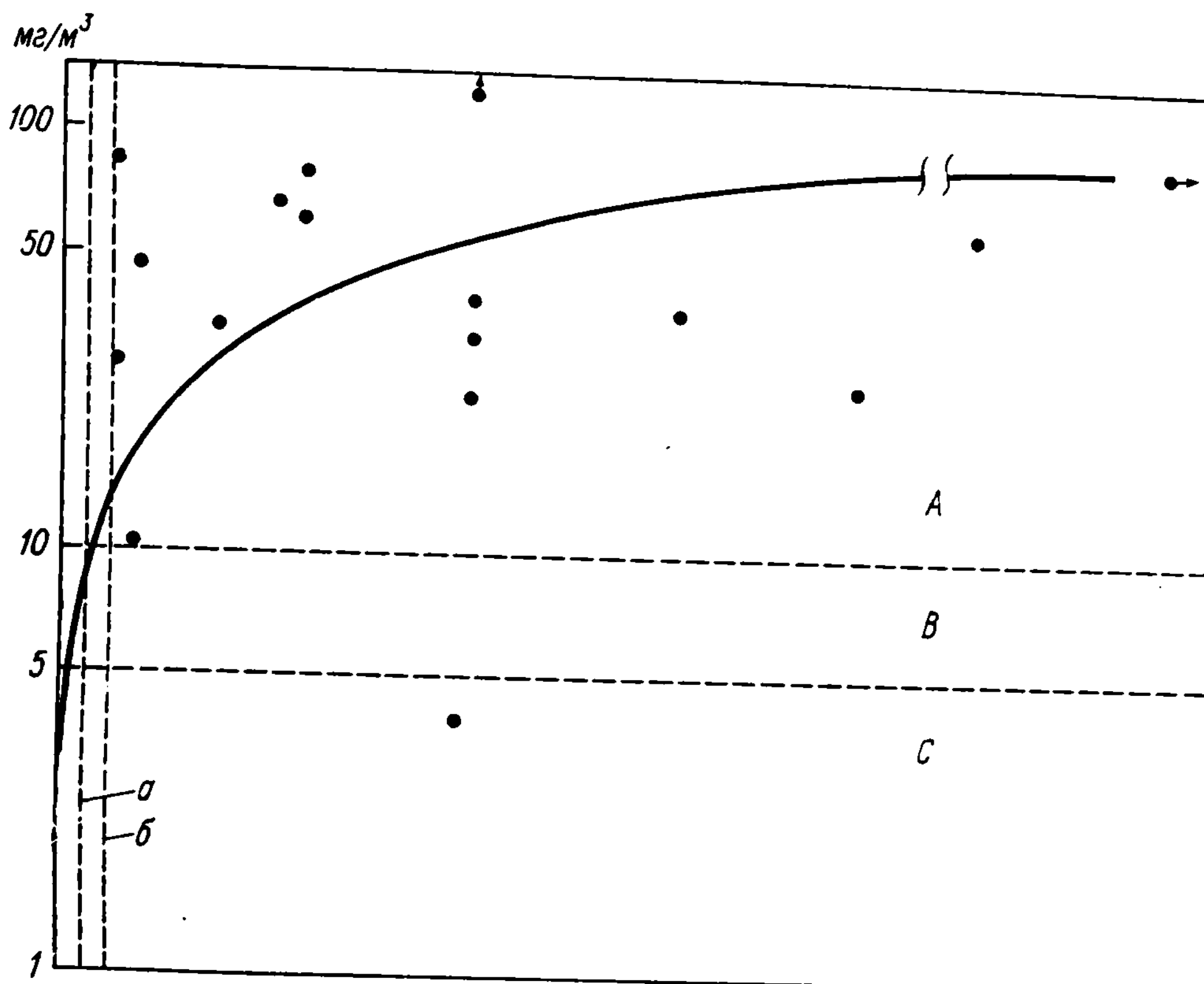


Рис. 1. Соотношение максимального количества хлорофилла «а» (мг/м^3) и нагрузки фосфора для рек и озер (средняя глубина 10 м).

Водоемы: А — эвтрофные, В — мезотрофные, С — олиготрофные. а — допустимая нагрузка для озер, б — опасная нагрузка для озер.

дорослей и их общая биомасса. Было также высказано мнение, что вода эвтрофна, когда отношение числа видов *Chlorococcales* к числу видов *Desmidiaceae* превышает 1. Более сложный вариант этого показателя основан на соотношении общего числа видов *Muxophyceae* и *Chlorococcales* диатомовых из группы *Centricae* и *Euglenophyta* к числу видов *Desmidiaceae*. Если эта величина менее 1, вода считается олиготрофной, если она колеблется от 1 до 5, то вода мезотрофна, а если она более 5, вода эвтрофна [7].

Недавно был разработан индекс трофности, основанный на семи показателях: первичной продукции, хлорофилле «а», общем содержании фосфора, общем содержании органического азота, показании диска Секки, удельной электропроводности и соотношении катионов ($\text{Na} + \text{K}$) и ($\text{Ca} + \text{Mg}$). Хотя абсолютной величине индекса

нельзя придать точного физического или биологического смысла, считается, что он является относительным количественным показателем трофности озера.

ИСТОЧНИКИ БИОГЕННЫХ ЭЛЕМЕНТОВ

Биогенные элементы поступают из разных источников внутри зоны водосбора. Их можно разделить на:

1) «рассеянные» (дождь, сток с сельскохозяйственных угодий и из городских районов, помет животных и птиц, опавшие листья, фиксация азота и разложение осадков и т. д.);

2) «точечные» (канализационные и промышленные стоки).

Рассеянные источники трудно оценить в количественном отношении и ими трудно управлять. Легче оценить величину точечных источников, и конечно их легче держать под контролем при решении проблем, вызванных эвтрофикацией. Изучение баланса биогенных элементов важно для оценки их доли, поступившей от сельскохозяйственных и городских стоков, дождя, с атмосферными осадками, из канализационных стоков, промышленных отходов. Эту долю можно оценить путем определения нагрузок от различных источников на определенном водосборе или использования опубликованных данных, полученных на других водосборах, и прогнозирования возможных концентраций биогенных элементов в реках и озерах.

В верховьях р. Грейт-Ауз (Великобритания) было обнаружено, что канализационные стоки, дающие основную массу всего транспортируемого рекой фосфора, доставляют незначительную часть общего количества азота, калия, кремния, хлоридов и сульфатов. Последние исследования в США и в Канаде подтверждают эти результаты.

Фосфор синтетических детергенов является значительной частью всего фосфора, содержащегося в канализационных стоках. Так, например, в Великобритании эта величина составляет 35—50%, а в Западной Европе и США — около 50%.

Количества фосфора и азота, поступающих от 1 человека в день, варьируют соответственно в пределах 2—5 и 5—18 г. Поступление этих биогенных элементов в водоемы зависит от многих факторов, таких, как степень, тип и эффективность очистки, питание населения, количество и качество разбавляющих стоки вод.

В Великобритании количества азота и фосфора, поступающих с суши, находятся соответственно в пределах 1—23 и 0,6—2,3 кгР/(га·год). Сходные данные получены в США, Швейцарии. Эта величина зависит от землепользования и больше от интенсивно обрабатываемых сельскохозяйственных угодий и меньше в ненарушенных лесных водосборах. Например, в Северной Швеции (севернее широты 60°) количества азота и фосфора, поступившие с водосбора, равнялись соответственно 1 и 0,03 кг/(га·год). В рай-

онах с большими площадями обрабатываемых земель поступление азота и фосфора составляло соответственно 9 и 0,5 кг/(га·год). В малообрабатываемых землях в Нижних Альпах в Швейцарии в год поступает 2,0 кг/га азота и 0,01 кг/га фосфора, а в обрабатываемых долинах — 20 кг/га азота и 0,4 кг/га фосфора.

Биогенные элементы, полученные с водосбора, представляют вещества, поступившие с дождем, пометом животных, удобрениями, в результате нитрификации в почве и эрозии почв. Трудно оценить размер поступлений от каждого из этих источников.

Большие количества биогенных элементов поставляют скотоводческие фермы, особенно если на сравнительно небольшой площади выращивается значительное количество животных. В табл. 2 приводятся зарегистрированные в Великобритании величины биогенных элементов, поступающих от животных, человека и искусственных удобрений.

Таблица 2

Источник поступлений	N	P	Общая численность	Общее количество т/год	
	кг/год			N	P
Корова	50	10	12×10^6	600×10^3	120×10^3
Свинья	20	44	8×10^6	160×10^3	352×10^3
Овца	10	2	16×10^6	160×10^3	320×10^3
Курица	0,4	0,1	120×10^6	48×10^3	48×10^3
Человек	4	1	55×10^6	220×10^3	220×10^3
Искусственные удобрения	—	—	—	800×10^3	—

Из табл. 2 видно, что потенциальные поступления азота от животных имеют такой же порядок величин, что и количество примененных азотных и фосфорных удобрений. Трудно определить, какая часть из этого количества действительно поступает в водотоки, но она может составлять значительный процент всего сельскохозяйственного стока с пастбищ, особенно в районах с интенсивным животноводством.

В Великобритании в среднем применяется 80 кг азотных и 30 кг фосфорных удобрений на гектар в год, причем на обрабатываемых землях удобрений применяется намного больше, чем на пастбищах. Попытки сравнить количество азота, поступившего с водосбора, с количеством внесенных азотных удобрений пока были не очень успешными. Однако при внесении удобрений существует опасность, что они будут вымываться из почвы за несколько недель до их использования растениями. Надо также помнить, что на культивируемых почвах активно идет процесс нитрификации, результатом которого является образование нитратного азота, который может быть вымыт. На некоторых сельскохозяйственных угодьях отмечалась нитрификация, равная 200 кг N/(га·год).

Фосфор в почве менее подвижен, чем нитратный азот, но тех небольших его количеств, которые вымываются из почвы, вполне достаточно для увеличения нагрузки на некоторые водоемы до критической и выше.

ВЛИЯНИЕ БИОГЕННЫХ ЭЛЕМЕНТОВ НА РОСТ ВОДОРΟΣЛЕЙ И МАКРОФИТОВ

Некоторые аспекты влияния биогенных элементов на рост водорослей в озерах и водохранилищах уже обсуждались в данном докладе. Поэтому в этом разделе рассматривается их влияние на рост растений в реках. В реках рост водорослей и макрофитов зависит от скорости потока, биогенных элементов и света.

Скорость течения имеет основное значение, поскольку она определяет характер субстрата и возможность закрепления макрофитов. От скорости течения также зависит, будут ли водоросли смываться с данного участка реки. В последнем случае концентрация биогенных элементов не имеет значения. При скорости течения более 0,5 м/с наблюдается лишь незначительный рост фитопланктона и макрофитов.

В крупных реках, если они не мутные и время пребывания воды достаточно велико, может наблюдаться значительный рост фитопланктона. В некоторых реках была найдена концентрация хлорофилла, достигавшая 300 мг/м³, что намного выше, чем в тех же водах в водохранилищах. В некоторых реках отмечался рост *Cladophora* в размере 5,0—75 г/м² сухого вещества. При этом биомасса достоверно положительно коррелировалась со среднегодовыми концентрациями фосфора, а не со средним годовым содержанием азота. При обследовании семи рек в Великобритании, где средняя годовая концентрация фосфора была менее 1 мг/л, было обнаружено лишь незначительное разрастание *Cladophora*.

В некоторых реках была зарегистрирована биомасса водных макрофитов до 700 г/м² сухого вещества. При этом было показано, что их рост обусловлен скорее доступностью света, чем питательных веществ.

Для рек трудно оценить влияние биогенных элементов на рост прикрепленных водорослей и макрофитов, так как биогенные элементы могут непрерывно поступать в растворенном виде вместе с протекающей водой или из субстрата. Хотя при сильном росте макрофитов содержание биогенных элементов в протекающей через них воде значительно снижается, их количества, необходимые для роста организмов, составляют лишь малую часть всех биогенных элементов, переносимых рекой. В Великобритании на одной реке на площади около 43 га обнаружено около 2000 т сырого веса вещества. Было подсчитано, что для такого интенсивного роста потребовалось только 5% фосфора и 20% азота, переносимых рекой. В Швеции было для небольшой реки подсчитано, что количества азота и фосфора, извлеченные растительностью, составляют соот-

ветственно менее 4 и 13% общего их количества, транспортированного рекой.

В общем, можно сказать, что в большинстве равнинных рек, особенно принимающих сельскохозяйственные и канализационные стоки, азот и фосфор присутствуют в концентрациях, значительно превышающих концентрации, необходимые для интенсивного роста макрофитов. Считается, что во многих реках годовой сток биогенных элементов в пять, а иногда и в 40 раз больше, чем их потребление растениями за год.

Попытка определить критические концентрации азота и фосфора привела к заключению, что 0,1 мг N/л и 0,02 мг P/л достаточно для оптимального роста многих водных растений. Эти концентрации обычно намного меньше, чем те, которые обнаруживаются в большей части рек.

Анализ тканей был предложен в качестве метода оценки наличия в воде азота и фосфора в количествах, необходимых для роста водных макрофитов. Минимальные концентрации азота и фосфора в тканях растений, достаточные для их максимального роста, составляли соответственно около 1,3 и 0,13% сухого вещества.

Фосфор довольно быстро удаляется из речной воды при ее прохождении вниз по течению. Первичным механизмом удаления фосфора, видимо, служит его ассимиляция фитопланктоном, перифитом, донными водорослями и водными макрофитами. В определенное время года, особенно в жесткой воде, где величина рН превышает 8,3, фосфор удаляется также путем осаждения фосфатов. Было показано, что это важный механизм удаления фосфора и из стоячих вод.

В реках и озерах существуют два основных процесса удаления окисленного азота из воды, а именно: поглощение азота водорослями и другими водными растениями и бактериальная денитрификация, причем последний способ часто играет наиболее важную роль при удалении нитратов из воды рек и озер. Превращение нитрата в газообразный азот происходит на границе между илом и водой, даже если лежащий выше слой воды насыщен кислородом. Была отмечена столь высокая скорость потери нитратов, как 0,8 г N/(м²·день). Удаление нитрата азота из рек благодаря денитрификации, как отмечалось, имеет такую же величину или на порядок выше, чем его поглощение растениями.

Удаляя из воды биогенные элементы, водоросли и водные макрофиты, кроме того, вызывают изменения в концентрациях растворенного кислорода и двуокиси углерода в результате фотосинтеза и дыхания, что оказывает значительное влияние на фауну. Предложены способы оценки фотосинтетической продукции кислорода речными водными растениями. Предлагались различные математические модели для прогнозирования влияния водных растений на распределение растворенного кислорода.

Для классификации водных экосистем применялось отношение количества кислорода, выделенного при фотосинтезе, к кислороду, использованному сообществом для дыхания (соотношение Ф/Д),

причем отклонение от единицы свидетельствует о дисбалансе. В озерах и реках с органическим загрязнением, если только органическое вещество относительно легко поддается биологическому окислению, это отношение будет меньше единицы. Отмечается, что в незагрязненных реках Великобритании отношение Ф/Д примерно равно единице, а в реках, сильно загрязненных канализационными стоками, оно составляет около 0,5. В реках и озерах, где продуктивность увеличилась из-за обогащения биогенными элементами, величина отношения будет больше единицы.

ВЫВОДЫ

Хотя довольно много известно о влиянии биогенных элементов на рост водорослей в озерах и водохранилищах, их влияние на рост водорослей и макрофитов в реках еще недостаточно хорошо изучено и понятно. Сейчас имеются данные, позволяющие составлять баланс биогенных элементов определенного водосбора, хотя составление таких балансов является значительным шагом вперед в усовершенствовании методов управления водными ресурсами, еще не определено точно, как они связаны с концентрацией биогенных элементов и ростом водорослей и макрофитов в принимающих стоки водах. Тем не менее такие исследования могут указать на возможное осложнение ситуации в реках, в которые поступают стоки.

Когда мы лучше поймем значение других, могущих быть лимитирующими, факторов, как, например, мутность, интенсивность света, выедание водорослей, тогда для управления качеством вод станет возможным использовать более разработанные сложные методы.

ОЦЕНКА СТЕПЕНИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОДОЕМОВ ПО ИНТЕГРАЛЬНЫМ ПОКАЗАТЕЛЯМ КАЧЕСТВА ВОДЫ

М. А. Снетков, В. А. Вавилин

Институт водных проблем АН СССР, СССР

Обычно состояние водного объекта (водной экосистемы) характеризуется многими гидрохимическими, гидрофизическими и гидробиологическими показателями. В то же время задачи непрерывного контроля за состоянием водоемов (качеством воды) предполагают упорядочение множества состояний каждого наблюдаемого водного объекта на основе сведения обширного набора показателей к одному или нескольким. Отметим, что построение «универсального» критерия качества воды вряд ли окажется возможным, поскольку утилитаризм сформулированной задачи и многоцелевой характер человеческой деятельности определяют поиски различных критериев качества воды, соответствующих различным видам водопользования и приведенных ниже в порядке убывания их строгости: экологических (природоохранительных), рыбохозяйственных, санитарно-питьевых, рекреационных, промышленных, ирригационных, ландшафтно-эстетических и т. д. Подобный подход развивается в работах [1—5]. То же самое относится и к ПДК (предельно допустимым концентрациям) — по сути дела упрощенным бинарным индексам, принимающим значения 0 и 1.

Приведем теперь формализованную постановку задачи, следуя работе [6]. Для построения индекса требуется:

1) установить набор и пределы изменения существенных переменных X_1, \dots, X_n , предварительно обдумав их шкалирование, и таким образом указать область $\Omega \subset R_n$ определения индекса;

2) выбрать множество K — область значений индекса (обычно R_k , $k \ll n$ или еще лучше $k=1$);

3) указать оператор $W: \Omega \rightarrow K$, сопоставляющий каждому состоянию водного объекта определенное значение индекса качества.

Известны успешные попытки решения всех трех задач аналитико-экспертным методом [1]. Но этот метод изначально субъективен и не решает проблемы полностью.

В гидробиологических исследованиях в качестве существенных переменных часто принимают оценки обилия (биомассы, численности, балльные оценки) видовых популяций индикаторных организмов, которым приписаны сапробные валентности и индикаторные веса или принадлежность к той или иной сапробной зоне. Из значения оценок обилия по формулам типа взвешенных средних находятся сапробные индексы, которые и принимаются в качестве показателей качества воды. Подробные сведения о различных системах сапробности, библиография и списки индикаторных организмов приведены в работах [7—11]. Ценность многих из разработанных индексов несомненна, но все они, по сути, приспособлены к характеристике вод лишь в одном отношении — по содержанию нетоксичного органического вещества — и потому не могут служить интегральными критериями. По-видимому, многообещающим путем к построению таких критериев является ответ на вспомогательные вопросы:

- а) выбор одного из трех объектов: экосистема ($i=1$), видовая популяция ($i=2$), организм определенного вида ($i=3$);
- б) определение множества E_i состояний выбранного объекта;
- в) решение подзадачи 1 и задание отображения $W_{1i}: \Omega \rightarrow E_i$, что делается с помощью регрессивного анализа опытных данных;
- г) решение задачи индексации выбранного объекта, включающее решение подзадачи 2, что приводит к построению отображения¹ $W_{2i}: E_i \rightarrow K_i$;
- д) решение подзадачи 3, т. е. получение композиции отображений W_{1i} и W_{2i} : $W_i = W_{2i}W_{1i}$, $W_i: \Omega_i \rightarrow K_i$. При $i=1$ имеем «природоохранный» критерий, при $i=2$ — например, рыбохозяйственный, при $i=3$ — по-видимому, санитарно-питьевой.

Перейдем к возможным решениям задачи для $i=1$. Все предложенные к настоящему времени экологические индексы используют в качестве области определения E_1 множество наборов оценок обилия (чаще всего численностей или биомасс) видовых популяций.

Индексы сравнения. Зафиксировав эталонное, «ненарушенное» состояние $e \in E_1$, имеем $\forall e \in E_1: I(e) = I(\tilde{e}, e)$. Предложены следующие индексы сравнения:

1. Коэффициент общности Жаккара (Jaccard)

$$I = \frac{c}{a + b} \cdot 100,$$

где c — число видов, общих для двух сравниваемых ценозов, a и b — соответственно число видов, обнаруженных в составе первого и второго ценозов.

2. Коэффициент общности видового состава Сёренсена (Sorensen)

$$I = \frac{2c}{a + b}.$$

¹ Построение отображения вместе с разрешением вспомогательной задачи б требует далеко идущих теоретических обобщений, особенно для $i=1$.

Ссылки на первоисточники и обсуждение возможностей применения указанных индексов см. в работах [12—14].

3. Коэффициент общности удельного обилия Вайнштейна--Шорыгина [15—16]

$$I = \sum_{i=1}^n V_{i \min}.$$

Суммирование производится по всем видам популяций, найденным в сравниваемых пробах, а $V_{i \min}$ — минимальное из удельных обилий вида i в первой и второй пробах. Вайнштейном же [17] предложена модификация этого индекса, с большей полнотой учитывающая как качественные, так и относительные количественные различия двух проб

$$I = \frac{c}{a + b - c} \cdot \sum_{i=1}^n V_{i \min}.$$

4. Коэффициент абсолютного видового сходства Константинова [14]

$$I = \frac{2 \sum_{i=1}^n X_{i \min}}{\sum_{i=1}^n X_{i1} + \sum_{i=1}^n X_{i2}}.$$

Суммирование производится по всем видам, найденным в сравниваемых пробах, X_{i1} и X_{i2} — оценки обилия вида i соответственно в первой и второй пробах, а $X_{i \min} = \min(X_{i1}, X_{i2})$. Может быть предложена модификация этого коэффициента, учитывающая как качественные, так и абсолютные количественные различия двух проб:

$$I = \frac{c}{a + b - c} \frac{2 \sum_{i=1}^n X_{i \min}}{\sum_{i=1}^n X_{i1} + \sum_{i=1}^n X_{i2}}.$$

Индексы видового обилия. Это — индексы, определяющиеся эмпирическими зависимостями числа видов в пробе S от количества особей N : $I = \frac{S}{\sqrt{N}}$ [18], $I = \frac{S-1}{\ln N}$ [19], $I = \frac{S-1}{N^2}$, $I = \frac{S-1}{N}$ [20], $I = S$ на 1000 особей [21].

Индексы разнообразия. 1. Индекс, идущий от работ Бриллюэна [19, 22],

$$I = 1,443 \ln \frac{N!}{n_1! n_2! \dots n_k!},$$

где k — число видов в пробе, $N = \sum_{i=1}^k n_i$ — число особей в пробе, n_i — численность вида i в пробе.

2. Индекс видового (при упрощенных подходах таксономического) разнообразия Шеннона—Маргалефа [19, 23—24]

$$H = - \sum_{i=1}^k p_i \log_2 p_i,$$

где $p_i = \frac{n_i}{N}$, или при замене численностей на соответствующие биомассы $p_i = \frac{B_i}{B}$ [25].

Множество экологических работ, использующих этот индекс, к настоящему времени стало практически необозримым, поэтому укажем лишь те из них, в которых он применен для регистрации неблагоприятных воздействий загрязнения на гидробиоценозы [26—30].

Индексы выровненности. Иначе эти индексы можно назвать индексами эквитабильности или, в дополнительном смысле, доминирования.

1. Показателем выровненности может служить параметр (или его логарифм) логарифмического ряда, якобы хорошо приближающего расположение видов по их численности [31].

2. Симпсоном [32] предложены следующие индексы: «показатель разнообразия»

$$I = \sum_{i=1}^k \frac{n_i (n_i - 1)}{N (N - 1)},$$

показатель доминирования

$$I = \sum_{i=1}^k \left(\frac{n_i}{N} \right)^2.$$

Последний индекс можно использовать в виде

$$I = \sum_{i=1}^k \left(\frac{B_i}{B} \right)^2.$$

3. Отношение

$$I = \frac{H}{\log_2 S} = \frac{H}{H_{\max}}$$

тоже используется в качестве индикатора выровненности [33].

4. Индекс избыточности (redundancy index) [29, 34, 65]

$$I = \frac{H_{\max} - H}{H_{\max} - H_{\min}},$$

где

$$H_{\min} = - \frac{N - k + 1}{N} \log_2 \frac{N - k + 1}{N} - (k - 1) \frac{1}{N} \log_2 \frac{1}{N}.$$

Таковы четыре группы экологических индексов. Если индексы сравнения стоят особняком, то индексы видового обилия, выров-

ненности и разнообразия связаны глубоким родством: феномен разнообразия интегрирует феномены обилия и выровненности, и неблагоприятное внешнее воздействие на экосистему обычно ведет к снижению разнообразия посредством либо обилия, либо выровненности, а чаще того и другого вместе [35].

Существенным обстоятельством является неспецифичность снижения показателей разнообразия по отношению к физической природе нарушающего воздействия, будь то токсическое, температурное или радиационное воздействие, введение в систему взвесей, легко окисляемого органического вещества, эвтрофикация, изменение солености и т. д. Это уже привело к широкому применению индекса H в практике контроля за состоянием водных экосистем и дает основания рекомендовать его в качестве регистратора предельно допустимых экологических сдвигов [1].

Системы, родственные сапробным. Среди систем оценки качества воды, родственных сапробным, в настоящее время имеются системы, учитывающие не только показательное значение тех или иных таксонов, но и таксономическое разнообразие, что делает их особенно перспективными. Важнейшими являются системы Чаттера [36] и Вудивисса [37].

Биотический индекс Чаттера, приспособленный к условиям текущих вод Южной Африки, существенным образом зависит от разнообразия и количественного обилия поденок семейства *Baetidae*, обычно приуроченных к чистым водам. Этот индекс, судя по работе Чаттера, весьма чувствителен и изменяется в широких пределах — от 0 до 10.

Система Вудивисса заслуживает особого упоминания потому, что для определения балла качества воды по Вудивиссу не требуется проводить количественной обработки проб, а при определении попавших в пробу организмов зачастую можно ограничиться выделением таксонов весьма высокого ранга.

Обе эти системы, несмотря на зависимость получаемых оценок от таксономического разнообразия, не обладают неспецифичностью индекса H и потому должны служить тем же целям, что и сапробные индексы. В то же время именно разработка неспецифических критериев, обладающих высокой чувствительностью и пригодных для выявления экосистемной нарушенности, представляет наибольший интерес.

Индексы экосистемной нарушенности. Стремление построить экологический индекс, использующий как можно большую информацию об экосистеме, с неизбежностью приводит к расширению толкования множества E_1 . Понимая, как много значит трофическая структура сообщества [38, 39], придадим множеству E_1 смысл множества ориентированных конечных графов, вершинам которых сопоставлены неотрицательные действительные числа, соответствующие измеряемым в единицах, имеющих размерность энергии, биомассам видовых популяций и количествам различных веществ, способных к биохимической трансформации. Ребрам графа соответствуют потоки энергии, в частности, трофические

связи, направленные от одной видовой популяции (группы веществ) к другой. На множестве E_1 зададим функционал

$$Q(e) = H(e) T(e),$$

где $H(e)$ — шенноновский индекс разнообразия, построенный по действительным числам, соответствующим вершинам, а $T(e)$ — множитель, характеризующий комбинаторную топологию графа $e \in E_1$. Предполагается, что трофическая структура сообщества может быть установлена одним из разработанных методов [40—

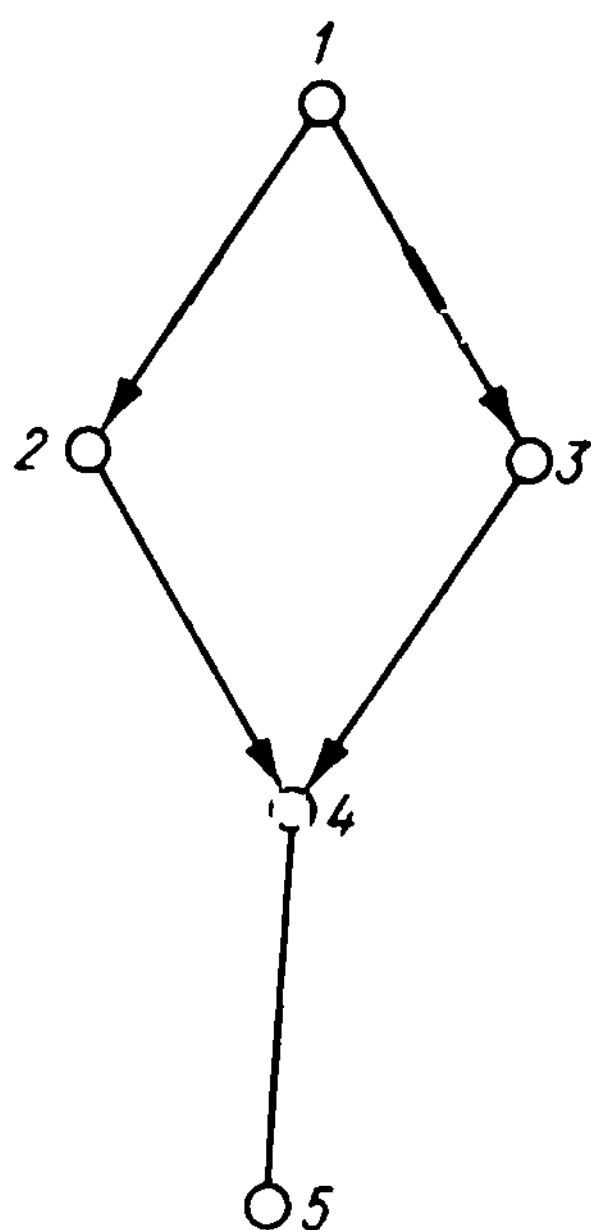


Рис. 1. Граф (e) для гипотетического сообщества.

$$A_1 = \begin{pmatrix} 0 & 1 & 1 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 1 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 1 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 1 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \end{pmatrix}, \quad \|A_1\| = 5.$$

$$A_2 = \begin{pmatrix} 0 & 0 & 0 & 2 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 1 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 1 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \end{pmatrix}, \quad \|A_2\| = 4.$$

$$A_3 = \begin{pmatrix} 0 & 0 & 0 & 0 & 2 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \end{pmatrix}, \quad \|A_3\| = 2.$$

$$T(e) = \sum_{j=1}^3 j \cdot \|A_j\| = 19.$$

44]. Множитель $T(e)$ положим равным $\sum_{j=1}^m j \|A_j\|$, где m — наибольшая из длин ориентированных цепей графа e , символ $\| \quad \|$ — сумма абсолютных величин элементов матрицы, $A_j (j=1, m)$ — матрицы, получаемые с помощью следующей индуктивной процедуры: A_1 — матрица смежности вершин графа e , $A_{k+1} = \tilde{A}_k A_1$, где \tilde{A}_k получена из A_k заменой всех диагональных элементов нулями (определения всех понятий см. в [45]). Таким образом, смысл множителя $T(e)$, призванного характеризовать «запутанность» графа e , — сумма длин всех ориентированных цепей графа e . Функционал $Q(e)$ предлагается в качестве неспецифического экосистемного показателя «бонитета» (~~организация экосистемы~~). Расчет $T(e)$ для гипотетического сообщества приведен в подписи к рис. 1. Отметим, что индикационные методы, основанные на

простых и наглядных представлениях теории графов, уже применяются, например, в гидрографии [46].

Следующим естественным шагом на пути расширения толкования множества E_1 является превращение каждого графа в двухполюсную сеть (полюс a — внешняя среда как источник энергии для автотрофов, полюс b — внешняя среда как приемник «теплого стока»)¹. Неотрицательные действительные числа также сопоставимы ребрам сети. Этим числам придадим смысл потоков энергии, выражаемых в единицах, имеющих размерность энергии в единицу времени. На множестве E_1 двухполюсных сетей зададим функционал

$$R(e)=H(e)+\frac{t}{T}e-\frac{t}{T}\sum_{j=1}^mH_j(e),$$

где $H(e)$ понимается так же, как выше, m — наибольшая из длин ориентированных цепей из сети e , $H_j(e)$ — шенноновский индекс разнообразия, построенный по мощностям всех ориентированных цепей длины j сети e (мощностью цепи назовем наименьшее из неотрицательных чисел, приписанных входящим в эту цепь ребрам), t — усредненное по всем вершинам, кроме полюсов, частное от деления числа, приписанного вершине, на сумму чисел, приписанных входящим в нее ребрам, T — то же, что и для выходящих ребер. Итак, показатель экосистемного бонитета $R(e)$ учитывает разнообразие, «запутанность» сети e , равномерность распределения потоков энергии, сбалансированность трофических звеньев. По-видимому, показатель $R(e)$ может найти применение только в рамках математических моделей экосистем. Целесообразность применения такого рода показателей подтверждается нижеследующей таблицей, в которой приведены результаты расчета H , H_1 , H_2 , H_3 , и H_4 по данным работы [47], где приводятся три полученных при моделировании состояния семикомпонентного сообщества (рис. 2 и 3).

Индекс	Сообщества при промышленном воздействии		
	слабом	оптимальном	излишне сильном
H	1,22 (100%)	1,20 (98,3%)	1,12 (92,1%)
H_1	1,47 (100%)	1,45 (98,8%)	1,14 (78,2%)
H_2	3,44 (100%)	2,64 (76,9%)	1,56 (45,4%)
H_3	2,97 (100%)	2,22 (74,9%)	1,77 (59,6%)
H_4	1,00 (100%)	0,59 (59%)	0,00 (00,0%)

Как видно из таблицы, индексы H_1 , H_2 , H_3 и H_4 ($m=4$) падают с ростом нагрузки быстрее, чем индекс H .

¹ Полюсам a и b не приписывается никаких чисел.

Все рассмотренные и предложенные для случая $i=1$ показатели относятся к показателям, использующим информацию об энергетической структуре экосистемы. Однако, по мнению Уатта [39], представление об организации экосистемы должно включать факторы, во-первых, относящиеся к энергетической структуре, во-вторых, относящиеся к пространственной организации сообщества,

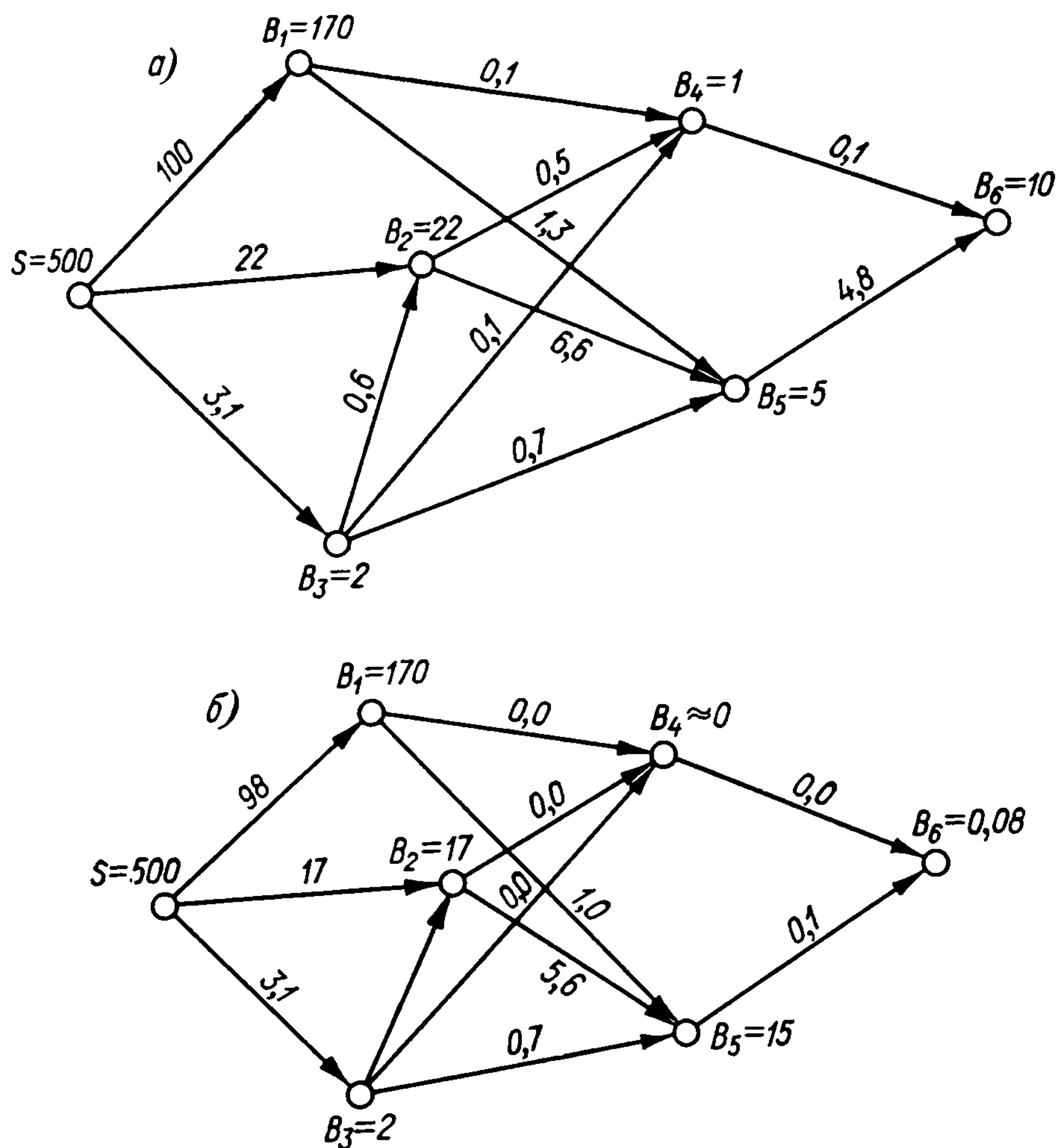


Рис. 2. Сообщество при оптимальном (а) и излишне сильном (б) промышленном воздействии.

в-третьих, связанные с организацией видов в надвидовые категории. Хороший экологический индекс должен зависеть от всех указанных факторов.

Остановимся на пространственном размещении организмов, и то лишь для случая видовой популяции ($i=2$).

Индексы агрегированности. 1. Давно используемый индекс $I = \frac{\sigma^2}{\bar{m}}$, где \bar{m} — математическое ожидание, а σ^2 — дисперсия числа

особей в пробе определенного размера [47]. При $\frac{\sigma^2}{\bar{m}} < 1$ говорят о регулярном пространственном размещении организмов, при $\frac{\sigma^2}{\bar{m}} = 1$ — о случайном размещении, при $\frac{\sigma^2}{\bar{m}} > 1$ — об агрегиро-

ванном размещении [48, 49], поскольку дисперсия и математическое ожидание пуассоновского распределения равны между собой.

2. Параметры p и q отрицательного биномиального распределения

$$P_n = \left(\frac{\alpha + n - 1}{n} \right) p^\alpha q^n, \quad \alpha > 0, \quad p > 0, \quad q > 0, \quad p + q = 1$$

в ряде случаев хорошо аппроксимирующего эмпирическое распределение числа особей в пробе [13]. Связь параметра p с индексом,

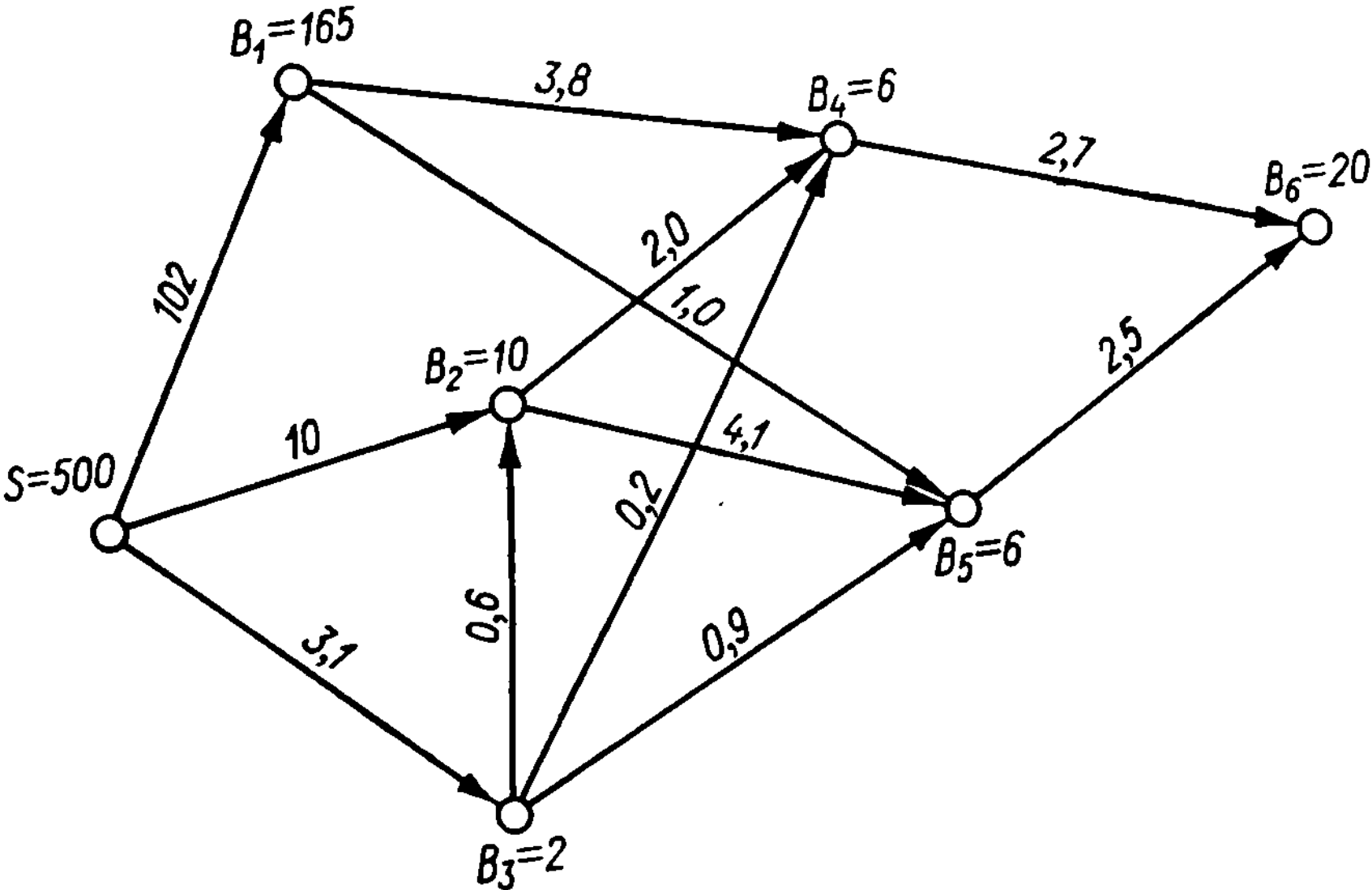


Рис. 3. Сообщество при слабом промысловом воздействии.

Покажем, например, каким способом вычисляется индекс H_2 при слабом промысловом воздействии, приведем перечень ориентированных цепей 2-го порядка вместе с их мощностями:

SB_1B_4	SB_1B_5	SB_2B_4	SB_2B_5	SB_3B_2
3,8	1,0	2,0	4,1	0,6
SB_2B_4	B_3B_5	$B_1B_4B_6$	$B_1B_3B_6$	$B_2B_4B_6$
0,2	0,9	2,7	1,0	2,0
$B_2B_5B_6$	$B_3B_2B_4$	$B_3B_4B_6$	$B_3B_5B_6$	
2,5	0,6	0,2	0,9	

Индекс разнообразия, вычисленный по числам, соответствующим мощностям цепей, равен 3,44 (см. таблицу).

приведенным в пункте 1, очевидна: для отрицательного биномиального распределения

$$\frac{1}{p} = \frac{\sigma^2}{m}.$$

3. Индекс Морисита [50]

$$I = q \frac{\sum_1^q n_i (n_i - 1)}{N (N - 1)},$$

где q — число проб, n_i — число особей в i -той пробе, N — общее число особей в q пробах, родствен «показателю разнообразия» Симпсона, вычисленному не по видам, а по пробам.¹

¹ Любой из показателей выровненности и разнообразия в известной мере пригоден для построения показателей агрегированности.

4. Индекс Ллойда [51]

$$I = \frac{m^*}{\overline{m}},$$

где m^* — «среднее количество особей, приходящихся на одну особь в пробе», т. е.

$$\frac{\sum_1^q n_i (n_i - 1)}{N}.$$

5. Индекс Анскомба [52]

$$I = \frac{\sigma^2 - \overline{m}}{\overline{m}^2}$$

или

$$I = \frac{1}{\alpha}$$

для отрицательного биномиального распределения.

Обсуждение свойств индексов 1—5 и возможностей их применения дано в работе [53].

6. Индексы агрегированности, выводимые из трехпараметрического распределения [54]. Это распределение

$$P_n = q \frac{(\lambda_1 S)^n}{n!} e^{-\lambda_1 S} + (1 - q) \frac{(\lambda_2 S)^n}{n!} e^{-\lambda_2 S},$$

где q — доля площади, занятой «скоплениями» ($0 \leq q \leq 1$), λ_1 — средняя плотность популяции внутри скоплений, λ_2 — средняя плотность популяции на «фоне», т. е. вне скоплений ($\lambda_2 < \lambda_1$), S — площадь пробы, часто весьма точно приближает эмпирическое распределение числа особей в пробе.

За индекс агрегированности принимают [54]

$$I = I - q = \frac{\lambda_1 - \bar{\lambda}}{\lambda_1 - \lambda_2},$$

где $\bar{\lambda} = q\lambda_1 + (1 - q)\lambda_2$ (средняя плотность популяции).

Другим индексом агрегированности считают [55] индекс

$$I = \frac{q(1 - q)(\lambda_1 - \lambda_2)^2}{q\lambda_1 + (1 - q)\lambda_2},$$

родственный индексу Анскомба для трехпараметрического распределения. Оценки q , λ_1 и λ_2 могут быть получены методом моментов. Все построения проведены при S , много меньшем площади любого из скоплений.

Остановимся несколько подробнее на последнем индексе агрегированности. В работе [55] он получен аналогично индексу Анскомба, однако может быть выведен независимо. Проведя необхо-

димые выкладки, можно убедиться, что для трехпараметрического распределения

$$\frac{\sigma^2(S)}{\overline{m}(S)} = IS + I,$$

в то же время для пуассоновского распределения

$$\frac{\sigma^2(S)}{\overline{m}(S)} = 1.$$

Таким образом, величина I является естественной мерой степени отличия наблюдаемого агрегированного размещения от случайного. Смысл ее таков: «пятнистость» тем больше, чем ближе к половине доля площади, занятой скоплениями, и чем больше отличие плотностей в скоплениях и на фоне по отношению к средней плотности.

Количественное изучение явления агрегированности к настоящему времени прочно вошло в геоботанику [13, 47, 48] и в меньшей степени в почвенную зоологию и гидробиологию [51, 16]. Динамика агрегированности практически не изучена. Имеются лишь косвенные указания [56] на то, что пятнистость популяций многих лесных растений может возрастать под действием неблагоприятных факторов.

Переходя, наконец, к случаю $i=3$, укажем, что имеется ввиду токсическое действие загрязнителей различной природы на гидробионтов и наземных животных, особенно теплокровных. По этим вопросам накоплено очень много разнообразных сведений например, работы [57—59]. Удобными объектами для выявления токсического действия загрязненных вод и отдельных загрязнителей оказываются рыбы [60—61], ветвистоусые ракообразные водоросли [62—64]. Построение интегральных количественных оценок качества воды по данным водной токсикологии все же остается затруднительным. Традиционные показатели острой токсичности LD_{50} и TL_m мало что могут дать из-за невысоких концентраций токсических загрязнителей.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Вельнер Х. А., Гурарий В. И., Шайн А. С. Определение критериев качества воды водотоков для решения задач управления водохранилищами комплексами.— «Тр. Советско-американского симпозиума по теме: «Использование математических моделей для оптимизации управления качеством воды». Харьков—Ростов-на-Дону, 1975.
2. Brown R. M. et al. A water quality index — crashing the psychological barrier. Adv. Water Poll. Res., Proc. 6th Intern. Conf. Jerusalem, 1972, p. 787—794.
3. Лесников Л. А. Теоретические и методические аспекты разработки рыбохозяйственных ПДК.— «Водные ресурсы», 1973, № 4.
4. Галазий Г. И., Вотинцев К. К. О научных основах разработки предельно допустимых концентраций (ПДК) веществ в промышленных стоках с позиций лимнологии.— «Водные ресурсы», 1973, № 4.
5. Лозанский В. Р. Охрана вод от загрязнения — важная функция водного хозяйства.— «Проблемы охраны и использования вод», 1973, вып. 2.

6. Гурарий В. И. О некоторых математических предпосылках теории критериев и стандартов качества воды.— «Проблемы охраны и использования вод», 1972, вып. 1.
7. Макрушин А. В. Биологический анализ качества вод. Л., 1974.
8. Сладечек В. Общая биологическая схема качества воды.— В кн.: Санитарная и техническая гидробиология. М., 1967.
9. Schwoerbel J. Methods of hydrobiology (Fresh-water biology). ~~Elms-~~ford, New York, Pergamon Press, 1970.
10. Долгов Г. И., Никитинский Я. Я. Гидробиологические методы исследования.— В кн.: Барсов К. К. и др. Стандартные методы исследования питьевых и сточных вод. Изд. Постоянного бюро всесоюзных водопроводных и санитарно-технических съездов, 1927, № 75.
11. Смирнова А. Н. Система сапробности, попытки ее дальнейшего развития и совершенствования.— «Проблемы охраны и использования вод», 1973, вып. 2.
12. Шенников А. П. Введение в геоботанику. Л., Изд-во ЛГУ, 1964.
13. Василевич В. И. Статистические методы в геоботанике. Л., «Наука», 1969.
14. Константинов А. С. Использование теории множеств в биогеографическом и экологическом анализе.— «Успехи современной биол.», 1969, т. 67, № 1.
15. Вайнштейн Б. А. Энтомофауна вредителей листьев дуба в защитных насаждениях юга УССР и ее зависимость от лесоэкологических факторов.— «Зоол. журнал», 1949, т. 28, № 6.
16. Вайнштейн Б. А. Распределение пресноводных беспозвоночных в водоемах и методы оценки их обилия.— В кн.: Биология и продуктивность пресноводных организмов; Л. «Наука», 1971.
17. Вайнштейн Б. А. О некоторых методах оценки сходства биоценозов.— «Зоол. журнал», 1967, т. 46, № 7.
18. Menhinick E. F. A comparison of some species — individuals diversity indices applied to samples of field insects.— «Ecology», 1964, vol. 45, N 4, p. 859—861.
19. Margalef R. Information theory in ecology.— «Gen. Syst.», 1958, vol. 3, p. 36—71.
20. Gallup J. D., Robertson J. M., Streebin E. A comparison of macroscopic and microscopic indicators of pollution.— «Proc. Okla. Acad. Sci.», 1970, vol. 50, p. 49—56.
21. Odum H. T., Cantlon J. E., Kornicker L. S. An organizational hierarchy postulate for the interpretation of species — individuals distribution, species entropy and ecosystem evolution and the meaning of a species variety index.— «Ecology», 1960, vol. 41, p. 2.
22. Бриллюэн Л. Наука и теория информации. М., Физматгиз, 1960.
23. Shannon C., Weaver W. The Mathematical theory of communication. Illinois Univ. Press, 1949.
24. Шеннон К. Работы по теории информации в кибернетике. М., «Иностранная литература», 1963.
25. Wilhm J. L. Use of biomass units in Shannon's formula.— «Ecology», 1968, vol. 49, p. 153—156.
26. Copeland B. J., Bechtel T. J. Species diversity and water quality in Galveston Bay, Texas.— «Water, Air and Soil Poll.», 1971, vol. 1, N 10, p. 89—105.
27. Archibald R. E. M. Diversity in some South African diatom associations and its relation to water quality.— «Water Res.», 1972, vol. 6, N 10, p. 1229—1238.
28. Wilhm J. L., Dorris T. C. Species diversity of benthic macroinvertebrates in a stream receiving domestic and oil refinery effluents.— «Am. Midland Naturalist», 1966, vol. 76, N 2, p. 427—449.
29. Wilhm J. L., Dorris T. C. Biological parameters for water quality criteria.— «Bioscience», 1968, vol. 18, N 6, p. 477—481.
30. Wilhm J. L. Range of diversity index in benthic macroinvertebrate populations.— «WPCF», 1970, vol. 42, N 5, p. R221—R224.

31. Fisher R. A., Corbet A. S., Williams C. B. The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of the animal population.—"J. Animal. Ecol.", 1943, vol. 12, N 1, p. 42—58.
32. Simpson E. H. Measurement of diversity.—"Nature", 1949, vol. 163, N 4148, p. 688.
33. Pielou E. C. The measurement of diversity in different types of biological collections.—"J. Theoret. Biol.", 1966, vol. 13, p. 131—144.
34. Harkins R. D., Austin R. A. Reduction and evaluation of biological data.—"WPCF", 1973, vol. 45, N 7, p. 1606—1611.
35. Одум Ю. П. Основы экологии. М., «Мир», 1975.
36. Chutter F. M. An empirical biotic index of the quality of water in South African streams and rivers.—"Water Res.", 1972, vol. 6, N 1, p. 19—30.
37. Woodiwiss F. S. The biological system of stream classification used by the Trent River Board.—"Chemistry & Industry", 1964, vol. 11, p. 443—447.
38. MacArthur R. Fluctuations of animal populations, and a measure of community stability.—"Ecology", 1955, vol. 36, p. 533—536.
40. Родина А. Г., Трошин А. С. Применение меченых атомов в изучении питания водных животных — ДАН, 1954, т. 98, № 2.
41. Родина А. Г. Возможность использования метода меченых атомов для решения вопроса о выборности пищи у водных животных.— «Зоол. журн.», 1957, т. 36, № 3.
42. Трофология водных животных: итоги и задачи. М., «Наука», 1973.
43. Гаевская Н. С. О некоторых новых методах в изучении питания водных организмов (дворики).— «Зоол. журнал», 1939, т. 18, № 6.
44. Беспалов Ю. Г., Катриченко Л. И. О применении витальных красителей для характеристики трофической структуры гидробиоценозов при изучении процессов самоочищения вод.— «Проблемы охраны и использования вод», 1974, вып. 5.
45. Дискретная математика и математические вопросы кибернетики. Т. 1. М., «Наука», 1974.
46. Гарцман И. Н. Топология речных систем и гидрографические индикационные исследования.— «Водные ресурсы», 1973, № 3.
47. Меншуткин В. В. Математическое моделирование популяций и сообществ водных животных. Л., «Наука», 1971.
48. Грейг-Смит П. Количественная экология растений. М., «Мир», 1967.
49. Дажо Р. Основы экологии. М., «Прогресс», 1975.
50. Morisita M. Measuring of individuals and analysis of the distributional patterns. Mem. Fac. Sci. Kyushu, Univ. Ser. E, Biol., 1959, vol. 2, N 4, p. 215—235.
51. Lloyd M. Mean crowding.— "J. Animal Ecol.", 1967, vol. 36, p. 1—30.
52. Anscombe F. J. Sampling theory of the negative binominal and logarithmic series distributions.— "Biometrika", 1950, vol. 37, p. 3, p. 358—382.
53. Романовский Ю. Э., Смуров А. В. Методика исследования пространственного распределения организмов.— «Журнал общей биол.», 1975, т. 36, № 2.
54. Смуров А. В., Романовский Ю. Э. Новое трехпараметрическое статистическое распределение и более общее выражение индекса агрегированности K_A , имеющего экологический смысл.— «Журнал общей биол.», 1976, т. 37.
55. Смуров А. В. Статистические методы в исследовании пространственного размещения организмов. Автореф. канд. дисс. М., 1976.
56. Казанская Н. С., Ланина В. В., Марфенин Н. Н. Как сохранить природные леса? — «Природа», 1974, № 10.
57. Брагинский Л. П. Пестициды и жизнь водоемов. Киев, «Наукова думка», 1972.
58. Строганов Н. С. Научные основы установления ПДК токсических веществ в открытых водоемах. Биологический аспект.— В кн.: Научные основы установления ПДК в водной среде и самоочищение поверхностных вод. М., «Наука», 1972.
59. Красовский Г. Н. Методические вопросы санитарно-токсикологических исследований в области гигиены воды и санитарной охраны водоемов.—

В кн.: Материалы Всесоюзной конференции по гигиене воды и санитарной охраны водоемов. М., Изд. Минздрава СССР, 1969.

60. Лукьяненко В. И. Токсикология рыб. М., «Пищевая промышленность», 1967.

61. Waller W. T., Cairns J. The use of fish movement patterns to monitor zinc in water.— "Water Res.", 1972, vol. 6, N 3, p. 257—269.

62. Крайнюкова А. Н., Семакова Л. В. К вопросу установления безвредных концентраций диурона и атразина для жизнедеятельности *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Bréb. и *Daphnia magna* Straus.— «Проблемы охраны и использования вод», 1974, вып. 5.

63. Аксенова Е. И., Труфанова З. А. О влиянии хлорофоса и нефтепродуктов на протококковые и синезеленые водоросли.— «Гидробиол. журн.», 1971, № 6.

64. Ривьер И. К., Флеров Б. А. Экспериментальное исследование отравления *Daphnia pulex* (De beer) фенолом, перфлоратом аммония и полихлорпипином.— «Тр. ИБВВ», 1977, вып. 30 (33).

65. Hamilton M. A. Indexes of diversity and redundancy.— "Water Pollut. Cont. Fed.", vol. 47, N 3, p. 630—632.

ПРОГРАММА БИОЛОГИЧЕСКОГО И ХИМИЧЕСКОГО ОБСЛЕДОВАНИЯ РЕК ШОТЛАНДИИ С ЦЕЛЬЮ ОЦЕНКИ КАЧЕСТВА ИХ ВОДЫ

Д. Лоусон, И. Фоззард

Управление по очистке р. Форт, Великобритания

ВВЕДЕНИЕ

Если в Англии и Уэльсе до одной трети общественного водоснабжения обеспечивается водой нижнего течения главных рек страны, нередко принимающих на своих верховьях значительные количества загрязняющих стоков, в Шотландии на долю нижнего течения рек приходится всего одна десятая часть водоснабжения. Остальное количество воды берется из нагорных источников, т. е. из естественных озер или искусственных водохранилищ. Соответственно с этим деятельность Шотландского управления по очистке рек направлена главным образом на поддержание чистоты этих вод для повышения их ценности и использования для отдыха и развлечений.

Предотвращение загрязнения рек облегчается тем, что всего 30% ежедневного количества сточных вод в Шотландии поступает в неприливные участки рек, тогда как остальные 70% выводятся в приливные участки или непосредственно в море. Из общего количества сточных вод 38% представляют неочищенные стоки или стоки, прошедшие лишь механическую очистку. Из них всего 2% по объему поступает в неприливные реки, что является стоком с территории, где проживает 45 600 человек, т. е. 0,9% всего населения. Из этого можно было бы заключить, что все реки Шотландии очень чисты. Однако из 602 очищенных стоков, поступающих в неприливные реки, только 321, или 53%, признаны соответствующими ведомствами удовлетворительными. Эти стоки поступают всего от 20% населения страны, или 32% населения, обслуживаемого местными управлениями по очистке вод.

Что касается стоков, признанных неудовлетворительными, то половина их неудовлетворительна из-за перегрузки очистных станций. Другая половина, т. е. 119 стоков, неудовлетворительна

по другим причинам, одна из которых может заключаться в неспособности очистных станций справляться с поступающими в канализацию промышленными стоками, отрицательно отражающимися на процессах биологической очистки.

Другим главным фактором загрязнения рек служит непосредственный сброс в них промышленных сточных вод через водосливы, находящиеся в частном владении. Поскольку промышленность наиболее крупный потребитель воды, она, естественно, является и самым крупным источником стоков в реки, причем охлаждающая вода составляет по объему 98% всех промышленных стоков на территории районов, подвластных ведомствам по предотвращению загрязнения. Из этого объема стоков 90% поступает в приливные участки рек, а 10% в неприливные, включая каналы. Из промышленных стоков, поступающих в неприливные реки, наибольшая доля (84%) относится к району Управления по очистке р. Клайд.

Не охлаждающиеся промышленные стоки в основном поступают в неприливные участки рек, так как 37% этих стоков сбрасывается в море, или в приливные участки, а 28% стоков, поступающих в неприливные участки рек, относится к рекам районов Форт и Лотиан и 24% — к рекам районов Эршир и Клайд, на западе. Поэтому следовало бы ожидать, что основная нагрузка загрязнения распространяется на центральный пояс Шотландии, охватывающий, в частности, районы ведомств по очистке вод районов Лотиана, Форта и Клайда. В этих районах имеется 224 промышленных стока, из которых 104, по определению управлений по очистке рек, являются неудовлетворительными.

Если ко всему сказанному прибавим неудовлетворительные ливневые стоки в неприливные участки рек, а также воздействие на последние со стороны железосодержащих стоков, общая картина несколько изменится и возникнет вопрос: каково же истинное состояние рек Шотландии? Чтобы ответить на этот вопрос, Управление по развитию Шотландии провело два обследования: первое — с целью установления базисной линии на основании данных, полученных в 1968 г. Управлением по очистке рек, второе — с использованием результатов, полученных в 1974 г.

Данные в 1972 г. использованные Управлением по развитию Шотландии для доклада «За чистоту воды» [1], были собраны исключительно управлениями по очистке рек. Это означает, что эти данные не распространяются на всю страну и не все управления были в состоянии представить как биологические, так и химические данные. Для задач этого доклада биологические и химические данные были скомбинированы в четырехбалльную шкалу качества вод.

Второй доклад с таким же названием, 1975 г. [2], данные которого излагаются в настоящей работе, учитывает положение на 1974 г. и охватывает всю основную территорию Шотландии. Поскольку в последние годы возросло признание значения биологического обследования пресных вод, Управление по развитию Шот-

ландии решило, что в докладе 1975 г. биологические и химические данные должны быть представлены отдельно и сопоставлены между собой, имея в виду, что химические пробы свидетельствуют о состоянии воды только в момент их взятия в непрерывно изменяющейся реке, тогда как биологические пробы дают представление о долгосрочных, или суммарных, последствиях всех изменений качества воды со времени предыдущих наблюдений. Химическую пробу можно представить себе как моментальный фотоснимок, а биологическую как полученный при экспозиции с выдержкой.

В результате этого решения в октябре 1973 г. было проведено совещание между представителями Управления по развитию Шотландии, управлений по очистке рек и соответствующих ведомств Англии и Уэльса для достижения соглашения относительно характера подлежащих сбору данных, методов сбора проб и детальности анализов, которым эти пробы должны быть подвергнуты.

МЕТОДИКИ

Биологическое обследование

Ранее сотрудники шотландских ведомств по предотвращению загрязнения пользовались несколькими видами биотического индекса, начиная от четырехбалльной шкалы, разработанной Т. Грехемом [3] и основанной на наличии или отсутствии некоторых видов чувствительных к загрязнению макробеспозвоночных, и кончая системой Чендлера [4] с балльными отметками от 0 до 10, которые получают определенные беспозвоночные в зависимости от чувствительности к загрязнению и относительной численности в пробе. Однако биологи в конечном счете остановили свой выбор на индексе р. Трент (табл. 1), разработанном Вудивиссом [5] и дающем практическую основу для оценки качества рек. Этот индекс и был рекомендован как наиболее подходящий для обследования 1974 г.

Таблица 1

Биологическая классификация рек, основанная на подразделении биотического индекса р. Трент на четыре класса

Биологическая классификация (индекс р. Трент)	VIII—X	VI—VII	III—V	0—II
Класс	A	B	C	D

В 1973 г. единственными, регулярно обследовавшимися районами Шотландии были районы речных управлений Лотиана, Форты, Клайда и Эршира, и поэтому было решено, что для получения данных для всей Шотландии необходимо сделать биологическое обследование остальной территории, разделив ее на отдельные районы, с тем чтобы несколько коллективов биологов смогли достаточно подробно обследовать выделенные для этого

водосборы. Для этих работ было привлечено восемь гидробиологов, которые были разделены на четыре рабочие группы, во главе каждой из которых стоял биолог, представитель одной из следующих организаций: Института наземной экологии, Лаборатории пресноводного рыбоводства (Министерства земледелия и рыбоводства Шотландии), Технологического колледжа Пэйсли и Управления по очистке р. Клайд. Управление по очистке рек Банфф, Морэй и Нэйрн, хотя и не имело отдельного биологического отделения, отбирало биологические пробы, которые затем анализировались сотрудниками, компетентными в области пресноводной биологии. Пробы, которые собирались Управлением по очистке р. Твид, также анализировались обладавшими биологическими знаниями работниками этого управления, однако с посторонней помощью. Управления по очистке рек, имевшие в штатах биологов, просто прислали результаты регулярных программных обследований.

Составлявшие эти рабочие группы аспиранты-биологи в феврале 1974 г. прошли трехдневный подготовительный курс в лабораториях Управления по очистке р. Клайд, во время которого они были проинструктированы относительно принятых методов выбора пунктов наблюдений, взятия проб и анализа. Помимо этого, один день был выделен для полевых работ на двух небольших реках, где обучающимся были продемонстрированы методы взятия проб и предоставлена возможность приобрести некоторый опыт по заполнению бланков обследования и по отбору проб в разных условиях.

Обследования, проводимые Управлением по развитию Шотландии, были организованы таким образом, что пункты наблюдений находились на расстоянии около 8 миль друг от друга по течению реки с учетом таких местных условий, как места главных стоков или характер дна. По мере возможности, пункты наблюдений выбирались так, чтобы они отражали общие условия реки на 4 мили вверх по течению и на 4 мили вниз по течению, и обычно находились на перекатах, т. е. на местах с глубиной от 15 до 30 см, где скорость потока сравнительно высока, так что поверхность воды возмущена, а субстрат можно расшевелить ногой. Нетипичные места избегались, например такие, где бытовые отходы сбрасываются в реку с моста или из прибрежных жилищ или где дно реки состоит из пластинчатых пород или из подвижного галечника.

Пробы брались ручной сеткой стандартных размеров и формы с 8 ячейками в 1 см^2 и с входным квадратным отверстием со стороной 25 см. Пробы отбирались следующим образом: оператор входил в реку и, стоя лицом вверх по течению и держа сетку вертикально позади ноги, продвигался по диагонали вверх по течению приблизительно на 10 м, возмущая субстрат носком сапога и захватывая высвобожденный материал сеткой при сносе его потоком вниз по течению. В конце трехминутного времени отбора пробы он подбирал со дна камни, и находящаяся на них

фауна соскребалась в отверстие сетки. Время, выделяемое на это зависело от характера субстрата. После переноса пробы в пластмассовую банку, сетка основательно промывалась и проверялась на повреждение. Для сохранения проб в банках в них добавлялся 40%-ный раствор формалина, так чтобы раствор в банке имел крепость 5%. Внутри банки помещалась этикетка, а снаружи наносилась запись маркировочным пером.

При каждом взятии проб оператор заполнял бланк полевой информации, который содержал не только данные о месте наблюдений и о характере субстрата, но и список встреченных макрофитов, степень загрязнения реки деревьями, состояние потока, а также эскиз поперечного сечения реки, глубину воды и другие экологические сведения. Эта информация отправлялась вместе с пробой и данные о месте наблюдений заносятся в журнал анализов.

В лаборатории содержимое каждой пробы сортировалось в белых эмалированных кюветах и разделялось на основные категории, т. е. *Ephemeroptera*, *Plecoptera*, *Coleoptera* и т. д. Одновременно производился подсчет особей. Пробы, содержащие чрезмерное количество ила, подвергались процеживанию через стандартные сита с размером ячеек 2400, 1000 и 500 мк. Фауна отбиралась из сит для классификации и затем сохранялась в растворе, состоящем из 70% спирта, 10% глицерина и 20% воды. Дальнейшие определения фауны производились при помощи микроскопа до уровня, изложенного в докладе Вудивисса о биотическом индексе р. Трент (см. настоящий сборник), подсчитывалась каждая таксономическая группа, а результаты вписывались в аналитический лист.

На одной стороне аналитического листа записывались все обнаруженные в пробе животные, наименование места наблюдений с указанием на его положение по сетке координат, номер пробы, дата, а на другой стороне листа помещались данные биотического индекса цифровым обозначением обследованного участка реки. Этот цифровой код был разработан так, чтобы каждый участок всех рек и внутренних водных путей Шотландии имел собственное кодовое обозначение. Таким образом, данные этого и всех последующих обследований могут быть представлены в виде, удобном для обработки вычислительными машинами. Управления по очистке рек кодировали свои районы на основании карт военно-геодезической службы Великобритании масштаба 1:25 000. По тем же картам Управление по развитию Шотландии кодировало территорию страны.

Химическое обследование

Управления по очистке рек производили химическую классификацию вод рек своих районов на основании собственных программ обследования. В остальных районах страны химические

пробы отбирались одновременно с биологическими персоналом Управления по развитию Шотландии, так что пункты химических и биологических наблюдений обычно совпадали по времени и по местонахождению. Эти пробы подвергались анализу на семнадцать параметров и по результатам анализа разбивались на четыре класса в основном по биохимической потребности в кислороде (БПК) и растворенному кислороду с учетом токсических загрязнений (табл. 2).

Таблица 2

Химическая классификация рек

Класс	Химическая классификация
1	Незагрязненные и восстановленные от загрязнения реки Участки рек в которых вода чиста и в отношении которых известно, что они не получают значительных загрязняющих стоков, или которые, несмотря на некоторую степень загрязнения, обычно имеют БПК менее 3 мг/л, насыщены кислородом и относительно которых известно, что они не принимали значительных стоков токсических веществ или взвешенные вещества, влияющие на ложе реки.
2	Реки сравнительно хорошего качества Участки рек не входящие в класс 1 на основании БПК, или имеющие значительное сниженное содержание кислорода, или относительно которых, независимо от показателя БПК, известно, что они получили загрязняющие стоки, могущие содержать ядовитые вещества, при отсутствии данных об их возможном воздействии на рыбное население или об удалении естественным путем
3	Реки неудовлетворительного качества Участки рек не входящие в класс 4 на основании БПК, или в которых концентрация растворенного кислорода ниже 50% в течение продолжительных периодов, или которые содержат вещества, могущие временами достигать токсических концентраций
4	Сильно загрязненные реки Участки рек которые характеризуются неприятным внешним видом или запахом, или имеют БПК 12 мг/г и более при нормальных условиях, или постоянно полностью лишены кислорода, или содержат вещества, временами достигающие токсических концентраций, или не в состоянии поддерживать рыбное население

СТОИМОСТЬ ПРОГРАММЫ

Стоимость части программы обследования, которая была проведена непосредственно Управлением по развитию Шотландии, включая вознаграждение за шестимесячную работу восьми аспи-

рантов-биологов, пособия на их содержание и путевые расходы, стоимость материалов — банок, сеток и химикатов и химических анализов, составила в общем 10 000 фунтов стерлингов. Накладные расходы по надзору, на жилье и сбор химических проб составили еще 3500 фунтов стерлингов. Таким образом, общая стоимость обследования была равна 13 500 фунтов стерлингов, т. е. примерно 30 фунтов стерлингов на каждый пункт наблюдений.

РЕЗУЛЬТАТЫ (БИОЛОГИЧЕСКОЕ ОБСЛЕДОВАНИЕ)

В табл. 3 приведены количества биологических проб, взятых по всей Шотландии, приходящиеся на каждую из категорий биотического индекса р. Трент. 73,3% этих проб относилось к категориям XIII—X этого индекса, что соответствует незагрязненной воде или воде, полностью восстановленной после загрязнения. Такая вода характеризуется хорошим качеством и отвечает большинству требований. 10,5% проб имели биотический индекс менее VI. Это означает, судя по районам Форта и Клайда, что эти реки не способны поддерживать естественную численность кужмы (*Salmo trutta fario* L.). Эти пробы были взяты в реках районов, подведомственных Управлениям по очистке рек, причем 96% из них относятся к тем управлениям, которые проводят регулярные биологические обследования. Кроме того, 45% всех биологических проб было взято в районах именно этих управлений, что объясняется более интенсивным биологическим обследованием рек в соответствии с большим влиянием населения и потенциально большим поступлением загрязнений. При этом необходимо принять во внимание, что при постоянных биологических обследованиях, проводимых управлениями по очистке рек, предпочтительное взятие проб в небольших загрязненных водотоках может оказать хотя и небольшое, но все же значимое влияние на результаты.

Таблица 3

Биологическая классификация вод рек Шотландии

Значение биотического индекса р. Трент	0	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	Всего
Всего проб . . .	2	1	12	12	22	37	69	65	104	151	348	832
% общего количества проб . . .	0,2	0,1	1,5	1,5	2,7	4,5	8,4	7,9	12,6	18,3	42,3	100

В табл. 4 и 5 приводится распределение количеств проб по районам, относящимся к речным управлениям и к местным властям. Конечно, это — географические районы и они не всегда совпадают с территориями, подвластными организациям, ответственным за получение и анализ проб.

Из 823 биологических проб 623, или 75,5%, соответствовали химическому классу данного участка водотока, остальные 167 проб, или 20,3%, отклонялись в пределах одного химического класса.

Таблица 4

Биологическая классификация рек по районам управлений по очистке рек

Управления по очистке рек	Число проб, соответствующих биотическому индексу для р. Трент											% общего количества проб	
	0	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X		Всего
Банф, Морей и Нэйрн	—	—	—	—	—	—	—	3	6	8	18	35	5,8
Дни Дон	—	—	—	—	—	1	1	1	4	13	24	44	7,2
Тэй	—	—	—	—	—	—	2	2	5	15	44	68	11,2
Форт	1	—	1	2	5	4	6	6	5	7	16	53	8,7
Лотнанс	1	—	7	7	11	13	35	23	20	18	13	148	24,3
Твид	—	—	—	—	—	—	1	—	—	8	31	40	6,6
Солвей	—	—	—	—	1	1	1	—	8	9	31	51	8,4
Эршир	—	—	2	1	3	7	6	10	24	17	9	79	13,0
Клайд	—	1	2	2	2	11	16	17	19	13	7	90	14,8
Всего	2	1	12	12	22	37	68	62	91	108	193	608	100,0
% общего коли- чества проб	0,3	0,2	1,9	1,9	3,7	6,1	11,2	10,2	15,0	17,8	31,7	100,0	—

Таблица 5

Биологическая классификация вод рек по административным районам

Административное управление (совет графства)	Число проб, соответствующих биотическим индексам для р. Трент											% общего количества проб	
	0	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X		всего
Кэйтнесс	—	—	—	—	—	—	1	1	—	2	16	20	9,3
Сатерленд	—	—	—	—	—	—	—	—	—	8	38	46	21,4
Росс и Кромарти	—	—	—	—	—	—	—	1	2	14	34	51	23,7
Инвернесс	—	—	—	—	—	—	—	—	1	6	33	40	18,7
Кинкэрдайн	—	—	—	—	—	—	—	—	1	—	5	6	2,8
Ангус	—	—	—	—	—	—	—	—	2	2	12	16	7,4
Аргил	—	—	—	—	—	—	—	1	7	11	17	36	16,7
Всего	—	—	—	—	—	—	1	3	13	43	155	215	100,0
% общего коли- чества проб	—	—	—	—	—	—	0,5	1,4	6,1	20	72	100	—

Сравнение биологических и химических показателей

Число проб с приведенным биологическим классом по отношению к указанному классу рек																					
		A	B	C	D	A	B	C	D	A	B	C	D	A	B	C	D	A	B	C	D
Химический класс	1	30	3	—	—	40	1	1	—	39	—	—	—	25	4	4	—	41	22	4	1
	2	2	—	—	—	—	—	—	—	23	3	—	—	2	7	6	—	7	27	16	1
	3	—	—	—	—	1	—	—	—	2	1	—	—	1	1	—	—	3	6	8	3
	4	—	—	—	—	—	1	—	—	—	—	—	—	—	—	1	2	—	3	3	3
Управление по очистке рек		Банф, Морей и Нэйрн				Ди и Дон				Тэй				Форт				Лотианс			
Химический класс	1	38	—	—	—	46	1	1	—	45	12	6	2	29	8	—	—	333	51	16	3
	2	1	—	—	—	2	—	1	—	5	4	5	—	9	14	1	—	51	55	29	1
	3	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	1	11	9	—	8	19	17	3
	4	—	1	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	5	3	—	5	9	8
Управление по очистке рек		Твид				Солвей				Эршир				Клайд				Всего для управлений по очистке рек			

Число проб с приведенным биологическим классом по отношению к указанному классу рек

		Кэйтнесс				Сатерленд				Росс и Кромарти				Инвернесс				Кинкэрдай			
		A	B	C	D	A	B	C	D	A	B	C	D	A	B	C	D	A	B	C	D
Химический класс	1	17	2	—	—	46	—	—	—	50	1	—	—	40	—	—	—	6	—	—	—
	2	1	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
	3	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
	4	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Административное управление (совет графства)		Кэйтнесс				Сатерленд				Росс и Кромарти				Инвернесс				Кинкэрдай			
Химический класс	1	16	—	—	—	35	1	—	—	210	4	—	—	—	—	—	—	543	55	16	3
	2	—	—	—	—	—	—	—	—	1	—	—	—	—	—	—	—	52	55	29	1
	3	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	8	19	17	3
	4	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	5	9	8
Административное управление (совет графства)		Ангус				Аргилл				Всего для административных управлений				Всего для Шотландии							

Разность между числом пунктов наблюдений, биологический класс которых оказался выше химического, и числом пунктов противоположным отношением, составляла всего 14, или 1,7%, что свидетельствует о незначительной систематической ошибке методов классификации. Вне районов управлений по очистке рек, где качество воды было особенно высоким, только четыре станции из 215 отнесены к биологическому классу В, все остальные — к классу А. 98% всех биологических проб непосредственно соответствовало химическим оценкам. Однако в районах управлений по очистке рек, где качество воды варьировало значительно сильнее, и результаты показали более низкую степень прямого соответствия (68%).

ОБСУЖДЕНИЕ

Обе системы классификации, химическая и биологическая, использованные для обследования, основывались главным образом на показателях органического загрязнения, и поэтому вполне разумно было предполагать, что результаты этих классификаций будут в значительной мере совпадать, особенно там, где качество воды сравнительно высоко.

Биотический индекс р. Трент разработан Вудивиссом для представления биологических данных по рекам бассейна р. Трент в легко доступном кодированном виде. Этот индекс был основан на двух предпосылках. Во-первых, на тенденции сужения разнообразия организмов при загрязнении, хотя большое число устойчивых к загрязнению видов может продолжать присутствовать, во-вторых, на том, что разные группы пресноводных бентических беспозвоночных могут быть ранжированы по степени их устойчивости к органическому загрязнению.

Поскольку реки бассейна р. Трент принимают большой объем стоков с органическим загрязнением, биотический индекс р. Трент особенно пригоден для этих вод. В докладе, описывающем этот индекс (см. настоящий сборник), Вудивисс продемонстрировал взаимосвязь между индексом и разными другими параметрами, включая БПК, аммиачный азот, растворенный кислород и окисляемость.

Некоторыми шотландскими управлениями по очистке рек этот индекс используется в течение нескольких лет, и в общем он оказался эффективным для описания биологического состояния рек, несмотря на географические, топографические и климатические различия между Шотландией и центральным районом Англии.

Использованная для обследования рек химическая классификация неизбежно включала некоторый элемент субъективности при оценке условий, обычных для данной реки. Кроме того, возникали затруднения в случаях противоречивости в границах значений показателей классов вод при оценке некоторых участков рек. Далее, при экстраполировании химических показателей отдельных станций для получения непрерывной классификации, при-

годной для всего данного участка реки, необходимо было прибегать к некоторому выравниванию, что могло вызвать местные искажения химической классификации и в некоторых случаях привести к ее расхождению с биологической классификацией данной части реки.

В районах управлений по очистке рек Лотиан и Форт обследование пунктов, в которых данные химической и биологической классификаций расходились, выявило тип местности, в которой можно ожидать такие расхождения при условии, конечно, что химическая классификация была достаточно надежна и что имелся перекаат, пригодный для отбора биологических проб. При подобном расхождении классификаций объем полученной информации может быть гораздо большим, чем при их соответствии. В этих случаях необходима дополнительная информация о типе биологической среды, местных стоках и предшествующих условиях.

Когда биологический класс ниже химического, принято считать, что биота отразила воздействие со стороны некоторого сброса или временного изменения окружающей среды, не отмеченного по единовременным химическим пробам. Это представление играет ключевую роль при оценке значения биологического обследования в деле предотвращения загрязнения воды. По всей вероятности, оно справедливо и по отношению ко многим встреченным при постоянном обследовании случаям.

Существуют, однако, и другие возможности, наиболее важной из которых является, по-видимому, то, что независимо от качества воды биотоп может быть неблагоприятным для всего разнообразия индикаторных организмов. Это обстоятельство не всегда заметно отбирающему пробы оператору. Так, Ор в местечке Торнтон, графство Файф, представляет обогащенный участок небольшой реки со средним суточным стоком 0,2—1,7 м³/с и обильным ростом *Cladophora* и *Enteromorpha* на перекаате, где берутся пробы. Последнее серьезно ограничивает разнообразие имеющихся видов беспозвоночных. При обследовании, однако, этот пункт получил химическую классификацию 1, а биологическую С. Однако в следующем, 1975 г., пробы были взяты на более глубоком участке в 50 м вниз по течению, где водорослей было гораздо меньше и где присутствовал *Potamogeton* в умеренном количестве. Четыре же квартальных обследования 1975 г. дали биотические показатели соответственно VI, VII, VIII, VII, подтвердив этим, что первоначальная биотическая оценка занижена. В случае сильного загрязнения реки на участке значительной протяженности прекращение загрязнения не всегда приводит к быстрому восстановлению биоты часто из-за трудности реколонизации больших участков реки или наличия на дне русла загнивающих или токсических веществ. Примером этого может служить р. Грэйндж-Барн в Грэнджмауте, получившая химическую классификацию 1, а биологическую С.

Случаи наличия пунктов с более низкими химическими показателями, чем биологические, объяснить гораздо труднее.

В рамках настоящего обследования некоторые пункты наблюдений этой категории представили особые трудности при их классификации согласно четырехбалльной химической шкале. Например, р. Блэк Дэвон в Линн-Милле и р. Алмонд в Хартхилле принимают железосодержащие грунтовые воды, что дало им химическую классификацию 3, однако обе реки поддерживают сравнительно хорошо уравновешенные сообщества бентических беспозвоночных и отнесены к биологическому классу А. В обеих реках живет форель, и вода, следовательно, пригодна для рыбоводства, хотя пригодность ее для промышленных или бытовых нужд остается под сомнением.

Другие места, в которых обнаруживается подобное же расхождение между химическими и биологическими оценками, относятся к тем, где специфические местные условия способствуют существованию сообщества разнообразных беспозвоночных, хотя качество воды, в особенности по БПК, неблагоприятно для такого рода сообщества. Подобный участок имеется на р. Норт-Эск в графстве Мидлотиан, где пробы, взятые выше по течению от места сброса вод бумажной фабрики, были отнесены к высшим химическим и биологическим категориям, тогда как пробы, взятые на 1 км ниже по течению от этой точки, были отнесены к химическому классу 3, оставаясь при этом в биологическом классе А, по всей вероятности, из-за того, что во втором пункте река течет быстро, имеет ряд естественных перепадов воды и сточные воды не настолько сильно воздействовали на дно русла, чтобы устранить фауну чистых вод.

Тем не менее необходимо признать, что общие результаты обследования проявили отличное соответствие между четырехбалльными химической и биологической классификациями и что результаты биологического обследования успешно дополняют химические оценки качества воды. Нельзя недооценивать значение биологических данных для оценки качества воды, в особенности ввиду возрастающего использования рек для рекреационных целей. Второе обследование загрязнения рек Шотландии — важный этап в оценке полезности природных ресурсов страны для всего ее населения.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Towards Cleaner Water. Report of a Rivers Pollution Survey of Scotland. Scottish Development Department. HMSO, London, 1972.
2. Towards Cleaner Water. Report of a Second Rivers Pollution Survey of Scotland. Scottish Development Department. HMSO, London, 1976.
3. Graham T. R. Lothians River Purification Board. Ann. Rep. 1965.
4. Chandler J. F. A biological approach to water quality management. — "Water Pollut. Control", 1970, vol. 69, N 4, p. 415.
5. Woodiwiss F. S. The biological system of stream classification used by the Trent River Board. — "Chemistry & Industry", 1964, p. 443—447.

КОНТРОЛЬ КАЧЕСТВА ВОД ПО ГИДРОБИОЛОГИЧЕСКИМ ПОКАЗАТЕЛЯМ В СИСТЕМЕ ГИДРОМЕТЕОРОЛОГИЧЕСКОЙ СЛУЖБЫ СССР

В. А. Абакумов

Институт прикладной геофизики, СССР

Советский Союз располагает колоссальными водными ресурсами, в том числе огромными ресурсами пресной воды. В Советском Союзе свыше 2,8 млн. озер общей площадью около 490 тыс. км². Среди них 185 озер с суммарной площадью зеркала более 100 км², в том числе оз. Байкал с объемом водной массы 23 тыс. км³. Годовой сток рек равен 4714 км³, из них 4350 км³ формируется в пределах материковой части страны. В стране эксплуатируется и находится в стадии подготовки около 1000 водохранилищ объемом более 1 млн. м³ каждое. Среди них 150 водохранилищ объемом более 100 млн. м³, в том числе Красноярское и Братское водохранилища объемом соответственно 73,3 и 169,3 км³. Общая длина искусственных каналов более 15 тыс. км. Охране и рациональному использованию этих богатств уделяется большое внимание.

В системе охраны и рационального использования водных ресурсов важное место занимают контроль и наблюдения за уровнями загрязнения поверхностных вод, осуществляемые Гидрометслужбой Советского Союза. До 1974 г. этот контроль и наблюдения за качеством поверхностных вод и уровнями их загрязнения проводились по физическим и химическим показателям. Начиная с 1974 г. введены контроль и наблюдения по гидробиологическим показателям.

Гидробиологические наблюдения на сети Гидрометслужбы проводятся с целью определения качества поверхностных вод, состояния водных экологических систем и их изменения в результате антропогенных воздействий. Эти наблюдения дают возможность оценивать качество воды и состояние водных экологических систем в настоящее время, т. е. к моменту выполнения наблюдений, а также дают объективные данные, накопление которых является необходимой основой для выяснения долгосрочных изменений.

Гидробиологические показатели характеризуют качество воды как среды обитания живых организмов, населяющих водоемы. Разные организмы обладают разной реакцией на воздействие загрязнителей. Это позволяет с помощью гидробиологических методов оценить степень загрязнения вод, а точнее, степень вредности для организмов совокупного действия всех присутствующих в воде загрязнителей.

Степень токсичности для водных организмов совокупного действия присутствующих в воде загрязнителей находится в связи с их вредностью для человека. Таким образом, оценка качества воды по гидробиологическим показателям есть в то же время и оценка степени их пригодности для человека, для рыбохозяйственных целей и многих других видов его хозяйственной деятельности.

Контроль за состоянием водных экологических систем, помимо самостоятельной роли для оценки степени нарушенности водных экологических систем под воздействием антропогенных факторов, имеет важнейшее значение при решении ряда задач: определение сырьевой базы рыбной промышленности, характеристики процессов самоочищения, условий сброса сточных вод, выяснения скорости смешения и границ распространения сточных вод, определение объема и характера сточных вод, которые могут быть спущены в водоемы, не изменяя классности вод, борьбы с цветением воды и зарастанием водоема высшей водной растительностью, борьбы с водными обрастаниями, причиняющими большой ущерб гидротехническим сооружениям, оптимального проектирования гидротехнических сооружений, питьевого водопользования, рекреации, охраны реликтовых форм и др.

Основными принципами организации наблюдений и контроля за уровнем загрязнения водных объектов по гидробиологическим показателям являются:

- 1) массовость гидробиологических наблюдений;
- 2) комплексность наблюдений, т. е. проведение гидробиологических наблюдений в комплексе с гидрохимическими и гидрологическими наблюдениями;
- 3) единство методического руководства сетью гидробиологических лабораторий;
- 4) централизация всей гидробиологической информации по контролю загрязнения водных объектов и изменению в водных экологических системах под воздействием антропогенных факторов;
- 5) унификация и стандартизация методов гидробиологических наблюдений и контроля;
- 6) сопоставимость гидробиологических показателей участков водного объекта предполагаемого воздействия источников загрязнения с гидробиологическими показателями участков водного объекта, где нет этого воздействия. На водотоках, например, для осуществления этого принципа отбираются пробы выше и ниже источника загрязнения.

Различные подсистемы и элементы водных экологических систем обладают различной резистентностью по отношению к тем или иным загрязнителям и различным периодом отклика на повреждающее воздействие. Полное представление о состоянии водной экологической системы может быть получено лишь в результате изучения всех основных ее подсистем. Поэтому Гидрометслужба СССР ведет наблюдения за следующими основными подсистемами водных экологических систем: зообентосом, макрофитами, зоопланктоном и фитопланктоном. В необходимых случаях ведутся наблюдения за бактериопланктоном, нейстоном (на мочках) и перифитоном (преимущественно на реках). Кроме того, собираются и используются материалы других организаций, характеризующих ихтиофауну и ее рыбохозяйственное использование.

Видовой состав и количественное развитие биоценозов бентосных организмов служат хорошим, а в ряде случаев единственным, гидробиологическим показателем загрязнения грунта и придонного слоя воды. Состав донного биоценоза относительно постоянен, пока он находится в условиях, в которых он сформирован. В достаточно чистых водоемах донные сообщества в хорошо аэрируемых участках дна характеризуются высоким видовым разнообразием, что свидетельствует о нормальном состоянии водной экологической системы. В загрязненных водоемах выпадают группы организмов, наиболее чувствительных к отдельным загрязнителям, происходит видоизменение состава биоценозов, иногда катастрофическое, приводящее к замене его другим.

Бентосные животные занимают в водной экологической системе три основных биотопа: грунт, населенный собственно бентосными формами, водную растительность с фауной зарослей и придонный слой воды с организмами планктобентоса. Одни и те же виды некоторых животных могут обитать в каждом из трех биотопов и находиться в разных условиях загрязнения, поскольку грунт в ряде случаев загрязнен сильнее толщи воды и в прибрежной зоне и на глубине может содержать различные концентрации и виды загрязняющих веществ. Все это учитывается при отборе проб и при интерпретации результатов наблюдений. В системе службы контроля качества вод обязательным является определение общей численности бентосных организмов (экз/м²), общего числа их видов, численности основных групп и числа видов в основных группах (моллюсков, хирономид, олигохет, веснянок, двукрылых, поденок, ракообразных, ручейников и др.), а также определение массовых видов и видов-индикаторов.

Ценную информацию о качестве вод могут давать наблюдения и за такой своеобразной разновидностью бентоса, как фауна обрастаний — перифитон. Однако в настоящее время мы только приступаем к внедрению наблюдений за перифитоном в широкую сеть контроля качества вод. Наиболее перспективным здесь

представляется метод штативов искусственных субстратов. В качестве последних используются предметные стекла.

Важное место в контроле качества вод занимают наблюдения за состоянием высшей водной растительности — макрофитами. К последним, наряду с высшими растениями: покрытосеменными, папоротниками, хвощами и мхами, принято относить и харовые водоросли, поскольку те и другие выполняют в водных экологических системах сходные функции и исследуются сходными методами.

Высшая водная растительность чутко реагирует на изменения окружающей среды. При загрязнении водоемов изменяется видовой состав, биомасса и продукция фитоценоза, возникают морфологические аномалии, происходит смена эдификаторов — доминантных видов, обуславливающих особенности контролируемого ценоза. При контроле качества воды, состояния водных экологических систем особое внимание уделяется видовому составу макрофитов, их обилию, фитомассе, жизненности, аномалиям, продолжительности фенофаз и проективному покрытию. В тех случаях, когда не представляется возможным оценить проективное покрытие, например при наличии высокого тростника, определяется проективное покрытие по ярусам. Биомасса вычисляется как вес растительности с единицы площади в данный момент. При этом учитываются только надземные части растений. Изучение подземной биомассы и подземной структуры фитоценоза прибрежно-водной растительности, хотя и весьма показательно, но слишком трудоемко и потому, как нам представляется, не может найти широкого применения в службе контроля. Из всех подсистем водной экологической системы высшая водная растительность, особенно воздушно-водная, наиболее доступна визуальному наблюдению. Уже при визуальном осмотре водоема или водотока по составу и распределению в нем макрофитов можно в первом приближении составить заключение об уровне его загрязнения. Эта особенность высшей водной растительности во многом определяет то место, которое она занимает в контроле качества вод.

Необходимым звеном в комплексном контроле качества вод и состояния водных экологических систем мы считаем фитопланктон. Поскольку среди водных экологов нет единства взглядов на содержание и объем понятия «фитопланктон», следует отметить, что в службе контроля качества вод под фитопланктоном понимают фотосинтезирующие микроскопические одноклеточные и колониальные водоросли, свободно парящие в толще воды и осуществляющие фотосинтез в поверхностных горизонтах благодаря использованию проникающей в воду солнечной радиации.

Биомассу фитопланктона вычисляют исходя из среднего объема клеток определенного вида в пробе и численности каждого вида. О скорости образования биомассы планктерами судят по первичной продукции, которая представляет вес новообразованного органического вещества за известный период времени. В системе службы контроля качества вод обязательным является

определение биомассы (мг/л), общей численности фитопланктеров (тас. кл/мл), общего числа их видов, численности основных групп и числа видов в основных группах (диатомовые, синезеленые, протоккокковые, вольвоксовые, эвгленовые и др.), а также определение массовых видов и видов-индикаторов.

Сведения по зоопланктону дополняют биологический анализ, применяемый при оценке качества вод. Состав зоопланктона, его численность свидетельствуют о степени загрязнения вод органическими и токсическими веществами. Многие зоопланктеры служат индикаторами при определении степени сапробности водоема или водотока. Сведения о составе зоопланктона имеют важное значение еще и потому, что среди зоопланктонных организмов встречаются представители патогенной фауны, ограничивающей использование водоема в целях водоснабжения и рекреации.

В системе службы контроля качества вод обязательным является определение биомассы (мг/м³), общей численности зоопланктеров (тыс. экз/м³), общего числа их видов в основных группах (ветвистоусые, веслоногие, коловратки, простейшие и др.), а также определение массовых видов и видов-индикаторов.

При комплексном контроле качества вод привлекаются и микробиологические данные: общее число бактерий (млн. кл/мл), время удвоения числа бактерий, число сапрофитных бактерий и данные о специализированных группах бактерий.

На пунктах общегосударственной службы наблюдений и контроля за уровнями загрязнения водных объектов наблюдения и контроль проводятся в соответствии с наставлениями, руководствами, инструкциями и техническими указаниями, утвержденными Главгидрометслужбой.

Качество воды и состояние водных экологических систем оцениваются по совокупности гидробиологических показателей. Принятый в Гидрометслужбе СССР комплекс гидробиологических показателей является достаточным для определения качества вод и состояния водных экологических систем и их изменения в результате загрязнения внешней среды. Этот комплекс включает показатели сапробности, разнообразия, токсичности, продукционные и микробиологические показатели.

Сапробность определяется как методом прямой оценки по списку сапробных организмов, так и методом индексов Пантле и Букка (Pantle, Buck). В последнем случае индекс сапробности S той или иной подсистемы биоценоза (бентоса, макрофитов, фитопланктона, зоопланктона и т. п.) вычисляется по формуле

$$S = \frac{\sum (hs)}{\sum h},$$

где h — частота встречаемости особей вида, характеризруемая следующими оценками: 1 — очень редко, 2 — редко, 3 — нередко, 5 — часто, 7 — очень часто, 9 — массовое количество; s — условное

значение сапробности, характеризуемое следующими числами: 0 — ксеносапробная, 1 — олигосапробная, 2 — β-мезосапробная, 3 — α-мезосапробная и 4 — полисапробная. При принятой в Гидрометслужбе СССР комплексной оценке качества вод по данным наблюдений по бентосу, макрофитам, фитопланктону, зоопланктону общий индекс сапробности S_m вычисляется по формуле

$$S_m = \frac{s_1 \sum h_1 + s_2 \sum h_2 + s_3 \sum h_3 + s_4 \sum h_4}{\sum h_1 + \sum h_2 + \sum h_3 + \sum h_4},$$

где s_1, \dots, s_4 — индексы сапробности проб соответственно бентоса, макрофитов, фитопланктона, зоопланктона, $\sum h, \dots, \sum h_4$ — сумма значений частот встречаемости организмов соответственно бентоса, макрофитов, фитопланктеров, зоопланктеров.

Показатели разнообразия, используемые при комплексной оценке качества вод и состояния водных экологических систем, рассчитываются по индексу видового разнообразия Макартира (Mac-Arthur) D :

$$D = \sum_{i=1}^w \frac{n_i}{N} \lg \frac{n_i}{N},$$

где N — общее количество особей в биоценозе, n_i — число особей i -го вида, w — число видов, и по индексу видового разнообразия Маргалефа (Margalef) d

$$d = \frac{w}{\ln N}.$$

Сопоставление видового разнообразия участков водного объекта предполагаемого или установленного воздействия источников загрязнения с видовым разнообразием участков того же объекта, где нет этого воздействия, проводится по коэффициентам сходства Сёренсена (Sorensen) K_c и абсолютного сходства K_a . Коэффициент сходства Сёренсена рассчитывается по формуле

$$K_c = \frac{2w_c}{w_a + w_b},$$

где w_a и w_b — число видов соответственно на первом и на втором участках, w_c — число общих видов для обоих сравниваемых участков.

Коэффициент абсолютного сходства находится по формуле

$$K_a = \frac{2 [m(A_1 \cap A_2) + m(B_1 \cap B_2) + \dots + m(N_1 \cap N_2)]}{mA_1 + mA_2 + mB_1 + mB_2 + \dots + mN_1 + mN_2},$$

где $m(A_1 \cap A_2)$, $m(B_1 \cap B_2)$, $m(N_1 \cap N_2)$ — количество особей вида соответственно A , B , N , общее для обоих сравниваемых участков. mA_1, mB_1, \dots, mN_1 — мощности множеств, отражающие количественную представительность видов A , B , \dots , N на первом участке (количество особей видов A , B , \dots , N на одном из сравниваемых участков), mA_2, mB_2, \dots, mN_2 — то же, на втором участке.

Отношение первичной продукции к деструкции рассматривается как важный показатель функциональных нарушений, вызванных воздействием загрязнителей различной химической природы и проявляющихся прежде всего в снижении интенсивности фотосинтеза при одновременной интенсификации деструкционных процессов. Первичная продукция определяется скляночными методами: кислородным, радиоуглеродным и хлорофилльным. Высокая чувствительность радиоуглеродного метода позволяет его применять при малой интенсивности фотосинтеза и коротких экспозициях. В остальных случаях предпочтение отдается кислородному методу, поскольку он дает более верное представление об истинном «валовом» фотосинтезе фитопланктона. Горизонты, на которых проводятся определения первичной продукции, соответствуют горизонтам, на которых отбираются пробы для количественного и качественного учета фитопланктона.

Поскольку хлорофилльный метод определения первичной продукции не учитывает влияния таких факторов, как изменение концентрации хлорофилла в течение суток, наличие некоторых форм хлорофилла, влияние температуры и т. п., получаемые с его помощью результаты рассматриваются как ориентировочные.

Как было отмечено выше, при комплексной оценке качества вод учитываются и токсикологические показатели. В настоящее время последние определяются с помощью простейших тестов, достаточных для установления самого факта токсичности вод. Эти тесты основаны на оценке выживаемости некоторых беспозвоночных животных в острых опытах, продолжительностью не более четырех суток, и на регистрации нарушений в поведении подопытных животных, которые возникают в результате отравления токсическими веществами.

В качестве тест-объектов используются дафнии *Daphnia magna* и *D. pulex*, черви *Tubifex tubifex*, хирономиды *Chironomus plumosus*, водяные ослики *Asellus aquaticus*, гаммариды *Gammarus pulex*. Вода признается нетоксичной, если ни в одной серии опытов не отмечено нарушения поведения тест-объектов или достоверных отклонений показателей смертности от контроля. Достоверность различий между опытом и контролем определяется методами вариационной статистики. Вода оценивается как остро токсичная, если гибель животных происходит в первые часы опыта и продолжается в разведениях свыше 1:10. В других случаях указывается при каких разведениях и длительности постановки опытов отмечаются токсические эффекты. Если токсичность проявляется только у придонных вод, то это может свидетельствовать о притоке сточных вод с большим удельным весом, оседающих на дно или текущих в нижних слоях воды, что иногда приходится наблюдать в водохранилищах.

На основании всех выше перечисленных данных составляются экспертные оценки качества вод и состояний водных экологических систем.

РОЛЬ БИОЛОГИИ И ЕЕ ПРАКТИЧЕСКОЕ ПРИМЕНЕНИЕ В РЕЧНОМ ХОЗЯЙСТВЕ АНГЛИИ И УЭЛЬСА

Дж. Б. Лиминг

Водное управление Северо-Запада, Великобритания

Еще два года тому назад водообслуживание Англии и Уэльса выполнялось примерно 1400 отдельными организациями, из которых 1200 отвечало за канализацию и способы очистки сточных вод, 160 были ответственны за общественное водоснабжение и 29 речных ведомств страны отвечали за освоение водных ресурсов, за контроль загрязнения вод, рыбное хозяйство и мелиорацию.

Несмотря на множество ведомств, число биологов в них было незначительным по сравнению с другими профессиями, такими, как инженеры, химики и т. п. До 1960 г. биологов в водном хозяйстве вряд ли было более тридцати. Большинство из них использовалось как гидробиологи в области контроля за загрязнением вод в рыбном хозяйстве, хотя некоторые более крупные водные управления, например обслуживающее лондонский район, держали на службе биологов и микробиологов, которые занимались изучением биологических проблем, связанных с использованием воды для общественных нужд. Значительная доля повседневных биологических и бактериологических работ выполнялась химиками. При исследовании сточных вод биологическая экспертиза почти не применялась, за исключением одного или двух крупных городских предприятий, обслуживающих большие городские массивы.

В 1960-х годах в связи с возросшим тогда интересом общественности к проблеме защиты окружающей среды и зарождающимся интересом академических институтов к экологии пресных вод, поддерживаемым такими учеными, как Макан, Хайнс, Ланд и Хокс, получила признание жизненно важная роль биологии пресной воды в области водного хозяйства. Число биологов, занятых в этой сфере, увеличилось, хотя общее число их продолжало оставаться сравнительно малым.

Возраставший спрос на воду, увеличение количества сбрасываемых в реки сточных вод и необходимость использования водо-

емов в рекреационных целях, привели к столкновению интересов разных организаций, в результате чего правительство решило реорганизовать водные службы, сократив их число. Было учреждено десять региональных водных управлений (рис. 1), ответственных за состояние водного хозяйства региона. Они начали функциони-



Рис. 1. Управления рек Англии и Уэльса.

1 — Юго-Западное, 2 — Уэльское национальное водное управление, 3 — Северо-Западное, 4 — Нортумбрийское, 5 — Йоркширское, 6 — Водное управление рек Северн и Трент, 7 — Водное управление Англии, 8 — Водное управление р. Темзы, 9 — Водное управление Эссекса, 10 — Южное.

ровать с 1/IV 1974 года. В этих ведомствах общее признание получили комплексный подход к решению проблем водного хозяйства и биологические исследования составляют значительную часть научных работ, хотя общее число штатных биологов все еще меньше по сравнению с другими специалистами. Общее число биологов, работающих в водных управлениях, сейчас составляет приблизительно 350 человек, хотя многие из них заняты на административных постах.

Водные управления могут пользоваться техническими услугами и консультациями главного Центра водных исследований

и других правительственных лабораторий. Биологическая пресноводная ассоциация и различные университеты продолжают играть важную роль в области фундаментальных исследований. Число промышленных организаций, компетентных в области биологии, незначительно. Среди них Центральное электроэнергетическое управление, осуществляющее биологический контроль рек, в которые поступают тепловые сбросы от электростанций.

В настоящем докладе в общих чертах говорится о исследованиях, проводимых водными управлениями, имеющими отношение к речному хозяйству, особое внимание уделяется Водному управлению Северо-Запада, где автор работает в качестве регионального биолога.

Водные управления ответственны за предотвращение загрязнения и сохранение качества воды в реках, водотоках и некоторых контролируемых эстуариях и имеют право устанавливать нормы на сброс сточных вод. С принятием нового законодательства ими контролируются и прибрежные воды.

Уже давно признано, что биологический контроль рек имеет особые преимущества и играет существенную роль в оценке качества воды при определении влияния сброса сточных вод и эффективности мер по их контролю и в получении данных, на основании которых может быть определен характер долгосрочных и краткосрочных изменений [7]. Этот контроль в разной степени осуществляется всеми водными управлениями и дополняет химические исследования, однако в отличие от последних биологический контроль до сих пор ограничивался в основном верхними участками рек и потоков, глубина которых незначительна (не более 1 м).

Основная причина этого в том, что в Англии и Уэльсе обычный контроль почти полностью основывался на использовании макробеспозвоночных в связи со сравнительной легкостью их сбора и определения, а также на наличии разных классификационных схем, основанных на макробеспозвоночных [3, 14], и до некоторой степени в недостатке специалистов по другим типам организмов. Кроме того, сам подход к отбору проб отличался консервативностью.

В результате, если для большинства мелководных горных рек имеется вполне достаточное количество данных, то общая биологическая картина рек в низинах и крупных рек недостаточно ясна из-за тенденции отбирать пробы только в мелководье. Углубление исследований за счет включения других групп организмов, таких, как простейшие, водоросли и макрофиты, а также усовершенствование методики отбора проб, позволили бы лучше понять экологию крупных рек страны. Советским биологам трудно должно быть понять нашу озабоченность относительно скудности наших знаний о наших больших реках, учитывая, что длина самой большой реки Англии Северн составляет всего 370 км, в то время как протяженность Волги — приблизительно 3800 км.

Несмотря на отмеченные выше недостатки, обследование рек, основанное на изучении фауны крупных беспозвоночных, соста-

вляет основную долю проводимых водными управлениями биологических работ и может быть использовано для получения общей информации, представляющей ценность для контроля за загрязнением. Это особенно верно по отношению к сбросу органических отходов. (Здесь следует отметить, что сами водные управления ответственны за очистку и удаление сточных вод.) Биологические данные дают возможность заранее сигнализировать об улучшении или ухудшении качества воды и этим способствуют перспективному планированию речного хозяйства на локальной, региональной и национальной основе [4]. В дополнение к этому можно было бы привести много примеров, говорящих о роли биологического контроля в обнаружении токсических веществ от промышленных и сельскохозяйственных источников, которые раньше нельзя было выявить химическим путем.

Общий биологический контроль сопровождается и полевыми, и лабораторными исследованиями специфических сбросов сточных вод. Одновременно отмечается отсутствие рыб в некоторых водоемах и наличие вредных обрастаний, например «гриба» сточных вод. Такие исследования необходимы, поскольку большинство рек Англии и Уэльса интенсивно используются.

Основным предметом специальных исследований является изучение влияния определенных сбросов или других воздействий с целью предсказаний изменений, которые могут произойти в случае принятия или непринятия тех или иных мер. Это создает особые затруднения в практической деятельности биолога, которому часто приходится устанавливать и обосновывать критерии или нормы для охраны водной среды, которые могут вызвать значительные финансовые затруднения для водных управлений. Поэтому неудивительно, что экспериментальный биологический подход еще не получил какого-либо развития, кроме как в правительственных лабораториях и Водном научно-исследовательском центре.

Некоторые водные управления, но не все, имеют в своем распоряжении средства для оценки острой токсичности сточных вод, используя рыб, но в основном это делается путем простых периодических проверок. Был предложен стандартный тест с использованием форели (*Salmo gairdneri*) [10]. Этот тест применяется для контроля сточных вод. В последнее время для выявления периодических источников загрязнения все чаще применяются рыбы, помещенные в садках в реку. Увеличивающееся использование рек в качестве источников питьевой воды побуждает интерес и к возможностям использования рыб как детекторов в автоматических сигнальных системах, подобно тому, как это делается в Европе [11] и в других местах [2]. Однако поскольку существуют практические трудности и многие ограничения, присущие методам определения токсичности при помощи рыб [1] многие водные управления передали решение этой проблемы в Водный научно-исследовательский центр или же возложили ответственность за определение показателей токсичности предполагаемых новых сбросов сточных вод на соответствующие промышленные предприятия.

Использование других организмов, помимо рыб, для определения острой токсичности сточных и речных вод ограничивается в основном простейшими, *Daphnia*, *Gammarus* и *Asellus* в простых периодических тестах.

Проявляющееся сейчас беспокойство по поводу долгосрочных хронических эффектов, вызываемых новыми и существующими ранее материалами, сбрасываемыми в реки, приводит к необходимости разработать более сложные методы. Это можно продемонстрировать на примере автоматической системы обнаружения загрязнений, основанной на использовании нитрифицирующих бактерий, которая разрабатывается сейчас водным управлением рек Северн и Трент [8], а также можно сослаться на тот интерес, который проявило Водное управление Северо-Запада к использованию водорослевых тестов для оценки влияния отходов на очистные процессы и размножение водорослей в речных системах, как это делается в США [5].

Хорошим примером значимости общих и специфических биологических исследований, используемых для установления причинности явлений, служат работы, проводимые некоторыми водными управлениями с целью изучения эвтрофикации речных систем. Доказательством эвтрофикации является появление обрастаний, состоящих из планктонных и нитчатых водорослей и макрофитов (*Ranunculus*), которые могут влиять на качество воды, нанести ущерб рыболовству и использованию водоема в рекреационных целях и ухудшить водоснабжение. Причиной этого, очевидно, является повышение количества биогенных веществ за счет сельскохозяйственных источников и более экстенсивной обработки сточных вод, хотя режим потока, климат и другие факторы также играют определенную роль, что вызывает необходимость в более широком биологическом подходе.

При обычном обследовании рек водными управлениями микробиология до сих пор играла незначительную роль или вовсе никакой роли не играла, за исключением тех случаев, когда водоем использовался как источник питьевой воды, например в Водном управлении р. Темзы. В связи с дальнейшим использованием рек в качестве источников питьевой воды, вызванным нехваткой водных ресурсов, и возросшим использованием рек в рекреационных целях, в частности, в связи с директивами, которые готовятся сейчас Европейским экономическим сообществом (ЕЭС), микробиология должна будет занять более ответственное место в водном хозяйстве.

Оценка бактерий коли как индикаторов фекального загрязнения производится старыми методами для всей питьевой воды. Однако в настоящее время исследования расширены и определяются такие организмы, как салмонелла, которые являются патогенными для человека и животных. Эти организмы загрязняют многие реки, поступая в них с обработанными и необработанными сточными водами (сточные воды в Великобритании перед сбросом не подвергаются какой-либо специальной дезинфекции), из сточного ила, ко-

торый оседает на почве, и от других источников, таких, как скот и птица. В будущем биологические работы, вероятно, будут включать и вирусологические исследования, хотя в настоящее время водные управления почти не располагают такими возможностями, за исключением Водного управления р. Темзы. Большинство работ в этой области проводилось до сих пор в медицинских лабораториях и лабораториях общественного здравоохранения.

В функции водных управлений, возложенные на них законом, входит как важная часть улучшение и развитие пресноводного рыболовства и охраны водной флоры и фауны. В этом значительная доля ответственности падает на ихтиологов и гидробиологов. Признано, что видовой состав рыб в реках является важным показателем качества воды. Рыболовство приобретает все большее значение как отдых и развлечение — в настоящее время число рыболовов-спортсменов достигает трех миллионов. Здесь следует отметить, что, несмотря на наличие органического числа коммерческих рыболовецких предприятий, занимающихся выловом мигрирующих лососевых, основную роль в эстуариях играет спортивное рыболовство. При этом лосось (*Salmo salar* L.) и форель (*Salmo trutta* L.) идут в пищу, но большинство рыболовов ловят менее ценную рыбу, в основном отряда карповых, т. е. леща (*Abramis brama* L.), плотву (*Rutilus rutilus* L.), красноперку (*Scardinius erythrophthalmus* L.) и ельца (*Leuciscus leuciscus* L.), и улов обычно возвращается обратно в реку. Такое неполное использование рыбных ресурсов может стать ограничивающим фактором для эффективного управления рыбным хозяйством, основанном на биологических принципах. Тем не менее управление пресноводным рыболовством, которое в общем не относится к сфере деятельности водных управлений и непосредственно не контролируется ими, осуществляется в настоящее время на более научной основе, чем это делалось раньше.

Водные управления обслуживают рыбное хозяйство, поддерживая качество воды в реках, обеспечивая охрану рыбных ресурсов и с помощью своих гидробиологов и ихтиологов организуют консультации по различным вопросам развития рыбного хозяйства. Исследования, проводимые в настоящее время, можно классифицировать следующим образом:

- 1) биологическая оценка среды обитания, проводимая одновременно с изучением качества воды и определением пригодности ее для определенных видов рыб,
- 2) рост и продукция рыбы в разных условиях обитания,
- 3) изучение влияния работ по осушению земель на речное рыболовство,
- 4) искусственное разведение рыб для заселения ими рек и озер,
- 5) пути миграции проходных рыб,
- 6) болезни и патология рыб.

Целью данного доклада не является подробное описание и рассмотрение различных ихтиологических исследований. Однако

интересно отметить роль Водного управления Северо-Запада в развитии станций автоматического подсчета рыб, что позволяет контролировать движение рыбы в зависимости от речных стоков [13], особенно в случаях, когда проектируются крупномасштабные отводы воды или зарегулирование стоков рек. Интересны также исследования по применению ультразвука для прослеживания мигрирующих рыб в крупных реках и эстуариях, которые были проведены вслед за работами, выполненными в Шотландии [15] и Канаде [12], с целью изучения поведения рыб в зависимости от некоторых факторов окружающей среды и от сброса в реки сточных вод.

Освоение водных ресурсов Англии и Уэльса, в частности использование рек для общественного водоснабжения и для переброски воды из одного водосборного района в другой, когда реки используются в качестве акведуков, дополняет картину об ответственности возложенной на водные управления и тесной взаимосвязи всех биологических исследований, о которых говорилось выше. Все большую озабоченность вызывают экологические последствия от перебросов воды, поскольку они вызывают значительные изменения режима потока и качества воды. В настоящее время разрабатываются предложения в области экологических исследований, которые должны начаться до начала работ по проектам переброски вод и осуществляться совместно водными управлениями, центральным правительством, Ассоциацией биологии пресной воды и университетами. Реализованные уже проекты переброски воды вызвали тревогу. Так, например, переброска воды в другой водосбор губительно сказалась на урожае чувствительных сельскохозяйственных культур, хотя вода специально не использовалась для орошения [6].

В данном докладе кратко описаны биологические ситуации, которые постоянно привлекают внимание гидробиологов, работающих в водных управлениях Англии и Уэльса. Гидробиологи вносят существенный вклад в управление речным хозяйством. Они сознают, что необходимо более глубоко познать естественные биологические процессы в реках, прежде чем станет возможным прогнозирование происходящих в них изменений, помимо общих эффектов загрязнения, непосредственно или косвенно вызванных деятельностью человека. Недавние обсуждения физической и биологической типизации незагрязненных рек позволяют наметить линию подхода к этому вопросу [9]. С этой целью было сделано предложение организовать национальную систему хранения биологических данных совместно с химическими и гидрологическими, собранными водными управлениями. Это может оказаться чрезвычайно полезным для будущих прогнозов состояния пресных вод.

И, наконец, на протяжении всего этого доклада говорилось об интенсивном и многостороннем использовании рек Англии и Уэльса и связанных с этим биологических многоплановых исследованиях.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Brown V. M. Advances in testing the toxicity of substances to fish.— "Chemistry and Industry", 1976, vol. 4, p. 143—149.
2. Cairns J., Dickson K. L., Westlake G. F. Continuous biological monitoring to establish parameters for water pollution control.— "Progress in Water Technology", 1975, vol. 7, N 5/6, p. 829—841.
3. Chandler J. R. A biological approach to water quality management.— "Water Poll. Control. London", 1970, vol. 69, N 4, p. 415—422.
4. Department of the Environment. Report of a River Pollution Survey of England and Wales, 1970. HMSO. London, 1972.
5. Greene J. C., Miller W. E., Shiroyama T., Maloney T. E. Utilisation of algal assays to assess the effects of municipal, industrial and agricultural wastewater effluents upon phytoplankton production in the Snake River System.— "Water, Air and Soil Poll", 1975, vol. 4, p. 415—434.
6. Guiver K. The Ely Ouse to Essex transfer scheme.— "Chemistry and Industry", 1976, N 4, p. 132—135.
7. Hellowell J. M. Biological surveillance and water quality monitoring. F. A. O. EIFAC/74/111-1. Paper presented at Aviemore, Scotland. May, 1974.
8. Holland G. J., Green A. Development of a gross pollution detector: Laboratory studies.— "J. Water Treat. Exam.", 1975, vol. 24, N 2, p. 81—99.
9. Jones H. R., Peters J. C. Physical and biological typing of unpolluted rivers. Paper to be presented at EIFAC Symposium on Biological Monitoring, Helsinki. June, 1976.
10. Ministry of Housing and Local Government. Fish toxicity tests HMSO., London, 1969.
11. Poels C. L. M. Continuous automatic monitoring of surface water with fish.— "J. Water Treat. Exam.", 1975, vol. 24, N 1, p. 46—56.
12. Stasko A. B. Progress of migrating Atlantic salmon (*Salmo salar*) along an estuary observed by ultrasonic tracking.— "J. Fish Biol.", 1975, vol. 7, p. 329—338.
13. Stewart L. River instrumentation as applied to fishery problems.— "J. Inst. Water Eng.", 1966, vol. 20, N 8, p. 523—536.
14. Woodiwiss F. S. Trent Biotic Index of Pollution. Second Quinquennial Abstract of statistics relating to the Trent Watershed. Trent River Authority, 1966.
15. Young A. H., Tytler P., Holliday F. G. T., MacFarlane A. A small sonic tag for measurements of locomotor behaviour in fish.— "J. Fish Biol", 1972, vol. 4, p. 57—65.

СРАВНИТЕЛЬНЫЙ ОБЗОР МЕТОДОВ АНАЛИЗА ДАННЫХ В БИОЛОГИЧЕСКОМ НАДЗОРЕ

Джон М. Хеллауэл

Водное управление рек Северн и Трент, Великобритания

ПРЕДИСЛОВИЕ

Опытные биологи могут сделать правильную оценку результатов единичного обследования, взглянув на список видов и их относительное или абсолютное обилие. При проведении широких обследований на многих станциях в течение длительного времени с целью разработки плана действий в региональном или общенациональном масштабе невозможно использовать все основные данные. Отсюда стремление сократить, сконцентрировать весь объем полученных данных и выдать его в понятной и сжатой форме [3]. Для этого необходимо представлять материал в виде резюме (сводки) (обычно это индекс). Хотя при этом неизбежна некоторая потеря информации, она компенсируется значительным выигрышем в охвате данных. Во многих случаях концентрация материала или его объективная оценка с помощью индекса могут придать вопросу новое понимание. Но, к сожалению, численные индексы могут вводить в заблуждение, особенно вследствие «математической псевдоточности» [12], когда чисто описательным индексам придается численное значение, после чего их подвергают статистическому анализу.

Среди первых попыток дать индексы для описания стадий ухудшения или восстановления состояния сообществ в проточных водах в ответ на органическое обогащение была «сапробная система» Колквитца и Марссона [24—26], которую за последние полвека усовершенствовали, расширяли и дополняли многие ученые Европы, включая Либмана [31] и Сладечека [45—47], причем Сладечек сделал довольно полный обзор по этому вопросу [49]. Резкая критика системы сапробности [7, 19] привела к созданию других систем [48], которые были менее формальны, хотя и основывались на идее использования характерных видов и сообществ в качестве индикаторов степени интенсивности органического обогащения.

Бик [4] и Фьердинстад [14] обобщили достижения в биологической оценке качества воды в Европе, особенно численные и статистические методы.

ИНДЕКСЫ ЗАГРЯЗНЕНИЯ

Почти все индексы загрязнения были выведены на основании наблюдений за постепенным исчезновением отдельных компонентов чистой биоты с увеличением нагрузки загрязняющих веществ. Коуз [28] разработал простой индекс «*Artenfehlbetrag*», или индекс видового дефицита, с помощью которого измеряется разница между числом видов животных, обнаруженных выше и ниже места стока, не учитывая изменений в относительном изобилии и реакцию отдельных видов. Другой индекс, предложенный Беком [2], основан на измерении разницы между числом «выносливых» и «чувствительных» видов, причем используется субъективная оценка предела их чувствительности к органическому загрязнению, но и здесь не принято во внимание относительное обилие видов. В других индексах используется соотношение между группами животных. Например, Кинг и Балл [23] предложили использовать соотношение сырого веса насекомых и тубифицид, но этот способ кажется весьма приблизительным и наивным, также, как и предложение Гуднайта и Уитли [15], в котором используется отношение тубифицид к другим макробеспозвоночным.

Бринкарст [5] считал возможным использовать индекс органического обогащения, полученный путем учета численности тубифицид и отношения численности *Limnodrilus hoffmeisteri* ко всем другим видам. Как известно, численность *L. hoffmeisteri* возрастает при органическом загрязнении. Но этот индекс может изменяться из-за сезонных изменений обилия этого вида.

Индексы, основанные на определении соотношений легко распознаваемых таксонов, могут быть пригодными для обнаружения трудно уловимых изменений качества воды в случае, когда один вид постепенно заменяет другой в условиях, где их выносливость к окружающей среде (толерантность) частично совпадает. Примеров этому мало, но в работе Хокса и Девиса [17] указывается, что отношение *Gammarus* к *Asellus* возможно является пригодным индикатором органического обогащения.

Кроме простых индексов, описанных выше, имеется несколько более сложных методов расчета индексов загрязнения, которые используют и такие параметры, как оценка относительного обилия каждого ключевого вида животных или группы, их чувствительность к загрязнению и их «надежность» в качестве индикаторов. При расчете индекса может приниматься во внимание общее разнообразие сообщества или, по крайней мере, распознавание общего числа всех присутствующих видов или высших таксонов. Так, например, для расчета биотического индекса р. Трент [56] необходимы только качественные данные, а для индексов Кноппа [27],

Пантле и Букка [39], Диттмара [10], Зелинки и Марвана [57] и Чендлера [8] требуются количественные или полуколичественные данные (относительное изобилие).

Индекс может быть получен из произведения баллов каждого фактора, а чтобы результат в меньшей степени зависел от размера пробы, его можно соотнести с изобилием организмов, выразив в виде частного. Выбор значений каждого фактора иногда очень субъективен, и используемые величины могут устанавливаться совершенно произвольно.

Одинаковые величины индекса могут быть получены для совершенно различных сочетаний факторов. Например, популяция из нескольких особей чувствительного к загрязнению вида может дать такой порядок величин, как и популяция из многих особей индифферентного к загрязнению вида.

Обычно индекс имеет ограниченную шкалу возможных величин и при крайних или центральных значениях его «чувствительность» может снижаться. Поэтому важно определить поведение индекса, применив его к известным условиям или искусственно подобранным данным с тем, чтобы понять его поведение.

И, наконец, необходимо отметить, что даже если основа индекса имеет экологическую ценность, отсюда не следует, что наблюдаемая величина индекса будет непременно вызвана той степенью загрязнения, для которой он был разработан. Например, низкая величина индекса, свидетельствующая об органическом загрязнении, может быть вызвана неблагоприятными физическими условиями, такими, как медленное течение, повышенная температура или даже токсические отходы. Поэтому применение индексов загрязнения без разбора может привести к ошибочным выводам.

ИНДЕКСЫ РАЗНООБРАЗИЯ

Индексы разнообразия сообществ основываются на положении, что структура нормального сообщества может изменяться из-за резких изменений окружающей среды и что степень изменения в структуре сообщества может быть использована для оценки интенсивности стресса в окружающей среде. Здесь нет необходимости делать предположения относительно природы стресса, в отличие от большинства индексов загрязнения, основным недостатком которых является то, что они получены из наблюдений за реакцией биоты на отдельные загрязняющие вещества, в основном органические отходы.

Уже давно замечено, что в типичных сообществах имеется несколько видов, которые присутствуют в изобилии, несколько видов, присутствующих в меньшем количестве, и много видов, которые представлены всего несколькими особями. Однако еще нет единого мнения относительно того, какая из предложенных моделей дает самое точное описание этого известного явления [40]. В качестве примера можно привести логарифмическую модель распре-

деления видов [13], модель log-нормального распределения [41] и модели с произвольным интервалом (например, модель Макартура [33]). Мэй [35] недавно предположил, что все эти модели являются частными случаями log-нормального распределения. Их ценность для биологических наблюдений заключается в том, что они дают основу для сравнения при изучении состояний стресса окружающей среды, поскольку по ожидаемому распределению изобилия видов можно измерить степень отклонений.

Маргалеф [34] и Менгиник [37] предложили простые индексы, показывающие соотношения между количеством видов и численностью особей, т. е. «видовое богатство». Распределение численности особей на вид применяется при расчете индексов Симпсона [44], Макинтоша [36] и индекса разнообразия информационной теории [43, 55]. Херстон [16] обобщил достоинства этих индексов, а Арчибальд [1] сравнил их с помощью тестов.

Помимо проблем, связанных с размером пробы, могут возникнуть затруднения при интерпретации результатов, полученных при применении индексов разнообразия. К примеру, Арчибальд [1] сделал вывод, что только большое разнообразие сообществ имеет отношение к качеству воды, так как низкое разнообразие может наблюдаться при хорошем качестве воды (по химическим критериям) и может возникнуть из-за неблагоприятных физических условий в данной среде обитания.

СРАВНИТЕЛЬНЫЕ ИНДЕКСЫ

Временные и пространственные изменения качества воды можно оценить сравнением двух или нескольких популяций или структур сообществ. Фитосоциологи разработали соответствующие методы для разграничения сообществ растений в пространстве и определения их возможной сукцессии во времени. При наблюдениях эти методы можно использовать для определения пространственной прерывности между сообществами, которую можно отнести за счет изменения окружающей среды, или для обнаружения и измерения временных изменений между двумя следующими друг за другом пробами.

Проще всего сравнить видовой состав сообществ. Имеется несколько индексов, но предпочтение отдается тем из них, которые сравнивают общие присутствующие виды [21, 29, 38, 52], поскольку отсутствие одинаковых видов может быть вызвано различными обстоятельствами и кажущееся сходство проб с похожими списками отсутствующих видов будет обманчивым.

Лучшее сравнение обеспечивается при применении сравнительных индексов, в которых используются данные об относительном или абсолютном изобилии видов (например, индексы Чекановского [9] и Раабе [42]). Пользуясь этими индексами, можно сравнивать две следующие друг за другом пробы или станции, но более полезным, по всей вероятности, может оказаться сравнение всех проб или станций при помощи матрицы.

Основные свойства некоторых индексов

Индекс	Автор	Тип данных	Уравнение	Диапазон значений		Примечание
				мин.	макс.	
Индексы загрязнения						
Видовой дефицит	Коуз [28]	QL	$I = \frac{S_u - S_d}{S_u} \cdot 100$	$\rightarrow \infty$	100%	S_u — число видов выше места стока, S_d — число видов ниже места стока. Ценность индекса снижается тем, что ниже места стока может оказаться больше видов, чем выше места стока
Модифицированный видовой дефицит	Хеллауэл [18]	QL	$I = \frac{S_u - S_m}{S_u} \cdot 100$	0	100%	S_m — число видов, которых нет на нижней станции. Индекс разрешает проблему, связанную с немодифицированным индексом
Относительная чистота	Кнопп [27]	QL	$I = \frac{\sum (0 + \beta)}{\sum (0 + \beta + \alpha + P)}$	0	$\rightarrow 1,0$	Применяется численность видов по классам сапробности: 0 — олигосапробные, β — бета-мезасапробные, α — альфа-мезасапробные, P — полиасапробные.
Сапробности	Пантле и Букк [39]	Semi - Qr	$I = \frac{\sum S_h}{\sum h}$	1,0	4,0	S — степень сапробности [31] (1 — олигосапробные, 4 — по-

	Зелинка и Марван [57]	Semi - Qr	$I = \frac{\sum a}{\sum hg}$	0	10	<p>лисапробные), h — изобилие (1 — редко, 3 — часто, 5 — в изобилии)</p> <p>a — сапробная валентность каждого из пяти сапробных классов (в сумме дает 10), g — значение индикатора (1 — 5; 5 — высокое значение), h — изобилие. Максимальный балл в каждом классе указывается на качество</p>
Биотический индекс р. Трент	Вудивисс [56]	QL	Выводится из представленной таблицы	0	10	Используется реакция ключевых организмов (макробеспозвоночных)
	Чендлер [8]	Semi - Qr	Сумма баллов из представленной таблицы	0	$\rightarrow \infty$	Используется реакция групп макробеспозвоночных, их относительное изобилие. Значение для чистой воды редко превышает 2500—3000
Загрязнения	Бек [3]	QL	$I = 2C_1 - C_2$	0	$\rightarrow \infty$	C_1 — число видов макробеспозвоночных, нечувствительных к умеренному органическому загрязнению, C_2 — число видов, чувствительных к умеренному органическому загрязнению. Значение индекса редко превышает 10

Индексы разнообразия						
Вильямса	Фишер и др. [13]	Qr	$S \approx \alpha \log_e \frac{N}{\alpha}$	$\rightarrow 0$	∞	S — число видов, N — число особей, α — индекс разнообразия. Получено из номограммы Фишера и др. [13]

Индекс	Автор	Тип данных	Уравнение	Диапазон значений		Примечание
				мин.	макс.	
Вильямса	✓ Менгиник [37]	Qr	$I = \frac{S}{\sqrt{N}}$	$\rightarrow 0$	$\rightarrow \infty$	S — число видов, N — число особей
	Маргалеф [34]	Qr	$I = \frac{S-1}{\log_e N}$	0	$\rightarrow \infty$	
	✓ Симпсон [44]	Qr	$I = \frac{\sum n_i (n_i - 1)}{N (N - 1)}$	0	1,0	n_i — число особей i -го вида. Чем выше значение, тем меньше разнообразие. Можно сравнить путем вычитания из 1 [40] или сложением квадратов пропорций видов [11]
Информационной теории	✓ Шеннон [43]	Qr	$I = - \sum_{r=1}^n pr \log_2 pr$	0	$\rightarrow \infty$	pr — пропорция особей, r -го вида ($r=1, 2, 3, \dots, 5$)
	✓ Макинтош [36]	Qr	$I = \sqrt{\sum_{i=1}^n n_i^2}$	1,0	$\rightarrow \infty$	n_i — число особей каждого вида
Последовательного сравнения	Кернс и др. [6]	Qr	$I = \frac{R}{N}$	$\rightarrow 0$	$\rightarrow \infty$	R — число изменений видов, N — общее число проанализированных видов. Может быть получен только путем анализа проб

Индексы сравнения

Коэффициент сходства	Жаккард [21]	QL	$I = \frac{c}{a+b-c}$	0	1,0	a — число видов в сообществе A , b — число видов в сообществе B , c — число общих видов
Сходства	Кульчинский [29]	QL	$I = \frac{c}{2} \left(\frac{1}{a} + \frac{1}{b} \right)$	0	1,0	То же
	Сёренсен [52]	QL	$I = \frac{2c}{(a+b)}$	0	1,0	„
	Маунтфорд [38]	QL	$I \approx \frac{2c}{2ab - (a+b)c}$	0	$\rightarrow \infty$	„
Раабе	Раабе [42]	Qr	$I = \sum_{\min(a,b, c, \dots, n)} (a, b, c, \dots, n)$	0	100%	a, b, c, \dots — минимальные значения каждого вида (%), общего для обоих сообществ
Дистанционное измерение	Чекановский [9]	Qr	$I = \frac{2W}{A+B}$	0	1,0	W — сумма меньших значений изобилия видов, общих для обоих сообществ, A и B — суммы значений изобилия, соответствующих сообществам A и B
	Сокаль [51]	Qr	$Djh = \sum_{i=1}^n (pi_j - pi_h)^2$	0	∞	Djh — расстояние между сообществами, pi_j — пропорция вида i в сообществе j , pi_h — пропорция вида i в сообществе h

Примечание. QL — качественные, Qr — количественные типы данных.

Еще одним полезным способом сравнения сообществ является «дистанционное управление» [50, 51], в котором изобилие видов в двух сообществах представлено в гиперпространстве с n измерениями и степень сходства этих сообществ определяется пространственным разделом между ними.

И, наконец, сообщества можно сравнивать с помощью методов ранжирования, в которых величины относительной «важности» вида в каждом сообществе классифицируются и затем сравниваются [22, 53]. Этот подход обладает тем преимуществом, что необходимо измерять только относительную важность видов, тем самым значительно сокращая трудности при отборе проб. Однако возможно, что сообщества с несхожими структурами могут иметь идентичное упорядочение.

ЭФФЕКТИВНОСТЬ ИНДЕКСОВ

Сейчас нет возможности дать оценку относительной эффективности и пригодности всех вышеупомянутых индексов (табл. 1).

Нами было проведено сравнение эффективности некоторых индексов, результаты которого будут опубликованы позднее [18]. В этом разделе будут приведены результаты сравнения, основанного на двух сериях данных (пространственных и временных). Данные серии пространственного изучения получены в результате наблюдений за макробеспозвоночными в загрязненной р. Катон южного Уэльса [31], а временные — из девятилетних наблюдений, проведенных Хайнсом [20] в незагрязненной горной р. Деруэнт.

В средней части р. Кайнон (рис. 1) качество воды быстро ухудшалось, и это позволило проверить эффективность индексов. В р. Деруэнт в течение шести лет поддерживалась чрезвычайно устойчивая фауна, но в 1961 г. исчезло несколько важных видов и в изобилии развились некоторые другие виды *Baetis* (табл. 2). Это внезапное изменение также послужило на пользу сравнения индексов.

Таблица 2

Таксоны, найденные в изобилии в р. Деруэнт. Расчет сделан по данным Хайнса [20]

Таксон	Год								
	1955	1956	1957	1958	1959	1960	1961	1962	1963
<i>Rhithrogena</i>	743	494	512	415	203	160	2	2	2
<i>Amphinemura</i>	293	573	580	199	110	112	11	2	120
<i>Isoperla</i>	110	308	113	70	90	109	5	0	0
<i>Esolus</i>	254	54	107	16	357	165	482	351	133
<i>Orthocladiinae</i>	336	335	110	65	746	127	26	53	121
<i>Hydropsyche</i>	0	18	117	99	206	202	0	0	7
<i>Baetis</i>	168	115	1153	58	400	46	4448	1297	552

На рис. 2 приводятся результаты использования обычных биологических параметров, таких, как общее количество особей, численность или изобилие таксонов. Эти результаты весьма поучительны. Отчетливо заметное увеличение плотности фауны на р. Кайнон вниз по течению от станции 4 в основном за счет олигохет и хирономид и исчезновение *Ephemeroptera* (кроме *Baetidae*) указывают на изменение среды обитания, вызванное увеличением

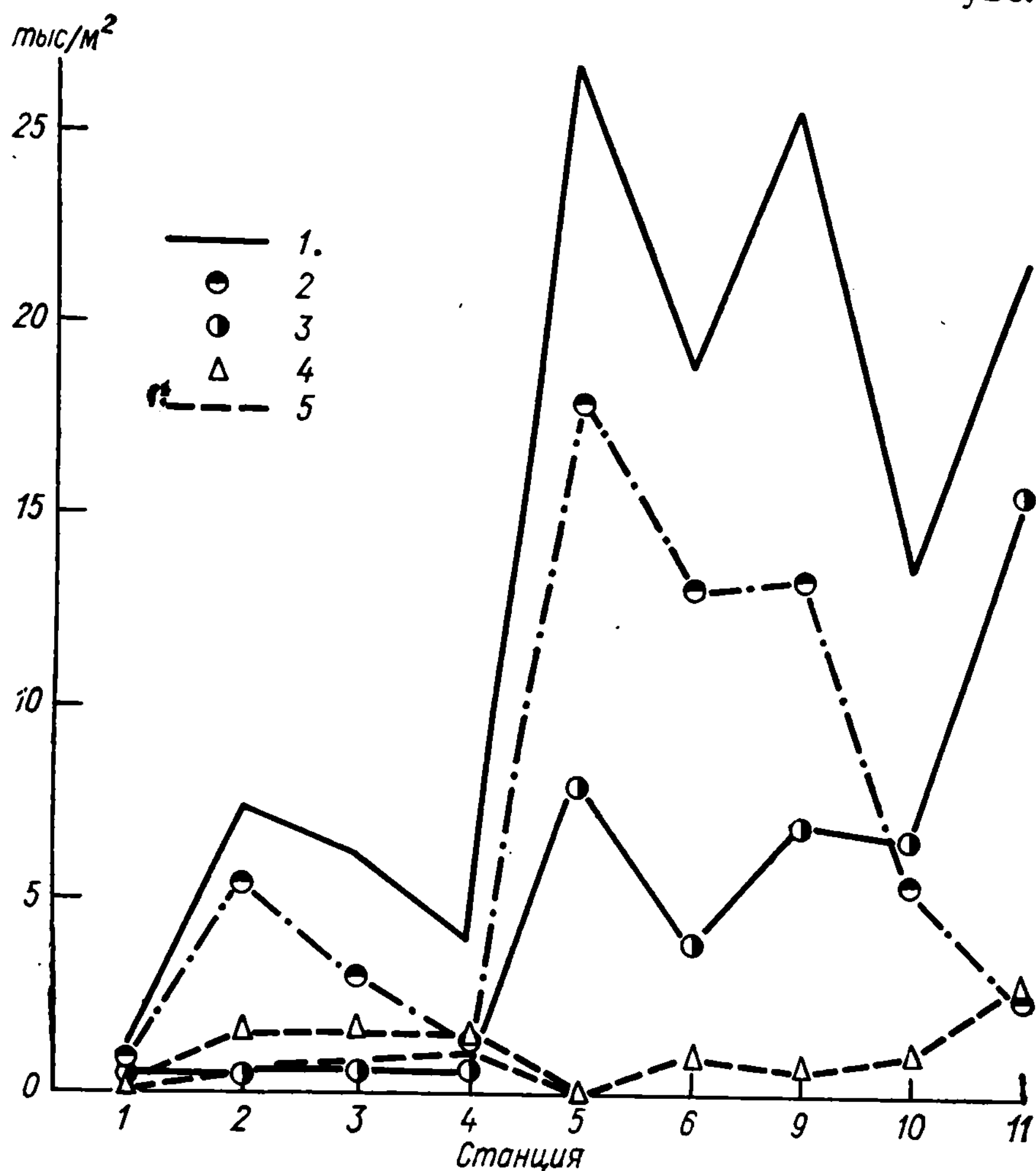


Рис. 1. Общее количество макробеспозвоночных и количество их основных групп на 1 м² (тыс. м²) для каждой станции на р. Кайнон, по данным Лернера и др. [30].

1 — всего, 2 — *Chironomidae*, 3 — *Oligochaeta*, 4 — *Plecoptera* и *Ephemeroptera*, 5 — *Plecoptera* и *Ephemeroptera*, за исключением *Baetis*.

содержания органических веществ и взвешенных твердых частиц (рис. 2). Распределение численности таксонов также находилось в соответствии с уровнем качества воды, включая искусственные группы, такие, как группы биотического индекса р. Трент, на основные их категории проявили недостаточную чувствительность. Число видов хорошо коррелируется с числом родов и семейств ($p < 0,001$ и $p < 0,02$ соответственно). «Бедность» видов на верхних станциях, где качество воды достаточно хорошее, объяснялось неблагоприятными физическими условиями и низким содержанием питательных веществ. Изменения в структуре сообщества

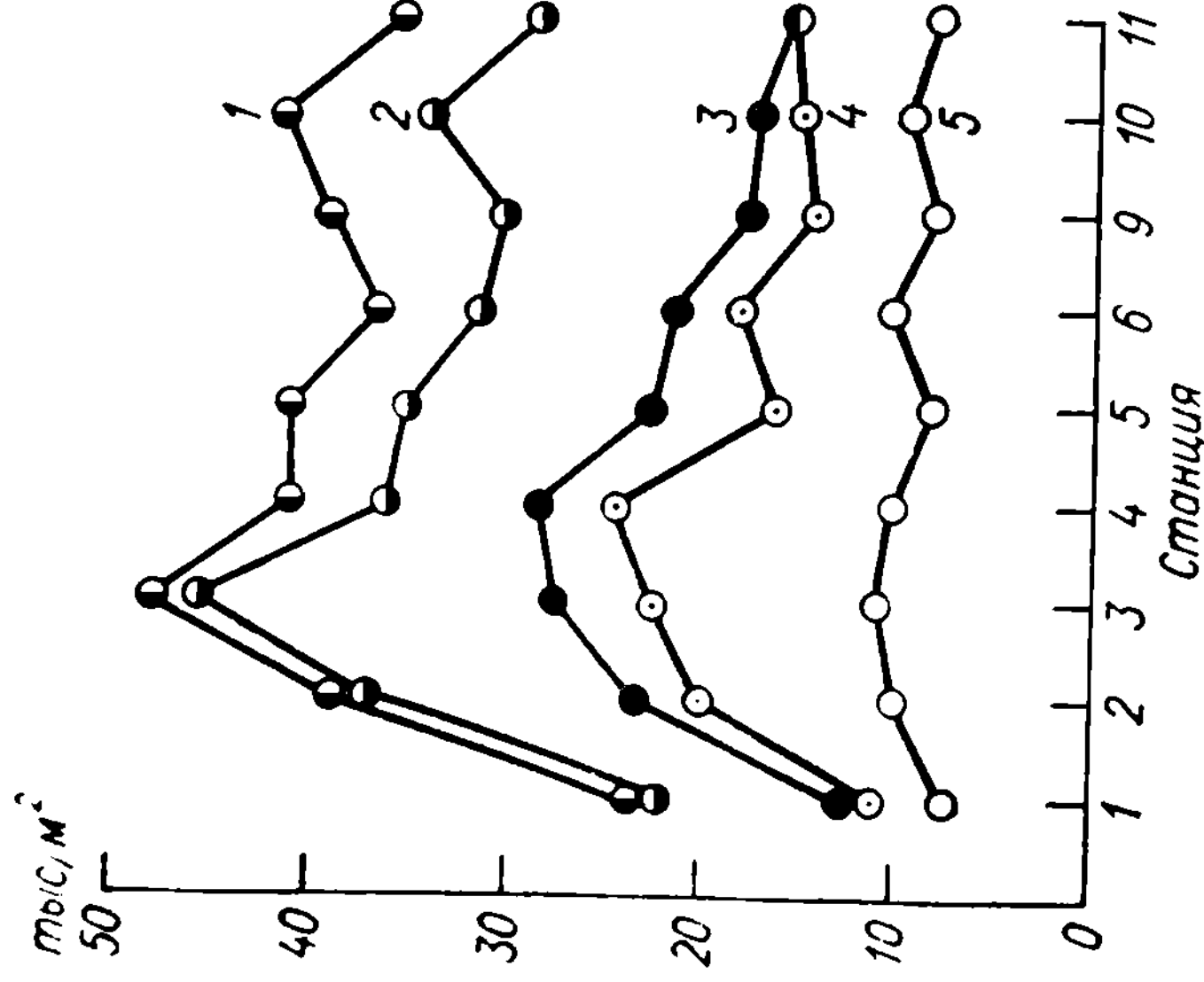


Рис. 2. Численность (тыс. м²) пяти уровней макробеспозвоночных в р. Кайнон, по данным Лернера и др. [30].

1 — вид, 2 — род, 3 — семейство, 4 — группы для определения биотического индекса р. Трент, 5 — основные категории для определения биотического индекса р. Трент составлялись согласно рекомендациям Вудливисса. Основные категории включают: *Coelenterata*, *Platyhelminthes*, *Oligochaeta*, *Hirudinea*, *Crustacea*, *Plecoptera*, *Coleoptera*, *Chironomidae*, *Simuliidae*, *Arachnida* и *Mollusca*.

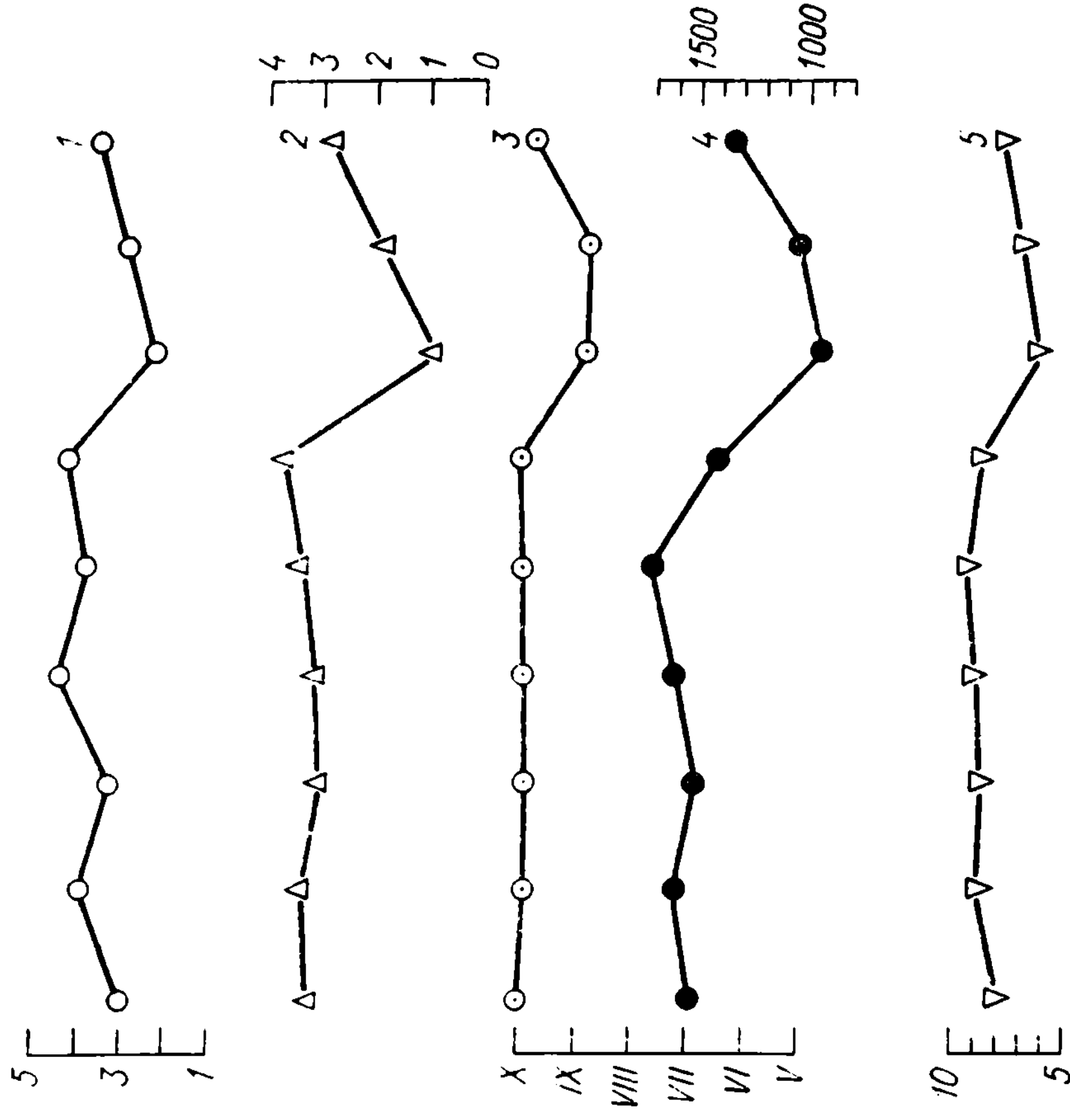


Рис. 3. Результаты применения нескольких индексов с данными Хайнса для р. Деруэнт.

1 — индекс а Вильямса, 2 — индекс разнообразия Шеннона, 3 — биологический индекс р. Трент, 4 — биотический балл [8], 5 — коэффициент Жаккарда [21], 6 — коэффициент Чекановского [9]

в р. Деруэнт становится очевидным, если рассматривать общее количество особей и таксонов (рис. 3).

Индекс эффективности оценивался сравнением направления и относительной величины изменений, полученных в результате подробного предварительного исследования основных данных с учетом общей тенденции, которая проявилась, когда производился субъективный комплексный анализ. Этот подход считался довольно действенным, поскольку основная цель применения индексов заключается в быстром составлении сводки данных, которая иначе может быть получена лишь путем длительного субъективного анализа. Если же, кроме того, при применении нескольких различных методик получалась последовательная картина, то вполне резонно было поставить под сомнение любой другой метод, который не дал сходных результатов, хотя, возможно, что сама запись была ненадежной или неправильной. На рис. 3 приведены примеры результатов, полученных с применением различных индексов. В табл. 3 дается сводка результатов сравнения различных индексов с помощью тестов с указанием ожидаемой эффективности каждого индекса, его пригодности, необходимого уровня таксономических знаний и легкости при расчетах.

Таблица 3

Результаты сравнения эффективности нескольких методов обработки данных и индексов по рекам Кайнон [31] и Деруэнт

Индекс или метод	Ожидаемая эффективность	Полезность с точки зрения управления водным хозяйством	Необходимый уровень таксономических знаний	Легкость расчета	Субъективная оценка действительной эффективности по данным испытаний	
					р. Кайнон	р. Деруэнт

Основные данные

Количество особей
Число особей в данном таксоне
Число таксонов
Видов	—
Высших таксонов						

Индексы загрязнения

Видовой дефицит [28]	—
Сапробная система	—	—	—
Относительная частота [27]	—	—
Сапробный индекс						
Пантле и Букка [39]	—	.
Зелинки и Марвана [57]	—	.
Биотический индекс р. Трент [56]
✓ Биотический балл [8]

Индекс или метод	Ожидаемая эффективность	Полезность с точки зрения управления водным хозяйством	Необходимый уровень таксономический знаний	Легкость расчета	Субъективная оценка действительной эффективности по данным испытаний	
					р. Кайнон	р. Деруэнт

Индексы разнообразия

Логарифмически нормальное распределение [41]
Индекс Вильямса						
Фишер и др. [13]
Маргалеф [34]
Менгиник [37]
✓ Симпсон [44]
Индекс информационной теории						
Шеннон [43]
Макинтош [36]
Индекс последовательного сравнения [6]	—	

Индексы сравнения

Коэффициент сходства						
Жаккард [21] 1	..
Кульчинский [29]	—
Сёренсен [52]	—
Маунтфорд [38]
Раабе [42]	—
✓ Чекановский [9] 2	...
Дистанционное измерение [5]	—
Коэффициент связи T [32]	—	.
Коэффициент упорядоченной корреляции [53] 2
Коэффициент упорядоченной корреляции Tau [22] 2

¹ При использовании полной матрицы, в противном случае результаты плохие.

² Даже лучше с использованием полной матрицы.

РЕКОМЕНДАЦИИ

Основываясь на целой серии тестов, можно дать следующие рекомендации относительно способов анализа данных.

1. Наиболее полезным индексом загрязнения является, по-видимому, модифицированная форма биотического балла [8].

2. Поскольку на индекс разнообразия информационной теории, видимо, сравнительно мало влияет таксономический уровень, он, вероятно, является наиболее часто применяемым из индексов разнообразия.

3. Коэффициенту Чекановского [9], отдается предпочтение, если имеются количественные данные, в противном случае приемлемым сравнительным индексом считается коэффициент Жаккарда [21].

Там, где это возможно, для каждой станции или для каждой пробы желательно иметь как биотический балл, так и индекс разнообразия.

Автор выражает признательность г-ну В. Ф. Лестеру, заведующему научным отделом в Водном Управлении рек Северн и Трент за поддержку и за разрешение представить данный доклад. Однако высказанные в докладе идеи автора не обязательно будут разделены другими представителями Управления.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Archibald R. E. M. Diversity in some South African diatom associations and its relation to water quality.— "Water Res.", 1972, vol. 6, p. 1229—1238.
2. Beck W. M. Studies in stream pollution biology. I. A simplified ecological classification of organisms.— "Q. J. Florida Acad. Sci.", 1954, vol. 17, p. 211—227.
3. Beck W. M. Suggested method for reporting biotic data.— "Sewage Indust. Wastes", 1955, vol. 27, p. 1193—1197.
4. Bick H. A review of Central European method for the biological estimation of water pollution levels.— "Bull. World Health Org.", 1963, vol. 29, p. 401—413.
5. Brinkhurst R. O. The Tubificidae (Oligochaeta) of polluted waters.— "Verh. Int. Verein. Theor. Angew. Limnol.", 1966, vol. 16, p. 854—859.
6. Cairns J., Albaugh D. W., Bussey F., Chancy M. D. The sequential comparison index — a simplified method for non-biologists to estimate relative differences in biological diversity in stream pollution studies.— "J. Water Pollut. Control Fed.", 1968, vol. 40, p. 1607—1613.
7. Caspary H. & Schulz H. Studien zur Wertung der Saprobien system. Erfahrungen an einem Stadtkanal Hamburgs.— "Int. Rev. Ges. Hydrobiol", 1960, vol. 45, p. 535—565.
8. Chandler J. R. A biological approach to water quality management.— "Water Pollut. Control London", 1970, vol. 69, p. 415—422.
9. Czekanowski J. Zarys metod statystycznych. Warsaw, 1913.
10. Dittmar H. Die quantitative Analyse der Fließwasser — Benthos. Anregungen zu ihrer methodischen Anwendung und ihre praktische Bedeutung.— "Arch. Hydrobiol. Suppl.", 1955, Bd. 22, S. 285—300.
11. Duffey E. An ecological analysis of the spider fauna of sand dunes.— "J. Animal Ecol.", 1968, vol. 37, p. 641—674.
12. Elster H. J. Über die limnologischen Grundlagen der biologischen Gewässer — Beurteilung in Mitteleuropa.— "Verh. Int. Verein. Theor. Angew. Limnol.", 1966, vol. 16, p. 759—785.
13. Fischer R. A., Corbett A. S. & Williams C. B. The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population.— "J. Animal Ecol.", 1943, vol. 12, p. 42—58.
14. Fjerdingstad E. Pollution of streams estimated by benthic phytomicroorganisms. I. A saprobic system based on communities of organisms and ecological factors.— "Int. Rev. Ges. Hydrobiol", 1964, vol. 49, p. 63—131.
15. Goodnight C. J. & Whitley L. S. Oligochaetes as indicators of pollution.— "Proc. Am. Waste Conf. Purdue Univ.", 1960, vol. 15, p. 139—142.
16. Hairston N. G. Species abundance and community organization.— "Ecology", 1959, vol. 40, p. 404—416.
17. Hawkes N. A., Davies L. J. Some effects of organic enrichment on benthic invertebrate communities in stream riffles.— In: The scientific management of animal and plant communities for conservation. Blackwell, Oxford, Duffey & Watts, 1971.
18. Hellawell J. M. Biological surveillance of rivers. Water Research Centre, Medmenham and Stevenage. В печати.

19. Hynes H. B. N. The biology of polluted waters. Liverpool Univ. Press, 1960, 202 p.
20. Hynes H. B. N. The ecology of running waters. Liverpool Univ. Press, 1970, 555 p.
21. Jaccard P. The distribution of the flora in the alpine zone.—“New Phytol.”, 1912, N 11, p. 37—50.
22. Kendall M. G. Rank correlation methods. London, Griffin & Co Ltd., 1962, 199 p.
23. King D. L. & Ball R. C. A quantitative biological measure of stream pollution.—“J. Water Pollut. Cont. Fed.”, 1964, vol. 36, p. 650.
24. Kolkwitz R. & Marsson M. Grundsätze für die biologische Beurteilung des Wassers nach seiner Flora und Fauna. Mitt. a. d. Kgl Prüfungsanst. f. Wasserversorg. u. Abwässerbeseitigung zu Berlin, 1902, 1: 33—72.
25. Kolkwitz R. & Marsson M. Ökologie die pflanzlichen Saprobien. Ber., d. Deut. Bot. Gesell., 1908, 26: 505—519.
26. Kolkwitz R. & Marsson M. Ökologie der tierischen Saprobien.—“Int. Rev. Ges. Hydrobiol.”, 1909, vol. 2, p. 126—152.
27. Knopp H. Ein neuer Weg zur Darstellung biologischer Vorfluteruntersuchungen, erläutert an einem Gütelängsschnitt des Mains.—“Wasserwirtsch.”, 1954, Bd 45, S. 9—15.
28. Kothe P. Der “Artenfehlbetrag”, ein einfaches Gutekriterium und seine Anwendung bei biologischen Vorflutersuntersuchungen Dt. Gewässerkundl. Mitt., 1962, 6: 60—65.
29. Kulezyski S. Die Pflanzenassoziationen der Pienien.—“Bull. Int. Acad. Pol. b Suppl.”, 1928, vol. 2, p. 57—203.
30. Learner M. A., Williams R., Harcup M. & Hughes B. D. A survey of the macro-fauna of the River Cynon, a polluted tributary of the River Taff (South Wales.—“Fresh water Biology”, 1971, vol. 1, p. 339—367.
31. Liebmann H. Handbuch der Frischwasser und Abwasserbiologie. Munich, 1951, 2nd Ed. 1962.
32. Looman J., Campbell J. B. Adoption of Sorensen's K (1948) for estimating affinities in prairie vegetation.—“Ecology”, 1960, vol. 41, p. 409—416.
33. MacArthur R. M. On the relative abundance of bird species.—“Proc. Nat. Acad. Sci.”, 1957, vol. 43, p. 193—195.
34. Margalef R. Diversidad de especies en las comunidades naturales. Publ. Inst. Biol. apl., Barcelona, 1951, 6: 59—72.
35. May R. M. In: Ecological stability (Workshop Papers), Usher and Williams (Eds), Chapman & Hall, London, 1974, 196 p.
36. McIntosh R. P. An index of diversity and the relation of certain concepts to diversity.—“Ecology”, 1967, vol. 48, p. 392—404.
37. Menhinick E. F. A comparison of some species—individuals diversity indices applied to samples of field insects.—“Ecology”, 1964, vol. 45, p. 859—861.
38. Mountford M. D. An index of similarity and its application to classificatory problems.—In: Progress in Soil Zoology. Murphy P. W., Ed. Butterworths, London, 1962. 398 p.
39. Pantle R. & Buck H. Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse.—“Gas- und Wasserfach”, 1955, Bd 96, S. 604.
40. Pielou E. C. An introduction to mathematical ecology. Wiley-Interscience, New York, 1969. 286 p.
41. Preston F. W. The commonness and rarity of species.—“Ecology”, 1948, vol. 29, p. 254—283.
42. Raabe E. W. Über den “Affinitätswert” in der Pflanzensoziologie. Vegetario, Haag, 1952, 4: 53—68.
43. Shannon C. E. A mathematical theory of communication. Bell Systems. Tech. J., 1948, 27: 623—656.
44. Simpson E. H. Measurement of diversity.—“Nature”, 1949, vol. 163, p. 688.
45. Sladeczek V. The future of the saprobity system.—“Hydrobiologia”, 1965, vol. 25, p. 518—537.
46. Sladeczek V. Water quality system.—“Verh. Int. Verein. Theor. Angew. Limnol.”, 1966, vol. 16, p. 809—816.

47. Sladeczek V. The ecological and physiological trends in the saprobiology.— "Hidrobiologia", 1967, vol. 30, p. 513—526.
48. Sladeczek V. The reality of three British biotic indices.— "Water Res.", 1973, vol. 5, p. 1135—1140.
49. Sladeczek V. System of Water quality from the biological point of view.— "Arch. Hydrobiol. (Ergebn. Limnol.)", 1973, Bd 7, S. 1—218.
50. Sokal R. R. Distance as a measure of taxonomic similarity.— "Syst. Zool.", 1961, vol. 10, p. 71—79.
51. Sokal R. R., Sneath P. H. A. Principles of numerical taxonomy. San Francisco, Freeman, 1963. 259 p.
52. Sorensen T. A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content and its application to analyses of the vegetation on Danish commons. Biol. Skr. (K. danske, vidensk. Selsk. N. S.), 1948, Bd 5, p. 1—34.
53. Spearman C. Correlations of sums and differences.— "Brit. J. Psychol". 1913, vol. 5, p. 417—426.
54. Warren C. E. Biology and water pollution control. Saunders, Philadelphia, 1971. 434 p.
55. Wilhm F. L., Dorris T. C. Biological parameters for water quality criteria. 1968.
56. Woodiwiss F. S. The biological system of stream classification used by the Trent River Board.— "Chemistry & Industry", 1964, vol. 11, p. 443—447.
57. Zelinka M., Marvan P. Bemerkung zu neuen Methoden der saprobiologischen Wasserbeurteilung.— "Verh. Int. Verein. Theor. Angew. Limnol.", 1966, vol. 16, p. 817—822.

ОПЫТ ПРИМЕНЕНИЯ РАЗНЫХ СИСТЕМ БИОЛОГИЧЕСКОЙ ИНДИКАЦИИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОД

*Г. Г. Винберг, А. Ф. Алимов, Е. В. Балушкина,
В. Н. Никулина, Н. П. Финогенова, С. Я. Цалолихин*

Зоологический институт АН СССР, СССР

В Советском Союзе пока нет общепринятой системы оценки загрязнения вод по гидробиологическим показателям. До последнего времени, так же как в ряде европейских стран (Чехословакия, ФРГ, ГДР), наибольшее распространение имела система индикаторных организмов Колквитца и Марсона в модификациях Зелинки и Марвана, Пантле и Букка, Сладечека. В настоящее время начата работа по сравнительной оценке разных методов гидробиологического анализа загрязнения вод. При этом следует иметь в виду, что гидробиологический анализ может применяться с двумя существенно разными целями: с одной стороны, для получения сведений, дающих сравнительную оценку качества вод в данное время, с другой — для получения материалов, объективно характеризующих состояние водных экосистем и предназначенных для длительного хранения и последующего использования с целью констатации и изучения долговременных изменений.

Сравнительная оценка разных систем гидробиологического анализа загрязненных вод была сделана коллективом лаборатории пресноводной и экспериментальной гидробиологии Зоологического института АН СССР (заведующий проф. Г. Г. Винберг). С этой целью в 1973—1975 гг. гидробиологические пробы были взяты на 26 участках (станциях) разной степени загрязнения на нескольких реках Ленинградской (Ижора, Луга, Вуокса), Калининградской (реки системы р. Преголя) областей и на р. Москве. На всех реках пробы собирались в июле и августе, за исключением р. Ижоры, которая рассматривалась как модельная, где пробы отбирались восемь раз во все сезоны года. Были детально обработаны пробы фитопланктона и перифитона (В. Н. Никулина), планктонных инфузорий (Т. В. Хлебович), зоопланктона (М. Б. Иванова, Л. А. Кутикова, А. В. Макрушин) и зообентоса (А. Ф. Алимов, Н. П. Финогенова, Е. В. Балушкина, С. Я. Цалолихин). Степень загрязнения воды на каждой из станций была охарактеризована по гидрохимическим (Н. Г. Озерецковская, В. В. Бульон) и бак-

териологическим данным (М. В. Фурсенко). При этом определялись прямым счетом общее число бактерий, количество гетеротрофов (счет колоний на МПА) и гетеротрофная активность методом Хобби и Райта. Из шести классов загрязненных вод на изученных станциях были представлены классы II—V, т. е. не было встречено очень чистых (класс I) и очень грязных (класс VI) вод.

Применение разных модификаций метода индикаторных организмов сапробности (методы Кноппа, Пантле и Букка, Зелинки и Марвана, Ротшайна, Сладечека) к материалам по фитопланктону, инфузориям планктона, коловраткам и ракообразным зоопланктона привело, в общем, к очень сходным оценкам качества вод. Можно сказать, что по составу планктона эти методы в целом достаточно правильно отражают разную степень загрязненности изученных участков разных рек, но хуже передают различия между отдельными станциями на одной реке. Это особенно существенно при слабом загрязнении, что естественно ограничивает возможности применения методов индикаторных организмов сапробности. Наиболее удобным, применительно к организмам планктона, оказался метод Сладечека [5], вернее предложенная им модификация метода Пантле и Букка.

К совершенно другой оценке возможности применения методов индикаторных организмов сапробности привели результаты обработки материалов по зообентосу. Как оказалось, в условиях СССР предложенные системы индикаторных организмов во многих случаях не применимы. Одна из причин этого — различия фаун среднеевропейских и наших рек. Так, например, в таблице индикаторных организмов [5] приводятся 132 вида организмов макробентоса. Из 170 видов бентосных животных, встреченных в наших сборах, только 17 видов имеются в вышеуказанной таблице. Среднее количество индикаторных организмов в пробе обычно не превышало 28%. На некоторых станциях в реках Москве и Вуоксе в зообентосе вообще отсутствовали индикаторные организмы. Различия в фауне и количестве установленных индикаторных видов будут еще более существенны для районов Дальнего Востока, Камчатки, Сахалина, Средней Азии, Кавказа и т. п.

Трудно согласится с теми значениями сапробных валентностей и индикаторного веса, которые в системе Зелинки и Марвана приводятся для тубифицид *Tubifex tubifex*, *Limnodrilus hoffmeisteri*, *Potamothrrix moldaviensis*. Первые два вида указаны как характерные для α и β -сапробной зон, последний — только для α -сапробной зоны. В то же время известно, что все они типичны и для β -сапробной зоны, а *T. tubifex* — один из ведущих видов олигохет в олиготрофных озерах.

Другие разновидности системы Колквитца и Марссона (Кноппа, Пантле и Букка) с произвольной оценкой численности организмов не представляются удовлетворительными применительно к макробентосу. Понятия «много», «мало» и т. д., используемые в этих системах, для разных организмов будут иметь различные значения, что не всегда может быть квалифицировано однозначно.

Довольно широкое применение для оценки степени загрязнения по составу донных животных получили индексы, основанные на использовании в качестве индикаторов крупных таксонов. Давно замечено, что, например, некоторые группы водных личинок насекомых встречаются в чистых водах, а олигохеты, напротив, легко переносят загрязнения и достигают большой численности в обогащенных органикой грунтах. Поэтому неудивительно, что наиболее распространены индексы, учитывающие численность или биомассу олигохет или отдельных их видов [1—3, 7, 8], или отношение биомассы насекомых и олигохет [4].

Оценка степени загрязнения изученных участков рек с помощью этих индексов показала, что некоторые из них, вероятно, справедливы только для тех водоемов, для которых они были предложены (Американские Великие озера, Боденское озеро, реки Даугава, Лиелупе). Индекс Кинга и Болла ($B_{\text{насекомых}}/B_{\text{олигохет}}$) не учитывает сезонную динамику численности личинок насекомых и при одноразовых сборах может привести к неверной оценке. Заслуживает внимания индекс, предложенный Цаннером, в котором учитывается численность олигохет *T. tubifex* и рода *Limnodrilus*. В нем своеобразно учтена сезонная динамика численности олигохет.

Для биологического анализа загрязнения вод по составу донных животных наиболее перспективным представляется метод, предложенный Вудивиссом [6], разработанный для р. Трент. Несомненное достоинство этого метода заключается в том, что в нем объединяются принципы индикаторного значения отдельных таксонов (немногих, в отличие от списков индикаторных организмов) и принцип уменьшения разнообразия фауны в условиях загрязнения, т. е. наиболее часто наблюдаемая последовательность исчезновения из биоценозов отдельных групп животных по мере увеличения загрязнения. Важно, что в системе Вудивисса понятие «группа» животных довольно широкое. Для одних — отдельные виды (личинки *Plecoptera*, *Ephemeroptera*), для других — крупные таксоны (например, семейство тубифицид). Вместе с тем в этой системе находит отражение упрощение трофических связей по мере загрязнения, например уменьшение или исчезновение хищных животных.

Оценив наши данные по методу Вудивисса, мы нашли, что они довольно объективно отражали реально сложившиеся ситуации в обследованных участках рек. Достаточно сказать, что рассчитанные значения биотического индекса хорошо коррелировали с такими химическими показателями загрязнения, как БПК₅, бихроматная окисляемость воды (рис. 1, 2). Из рис. 1 и 2 видно, что величина этого индекса закономерно уменьшается с увеличением окисляемости воды и БПК₅.

Особенно важно, что такой весьма существенный для распределения донных животных фактор, как тип грунта, не маскировал оценку степени загрязнения участков рек при использовании для этих целей метода Вудивисса. Так, пробы, взятые на наиболее чистой станции с ила, оценивались той же величиной индекса, что и взятые на той же станции с камней. Пробы с одного типа грунта,

но на участках, различающихся по степени загрязнения, отличались между собой по величине этого индекса.

Мы считаем, что метод Вудивисса позволяет с достаточной надежностью оценить степень загрязнения различных участков рек. Большое его достоинство в сравнительной простоте. Он не требует обязательного видового определения донных животных. В то же время, применяя этот метод, необходимо иметь в виду, что в условиях разреженной фауны, особенно на чистых песках, для более правильной оценки следует отбирать больше проб. В противном

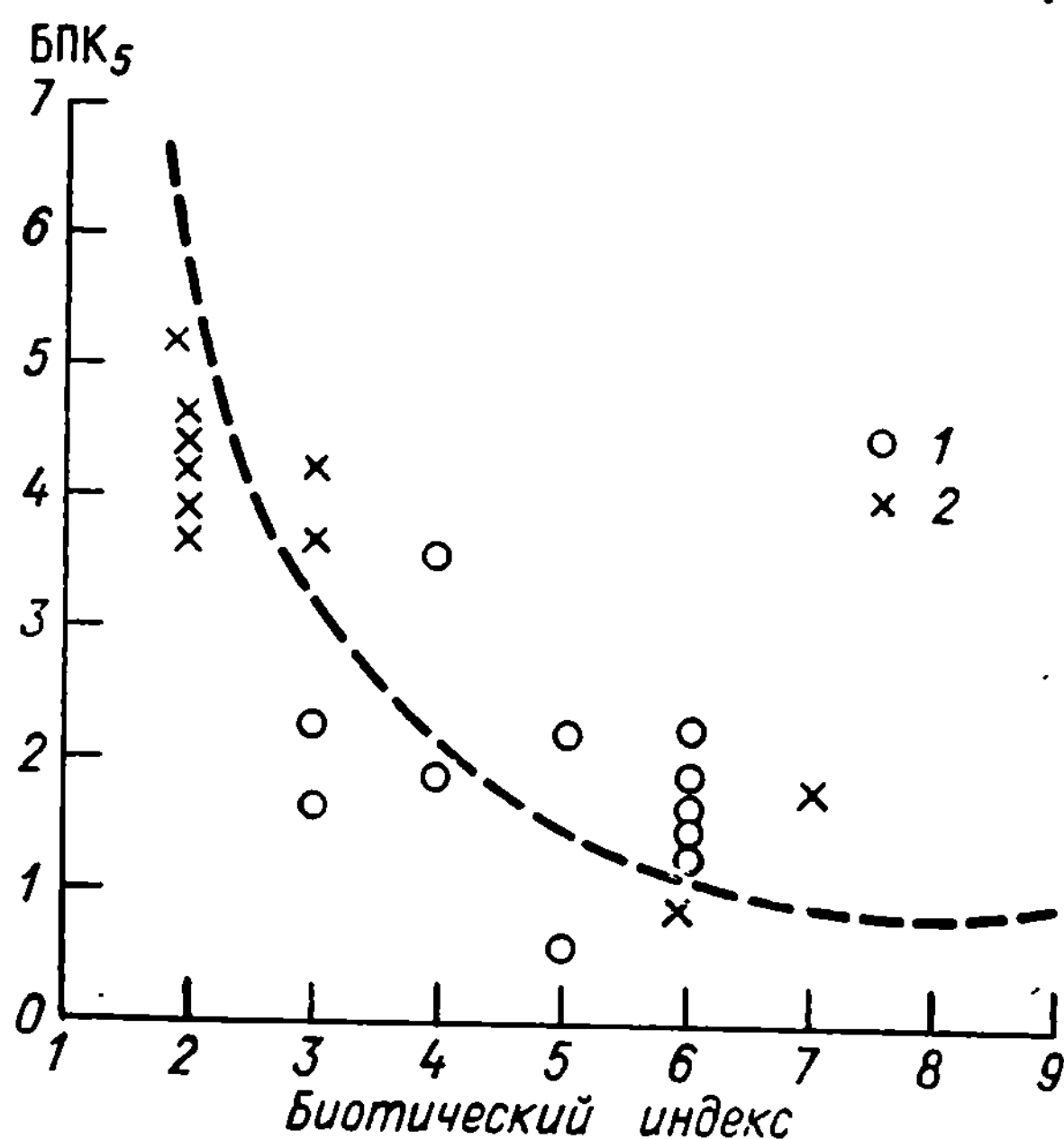


Рис. 1. Связь биотического индекса по Вудивиссу со значениями БПК₅ (мгО₂/л) воды в различных реках (1, 2).

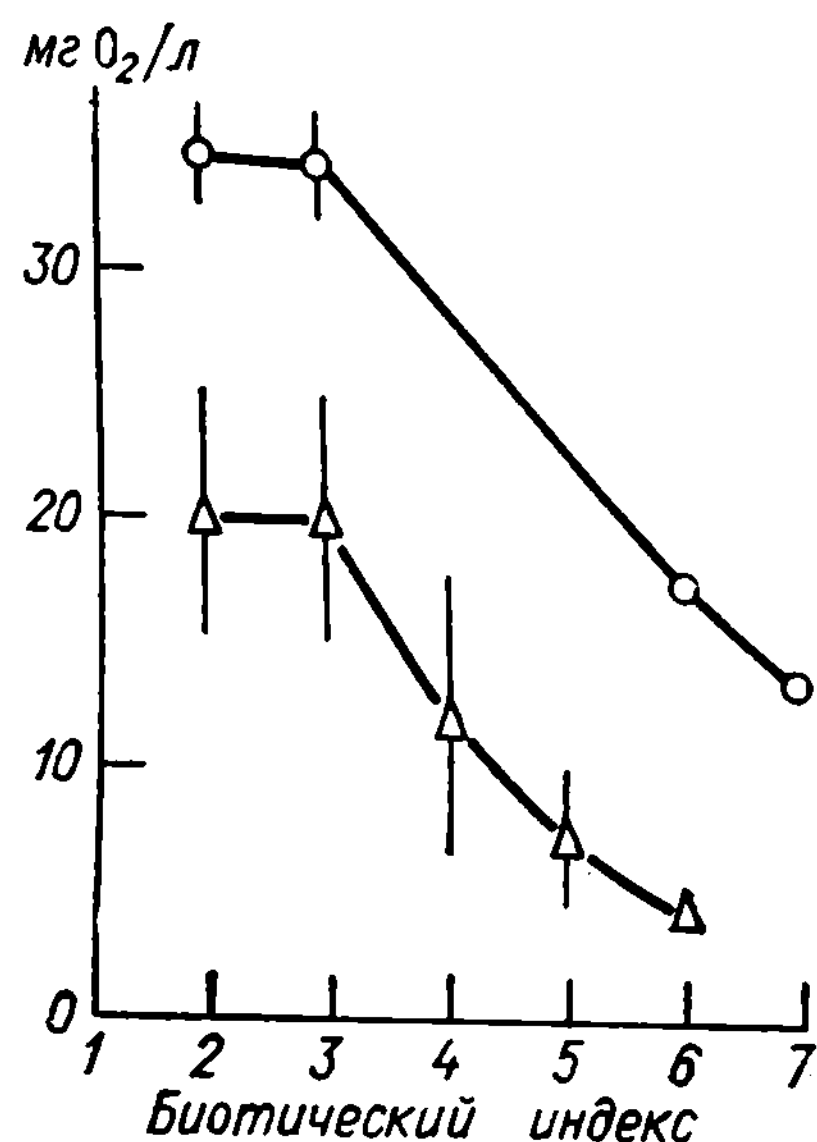


Рис. 2. Связь биотического индекса по Вудивиссу с величиной бихроматной окисляемости воды (мгО₂/л) в различных реках.

Вертикальные линии — значения тройной величины средних квадратических отклонений средних.

случае могут быть получены неоправданно низкие значения биотического индекса.

В последнее время для оценки степени загрязнения вод довольно часто используются индексы видового разнообразия, особенно индекс Вильма и Дориса, рассчитываемый по формуле Шеннона. Значения этого индекса нами были определены по пробам фитопланктона, зоопланктона, зообентоса в целом и для личинок хирономид. По отношению к каждому из этих сообществ было показано, что величина индекса зависит от степени загрязнения. Например, индекс разнообразия, рассчитанный по составу зообентоса при одинаковой степени загрязнения, имеет меньшую величину на станциях с однородными биотопами. В случае преобладания крупных по размерам видов значения индекса разнообразия снижаются. Весьма существенно, что его величина на одной и той же станции сильно различается в зависимости от сезона года. Эти различия обусловлены в первую очередь особенностями сезонной

динамики вылета имаго водных насекомых. Поэтому, несмотря на то что загрязнение может быть одной из причин снижения индекса видового разнообразия, применение его для этих целей возможно только наравне с другими методами гидробиологического анализа как одного из сравнительных методов.

Обработка и анализ полученных материалов дали возможность предложить некоторые новые приемы гидробиологического анализа степени загрязнения вод.

В различных системах и списках индикаторных организмов обычно обращается внимание только на животных макробентоса. В этих системах и списках практически отсутствуют организмы мейобентоса, в то время как некоторые из них могут служить хорошими показателями степени загрязнения вод. Так, например, изучение состава мейобентоса, проведенное С. Я. Цалолихиным, показало, что в большинстве случаев в качестве индикаторов степени загрязнения могут быть с успехом использованы представители двух подклассов нематод *Adenophorea* и *Secernantea*. Последние берут начало от рабдитид, которые сформировались в условиях сапробиологического распада и тяготеют таким образом к участкам, содержащим большие количества органических веществ. Аденофореи, напротив, предпочитают незагрязненные воды. Соотношение численности представителей этих подклассов может служить показателем наличия и степени загрязнения вод. Важно, что для этих целей оказывается вполне достаточным определение животных до отряда, что не представляет больших трудностей. Кроме того, существенно, что благодаря их всесветному распространению не проявляется географических ограничений использования нематод как индикаторов загрязнения.

В списках индикаторных организмов, предложенных разными исследователями, число представителей личинок хирономид не превышает десяти названий. При этом чаще всего приводятся личиночные формы или личинки, определенные до рода. Считается, что некоторые представители семейства *Chironomidae* наиболее многочисленны в загрязненных водах (личинки родов *Chironomus*, *Procladius*, *Psectrotanypus*). Исследования Е. В. Балускиной показали, что под влиянием загрязнения реки происходит закономерное изменение соотношения численности личинок хирономид, относящихся к подсемействам *Chironominae*, *Orthocladiinae*, *Tanytrodinae*. В наиболее чистых водах доминируют личинки ортокладин, а в загрязненных — таниподин. Поэтому для целей индикации загрязнения может быть предложен индекс K , отражающий соотношение представителей этих трех подсемейств,

$$K = \frac{\alpha_t + 0,5\alpha_{ch}}{\alpha_{or}},$$

где α_t , α_{ch} , α_{or} — индикаторное значение представителей соответственно каждого из подсемейств. Величина $\alpha = N + 10$, при этом N — относительная численность особей каждого из подсемейств в процентах от общей численности личинок хирономид. Число 10 введено

для ограничения пределов изменения значений индекса K . Например, увеличение этого числа приводит к уменьшению размаха возможных значений K и одновременно к снижению его чувствительности. При числе 10 достигается оптимальное соотношение граций индекса и степени его чувствительности. Поскольку в чистых водах относительная численность ортокладин близка к 100% в наиболее загрязненных водах, наоборот, численность таниподин приближается к 100% общей численности хирономид, а личинки подсемейства *Chironominae* населяют как чистые, так и загрязненные участки водоемов, то для расчета величины индекса K индикаторное значение хирономин α_{ch} уменьшено в два раза.

Нетрудно определить, что в природных водах возможные изменения значений этого индекса находятся в пределах 0,09—21. Определения величины индекса K подсемейственного состава

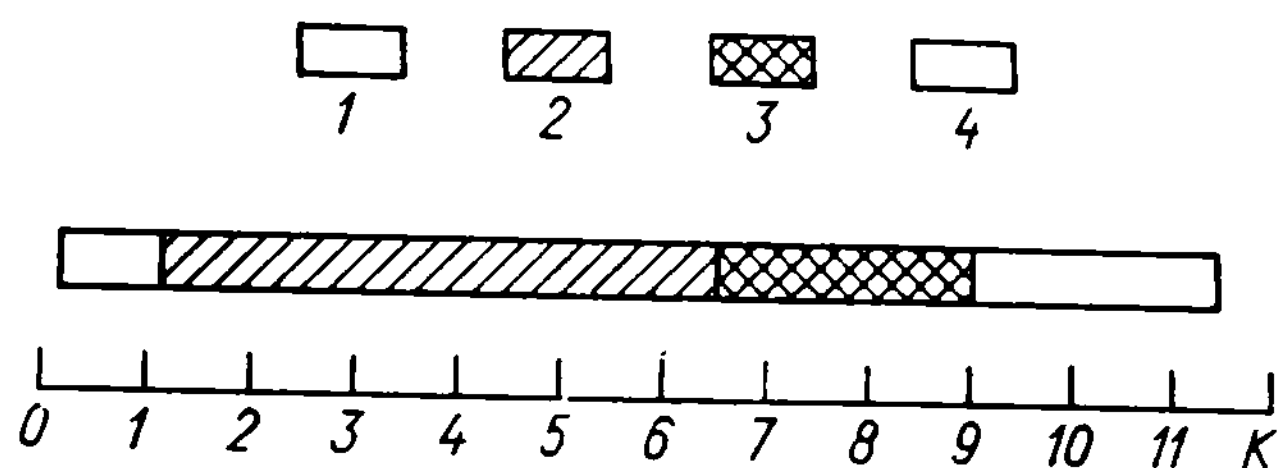


Рис. 3. Значения индекса подсемейственного состава личинок хирономид K в водах разной степени загрязнения.

1 — чистые, 2 — умеренно загрязненные, 3 — загрязненные, 4 — грязные воды.

фауны хирономид в изученных реках и некоторых других реках показали его закономерное возрастание по мере загрязнения воды. В наиболее чистых водах этот индекс составил 0,136—1,08, а в наиболее загрязненных — 9,0—11,5. Определение личинок хирономид до подсемейства не требует специальной квалификации. Расчет значений индекса K прост и, судя по нашим данным, он может достаточно правильно отражать степень загрязнения реки (рис. 3).

Критическое рассмотрение предложенных разными авторами приемов выражения значений олигохет для оценки качества воды показало, что наиболее подходящим может считаться индекс Гуднайта и Уитлея ($N_{\text{олигохет}}/N_{\text{общ.}}^0/0$). В дополнение к нему можно предложить, по мнению Н. П. Финогеновой и А. Ф. Алимова, индекс, характеризующий долю олигохет в общей биомассе, а не в численности животных бентоса. Величина этого показателя возрастает при увеличении загрязнения.

Для прибрежного зоопланктона вод разной степени загрязнения характерно снижение общего числа видов ракообразных при возрастании загрязнений. Одновременно с этим, как показала М. Б. Иванова, происходит закономерное уменьшение видового состава и численности кладоцер и преобладание копепод над кладоцерами. В наиболее загрязненных участках водоемов рачковый зоопланктон представлен только циклопидами. При этом наименее чувствительным к загрязнению оказывается *Eucyclops serrulatus*.

Предложенные индексы имеют то несомненное преимущество, что при их использовании отпадает необходимость определения видовой принадлежности отдельных животных. Они позволяют использовать более крупные таксономические категории, что естественно увеличивает возможность их широкого применения. Все же для оценки степени загрязнения воды нельзя базироваться только на использовании одних индексов. Их следует рассматривать как дополнительные. При этом надежность каждого из них в разных ситуациях может быть различной.

Метод Вудивисса был использован на некоторых английских и французских реках. Наши исследования показали возможность его применения на водоемах запада, северо-запада и центра Европейской части СССР. Для его широкого использования на всей территории Советского Союза необходимо проведение специальных исследований для разработки этого метода применительно к особенностям фауны различных районов. При этом следует учитывать специфику фауны разных в зоогеографическом отношении территорий. Важно, что это будет только уточнение. Общий же принцип, лежащий в основе метода, вряд ли может претерпеть изменения. Это весьма существенно, так как использование списков индикаторных видов всегда остается уделом специалистов высокой квалификации в области систематики и таксономии различных групп беспозвоночных животных. Применение метода Вудивисса в сочетании с предложенными индексами, учитывающими численность и биомассу олигохет, соотношение подсемейств хирономид и отрядов нематод позволит более точно и строго оценить по составу донных животных степень загрязнения водоема или отдельных его участков.

В результате выполненных работ мы, как впрочем и большинство других исследователей, пришли к выводу, что в реках картину загрязнения наиболее четко отражают сообщества перифитона и бентоса. Донные животные и их сообщества, благодаря особенностям их экологии, могут служить хорошими показателями изменений внешней среды, в том числе и антропогенного характера. Поскольку у большинства представителей донной фауны продолжительность жизненного цикла превышает несколько месяцев, а у многих видов и лет, то их сообщества как бы аккумулируют изменения условий существования в течение длительных периодов.

Из сказанного становится очевидным, что необходимы дальнейшие исследования по уточнению методов гидробиологического анализа, определению наиболее обоснованных систем анализа, уточнению состава и индикаторного значения отдельных видов животных в разных условиях и географических регионах. Невозможно указать какую-либо одну систему гидробиологического анализа, применимую при всех условиях и к любому сообществу водных организмов. По отношению к разным сообществам и при разных условиях и целях работ нужно пользоваться разными методами, выбирая из числа апробированных метод наиболее пригодный в каждом данном случае.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Пареле Э. А. Малощетинковые черви устьевых районов рек Даугава и Лиелупе. Их значение в санитарно-биологической оценке. Автореф. дисс. 1975, Тарту. 3—24.
2. Carr, Hiltunen. Changes in the bottom fauna of Western lake Erie from 1939—1961.— "Limnol. and Oceanogr.", 1965, vol. 10, p. 551—569.
3. Goodnight C. J., Whitley L. S. Oligochaetes as indicators of pollution.— "Proc. 15th Ind. Waste Conf., Purdue Univ. Ext. Ser.", 1961, vol. 106, p. 139—142.
4. King D. L., Ball R. C. A quantitative biological measure of stream pollution.— "J. Water Pollut. Control Fed.", 1964, vol. 36, p. 650—653.
5. Sladecsek V. System of water quality from biological point of view.— "Ergebnisse der Limnologie", Hf. 7. Arch. für Hydrob. Beiheft, 1973, Bd. 7, S. 1—218.
6. Woodiwiss F. S. The biological system of stream classification used by the Trent River Board.— "Chemistry and Industry", 1964, vol. 11, p. 443—447.
7. Zahner R. Beziehungen zwischen dem Auftreten von Tubificidae und der Zufuhr organischer Stoffe im Bodensee.— "Int. Rev. Ges. Hydrobiol.", 1964, vol. 49, N 3, p. 417—454.
8. Zahner R. Organismen als Indikatoren für den Gewässerzustand.— "Arch. Hygiene und Bacteriologie", 1965, Bd 149, N 3/4, S. 243—256.

БИОТИЧЕСКИЙ ИНДЕКС р. ТРЕНТ МАКРОБЕСПОЗВОНОЧНЫЕ И БИОЛОГИЧЕСКОЕ ОБСЛЕДОВАНИЕ

Ф. Вудивисс

Водное Управление рек Северн и Трент, Великобритания

ВВЕДЕНИЕ

Система государственного контролирования загрязнения воды постепенно распространилась на все страны мира. Хотя основные усилия в этой области неизбежно сосредоточены на химическом анализе проб стоков и речной воды, становится очевидным, что этот метод сам по себе не может быть достаточным для обнаружения изменений в качестве воды. Химическое обследование обычно ограничено выбором параметров, которые могут оказаться подходящими для данной ситуации, а могут быть и неуместными. Помимо этого, результаты таких анализов относятся к качеству воды только в момент обследования и могут подвергаться значительным колебаниям в связи с изменениями потока или в результате непостоянного характера стоков. Для получения репрезентативных данных необходимо произвести анализ большого числа проб, взятых в течение достаточно продолжительного периода времени, с тем чтобы рассчитать реалистические средние значения, с помощью которых могут быть выявлены изменения долгосрочного порядка.

Защитники биологического подхода указывают на то, что живущие в реке организмы и их сообщества в данном пункте отражают осредненное за недели или месяцы качество воды, что позволяет выявить наличие таких нерегулярных стоков или таких загрязняющих веществ, которые могли бы быть упущены при стандартном химическом анализе проб воды. В результате этого биологи оказались вовлеченными в работы по контролю загрязнения вод с целью дополнения результатов, полученных химиками. Данные химических анализов сравнительно легко понять, тогда как отчеты биологов часто представляют затруднения для неспециалистов в этой области. Эти отчеты в общем являются описательными, и данные в них относятся не к установленному и общепринятому

комплексу параметров, а к таблицам биологических видов, различных для разных проб. Биологам, следовательно, приходится иметь дело с проблемой коммуникации, и они были вынуждены разрабатывать средства для преобразования своих данных в простые и понятные цифровые значения для облегчения коммуникации и сопоставления биологических оценок качества воды с полученными параллельно химическими данными.

Это испытал и я в 1955 г., когда поступил на службу в Водное управление р. Трент, где скоро убедился в том, что детальные отчеты принимались без особого удовлетворения и даже скорее раздражали руководящий персонал, который, к сожалению, не находил ни времени, ни желания их читать. Стало совершенно очевидно, что назрела необходимость в системе классификации.

При разработке соответствующей системы было решено, что она должна отвечать следующим требованиям:

- 1) быть цифровой,
- 2) иметь верхнее и нижнее предельные значения, в рамках которых могли бы уложиться все крайние случаи качества воды, имеющие отношение к контролю загрязнений,
- 3) быть простой в применении даже в полевых условиях и не требовать сложных вычислений,
- 4) не должна зависеть от идентификации видов тех групп организмов, определение которых слишком трудоемко,
- 5) быть достаточно гибкой для возможного применения в будущем на основании накопленного опыта.

Проведенный в 1955 г. обзор всех имеющихся в Англии литературных источников не позволил обнаружить подходящей системы. Сапробная система, которая в то время не была еще модифицирована и состояла из четырех сапробных уровней, была привлекательной, но, к сожалению, не отвечала первому из перечисленных выше требований. Конечно, сапробные уровни можно было заменить цифрами, но это дало бы всего четыре класса, а нам требовалась более чувствительная шкала. Помимо этого, оказалось, что некоторые сапробные классы, к которым должны быть отнесены отдельные виды организмов, характеризовались своего рода неопределенностью, что вызвало необходимость трудоемкой таксономической детализации.

Целесообразным оказалось вернуться к исходным положениям и обратиться к первоисточнику — классическому труду Колквитца и Марссона [1], послужившему основанием для сапробной системы, и приспособить этот труд к задачам исследований. В основном Колквитц и Марссон продемонстрировали очередность исчезновения и повторного появления организмов — водорослей, простейших, макробеспозвоночных и рыб — в результате воздействия загрязняющих веществ. Биологические последствия загрязнения вод могут быть исследованы с помощью любой из этих групп, хотя обычно для этого применяются макроскопические беспозвоночные, так как они легче других поддаются определению.

Таблица 1

Биотический индекс р. Трент
(Классификация биологических проб)

Чистая вода	Наличие индикаторных групп	Количество видов индикаторных групп	Биотический индекс по наличию общего числа групп 3				
			0—1	2—5	6—10	11—15	16+
Загрязненная Организмы, которые имеют тенденцию исчезать при повышении уровня загрязнения	Личинки веснянок имеются	Больше одного вида	—	7	8	9	10
	Личинки поденок имеются	Только один вид	—	6	7	8	9
	Личинки ручейников имеются	Больше одного вида 1	—	6	7	8	9
	Гаммагус имеются	Только один вид 1	—	5	6	7	8
	Аселлус имеются	Больше одного вида 2	—	5	6	7	8
	Тубифициды и (или) личинки мотыля имеются	Только один вид 2	4	4	5	6	7
		Все вышеуказанные виды отсутствуют	3	4	5	6	7
		То же	2	3	4	5	6
		„	1	2	3	4	—

	Все вышеуказанные типы от- сутствуют	Возможно наличие некоторых организмов, не требующих растворенного кислорода, на- пример <i>Eristalis</i>	0		1		2		—

- ¹ За исключением *Baetis rhodani*.
- ² *Baetis rhodani* (поденка) включается только для классификации.
- ³ Понятие «группа» определяет границы определения, достигаемые без трудоемких таксономических исследований. Эти группы следующие:
 - ¹ Все известные виды плоских червей (*Plathelminthes*).
 - ² Черви (*Annelida*) (исключая род *Nais*).
 - ³ Род *Nais* (черви).
 - ⁴ Все известные виды пиявок (*Hirudinea*).
 - ⁵ Все известные виды улиток (*Mollusca*).
 - ⁶ Все известные виды ракообразных (креветки).
 - ⁷ Все известные виды веснянок (*Plecoptera*).
 - ⁸ Все известные виды поденок (*Ephemeroptera*) исключая *Baetis rhodani*.
 - ⁹ Поденка *Baetis rhodani*.
 - ¹⁰ Все семейства ручейников (*Trichoptera*).
 - ¹¹ Все виды личинок *Megaloptera* (вислокрылка).
 - ¹² Семейство *Chironomidae* (личинки звонцов), кроме *Chironomus Ch. thummi*.
 - ¹³ Личинки комаров-дергунов (*Chironomus Ch. thummi*).
 - ¹⁴ Семейство *Simuliidae* (личинки мошек).
 - ¹⁵ Все известные виды других личинок мух.
 - ¹⁶ Все известные виды *Coleoptera* (жуки и их личинки).
 - ¹⁷ Все известные виды водяных клещей (*Hydracarnia*).
 - ¹⁸ Все известные виды *Hemiptera*.

135

При выборе «ключевых» организмов или групп в качестве индикаторов изменения воды от очень загрязненной до чистой, мы предпочли также организмы, которые наиболее широко распространены в бассейне системы р. Трент. Группы *Plecoptera*, *Ephemeroptera* и *Trichoptera* представлены видами, многие из которых широко распространены в этом районе. Разнообразие видов сглаживает эффекты сезонных изменений и топографических различий между реками. Особую ценность в этом отношении представляют *Gammarus* и *Asellus*, которые имеют очень широкое распространение и высокую численность. *Tubificidae* и личинки *Chironomus thummi* многочисленны в условиях значительного органического загрязнения, однако при наличии токсических загрязнений выбор между ними делается в пользу *Tubificidae*. Такие дышащие атмосферным воздухом организмы, как *Erythraea*, естественно, способны выживать при самых неблагоприятных условиях.

Исследование свыше 500 проб, взятых по всему водосбору реки Трент, подтвердило возможность использования отмеченных организмов. Эти анализы показали также, что:

1) поденки *Baetis rhodani* оказались несколько выносливее к загрязнению, чем остальные члены этого семейства, и похожи в этом отношении на *Trichoptera*. Поскольку *Baetis rhodani* встречается очень часто, то ее решено было включить в систему классификации наряду с *Trichoptera*,

2) загрязнение вод сокращает разнообразие организмов (хотя устойчивые к загрязнению виды могут продолжать существовать в обилии в этом же пункте). Это было отмечено уже в 1952 г. Гауфином и Тарзуэлом [2]. Этот факт и решено было использовать для биотического индекса, но, поскольку невозможно установить таксономическое положение всех организмов в течение ограниченного срока, выделенного на это, мы составили список оперативных единиц, которые для удобства называли «группами» (табл. 1).

БИОТИЧЕСКИЙ ИНДЕКС р. ТРЕНТ

При работе с таблицей индекса (табл. 1) надо начинать сверху и идти вниз до той строки, которая соответствует пробе. Например, при наличии нескольких видов ручейников, надо остановиться на строке 5, которой соответствует индекс от 5 до 8. Значение индекса определяется по числу присутствующих в пробе групп (например, 12 групп соответствуют индексу 7).

Проанализировав около 3000 проб, мы попытались установить, в какой мере полученные с использованием биотического индекса результаты соответствуют исходным положениям, на которых он основан. Для этого было подсчитано среднее число всех «ключевых» организмов во всех пробах для каждого биотического индекса. К примеру, взяв все пробы с биотическим индексом 10, мы вычислили среднее количество веснянок, поденок, ручейников и т. д. Это было сделано для каждого биотического индекса (рис. 1).

Полученные результаты хорошо согласовывались с исходной гипотезой. Однако показатели для личинок ручейников оказались несколько хуже благодаря обилию представителей рода *Hydropsyche*. Личинки *Hydropsyche* питаются частицами веществ, заносимых потоком в воронкообразную сетку, которую они прядут на дне которой они обитают. На основании полученных нами результатов предполагается, что хотя устойчивость этих личинок

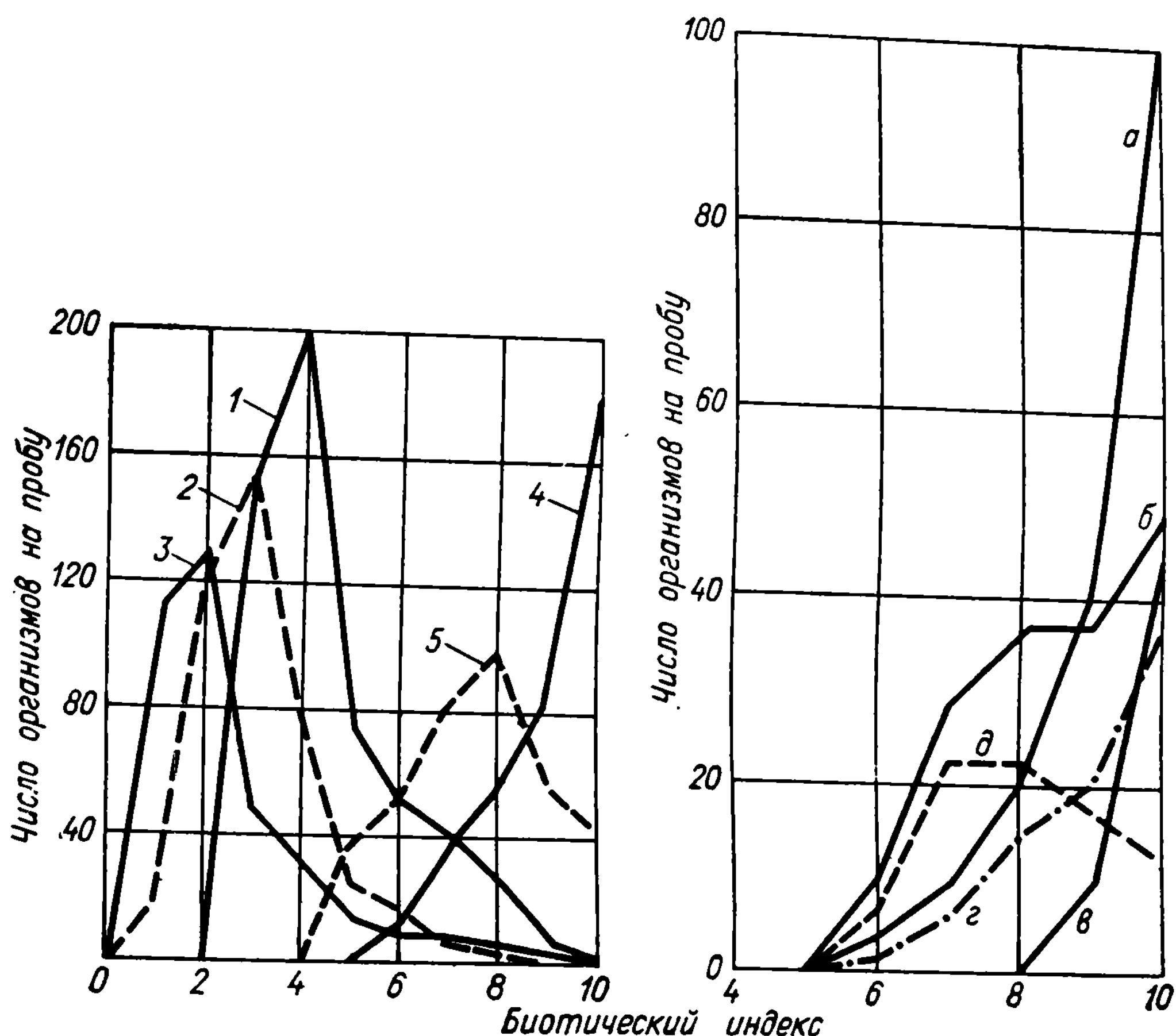


Рис. 1. Осредненное число организмов в пробах с разными значениями биотического индекса, 1959—1961 гг.

1 — *Asellus aquaticus*, 2 — *Chironomus fromnii* (комары-дергуны), 3 — тубифициды $\times 1/10$, 4 — *Plecoptera*, *Ephemeroptera* (нимфы) и *Trichoptera*, 5 — *Gammarus pulex* (пресноводные креветки). а — *Ephemeroptera*, б — *Trichoptera*, в — *Plecoptera*, г — *Trichoptera*, за исключением *Hydropsyche* sp., д — *Hydropsyche* spp.

к загрязнению подобна устойчивости других представителей семейства, они отличаются от остальных своеобразным способом питания и, следовательно, распространены только в тех местах, где качество воды для них благоприятно и где имеется обилие питательных веществ. Действительно, виды этого рода обитают в потоках, вытекающих из богатых планктоном озер, и численность их сокращается по мере уменьшения переносимых течением питательных веществ. Имеются указания, что виды семейства *Simuliidae* также зависят от взвешенной в воде пищи и распределение их, следовательно, подобно распределению *Hydropsyche*.

БИОТИЧЕСКИЙ ИНДЕКС И ХИМИЧЕСКИЕ ПАРАМЕТРЫ ЗАГРЯЗНЕНИЯ

Для целого ряда «стандартных пунктов наблюдения» на р. Трент и ее притоках имеются как биологические, так и химические данные. Для выявления возможного соотношения между био-

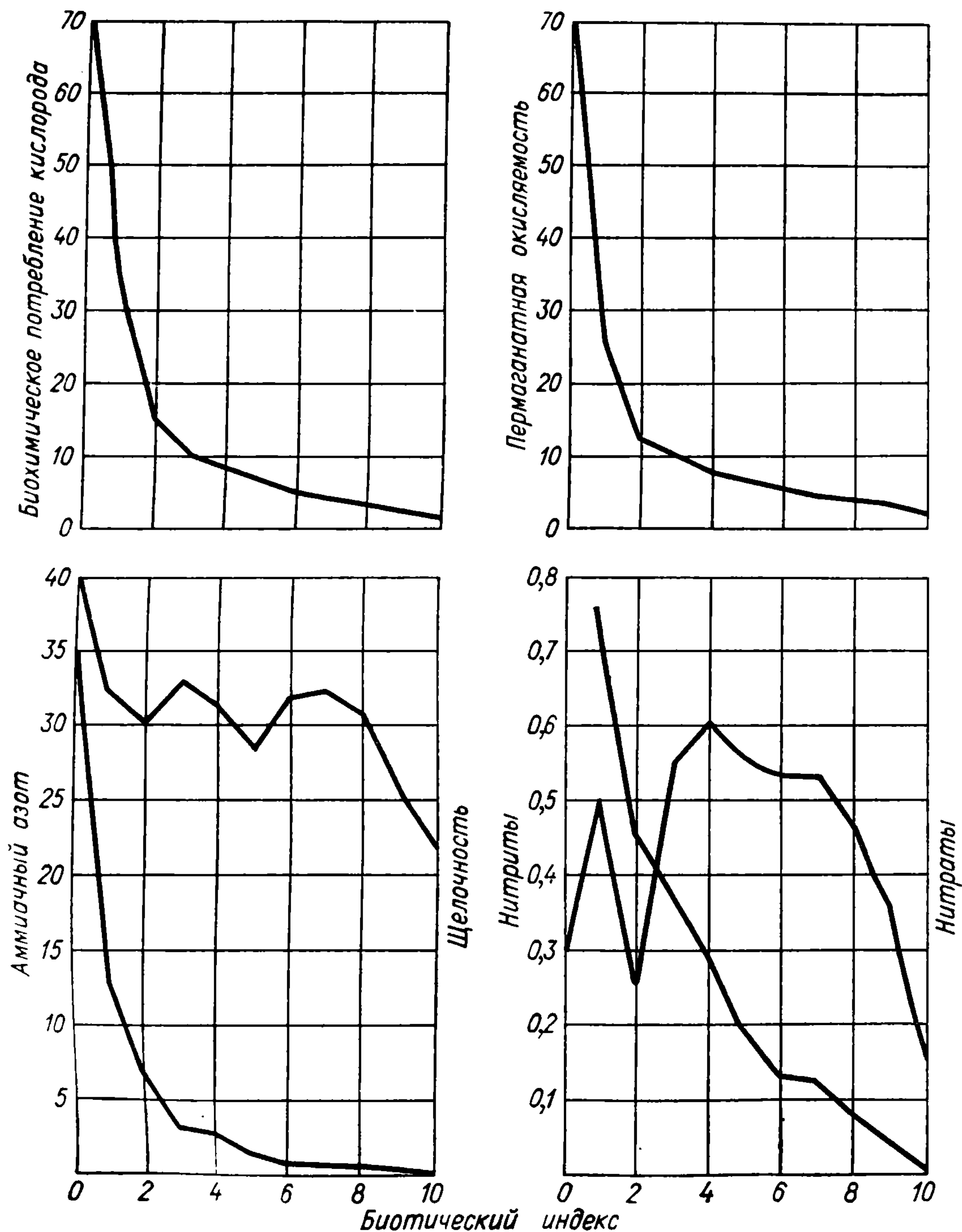


Рис. 2. Соотношение между биотическим индексом и химическими параметрами (миллионные доли) загрязнения (средние значения за 1956—1961 гг.).

тическим индексом и химическими показателями, последние были осреднены для каждого биотического индекса (рис. 2 и 3).

На рис. 2 и 3 хорошо отражены очевидные соотношения между биотическим индексом и БПК₅, значением перманганатной окис-

ляемости и аммонийным азотом. Однако особенный интерес представляют соотношения с величинами, в особенности минимальными, растворенного кислорода.

Было бы ошибкой слишком полагаться на вышеуказанные связи, учитывая эмпирический характер биотического индекса. В действительности эти соотношения имеют косвенный характер, за исключением, может быть, значений растворенного кислорода

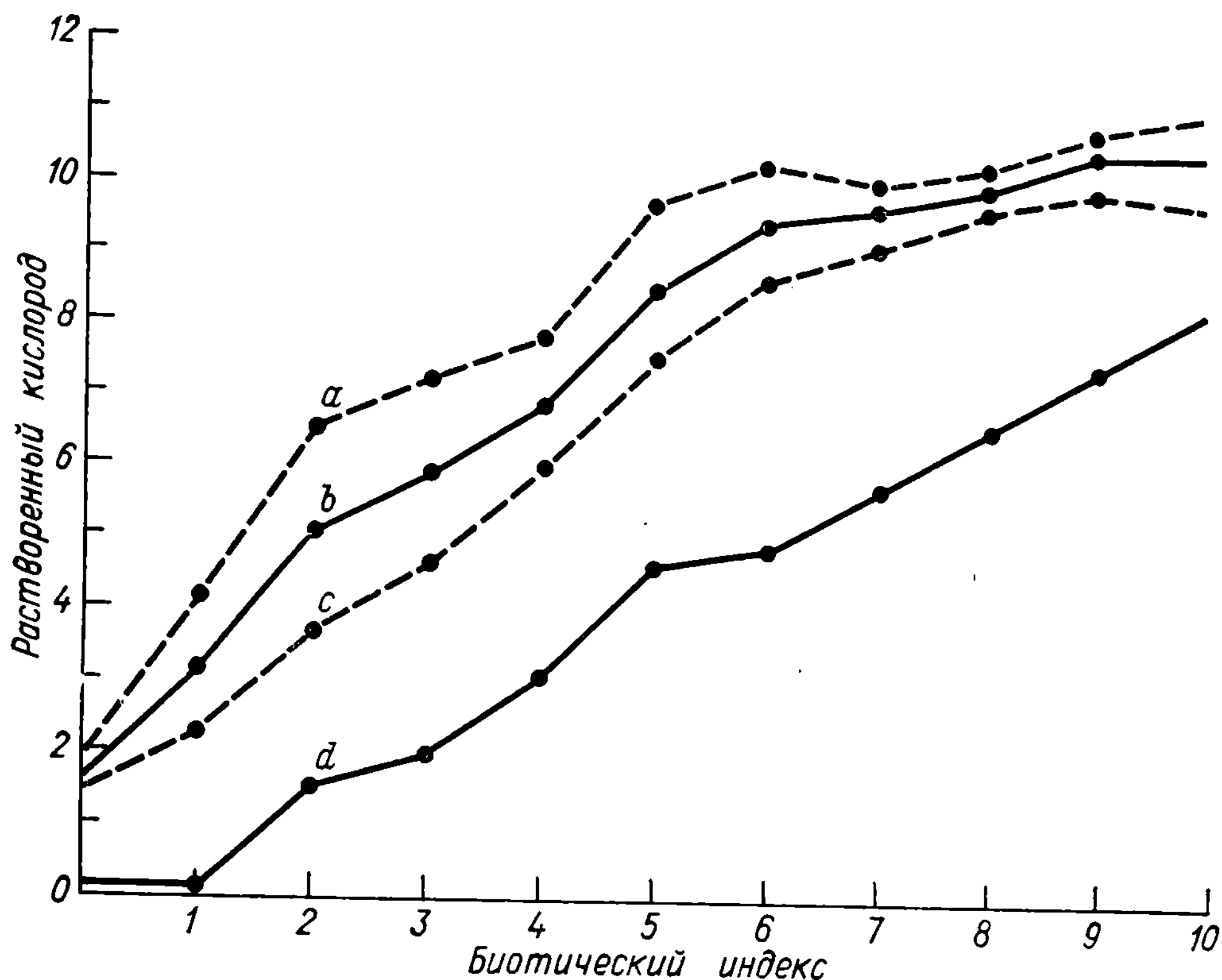


Рис. 3. Соотношение между биотическим индексом и концентрациями растворенного кислорода (средние значения за 1957—1961 гг.).

a — ноябрь—апрель, *b* — среднее, *c* — май—октябрь, *d* — минимум.

При загрязнении водотока стоками, содержащими органические вещества, естественные процессы самоочищения воды осуществляются бактериями и другими микроорганизмами, которые разлагают органические соединения путем окисления, что в конечном счете выражается в уменьшении содержания кислорода в воде. Таким образом, концентрация растворенного кислорода падает вниз по течению от источника органического загрязнения. Следовательно, потребность в кислороде со стороны отдельных членов сообществ беспозвоночных является одним из основных критериев, вошедших в основу биотического индекса. Это согласуется с полученными результатами (рис. 4).

На водосборе р. Трент наибольшая доля загрязнения принадлежит органическому, поступающему со стоками более чем из 700 очистных станций. Эти стоки превышают 1750 млн. л/день (385 млн. галлонов/день). Однако проблемы загрязнения в этом

районе не ограничиваются органическим загрязнением. Отмечено много случаев загрязнения токсическими промышленными стоками, сбрасываемыми непосредственно в водотоки в составе стоков из очистительных станций. И в этих случаях биотический индекс оказывается удовлетворительным, хотя его функциональное значение несколько отличается от такового при чисто органическом загрязнении. Токсическое загрязнение влечет за собой подавление популяции в целом, и мы имеем дело с сокращением общей численности организмов и с полным исчезновением многих видов, раньше присутствовавших в незначительных количествах. При этом, следовательно, биотический индекс определяется скорее сокращением численности групп, а не чередованием ключевых организмов.

Было отмечено, что резкие колебания показателей биотического индекса, иногда за сравнительно короткие промежутки времени, продолжительностью всего несколько недель, часто характерны для тех пунктов наблюдения, которые подвергаются перемежающимся загрязнениям токсическими стоками. Примером этого может служить станция Чеддлетон на р. Чернет (см. табл. 6), где в течение многих лет биотический индекс колебался от 2 до 9. Для тех пунктов, которые принимают постоянные стоки более или менее однородного качества, отклонения индекса обычно не превышают одного балла шкалы.

МЕТОДИКИ ОТБОРА ПРОБ

Основная проблема всех биологических работ — получение репрезентативных данных. Эта проблема усложняется в районе р. Трент по двум причинам.

1. Большое разнообразие типов водотоков — от скалистых мелких потоков до глубоких, медленно текущих и заиленных рек, что делает невозможным использовать единый количественный метод отбора проб, пригодный одновременно для всех типов водотоков.

2. Стандартные биологические наблюдения производятся 36 инспекторами качества воды, большинство из которых не биологи. Это приводит к некоторому несоответствию в качестве отбора проб, несмотря на то что все эти инспектора обучаются технике отбора проб биологами районной лаборатории.

В настоящее время все стандартные пробы качественные и отбор их производится ручной сеткой таким образом, чтобы собрать материал из всех микрообитаний и дать истинный состав фауны. Несмотря на качественный характер проб, относительная численность содержащихся в них организмов все-таки имеет некоторое значение, поскольку продолжительность наблюдений составляет 10 мин [4].

При некоторых специальных исследованиях количественные пробы берутся при помощи пробоотборника Сарбера.

В настоящее время проводятся испытания искусственных субстратов, которые помещаются в реки на определенные периоды времени и после заселения их организмами вынимаются и обрабатываются обычным способом. Преимущества проб, получаемых с искусственных субстратов, заключаются в следующем:

- 1) сравнительно постоянная и однородная площадь поверхности, пригодная для организмов;
- 2) они могут быть использованы в тех случаях, когда отбор проб другими способами представляет затруднения, например на глубоких реках,
- 3) применение их не требует специальных знаний, и они могут быть установлены на место и затем извлечены небиологами.

В литературе имеются описания разных искусственных субстратов для отбора проб. Например, Скотт [5] использовал «хворостяной ящик», представляющий куб из ячеистой ткани с ячейками размером $\frac{1}{4}$ дюйма (0,6 см), заполненный сучьями, камнями и другими предметами. Бэш и Хофман [6] применяли полиэтиленовые плавающие плитки, а Хэстер и Дэнди [7] сконструировали «многоплиточный пробоотборник» из восьми квадратных плит из твердого картона с длиной стороны 3 дюйма (7,6 см) и толщиной $\frac{1}{8}$ дюйма (0,3 см) каждая. Булл [8] применял куски известняка в металлической клетке, обернутой мелкой сеткой для предотвращения вымывания захваченных организмов при извлечении субстрата из воды. Андерсон и Мейсон [9—11] применяли емкости, заполненные кусками известняка. Испытания в районе р. Трент пробоотборников, подобных выше упомянутым, не дали удовлетворительных результатов вследствие больших потерь и вмешательства со стороны публики. Кроме того, эти конструкции стоят сравнительно дорого.

Недорогой искусственный субстрат был разработан региональной лабораторией в Ноттингеме. Он состоит примерно из 20 кусков шлака в мешке из пластиковой сетки, похожей на используемую садоводами для защиты фруктов от птиц.

При помощи искусственных субстратов было собрано от 200 до 300 проб. Результаты анализов пока еще не оценены полностью, но некоторые примеры этих исследований даны в табл. 2—4.

Таблица 1 содержит сводку результатов испытаний, проведенных на шести пунктах на реках разных экологических типов. Мы пришли к заключению, что эта методика может быть использована для всех видов рек и что оптимальная продолжительность нахождения субстрата в воде составляет от 4 до 6 недель. Из табл. 3 видно, что некоторые организмы предпочитают поселяться на искусственной среде, а не на дне. В данном случае распределение *Hirudinea*, *Nematoda*, *Asellus*, *Hydropsyche* и *Sphaeriidae* в пробах на искусственном субстрате соответствовало распределению их в обычных пробах. *Turbellaria*, *Amphipoda*, *Chironomidae*, *Hydroptilidae*, *Baetis* и *Cloeon*, видимо, предпочитают искусственный субстрат, а *Tubificidae*, *Corixidae*, *Sialis*, *Simulidae*,

Пробы с искусственных субстратов

Река — станция	Характеристика	Искусственные субстраты						Пробы, взятые обыч- ным способом	Средняя глубина, футы	Сток, млн. гал- лонов	Тип дна
		2 не- дели		4 не- дели		6 не- дель					
		1	2	1	2	1	2				
Канал Ашби — Шекстон	Биотический индекс	6	6	7	8	7	6	8	8	Течения нет	Песок Ил
	Общее число организмов	19	32	86	103	64	94	129	121		
	Общие виды	6	10	15	14	12	12	9	21		
Деруэнт — Дрейкот	Общие виды	4		9		7		13		Быстрый (180)	Камни Заиление
	Биотический индекс	6	5	5	6	6	7	7	7		
	Общее число организмов	63	139	148	83	152	274	87	139		
Девон — Хаутон	Общие виды	11	11	11	10	11	13	13	11	Быстрый (90)	Камни Гравий
	Биотический индекс	9		8		7		7			
	Общее число организмов	6	78	97	88	221	193	221	258		
Дев — Манксбридж	Общие виды	13	10	16	17	18	21	19	18	Умеренный (220)	Гравий
	Биотический индекс	6		8		15		13			
	Общее число организмов	8	7	9	9	9	9	9	7		
Тейм — Элфорд	Общие виды	103	95	181	123	194	91	156	109	Медленный	Ил Заиление
	Биотический индекс	14	11	18	19	24	23	22	13		
	Общее число организмов	6		13		15		11			
Трент — Колвик	Общие виды	3	3	4	3	4	4	4	4	Умеренный (800)	Гравий
	Биотический индекс	804	757	308	401	180	698	133	188		
	Общие виды	4	2	6	5	7	6	6	6		
	Общие виды	2		5		5		5			
	Биотический индекс	4	5	3	5	4	3	3	3		
	Общее число организмов	49	43	73	70	47	46	50	35		
	Общие виды	8	8	5	9	8	5	4	3		
	Биотический индекс	5		4		5		3			
	Общее число организмов	5		4		5		3			

Таблица 3

Пробы с искусственных субстратов. Сравнение результатов отбора проб стандартным методом и с помощью искусственных субстратов в двух пунктах каменистого ручья

Дата	Число организм- мов	Число видов	Биотиче- ский индекс	Пробы
р. Довер-Бэк в Эпперстоне				
17/I 1972	221	18	8	Взяты обычными спосо- бами
11/XI 1972	536	15	7	
8/III 1973	552	18	8	
6/VI 1973	748	14	7	
21/I 1974	235	16	8	
Январь—февраль 1974	204	15	7	С искусственного субст- рата (4 недели)
	219	13	7	
	169	16	8	
	331	14	7	
	170	11	8	
4/III 1974	342	13	7	Взяты обычными спосо- бами
Апрель—май 1974	436	18	8	С искусственного субст- рата (4 недели)
	615	21	8	
	473	20	8	
	418	21	8	
	152	15	7	
р. Довер-Бэк в Кейторпе				
17/I 1972	316	18	8	Взяты обычными спосо- бами
11/II 1972	314	19	8	
8/III 1973	510	22	8	
6/VI 1973	367	21	8	
21/I 1974	343	29	8	
Январь—февраль 1974	297	27	9	С искусственного субст- рата (4 недели)
	429	30	9	
	328	28	9	
	391	27	8	
	394	29	8	
4/III 1974	366	19	8	Взяты обычными спосо- бами
Апрель—май 1974	1169	25	9	С искусственного субст- рата (4 недели)
	1015	21	8	
	396	25	8	
	420	18	8	
	597	24	8	

Hydracarina встречаются чаще в естественных местообитаниях. Несмотря на это, результаты, полученные с искусственными субстратами, достаточно хорошо отражают состав фауны макробеспозвоночных в точке наблюдений. Можно даже сказать, что в этом случае полученные данные более исчерпывающе представляют видовой состав, чем при отборе проб ручной сеткой.

Для получения наиболее удовлетворительных результатов рекомендуется ставить в каждом пункте одновременно 2—3 искусственных субстрата.

**Сравнение проб, собранных ручной сеткой и на искусственных
собранных на р. Довер-Бэк**

Группы организмов	Виды	Пробы, взятые обычными способами				
		11/I 1972	11/XII 1972	8/II 1973	6/VI 1973	21/I 1974
<i>Platyhelminthes</i>	<i>Polycelis nigra</i>	—	—	—	—	—
	<i>Polycelis tenuis</i>	—	—	—	—	—
	<i>Dugesia lugubris</i>	—	—	—	—	—
<i>Annelidae</i>	<i>Tubificidae</i>	12	60	24	110	2
	<i>Naidae</i>	—	—	—	—	—
	<i>Lumbricullidae</i>	—	—	1	—	1
<i>Hirudinea</i>	<i>Erpobdella octoculata</i>	—	—	1	10	2
	<i>Glossiphona complanata</i>	—	5	2	3	1
	<i>Piscicola geometrica</i>	—	1	4	—	2
	<i>Helobdella stagnalis</i>	—	1	—	2	1
	<i>Theromyzon sp.</i>	—	—	—	1	—
<i>Nematoda</i>		—	2	4	2	—
<i>Crustacea</i>	<i>Asellus aquaticus</i>	2	28	—	—	4
	<i>Gammarus pulex</i>	30	45	88	25	120
	<i>Crangonyx sp.</i>	—	—	—	—	—
<i>Hemiptera</i>	<i>Corixidae</i>	—	6	2	—	—
<i>Megaloptera</i>	<i>Sialis lutaria</i>	—	—	1	—	—
<i>Coleoptera</i>	<i>Platambus sp.</i>	1	1	4	—	1
	<i>Dytiscus sp.</i>	1	2	—	1	2
	<i>Elmis sp.</i>	10	2	8	1	9
	<i>Haliptidae</i>	6	—	1	3	1
	<i>Oulimnius sp.</i>	—	—	—	—	8
<i>Diptera</i>	<i>Tipulidae</i>	3	—	—	—	2
	<i>Dicranota sp.</i>	2	—	7	4	8
	<i>Ceratopogonidae</i>	—	—	—	—	3
	<i>Tabinidae</i>	—	—	—	—	—
	<i>Limnophora sp.</i>	—	—	—	—	1
	<i>Pericoma sp.</i>	—	—	—	—	—
	<i>Chironomidae</i>	24	58	66	56	45
	A B C D E					
<i>Trichoptera</i>	<i>Simulidae</i>	150	6	78	—	35
	<i>Hydropsyche sp.</i>	5	—	34	—	17
	<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	4	15	28	2	1
	<i>Limnephilidae</i>	3	1	—	12	1
	<i>Case-vegetable</i>	—	—	7	—	—
	<i>Agapetus sp.</i>	—	—	—	—	1
	<i>Hydroptilidae</i>	—	—	—	—	—
	<i>Rhyacophila dorsalis</i>	—	—	—	—	—
<i>Ephemeroptera</i>	<i>Baetis rhodani</i>	18	—	—	8	22
	<i>Cloeon sp.</i>	2	—	—	—	—
	<i>Caenis sp.</i>	—	—	—	1	—
	<i>Ephemera danica</i>	—	—	—	—	—
<i>Hydracarina</i>		38	55	143	17	38
<i>Mollusca</i>	<i>Ancylastrum sp.</i>	5	—	—	—	8
	<i>Planorbis sp.</i>	—	—	3	3	—
	<i>Hydrobia jenkinsi</i>	—	—	3	27	—
	<i>Limnaea pereger</i>	—	12	—	10	1
	<i>Physa fontinalis</i>	—	9	—	—	5
	<i>Sphaeridae</i>	—	5	1	40	1

Таблица 4

субстратах. Полный биологический отчет о результатах проб,
в Кейторпе

Искусственные субстраты					Пробы, взятые обычными способами	Искусственные субстраты					Всего		Средние значения	
Январь—февраль 1974 г.						Апрель—май 1974 г.					пробы, взятые обычным способом	искусственные субстраты	пробы, взятые обычным способом	искусственные субстраты
1	2	3	4	5		1	2	3	4	5				
3	6	4	17	5	—	2	1	2	—	1	0	41	0	4,1
—	1	1	—	—	—	—	—	—	—	—	0	2	0	0,2
—	1	—	—	—	—	—	—	—	—	—	0	1	0	0,1
18	19	16	6	7	80	10	3	15	80	1	228	175	48	17,5
—	—	—	1	3	—	—	—	—	—	1	2	5	0,3	0,5
—	2	3	—	9	22	7	4	14	14	2	35	55	5,8	5,5
4	2	—	—	4	8	6	1	1	6	2	19	26	3,2	2,6
1	2	4	—	2	—	—	7	3	1	6	7	26	1,2	2,6
—	—	—	2	—	—	—	—	—	—	—	4	2	0,6	0,2
—	—	—	1	—	—	—	—	—	—	—	1	1	0,2	0,1
—	—	—	1	—	—	2	—	2	2	—	8	7	1,3	0,7
8	15	6	3	9	21	6	1	5	—	1	55	54	9,2	5,4
64	167	140	211	199	34	109	90	64	28	39	342	1,111	57	111,1
2	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	0	2	0	0,2
—	—	—	—	1	1	—	—	—	—	—	9	0	1,5	0
1	—	1	—	1	8	—	—	—	—	—	9	3	1,5	0,3
1	1	4	1	—	5	—	2	1	—	1	12	11	2	1,1
6	4	1	5	4	—	—	—	—	—	—	6	20	1	2,0
18	18	11	9	9	—	32	30	4	3	38	31	172	5,2	17,2
—	1	1	1	3	1	—	—	—	—	1	11	7	1,8	0,7
3	3	2	4	3	1	2	—	1	—	—	9	18	1,5	1,8
—	—	—	—	3	—	—	—	—	—	—	5	3	0,8	0,3
—	2	1	2	2	2	—	—	—	—	—	23	3	3,9	0,3
2	4	2	6	—	—	33	5	5	18	5	3	82	0,5	8,2
—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	0	2	0	0,2
—	1	—	—	4	—	—	—	—	—	—	1	5	0,2	0,5
—	—	—	—	1	—	—	—	—	—	—	0	1	0	0,1
10	3	2	3	3	38	39	20	8	10	25	—	—	—	—
15	28	3	27	17	—	25	4	16	4	5	—	—	—	—
26	12	4	24	2	—	458	530	80	127	34	287	1960	48	196
4	1	1	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
—	—	—	—	3	2	19	11	8	2	—	269	69	45	6,9
2	4	—	6	4	—	41	5	1	2	3	72	139	12	13,9
3	1	3	6	4	—	27	47	1	3	7	86	255	14	25,5
8	11	13	10	12	16	27	20	23	5	20	—	—	—	—
23	25	21	34	31	36	53	20	7	15	10	42	139	7	13,9
—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	7	17	1,2	1,7
21	22	25	12	3	25	19	5	4	—	—	1	0	0,2	0
3	2	2	—	2	—	—	—	—	—	—	2	249	0,3	24,9
—	—	—	—	—	—	107	91	14	6	29	0	1	0	0,1
—	—	—	1	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
—	—	—	—	—	—	136	110	92	20	31	48	405	8	40,5
—	3	3	2	—	—	1	—	—	—	—	2	25	0,3	2,5
5	3	11	4	—	—	1	—	—	—	—	1	9	0,2	0,9
2	4	1	—	—	—	—	—	—	—	—	1	0	0,2	0
—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
22	50	26	8	6	60	23	25	5	7	17	351	180	58,5	18,9
—	—	1	1	—	—	—	—	—	—	—	13	2	2,2	0,2
—	—	—	—	2	—	—	—	—	—	—	35	19	5,8	1,9
2	1	—	—	—	—	5	1	—	—	—	30	7	5	0,7
—	—	—	—	—	—	2	—	—	—	—	23	1	3,8	0,1
—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	14	50	2,3	5,0
13	5	10	6	10	—	—	—	—	—	—	52	65	8,6	6,5
4	5	5	1	5	5	1	1	—	8	32	4	—	—	—

Группы организмов	Виды	Пробы, взятые обычными способами				
		11/I 1972	11/XII 1972	8/II 1973	6/VI 1973	21/I 1974
Всего организмов		316	314	510	367	343
Всего видов		18	19	22	21	29
Биотический индекс		8	8	8	8	8
Классификация Министерства		A	A	A	A	A
окружающей среды						
Сапробность		0	0	0	0	0

ПРАКТИЧЕСКОЕ ПРИМЕНЕНИЕ БИОТИЧЕСКОГО ИНДЕКСА

За годы своего применения биотический индекс доказал свою постоянную надежность для общей оценки, для целей биологического обследования и рыбного хозяйства.

Общая оценка. Индекс уже широко используется в качестве общего средства коммуникации. Он используется также в докладах для представления биологических оценок наряду с соответствующими химическими параметрами загрязнения. В этих случаях показатели биотического индекса обычно представлены римскими цифрами, чтобы подчеркнуть их эмпирический характер. Пример этого дан в табл. 4, которая является отчетом управления за три года (1968—1970) и представляет собой осредненные показатели за трехлетний период (1968—1970 г.) (выдержка из табл. 2).

Биологическое обследование. В настоящее время в бассейне р. Трент имеется 600 постоянных пунктов, которые обследуются по крайней мере два раза в год. Многие из этих пунктов находятся под наблюдением уже в течение двадцати лет. Целью программы обследования является обнаружение изменений качества воды и в случае выявления серьезного его ухудшения незамедлительное принятие мер по выявлению причин этого ухудшения. Таким образом, биолог сталкивается со все возрастающей необходимостью сравнения полученных результатов с результатами предыдущих обследований. Без индекса это сделать было бы чрезвычайно трудно. Конечно, эту работу можно было бы предоставить вычислительной технике, но при этом результаты не были бы столь тщательны. Предполагается, что обработка данных при помощи ЭВМ более применима для детального исследования биологических данных с целью выявления трудноуловимых изменений, протекающих за длительные промежутки времени.

Биологические результаты анализов представляются на аналитических листах, пример которых показан на рис. 4. Методом проб и ошибок было установлено, что наиболее удобный способ

Искусственные субстраты					Пробы, взятые обычными способами	Искусственные субстраты					Всего		Средние значения	
Январь—февраль 1974 г.						Апрель—май 1974 г.					пробы, взятые обычным способом	искусственные субстраты	пробы, взятые обычным способом	искусственные субстраты
1	2	3	4	5		1	2	3	4	5				
297	429	328	391	394	366	1169	1015	396	420	597	2216	5436	369,3	543,6
27	30	28	27	29	19	25	21	25	18	24	128	254	21,3	25,4
9	9	9	8	8	8	9	8	8	8	8	48	84	8	8,4
А	А	А	А	А	А	А	А	А	А	А	—	—	—	—
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	—	—	—	—

проверки на биологические изменения заключается в занесении биотических индексов обработанных проб в карточный указатель. Примеры картотеки показаны на рис. 5. Такое представление данных дает возможность легко установить время года, когда была взята проба (при наличии сезонных изменений). Кроме того, это позволяет внести в картотеку изменения, вызванные уже известными причинами, или предполагаемые ухудшения качества воды, о которых доложено лицу, занимающемуся расследованием.

Более формальное представление результатов показано в табл. 6, где воспроизведен биологический протокол некоторых типичных пунктов исследования на р. Трент и ее притоках. Их можно сравнить с осредненными химическими показателями, полученными на этих же пунктах (табл. 7).

В табл. 7 приведены биологические показатели для пунктов наблюдений на разных каналах бирмингемского района. Биотический индекс может быть вполне удовлетворительно использован по отношению к результатам наблюдений на каналах и прудах. Иногда целесообразнее бывает иллюстрировать графическим способом происшедшие в водотоке изменения. Для этого предпочтительнее форма, показанная на рис. 6. В этих случаях использование данных о составе популяции, выраженных в процентах, более надежно, чем данных о численности организмов, обнаруженных в качественных пробах.

В помощь рыбоводству. Поскольку ужение — один из наиболее популярных видов спорта в Великобритании, в задачу водных управлений входит охрана, поддержание и развитие мест для рыболовства. Последние в большинстве случаев принадлежат или арендуются рыболовецкими клубами. К биологам часто обращаются за советами, относительно пригодности тех или иных водотоков, рек, каналов или прудов для разведения рыбы. Опыт показал, что популяции доминирующих видов рыб связаны с определенными диапазонами биотического индекса (рис. 7). Если имеются результаты химического анализа, то они сравниваются

Таблица 5

Биотический индекс по сравнению с химическими показателями в официальном отчете

Река	Станция наблюдения		Сток млн/(галло-нов·сут)	Вверх по течению от слияния рек, миль	Период, годы	мг/л								Температура, °C	pH	Биотический индекс
	номер	местонахождение				Перманганатная окисляемость	БПК, 20°C	Взвешенные твердые частицы	Аммиак в виде N	Нитраты в виде N	Хлориды в виде Cl	Щелочность в виде CaCO ₃	Растворенный кислород (O ₂)			
Алфретон-Брук	220	Источник ниже каменно-угольных копей Саттон-ин-Ашфилд	10	2	1968—1970	6	16	62	1,9	5,9	407	229	7,7	9	7,4	III
					1966—1967	6	7	28	1,6	5,3	267	227	6,9	10	7,5	—
					1962—1964	6	6	—	3,5	5,1	184	200	4,5	9	7,5	—
	158	Честерфилд-Роуд, Элфретон			1968—1970	5	8	60	1,5	7,3	434	239	7,4	10	7,4	V
					1965—1967	5	3	21	1,4	5,9	320	213	7,1	10	7,5	IV
					1962—1964	6	6	—	2,8	5,4	201	202	6,3	9	7,5	IV
Амбер	318	Источник выше Ашовер Дайл-Бэнк Огстон	6	14	1968—1970	4	2	15	0,2	3,2	36	74	10,9	8	7,5	X
					1963—1967	3	2	11	0,2	3,2	32	78	10,8	8	7,6	X
					1962—1964	4	3	—	0,2	3,0	29	80	9,6	8	7,6	X
	215	Ширленд	6	6	1968—1970	4	4	20	0,3	3,9	40	83	10,7	9	7,5	IX
					1965—1967	3	3	16	0,3	3,4	32	98	18,4	9	7,8	IX
					1962—1964	5	4	—	0,3	4,0	37	95	9,2	10	7,6	IX
	88	Алфретон-Брук Соуч-Уингфилд	(6)	6	1968—1970	5	5	25	0,8	5,2	225	149	9,5	9	7,4	VII
					1965—1967	4	3	15	0,8	5,3	205	167	9,1	9	7,7	VII
					1962—1964	5	5	—	1,6	5,1	145	163	8,3	9	7,5	VI

Река	Станция наблюдения		Сток млн/(галло-нов·сут)	Вверх по течению от сливня рек, миль	Период, годы	мг/л								Температура, °C	pH	Биотический индекс
	номер	местонахождение				Взвешенные твердые частицы	Аммиак в виде N	Нитраты в виде N	Хлориды в виде Cl	Щелочность в виде CaCO ₃	Растворенный кислород (O ₂)					
												Перманганатная окисляемость	БПК, 20°C			
Деруэнт	216	Булбридж	13	1	1968—1970 1965—1967 1962—1964	4 4 6	0,9 0,9 2,1	7,9 4,9 5,0	242 218 205	163 168 181	8,4 8,1 6,0	10 9 10	7,4 7,5 7,5	IV — IV		
	89	Рукав Дайворс Амбергейт	(1) 20	1	1968—1970 1965—1967 1962—1964	11 13 16	1,2 1,0 2,7	5,3 3,7 3,8	241 233 195	168 173 180	8,1 7,8 6,7	10 10 10	7,4 7,5 7,5	IV II II		
	273	Источник выше Чартли-Кастл Роудбридж	1	4	1968—1970 1965—1967 1962—1964	2 3 3	0,3 0,4 0,5	4,2 3,6 3,0	585 605 733	188 172 188	10,5 9,6 10,6	8 10 12	7,7 7,5 7,6	VIII VIII VIII		
	297	Источник Уолвей Скетчли-Брук Уэм-Брук Уэддингтон	(2) (2)	27 22 20 19	1968—1970 1965—1967 1962—1964	15 14 27	6,2 4,4 7,7	5,0 6,3 7,7	119 95 96	210 212 228	6,3 6,5 6,1	11 9 11	7,5 7,6 7,6	IV — II		
Анке	217	Нанитон Вудфордбридж	(3,5)	15 15	1968—1970 1965—1967 1962—1964	11 11 22	6,2 5,3 7,1	8,8 9,5 11,6	146 102 106	209 213 214	7,6 7,0 6,6	13 11 11	7,5 7,4 7,5	III III III		
	334	Уишерли		14	1968—1970 1966—1967 1962—1964	7 8 7	4,6 5,0 5,8	8,2 7,9 9,1	136 111 100	213 221 207	6,4 5,5 6,5	10 12 9	7,6 7,5 7,5	— — —		

Биотический индекс р. Трент. Примеры биологических записей на некоторых стандартных станциях наблюдений на р. Трент и ее притоках

Таблица 6

Река	Станция	Лучший индекс	Период наблюдений, годы				Отмеченные значения		
			1957—1961	1962—1964	1965—1967	1968—1970	1971—1973	1974 г.	1975 г.
Трент	Нортон-Грин	10	8—9	8—9	9*	8*	6—9	8, 9, 7	6, 7, 8, 7
	Стоун	10	1—2	1—2	1*	1, 2	3—5	4, 3	4, 3
	Грейт-Хейвуд	10	3—9	3—4	4—5	3—5	4—6	5, 4	5, 5, 5
	Уичнор	10	5—7	4—6	4—5	5*	6**	8, 7	6, 7, 7
	Уолтон	10	1—3	2*	3**	3*	3—6	5	5, 5
	Келем	9	2—4	2—3	—	—	3—6	6	6, 6
	Блайтбридж	9	6—9	3—8	6—9	7*	9**	9	8
Блайт	Ботсфорд-Милл	10	0—1	0	0*	0*	0—2	0, 0	2, 2
Ботсфорд-Бек	Чеддлтон-Стейшн	10	2—5	2—7	2—6	3—9	2—7	6, 7, 5	7, 5, 6, 5
Чарнет	Беслоу	10	10**	0, 10	—	8—10	9—10	10, 9	10, 9
Деруэнт	Дрейкот-Ферри	9	2—7	3—4	3—6	4*	4—6	6, 6	6, 7, 5, 8, 5
	Хаутон	9	8*	7—8	—	8**	6—8	9, 8	8
Девон	Мейфилд	10	9—10	10**	10**	10**	10**	10	10
Дов	Тоутон	10	1—3	2**	—	4**	4—5	—	3, 2
Эрвош	Бескот	10	—	—	—	—	1—2	2	7
Форд-Брук	Хэст-Приори	9	5*	—	—	6*	8*	5	6, 9
Хэтфилд-Дрейн	Боутри	9	7—9	4—8	7*	—	6—9	5	8, 4
Айдл	Россингтонбридж	9	—	—	—	—	3—5	6, 4	7
Мазер-Дрейн	Крукфорд	10	6—8	6—8	5*	7—8	7—8	7	5, 9, 9, 8
Поултер	Скруби	10	6—8	6—8	5*	6—7	8**	5, 8	5, 8
Ритон	Норментон	9	4—5	4—5	5*	6*	6—7	7, 6	8, 8
Соар	Эссексбридж	10	—	—	—	—	7—8	8, 3	3
Соу	Четвайндбридж	10	1**	1—2	—	—	3, 4	7, 5	6, 4, 8
Тейм	Танел-Питс-Фарм	9	2—5	4—6	3*	—	5—8	3, 5	

* Только одну пробу.
** Более одной пробы.

Река:

Станция:

Номер:

месяц/год	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	A		R	Примечания
	Я	Ф	М	А	М	И	И	А	С	О	Н	Д				
1956									5						С	
1957											5				С	
1958								4				3			С	
1959										3					С	
1960		3									5				С	
1961		4													С	
1962				4						3					С	
1963							3								С	
1964					3			3							С	
1965		2							4						С	Сток устранен
1966												6			В	
1967																
1968																
1969									7				А		В	
1970					6						7				А	
1971		9					9								А	
1972			9		9					7					А	
1973				7							7				А	
1974								8		7					А	
1975															А	

Рис. 5. Пример архивной карточки.

Химические параметры, соответствующие станциям наблюдений, указанным в

Река	Станция	pH	Температура °C	Суммарная перманганатная окисляемость	Общее БПК	Суммарное БПК (А. Т.)
Трент	Нортон-Грин	7,47	9,67	5,15	4,04	3,43
	Стоун	7,41	11,7	6,67	10,88	5,25
	Грейт-Хейвуд—Эссекс-бридж	7,47	11,5	7,86	9,92	5,03
	Уичнор—Кингс-Бромли	7,62	13,0	6,16	5,62	3,37
	Уолтон	7,36	13,1	7,34	10,8	5,50
	Келем	7,71	17,1	6,22	7,48	4,14
	Динхем	7,70	14,6	5,15	6,55	4,19
Блайт	Блайтбридж	7,86	12,0	4,61	3,08	
Ботсфорд-Бек	Ботсфорд-Милл	7,64	13,6	8,83	13,8	2,40
Чарнет	Чеддлтон-Стейшн	7,21	12,1	8,76	6,53	
Деруэнт	Беслоу	7,71	9,71	2,00	1,32	
	Дрейкот-Ферри	7,52	16,9	3,76	5,69	
Девон	Хаутон	7,92	10,7	3,16	3,23	
Дов	Мейфилд	7,95	10,4	1,54	1,67	
Эрвош	Тоутон	7,76	12,6	7,48	10,0	
Форд-Брук	Бескот	7,32	11,6	8,03	12,9	
Хэтфилд-Уаст	Хэст-Приори	7,50	7,47	6,30	6,10	
Айдл	Боутри	8,01	11,2	4,81	4,88	3,55
Мазер-Дрейн	Рассингтонбридж	7,37	22,9	6,40	7,27	
Поултер	Крукфорд	8,60	14,2	2,85	4,42	
Соар	Заус—Норментон	7,74	14,1	5,97	6,68	
Соу	Грейт-Хейвуд	7,72	11,5	4,82	4,11	3,31
Тейм	Четвайндбридж	7,26	12,9	8,62	11,9	6,66
Торн	Танел-Питс-Фарм	8,10	23,1	4,60	3,90	

с нижней половиной рис. 8, где приведены некоторые основные значения, полученные в результате сопоставления биотических индексов и химических параметров. Здесь следует еще раз подчеркнуть, что эти значения нельзя считать точными и что нет никаких причин предполагать, что величины БПК, аммиачного азота и т. д. могут служить критериями при определении значений биотического индекса. Тем не менее эти значения помогают биологу определить пригодность разных вод, с точки зрения качества воды, для разведения в них тех или иных видов рыб.

Приведенные значения были получены много лет назад без помощи вычислительной техники. Водное управление теперь вооружилось этой техникой, и мы надеемся, что такие соотношения в практически применимом виде на основании более многочисленных проб могут быть выработаны в будущем с гораздо большей точностью.

табл. 5 (средние значения за 1975 г.), выраженные в мл/л

Взвешенные твердые частицы		Аммиак в виде N	Нитриты в виде N	Нитраты в виде N	Хлориды в виде Cl	Щелочность в виде CaCO ₃	Общая жесткость CaCO ₃	Растворенный кислород (O ₂)	Сухой остаток
всего	Нелетучие								
10,42		0,417	0,092	1,85	36,08	94,58	152,3	9,92	375,8
30,09		3,74	0,441	7,88	115,3	177,9	366,5	6,97	1052
45,22		2,14	0,444	8,01	145,0	177,8	371,6	8,09	1087
28,79		0,419	0,293	7,30	136,8	171,8	376,8	8,09	1023
29,12		2,36	0,372	9,98	115,0	148,9	331,6	6,28	928
35,34	23,25	0,590	0,294	8,95	117,6	167,3	368,4	9,17	989,1
30,46	23,91	0,365	0,223	9,08	114,2	170,8	392,5	9,16	999,2
8,133		0,214	0,128	8,15	46,45	149,3	289,0	10,3	621,1
45,56		9,06	1,15	8,49	325,9	299,2	566,4	5,98	2659
12,24		1,25	0,143	2,84	66,33	97,25	148,0	7,22	551,0
4,625		0,050	0,037	1,19	23,37	70,00	122,5	11,7	263,3
12,01		1,51	0,370	3,43	108,2	179,9	297,5	6,26	939
9,667		0,133	0,117	7,30	56,33	218,0	911,0	12,5	15,23
5,083		0,096	0,54	2,20	21,04	190,4	250,4	12,4	449,8
33,57		1,50	0,686	8,80	249,1	238,0	433,0	9,53	1874
37,47	28,50	5,44	0,556	6,08	90,86	178,1	338,1	6,37	913,3
6		4,33	0,3	6,63	418,7	151,7	548,3	10,2	1570
21,99	23,37	0,401	0,242	9,63	365,5	192,2	519,2	11,1	1601
17,67		7,40	0,933	5,90	117,7	150,0	510,0	9,80	1170
18,60		0,00	0,120	2,84	708,0	185,0	611,2	13,7	2510
11,67		1,18	0,278	11,1	86,11	188,6	420,0	9,26	933
15,95	12,57	0,452	0,180	7,75	182,4	207,4	424,0	9,40	1207
31,93	18,14	3,77	0,463	11,8	94,89	134,1	283,6	5,64	855,2
12,00		0,150	0,750	9,55	274,0	220,0	590,0	9,80	1600

ОБСУЖДЕНИЕ

С тех пор как начал применяться биотический индекс в Великобритании и в других странах было разработано много других оценочных систем. В Великобритании, например, Грэм [12] и Чендлер [13], описали системы, предназначенные для применения в шотландском районе Лотиана. Во Франции Верно и Таффи [14], разработали вариант индекса р. Трент, а Чаттер [15], работая на реках Южной Африки, составил еще один индекс на аналогичных началах.

Марстранд [16] сделал независимую от всех трех английских классификационных систем оценку и пришел к заключению, что «для анализа проб на стандартных станциях система Трента, или видоизменение ее в соответствии с местными условиями, вероятно, окажется наиболее полезной для оценки качества воды». С другой

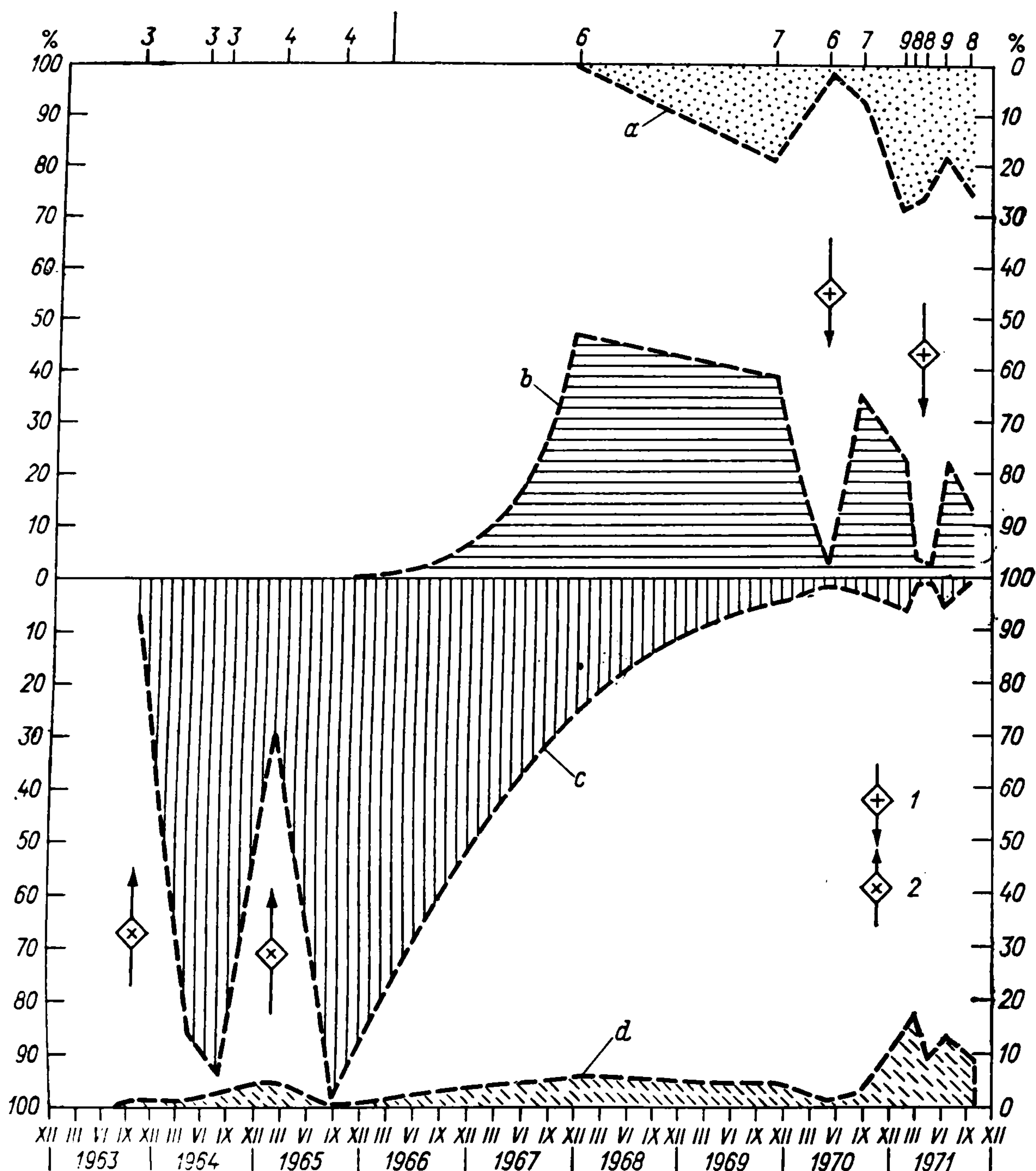


Рис. 6. Ручей Ротлей в местечке Ротлей. Процентный состав проб.

A — биотический индекс, B — сток устранен. a — *Plecoptera*+*Ephemeroptera*+*Trichoptera*, b — *Gammarus*, c — *Asellus*, d — *Tubificidae*. Увеличение популяций: 1 — *Chironomidae*, 2 — *Simillidae*.

стороны, Баллох и другие [17] отвергли биотический индекс р. Трент после краткого обследования трех рек. Однако некоторые их заключения основаны на неправильном преобразовании данных и, следовательно, не внушают доверия. Сладечек [18, 19] отметил, что все три английские системы в действительности являются вариантами сапробной классификации.

Кроме того, многие биологи академического склада вообще отказываются иметь какое-либо дело с самим принципом индексных или классификационных систем на том основании, что они все

Биотический индекс		0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
Классификация Министерства окружающей среды		D			C			B			A		
Сапробность		Полисапробность			α - мезо			β - мезо			Олигосапробность		
Популяция рыб		Рыба отсутствует			Смертность обычная			Форель — хариус — форель вселенная					
					Рыбы мало			Голавль — елец — усач					
Доминирующие беспозвоночные		Tubificid worms Chironomus thummi			Asellus			Trichoptera Gammarus			Ephemeroptera Plesoptera		
Эмпирические химические показатели, мг/л	БПК ₅	>32		>16		>8		<8		<4		<2	
		>5											
	Перманганатная окисляемость	>7								<7			
										<2		<1	
	Аммиачный азот	>2								<2			
		>10		>1								<0,05	
	Нитриты												
	Растворенный кислород	<2								>4			

Рис. 7. Зависимость рыбоводства в связи с качеством воды

Таблица 8

Биотические индексы для каналов в районе Бирмингема

Река	Координаты	Станция	Лучший индекс	Годы		
				1971—1973	1974	1975
Ансон-Бранч Бирмингем-Фэсли	SO 996 997	Уолсолл Папэ-Стейшн	9	3—4	3,3	3
	SK 205 021	Фэсли	9	—	7,4	5
	SP 152 923	Минворш-Лок	9	—	7,4	5
	SP 108 900	Офф-Тибуρν-Роуд	9	2—3	5,4	3
	SP 097 901	Салфордбридж	9	4	3,2	1
Бирмингем—Стретфорд	SP 152 725	Хокли-Хис	9	4—5	5	4
	SP 103 779	Ширли	9	2—5	—	4
	SP 059 796	Стешли	9	5—6	2,2	4
	SO 945 953	Брейдли-Луп	9		5,5	—
						5
Бирмингем—Вулвер- гемптон	SO 969 912	Несетон-Танел	9	3—4	3	3
	SO 927 977	Джеймс-Миллс-Уолверн	9	2—3	3,3	3
	SO 937 955	Билстон	9	9—2	4,3	2
	SO 948 928	Бинс-Индастриз	9	3*	4	—
	SO 966 919	Парк Лейн-Ист	9	2*	4	—
	SO 995 903	Бромферд-Лейн	9	1	2	3
	SO 964 912	Дупорт-Тивидае	9	2—4	4	4
	SO 982 900	Бредз-Роуд-Олдбери	9	1	2	4
	SO 999 896	Симплекс-Олдбери	9	1	0	4
	SP 005 987	Ченс-Брос, Смешуик	9	1—2	4	—
	SP 019 889	Брасхоуз-Лейн	9	3	3	3
	SP 051 872	Беллис и Морком	9	3	3,3	—
	SO 992 890	Тет-Бенк	9	1*	1	2,2
	SO 947 917	Дадли	9	6**	5	6
	SP 650 961	Уистоу	9	6—9	6,5,2,6	6,6
	SP 568 987	Глен-Парва	9	6—8	6,3,5,6	7,8
	SK 528 210	Суингбридж	9	6—7	5,5	5
Химикл-Арм Дадли-Кенал Гренд-Юнион						

Река	Координаты	Станция	Лучший индекс	Годы		
				1971—1973	1974	1975
Олдбери-Локс Рашл Шропшир-Юнион	SP 194 723	Лапуорш	9	7—8	7	3,6
	SP 180 803	Кэтрин-де-Барнес	9	3**	5	3
	SP 121 844	Экокс-Грин	9	6*	4	4
	SP 095 877	Нешелс	9	3*	2	3
	SO 994 888	Иси-Олдберн	9	1*		2,2
	SP 040 993	Олдридж	9	6—7	5,6	5
	SI 820 203	Гносл	9	4*	5	4,4
	SI 880 088	Бривуд	9	6**	3	3,4
	SI 888 034	Пендефорд	9	5*	3	3,3
	SI 975 216	Милфорд	9	8	6	6,6
Стафс—Уорс	SI 928 140	Пенкридж	9	5*		4,4,5
	SI 951 091	Фоур-Скросс	9	5—6	5,6	6,4,6
	SI 914 054	Ковен	9	3—5	4,5	5,5,2
	SI 902 017	Вулвергемптон	9	3—4	2,4	4,4,4
	SO 977 933	Типтон	9	1—3	2	4,3
	SO 969 955	Булл-Лейн	9	3—4	4,5	5
	SO 985 977	Бредли-енд-Фостер	9	0—2	3,3	3
	SP 003 997	Уолсолл-Пауэ-Стейшн	9	3—5	3,5	4
	SO 983 920	Ридер-Грин-Роуд	9	—	—	2
	SO 986 917	Форникс-Стрит	9	3*	2	3,3
Уолсолл Кэнел-Фредер Радгакр-Бранч Бирмингем—Уорс Уирли—Ессингтон	SP 055 797	Кинс-Нортон	9	2—3	2,4	4
	SK 016 021	Слеки-Лейн	9	4**	3,5	6
	SI 986 023	Уилленхол-Лейн	9	3—7	5,5	7
	SO 931 994	Данс-Роуд	9	—	—	5

* Только одна проба.

** Больше одной пробы.

представляют собой чрезмерное упрощение биологических данных. Они игнорируют тот важный факт, что классификационная система, в сущности, является повседневным инструментом, использующим биологические данные. Эти же данные заносятся в архив для последующего изучения или статистической обработки по мере надобности.

Несмотря на эту и подобную критику, применение индекса р. Трент продолжает расширяться. Недавно он был использован для обследования всех рек Шотландии [18]. В США он применяется с незначительными изменениями Правлением долины Тенесси [19]. В Канаде Дж. Б. Спрэг [22] считает, что этот индекс отлично применим для обследованных им канадских рек.

В последнее время сравнительно популярными стали индексы разнообразия, рассчитывающиеся по разным формулам [22—28]. Эдвардс [29] предложил применять многомерный статистический анализ. Индексы разнообразия и многомерный статистический анализ (пример сравнительного индекса) требуют трудоемких вычислений. В этом отношении они не могут быть альтернативой или заменителем биотического или иных простых в использовании индексов загрязнения. Хотя они, возможно, могут послужить для обработки исходных биологических данных с целью разъяснения показаний биотического индекса, в особенности по отношению к изменениям, протекающим за длительные отрезки времени.

Каждый опубликованный индекс подвергается проверке в бассейне р. Трент и сравнивается с биотическим индексом р. Трент. Однако до сих пор ни один из них не оказался лучше его для предварительной биологической оценки качества воды.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Проблема качества воды чрезвычайно сложна и предотвращение дальнейшего ухудшения качества наших рек требует совместных усилий биологов, химиков и всех тех, кто имеет дело с борьбой с загрязнением. По моему мнению, биологи иногда ожидают слишком многого от результатов биологических исследований, рассчитывая, что они раскроют все аспекты проблем и вызывающие их причины. На практике решение многих проблем не так просто и требует дополнительной информации: химического анализа воды и стоков, контроля токсичности их с помощью рыб.

Целью настоящего доклада было продемонстрировать возможности практического применения биологического обследования в качестве инструмента управления пресноводной средой.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Kolchwitz R., Marsson M. "Okologie der pflanzlichen Saprobien", Ber. dtsh. bot. Ges., 1908, 26a, S. 505—519: "Okologie der tierischen Saprobien", Int. Rev. Hydrobiol. u. Hydrogr., 1909, Bd 2, S. 126—152.
2. Gauffin A. R., Tarzwell C. M. Aquatic invertebrates as indicators of stream pollution". Public Health Rep. Wash., 1952, vol. 67, p. 57—64.

3. Woodiwiss F. The Biological system of stream classification used by the Trent River Authority.— "Chemistry & Industry", 1964, p. 443—447.
4. Hynes H. B. N. The biological assessment of river pollution. The River Board Association. Ann. Conf., Brighton, 1961.
5. Scott D. C. The biological balance in streams.— "Sewage and Industrial wastes", 1958, vol. 30, N 9, p. 1169.
6. Besch W., Hofmann W. Le Macrobenthos sur Des Substrata de Polyethylene Les Eaux Courantes.— "Annals de Limnologie", 1968, t. 4, fasc. 2, p. 235.
7. Hester F. E., Dendy J. S. A multiple-plate sampler for aquatic macroinvertebrates.— "Trans. Am. Fish. Soc.", 1962, vol. 91, p. 4.
8. Bull C. J. A bottom fauna sampler for use stony streams.— "Prog. Fish — Culturist", 1968, vol. 30, N 2, p. 119—120.
9. Anderson J., Mason W. T. Jnr. A comparison of benthic macroinvertebrates collected by drudge and bascet sampler.— "J. Water Poll. Control Fed.", 1968, vol. 40, p. 252.
10. Mason W. T., Jr., Anderson J. B., Morrison G. E. A Limestone-Filled Artificial Substrate Sampler — Float Unit for Collecting Macroinvertebrates from Large Streams.— "Prog. Fish — Culturist", 1967, vol. 29, p. 74.
11. Mason W. T., Jr., Anderson J. B., Kreis R. D., Johnson W. C. Artificial substrate sampling, macroinvertebrates in a polluted reach of the Klamath River, Oregon.— "J. Water Pollut. Control Fed.", 1970, vol. 42, N 8.
12. Graham T. R. Pollution assessment and preservation — A biological approach. Assoc. River Auth. Year Book. 1965, p. 109—113.
13. Chandler J. R. A biological approach to water quality management.— "Water Poll. Control", 1970, vol. 69, p. 415—421.
14. Verneaux J., Tuffery A. Une méthode zoologique pratique de détermination de la qualité biologique des eaux courantes, Ann. Sci. Univ. Besancon (3). Zool. Fasc. 3, 1967, p. 79—90.
15. Chutter F. M. An empiracle biotic index of the quality of water in South African streams and rivers.— "Water Res.", 1972, vol. 6, p. 19—30.
16. Marstrand P. K. Using biotic indices as a criterion of inriver water quality. Assoc. River Auth. Year Book, 1973, p. 182.
17. Balloch D., Davies C. E., Jones F. H. Biological assessment of water quality in three British rivers: the North Esk (Scotland), the Ivel (England) and the Taf (Wales).— "Water Pollut. Control", 1976, vol. 75, N 1, p. 92—110.
18. Sládeček V. The reality of three British biotic indices.— "Water Res.", 1973, vol. 7, p. 995—1002.
19. Sládeček V. System of water quality from the biological point of view.— "Archiv für Hydrobiologie. Ergebnisse Der Limnologie", 1973, H. 7.
20. Scottish Development Department. Towards Cleaner Water — 1975. S. D. D. 1976.
21. Hynes H. B. N. The interpretation of biological data with reference to water quality. U. S. Public Health Service Publication No. 99-AP-15, 1964, p. 289—298.
22. Sprague J. B., private communication.
23. Margalef R. Information y diversidad espicfica en las corminudades de organismos.— "Inv. Pesq.", 1956, vol. 3, p. 99.
24. Wilhm J. Comparisons of some diversity indices applied to populations of benthic macroinvertebrates in a stream receving organic wastes. p. 1. "J. Water Pollut. Control", 1967, vol. 39, N 10, p. 1673—1683.
25. Wilhm J. Range of diversity index in benthic macroinvertebrates populations. p. 2. "J. Water Pollut. Control", 1970, vol. 42, N 5, p. 221—224.
26. Wilhm J. L., Dorris T. C. Biological parameters for water quality criteria.— "Bioscience", 1968, vol. 18, p. 477—481.
27. Shannon C., Weaver W. The mathematical theory of communications. Illinois Univ. Press Urbana.
28. Egloff D. A., Brakel W. H. Stream pollution and a simplified diversity index.— "JWPCF", 1973, vol. 45, N 11, p. 2269—2275.
29. Edwards R. W. A strategy for the prediction and detection of effects of pollution on natural communities.— "Schweizerische Zeischrift für Hydrologie", 1975, Bd 37, N 1, S. 135—142 (in English).

ГИДРОБИОНТЫ — ПОКАЗАТЕЛИ СТЕПЕНИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОДОТОКОВ

*Г. П. Андрушайтис, А. К. Зандмане, О. Л. Качалова,
Р. Ю. Лагановская, Р. А. Лиена, А. Г. Мелберга, Э. А. Пареле,
П. А. Цимдиньш*

Институт биологии АН ЛатвССР, СССР

Для оценки степени загрязнения и процессов самоочищения водоемов Латвии биологический метод применялся уже в 20—30-х годах [3, 4]. Исследования в этой области возобновлены во второй половине 40-х годов.

В настоящее время после систематизации данных и более подробного анализа распределения гидробионтов по биотопам имеется возможность предложить наши соображения о системе индикаторов сапробности применительно к условиям ЛатвССР. Для этого за основу взяты рекомендации Совета экономической взаимопомощи (СЭВ) [1], разработанные в результате международного сотрудничества ученых стран — членов СЭВ — Болгарии, Венгрии, ГДР, Польши, СССР и Чехословакии.

Предлагаемый ниже список сапробионтов был составлен на основании списка, рекомендованного Зелинки и Марваном [8], использованы также материалы Пантле и Букка [9].

В последние годы в комплексе санитарно-биологических исследований Института биологии АН ЛатвССР видное место занимают исследования организмов бентоса и планктона. Среди них оказалось много форм показателей степени загрязнения, которые впервые включаются в списки сапробионтов-индикаторов. В списках эти новые формы сапробионтов обозначены звездочкой (*). В тех случаях, когда данная категория сапробионтов не соответствует аналогичной категории списка СЭВ, рядом с предложенной категорией в скобках дана категория по списку СЭВ. Например, *Stefanodiscus hantzschii* в списках Зелинки и Марвана является α -мезосапробной формой, а у нас это β -мезосапробная.

Сапробность водотоков в основном определена по методу Пантле и Букка. По этому методу количественная оценка гидробионтов учитывает относительную частоту h и соотношение отдельных видов с известными степенями системы сапробности s . Обе

величины входят в формулу для вычисления индекса сапробности, например

$$S = \frac{\sum (hs)}{\sum h}.$$

Как видно, индекс сапробности по Пантле и Букку представляет простое среднее арифметическое. Сотрудниками нашего института (Э. А. Пареле, О. З. Качалова) специально для тубифицид предлагается новая методика под названием „Tubifex“ и получены стандартные коэффициенты сапробности D_1 , D_2 для водоемов Латвии.

Коэффициент D_1 применяется в тех случаях, когда бентос состоит из разных групп животных, например, в малых быстротекущих водотоках с хорошей аэрацией, несмотря на загрязнение, развивается разнообразная донная фауна, а коэффициент D_2 — в тех случаях, когда бентос состоит почти полностью из олигохет, что наблюдается в крупных реках в биотопах с неудовлетворительным газовым режимом.

Вычисление коэффициентов проводится методом сравнительной выборки по формулам:

$$D_1 = \frac{T}{B}, \quad D_2 = \frac{T}{O},$$

где B — все организмы бентоса, включая олигохет, O — все олигохеты, включая тубифицид, T — все тубифициды.

На основании величин коэффициента D_2 мы подразделяем участки исследованных водотоков на четыре группы:

- сильно загрязненные ($D_2 = 0,80—1,00$),
- загрязненные ($D_2 = 0,55—0,80$),
- слабо загрязненные ($D_2 = 0,30—0,55$),
- относительно чистые ($D_2 < 0,30$).

Например, на крупной реке вниз по течению от места поступления сточных вод наблюдались следующие величины коэффициента D_2 : 0,87; 0,74; 0,84; 0,68; 0,36.

При исследовании было принято реки характеризовать по доминирующим водорослям обрастаний. Поэтому по летней альгофлоре обрастаний крупные реки причисляются к кладоформным рекам. В развитии обрастаний наблюдается определенная периодичность во времени. Весной и в первой половине лета (иногда включая июнь) в обрастаниях доминирует *Ulotrix zonata*. В мае—июне этот вид начинает репродуцировать, а летом в обрастаниях уже доминирует *Cladophora glomerata*. Вторичные обрастания из синезеленых и диатомовых в основном наблюдаются на кладоформных реках.

Такая же смена обрастаний отмечается на оз. Эри (США) [5], где она определяется различиями в оптимальных для фотосинтеза температурах. Для *Ulotrix zonata* оптимум фотосинтеза наступает при значительно более низких температурах, чем для *Cladophora*. В местах рипали со степенью загрязнения от α -мезо-сапробной до полисапробной в комках зооглейных обрастаний

находили студенистые трубки сапробной расы *Nitzschia filiformis*, а также нити *Ulotrix zonata*. В определителях *Nitzschia filiformis* значится как характерная для соленых и слабо соленых водоемов Севера. Этот вид найден в зооглейных обрастаниях, в прибрежной зоне Рижского залива. Он встречается в зооглейных обрастаниях совместно с α -мезосапробными *Oscillatoria princeps*, *O. tenuis*, *Spirulina* Jennings. Сапробная раса *Ulotrix zonata* признана исследователями в ряде стран [6, 7].

Показателями специфичности степени и границ загрязнения в водотоках являются отдельные физиологические группы микроорганизмов: гетеротрофные, нефтеокисляющие, фенолоразрушающие, целлюлозоразрушающие и ассоциации свободноживущих инфузорий.

Наши многолетние исследования изменения сообществ свободноживущих инфузорий в реках Латвии под влиянием промышленно-бытового загрязнения дали следующие результаты.

Установлено, что повышенное содержание органических веществ в воде, нефтепродуктов и др., вызванное поступлением промышленных, хозяйственно-бытовых и фекальных сточных вод, благополучно могут переносить следующие виды инфузорий: *Holophrya nigrians*, *Platyophrya lata*, *Pseudoprorodon vesiculatus*, *P. ovum*, *Lacrymaria sapropelica*, *Chaenea robusta*, *Rhopolophrya acucuta*, *Mesodinium acarus*, *Spathidium caudatum*, *S. procerum*, *Loxophyllum pyriforme*, *Nassula hesperidea*, *Chilodonella calkinsi*, *Plagiopyla ovata*, *Sonderia tubigula*, *S. simiata*, *Satrophilus putrinus*, *Gruberia uninucleata*, *Spirostomum loxodes*, *Pseudoblepharisma tenue*, *Blepharisma dileptus*, *Parablepharisma chlamidomonas*, *Kachlia acrobates*, *Stichotricha simplex*, *Urostyla gracilis*, *U. gracilis* var. *sanguinea*, *U. mulbipes*, *Keroropsis decolor*, *Holosticha mystacea*, *Urosoma longicirrata*, *Steinea ferruginea*, *Euplotes taylori*, *Aspidisca fuscus*, *Carchosium Granulatum*, *Cothurnia oblonga*.

Как фоновые виды инфузорий для водотоков, загрязненных сточными водами целлюлозно-бумажной промышленности, следует считать *Lagynophrya simplex*, *Lacrymaria cucumis*, *L. elegans* Litonotus varsaviensis, *Chilodonella uncinata*, *Colpoda praestans*, *Leptopharynx euglenivora*, *Metopus es* var. *pinguis*, *S. fuscus*, *M. spinosus*, *M. barbatus*, *Stentor streatus*, *Psilotricha*, *viridis*, *Strongylidium crassum*, *Stichotricha socialis*, *Urostyla elongata*, *Opisthotricha ovata*, *Epystylis digitalis*.

Индикаторами смешанного загрязнения (стоки молочных и пищеваренных заводов) можно назвать *Lagynophrya* sp., *Loxophyllum setigerum*, *Opisthotrycha paralella*, *Glaucoma pyriformis*, *Metopus minimus*, *Condyllostoma tardum*.

Общепризнано, что активно идущие процессы биодеструкции легкоусвояемого органического вещества осуществляются гетеротрофными микроорганизмами, быстро реагирующими на гидрохимические изменения окружающей среды. Степень загрязнения воды биохимически нестойким органическим веществом выражает процентное соотношение численности гетеротрофных микроорганизмов

Вид	o	β	α	ρ	СЭВ
Rotatoria					
Monogononta					
<i>Ascomorpha ecaudis</i> Perty *		+			
<i>Asplanchna priodonta</i> Gosse	+	+			
<i>Branchionus calyciflorus</i> Pall.		+			
<i>Branchionus quadridentatus</i> Herm.		+			
<i>Branchionus rubens</i> Ehr.			+		$\frac{\beta}{(\alpha - \beta)}$
<i>Cephalodella gibba</i> (Ehr.)		+			
<i>Cephalodella ventripes</i> Dix.-Nutt.*		+			
<i>Collurella adriatica</i> Ehr.*		+	+		
<i>Colurella bicuspidata</i> (Ehr.) *	+	+			
<i>Colurella colurus</i> (Ehr.) *		+			
<i>Colurella obtusa</i> (Gosse) *		+			
<i>Conochilus hippocrepis</i> (Schränk) *		+			
<i>Conochilus unicornis</i> Rouss.		+			
<i>Encentrum lupus</i> Wulf.*		+			
<i>Euchlanis dilatata</i> Ehr.		+			$(o - \beta)$
<i>Euchlanis parva</i> Rouss.*	+	+			
<i>Filinia longiseta</i> (Ehr.)		+	+		(o)
<i>Gastropus stylifer</i> Emh.		+			(o)
<i>Kellicottia longispina</i> Kell.		+			
<i>Keratella cochlearis hispida</i> (Laut.)*	+				
<i>Keratella quadrata</i> (Muell.)		+			
<i>Lecane bulla</i> (Gosse) *	+				
<i>Lecane clara</i> (Bryce) *		+			
<i>Lecane closterocerca</i> Schm.*		+			
<i>Lecane constricta</i> Murr.*	+				
<i>Lecane flexilis</i> (Gosse) *	+	+			
<i>Lecane lunaris</i> (Ehr.)		+			
<i>Lepadella patella</i> (Muell.) *	+				
<i>Lepadella ovalis</i> (Muell.) *	+				
<i>Lepadella triptera</i> Ehr.*			+		
<i>Lindia torulosa</i> Duj.*			+		
<i>Mytilina mucronata</i> (Muell.) *			+		
<i>Pleurotrocha petromizon</i> Ehr.				+	+
<i>Proales decipiens</i> Ehr.*			+		
<i>P. theodora</i> (Gosse) *			+		
<i>Scaridium longicaudum</i> Imh.*			+		
<i>Synchaeta kitina</i> Rouss.*			+		
<i>S. pectinata</i> Ehr.	+		+		
<i>S. stylata</i> Wierz.			+		
<i>Testudinella parva</i> (Tern) *	+				
<i>Trichocerca bidens</i> (Lucks) *	+				
<i>T. brachyura</i> (Gosse) *			+		
<i>T. capucina</i> W. et Zach.	+		+		
<i>T. cylindrica</i> (Imh.) *			+		
<i>T. dixon-nutalli</i> (Jens.) *	+		+		
<i>T. longiseta</i> (Schränk) *	+		+		
<i>T. myersi</i> (Hauer) *			+		
<i>T. porcellus</i> (Gosse) *	+		+		
<i>T. rattus</i> (Muell.) *			+		
<i>T. uncinata</i> Voigt.*			+		
<i>Trichocria tetractis</i> (Ehr.)	+		+		

Вид	о	β	α	ρ	СЭВ
Rotatoria					
<i>Digononta</i>					
<i>Adineta oculata</i> (Milne) *	+	+			α
<i>Habrotrocha bidens</i> (Gosse) *	+	+			
<i>Macrotrachela papillosa</i> (Thomp.) *		+			
<i>Philodina citrina</i> (Ehr.) *		+			
<i>P. megalotrocha</i> (Ehr.) *		+			
<i>Rotaria macroceros</i> (Gosse)		+			
<i>R. magna calcarata</i> Pars.*	+	+			
<i>R. neptunia</i> (Ehr.)			+	+	
<i>R. rotatoria</i> (Pall.)	+	+			
<i>Rotaria cfr. saprobica</i> Berz.*				+	
<i>R. tardigrada</i> (Ehr.) *		+			
Cladocera					
<i>Acroperus harpae</i> (Baird)	+	+			
<i>Bosmina longirostris</i> (O. F. M.)	+	+			
<i>Chydorus sphaericus</i> (O. F. M.)		+			
<i>Diaphanosoma brachyurum</i> Lievin	+	+			
<i>Graptoleberis testudinaria</i> (Fisch.) *	+				
<i>Ilyocryptus sordidus</i> Lievin *		+			
<i>Peracantha truncata</i> (O. F. M.) *		+	+		
<i>Pleuroxus striatus</i> Schödler *		+			
Copepoda					
<i>Cyclops str. stremmus</i> Fisch.		+	+		
<i>Eucyclops serrulatus</i> Fisch.		+			
<i>Mesocyclops leucarti</i> Claus		+			

Бентосные организмы — показатели сапробности

Вид	о	β	α	ρ
Mollusca				
<i>Limnaea stagnalis</i> (L.)		+		
<i>Radix ovata</i> (Draparnaud)		+		
<i>Radix auricularia</i> (L.)		+		
<i>Radix pereger</i> (Mull.)		+	+	
<i>Galba palustris</i> (Mull.)		+		
<i>Amphipeplea glutinosa</i> (Mull.) *		+		
<i>Physa fontinalis</i> (L.)		+		
<i>Planorbis planorbis</i> (L.)		+		
<i>Gyraulus albus</i> (Mull.) *		+		
<i>Coretus corneus</i> (L.)			+	
<i>Ancylus fluviatilis</i> (Mull.)	+			
<i>Acroloxus lacustris</i> (L.)		+		
<i>Theodoxus fluviatilis</i> (L.)	+			
<i>Valvata Piscinalis</i> (Mull.)		+		
<i>Viviparus viviparus</i> (L.)		+		
<i>Viviparus contectus</i> (L.)		+		
<i>Lithoglyphus naticoides</i> (C. Pfeif.) *		+		
<i>Bithynia tentaculata</i> (L.) *		+		

Вид	o	β	α	ρ
<i>Bithynia leachi</i> (Shappard) *		+		
<i>Unio crassus</i> (Philopsson)		+		
<i>Unio pictorium</i> (L.)		+		
<i>Unio tumidus</i> (Philopsson)		+		
<i>Musculium lacustre</i> Mull.*		+		
<i>Sphaerium corneum</i> (L.)		+		
<i>Sphaerium rivicola</i> Lamarck		+		
<i>Pisidium amnicum</i> (Mull.) *		+		
<i>P. henslowanum</i> Shep.*		+		
<i>P. casertanum</i> poli		+		
<i>Dreisena polymorpha</i> (Pallas)		+		
Trichoptera				
<i>Rhyacophila obliterated</i> McL.*	+			
<i>Rhyacophila fasciata</i> Hag.*	+			
<i>Rhyacophila nubila</i> Zett.	+	+		
<i>Glossosoma vernale</i> Pict.	+			
<i>Agapetus comatus</i> Pict.	+			
<i>Agraylea multipunctata</i> Curt.*		+		
<i>Hydroptila femoralis</i> Eat.*	+			
<i>Ithytrichia lamellaris</i> Eat.*	+			
<i>Wormaldia subnigra</i> McL.	+			
<i>Chimarra marginata</i> L.*	+			
<i>Psychomyia pusilla</i> Fabr.	+	+		
<i>Arctopsyche ladogensis</i> Kol.*	+			
<i>Hydropsyche ornatula</i> McL.	+	+		
<i>Cheumatopsyche lepida</i> Pict.*	+	+		
<i>Molanna angustata</i> Curt.		+		
<i>Leptocerus albifrons</i> L.*	+			
<i>Mystacides longicornis</i> L.*		+		
<i>Odontocerus albicorne</i> Scop.	+			
<i>Limnephilus nigriceps</i> Zett.		+		
<i>L. politus</i> McL.		+		
<i>Anabolia soror</i> McL.		+		
<i>Potamophylax stellatus</i> Curt.*	+			
<i>Silopallipes</i> Fabr.	+			
<i>Micrasema setiferum</i> Pict.	+	+		
Oligochaeta				
<i>Aelosoma hemprich</i> Ehrenb.		+		
<i>Stylaria lacustris</i> (L.)		+		
<i>Dero digitata</i> (Muller)				+
<i>Nais barbata</i> (Muller) *				+
<i>Nais communis</i> Piguet *		+		
<i>Nais bretscheri</i> Mich.	+			
<i>Nais elinguis</i> Muller		+		
<i>Uncinaxis uncinata</i> *		+		
<i>Paranais frici</i> (Oersted) *		+		
<i>Chaetogaster diaphamus</i> (Gruith)		+		
<i>Chaetogaster limnaei</i> Baer *		+		
<i>Aulodrilus pluriset</i> (Piguet) *		+		
<i>Limnodrilus claparedeanus</i> Ratzel				+
<i>L. noffmeisteri</i> Clap.				+
<i>L. udekemianus</i> Clap.				+
<i>Isochaetides newaensis</i> (Mich.)	+			+
<i>Potamotheix hamnoniensis</i> (Mich.)				+

Вид	о	β	α	ρ
<i>P. moldaviensis</i> Vijd. et Mr.		+		
<i>Potamothrix heuscheri</i> Bretscher *			+	
<i>Psamnoryctides albicola</i> Mich.*		+		
<i>P. barbatus</i> (Grube)				

Инфузории — индикаторы, определенные в реках Латвии

Вид	о	β	α	ρ	СЭВ
<i>Holophrya nigricans</i> Laut.			+		
<i>Bursella truncata</i> Kahl.		+			
<i>Plagiocampa mutabilis</i> Schew.		+			
<i>Pseudopropodon lieberkithni</i> Butschli *			+		
<i>P. vesiculatus</i> Kahl *			+		
<i>Prorodon brachyodon</i> Kahl			+		
<i>P. teres</i> Kahl					
<i>Lacrymaria elegans</i> Engm.					
<i>L. sapropelica</i> Kahl					
<i>L. olor</i> O. F. Muller		+			
<i>Chaenea teres</i> Dujardin *					
<i>C. robusta</i> Kahl *					
<i>C. elongata</i> (Maupas) *					
<i>Didinium nasutum</i> O. F. Muller			+		β
<i>Coleps hirtus</i> Nitzsch		—	—	—	
<i>Amphileptus trachelioides</i> (Zach)			+		
<i>Litonotus cygnus</i> (O. F. Muller)		+	+		
<i>L. fasciola</i> Ehrb.-Wrzesn.		—	—		
<i>L. varsaviensis</i> Wrzsn.			+		
<i>L. lamella</i> (Ehrb.) Schew.			+		
<i>Hemiophrys meleagris</i> (Ehrb;)			+		
<i>H. pleurosigma</i> (Stokes)			+		о
<i>Dileptus anser</i> (O. F. Muller)		+			
<i>Trachelius ovum</i> (Ehrb.)		+			
<i>Loxodes rostrum</i> (O. F. Muller)		+			
<i>Nassula ornata</i> Ehrb.		+			
<i>N. elegans</i> Ehrb.			+		
<i>Phascolodon vorticella</i> Stein		+			
<i>Chilodonella cucullatus</i> (O. F. Muller)					
<i>Ch. uncinata</i> Ehrb.					
<i>Plagiopyla nasuta</i> Stein				+	
<i>Sonderia vorax</i> Kahl *			+		
<i>S. tubigula</i> Kahl *			+		
<i>Colpoda cucullus</i> O. F. Muller			+		
<i>Paramecium caudatum</i> Ehrb.			+		
<i>P. bursaria</i> Focke		—	—	—	β
<i>P. putrinum</i> Clap. et Lachm.				+	
<i>P. aurelia</i> Ehrb.		+			
<i>Frontonia leucas</i> Ehrb.		—	—	—	β
<i>F. acuminata</i> Ehrb.		+			о
<i>Pleuronena crassum</i> Dujardin		—	—	—	β
<i>P. coronatum</i> Kent		—	—	—	β
<i>Lembadion bullinum</i> (O. F. M.) Perty		+			β

Вид	o	β	α	ρ	СЭВ
<i>Colpidium colpoda</i> (Ehrb.) Stein					
<i>C. campylum</i> (Stokes) Breslay					
<i>Loxocephalus plagiatus</i> (Stokes)				+	
<i>Satrophilus putrinus</i> (Kahl) Corliss			+		
<i>Cinetochilum margaritaceum</i> (Ehrb.) Perty				+	
<i>Urocentrum turbo</i> (O. F. Muller)			+		
<i>Uronema marinum</i> Dujardin			+		
<i>Cyclidium glaucoma</i> O. F. Muller			+		
<i>C. citrullus</i> Cohn			+		
<i>Metopus es</i> O. F. Muller					
<i>M. spiralis</i> Smith *				+	
<i>M. contortus</i> Quenn				+	
<i>Caenomorpha medusula</i> Perty-Wetzel				+	
<i>C. sapropelica</i> Kahl				+	
<i>Spirostomum ambiguum</i> O. F. M.—Ehrb.				+	
<i>S. teres</i> Clap. et Lach.		—	+		α
<i>S. minus</i> Roux		—	—	—	α
<i>Condilostoma vorticella</i> (Ehrb.)		+	—		
<i>Climacostomum virens</i> (Ehrb.)		+			
<i>Stentor coeruleus</i> Ehrb.			+		
<i>S. roeseli</i> Ehrb.			+		
<i>S. niger</i> (O. F. Muller)		+			
<i>Bursaria truncatella</i> O. F. Muller		+			
<i>Strombidium viridae</i> Stein		+			
<i>Halteria grandinella</i> (O. F. Muller)		+			
<i>Tintonnidium fluviatile</i> Stein		+			
<i>Epalxella mirabilis</i> (Roux) Corliss *				+	
<i>E. antiquorum</i> (penard) Corliss *				+	
<i>Saprodinium dentatum</i> Laut.				+	
<i>Uroleptus musculus</i> (O. F. M.) Stein			+		
<i>U. gracilis</i> Entz.			+		
<i>U. weissei</i> Stein			+		
<i>Holosticha grisea</i> Kahl			+		
<i>Oxytricha fallax</i> Stein			+		
<i>O. pelionella</i> O. F. Muller			+		
<i>O. minor</i> Kahl			+		
<i>O. chlerelligera</i> Kahl			+		
<i>Stylonychia mytilus</i> Ehrb.					
<i>Steinia ferruginea</i> Stein	+				
<i>Diophrys scutum</i> Dujardin *			+		
<i>D. appendiculata</i> (Ehrb.) *			+		
<i>Euplotes affinis</i> Dujardin			+		
<i>E. euristomus</i> Wrzesn.			+		
<i>E. harpa</i> Stein			+		
<i>E. patella</i> (O. F. M.) Ehrb.		+			
<i>E. patella</i> f. <i>typicus</i>			+		
<i>Aspidisca costata</i> (Dujardin)			+		
<i>A. lynceum</i> Ehrb.					
<i>Hastatella radians</i> Erlanger	+				
<i>Epystylis rotans</i> Svec.	+			+	
<i>E. plicatilis</i> Ehrb.			+		
<i>Vorticella campanula</i> Ehrb.	+	+		+	o
<i>V. nebulifera</i> O. F. M.-Ehrb.					
<i>Carchesium pectinatum</i> (Zacharias) *					

Водоросли — показатели сапробности большой реки

Вид	х	о	β	α	СЭВ
Cyanophyta					
<i>Microcystisaeruginosa</i> Kutz. em Elenk.			+		
<i>M. flos-aquae</i> (Witr.) Elenk.			+		
<i>Gloeocapsa limnetica</i> (Lemm.) Hollerb.		+	+		
<i>Coeloaphaerium kuetzingianum</i> Naeg.		+	+		
<i>Anabaena spiroides</i> Kleb.			+		
<i>A. flos-aquae</i> (Lyngb.) Breb.			+		
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> L. (Ralfs)			+		
<i>Oscillatoria tenuis</i> Ag.				+	•
<i>O. princeps</i> Vauch.				+	
<i>O. chalibea</i> (Mert.) Gom.				+	
<i>O. splendida</i> (Grev.) Kutz.				+	
<i>Phormidium faveolarum</i> (Mont.) Gom.				+	
Chrysophyta					
<i>Mallomonas acaroides</i> Perty			+		
<i>Synura uvella</i> Ehr.			+		
<i>Monas vulgaris</i> (Cienk.) Senn.*				+	
<i>Anthophysa vegetans</i> (O. F. M.) Stein *				+	
<i>Dinobryon divergens</i> Imh.			+		
<i>D. sertularia</i> Ehr.			+		
Bacillariophyta					
<i>Melosira isl. subsp. helvetica</i> O. Mull.			+		
<i>M. varians</i> Ag.			+		
<i>M. granulata</i> (Ehr.) Ralfs.			+		
<i>M. binderana</i> Kutz.			+		
<i>Cyclotella comta</i> Ehr.			+		
<i>C. meneghiniana</i> Kutz.					
<i>Stephanodiscus hantzschii</i> Grun *			+		(α — m)
<i>Tabellaria flocculosa</i> (Roth.) Kutz.	+	+			
<i>T. fenestrata</i> (Lyngb.) Kutz.			+		
<i>Meridion circulare</i> Ag.		+			
<i>Diatoma hiemale</i> (Lyngb.) Heib.		+			
<i>Diatoma vulgare</i> Bory			+		
<i>D. elongatum</i> (Lyngb.) Ag.			+		
<i>Fragillaria crotonensis</i> Kitton,			+		
<i>F. capucina</i> Desm.*			+		(o — β)
<i>Synedra ulna</i> (Nitzsch.) Ehr.			+		
<i>S. acus</i> Kutz.			+		
<i>Asterionella formosa</i> Has.			+		
<i>Eunotia lunaris</i> (Ehr.) Grun.					
<i>Cocconeis pediculus</i> Ehr.			+		
<i>Rhoicosphenia curvata</i> (Kutz.) Grun.			+		
<i>Navicula viridula</i> Kutz.*			+		(α — m)
<i>N. cryptocephala</i> Kutz.*			+		(α — m)
<i>N. rhynchocephala</i> Kutz.			+		
<i>Pinnularia gibba</i> Ehr.	+				
<i>Amphora ovalis</i> Kütz.		+			
<i>Cymbella lanceolata</i> (Ehr.) V. H.		+			
<i>Gomphonema olivaceum</i> (Lyngb.) Kütz.		+			
<i>G. constrictum</i> Ehr.		+			
<i>G. acuminatum</i> Ehr.		+			

Вид	х	о	β	α	СЭВ
<i>Epithemia sorex</i> Kütz.					
<i>E. turgida</i> (Ehr.) Kütz.			+		
<i>Nitzschia sigmoidea</i> (Ehr.) W. Sm.			+		
<i>N. palea</i> (Kütz.) W. Sm.			+		
<i>N. vermicularis</i> (Kütz.) Grun.				+	
<i>N. acicularis</i> W. Sm.			+		
<i>N. filiformis</i> (W. Smith) Hust.				+	
<i>Cymatopleura solea</i> (Breb.) W. Sm.				+	
<i>C. elliptica</i> (Breb.) W. Sm.			+		
<i>Surirella biseriata</i> Breb.			+		
Pyrrophyta					
<i>Cryptomonas ovata</i> Ehr.					
<i>Ceratium hirundinella</i> (O. F. M.) Bergh.		+	+		
Euglenophyta					
<i>Trachelomonas volvocina</i> Ehr.			+		
<i>T. hispida</i> (Perty) Stein em Defl.			+		
<i>Euglena pisciformis</i> Klebs.*				+	
<i>E. acus</i> Ehr.*			+		
<i>Lepocinolis ovum</i> (Ehr.) Lemm.			+		
<i>Phacus pleuronectes</i> (Ehr.) Duj.			+	+	
<i>P. longicauda</i> (Ehr.) Duj.			+	+	
Chlorophyta					
<i>Chlamidomonas debaryana</i> Gorosch.*				+	
<i>C. reinhardii</i> Dang.				+	
<i>Gonium pectorale</i> Müll.				+	
<i>Pandorina morum</i> Bory			+		
<i>Eudorina elegans</i> Ehr.			+		
<i>Pediastrum tetras</i> (Ehr.) Ralfs.			+		
<i>P. borianum</i> (Turp.) Menegh.			+		
<i>P. duplex</i> Meyen			+		
<i>Hydrodictyon reticulatum</i> (L.) Lagerh.			+		
<i>Tetraedron minimum</i> (A. Br.) Hansg.			+		
<i>Ankistrodesmus acicularis</i> (A. Br.) Korsch.			+		
<i>Selenastrum bibraianum</i> Reinsch.			+		
<i>Sphaerocystis Schroeteri</i> Chod.		+			
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> Wood.			+		
<i>Coelastrum microporum</i> Naeg.			+		
<i>Crucigenia rectangularis</i> (A. Br.) Gay.			+	+	
<i>Actinastrum hantzschii</i> Lagerh.			+		
<i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagerh.) Chod.			+		
<i>S. quadricauda</i> (Turp.) Breb.				+	
<i>Closterium leibleinii</i> Kütz.			+		
<i>C. moniliferum</i> (Bory) Ehr.				+	
<i>C. acerosum</i> (Schränk.) Ehr.					
<i>C. parvulum</i> Naeg.			+		
<i>Cosmarium botrytis</i> Menegh.			+		

Вид	х	о	β	α	ρ
Cyanophyta					
<i>Oscillatoria princeps</i> Vauch.				+	
<i>O. tenuis</i> Ag.				+	
<i>O. chalybea</i> (Mert.) Gow.				+	
Chrysophyta					
<i>Synura uvella</i> Ehr.			+		
<i>Dinobryon divergens</i> Imh.			+		
Pyrrophyta					
<i>Ceratium hirundinella</i> (O. F. M.) Bergh.		+			
Euglenophyta					
<i>Trachelomonas volvocina</i> Ehr.			+		
<i>T. hispida</i> (Perty) Stein em Delf.			+	+	
<i>Euglena viridis</i> Ehr.					+
<i>E. acus</i> Ehr.			+		
<i>Phacus pleuronectus</i> (Ehr.) Duj.			+		
<i>P. longicauda</i> (Ehr.) Duj.			+	+	
Bacillariophyta					
<i>Melosira varians</i> Ag.			+		
<i>M. granulata</i> (Ehr.) Ralfs.			+		
<i>M. islandica</i> subsp. <i>helvetica</i> Müll.			+		
<i>Cyclotella comta</i> (Ehr.) Kütz.			+		
<i>Tabellaria fenestrata</i> (Lyngb.) Kütz.			+		
<i>T. flocculosa</i> (Lyngb.) Kütz.	+	+			
<i>Meridion circulara</i> Ag.	+	+			
<i>Diatoma vulgare</i> Bory			+		
<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitt.			+		
<i>F. capucina</i> Desm.			+		
<i>Synedra ulna</i> (Nitzsch.) Ehr.			+		
<i>S. acus</i> Kütz.			+		
<i>Asterionella formosa</i> Hass.			+		
<i>Cocconeis pediculus</i> Ehr.			+		
<i>C. placentula</i> Ehr.			+		
<i>Rhoicosphenia curvata</i> (Kütz.) Grun.			+		
<i>Navicula cryptocephala</i> Kütz.				+	
<i>N. gracilis</i> Ehr.			+		
<i>Caloneis amphisbaena</i> (Bory) Cl.			+		
<i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kütz.) Rabenh.			+		
<i>Amphora ovalis</i> (Kütz.)			+		
<i>Cymbella lanceolata</i> (Ehr.) V. H.			+		
<i>C. prostata</i> Cleve			+		
<i>Pinnularia gibba</i> Ehr.	+				
<i>Pinnularia nobilis</i> Ehr.		+			
<i>Gomphonema constrictum</i> (Ehr.) W. Sm.			+		
<i>G. olivaceum</i> (Lyngb.)			+		
<i>Nitzschia sigmaidea</i> (Ehr.) W. Sm.			+		

Вид	x	o	β	α	ρ
<i>N. vermicularis</i> (Kütz.) Grun.			+		
<i>N. acicularis</i> W. Sm.				+	
<i>Epithemia sorex</i> Kütz.			+		
Chlorophyta					
<i>Pandorina morum</i> Bory			+		
<i>Eudorina elegans</i> Ehr.			+		
<i>Pediastrum tetras</i> v. <i>tetraedron</i>			+		
(Corda) Rabenh.					
<i>P. borianum</i> (Turp.) Askenasy			+		
<i>P. duplex</i> Meyen			+		
<i>Tetraedron minimum</i> (A. Br.) Hansg.			+		
<i>Ancistrodesmus acicularis</i> (A. Br.)			+		
Korsch.					
<i>A. falcatus</i> (Corda) Ralfs.			+		
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> Wood.			+		
<i>Coelastrum microporum</i> Naeg.			+		
<i>Crucigenia tetrapendia</i> (Kirchn.) W.		+	+		
et W.					
<i>Actinastrum hantzschii</i> Lagerh.			+		
<i>Scenedesmus obliquus</i> (Turp.) Kütz.			+		
<i>S. acuminatus</i> (Lagerh.) Chod.			+		
<i>S. Quaaricauda</i> (Turp.) Breb.			+		
<i>Micractinium pusillum</i> Fres.		+			
<i>Closterium moniliferum</i> (Bory) Ehr.			+		
<i>C. leibleinii</i> Kütz.				+	
<i>Chaetophora elegans</i> (Roth.) Agardh.			+		
<i>Stigeoclonium tenue</i> Kütz.				+	
<i>Ulothrix zonata</i> Kütz.		+			
<i>Cosmarium botrytis</i> Menegh.			+		

Водоросли — индикаторы, определенные в фитопланктоне малой реки

Вид	o	x	β	α	ρ
Cyanophyta					
<i>Anabaena constricta</i> (Scaf.) Geitl.					+
<i>Oscillatoria princeps</i> Vauch.				+	
<i>O. tenuis</i> Ag.				+	
Chrysophyta					
<i>Dinobryon divergens</i> Imh.			+		
<i>Synura uvella</i> Ehr.			+		
Pyrrophyta					
<i>Ceratium hirundinella</i> O. F. M.	+				
Euglenophyta					
<i>Trachelomonas volvocina</i> Ehr.			+		
<i>T. hispida</i> Stein em Defl.			+		
<i>Euglena viridis</i> Ehr.				+	

Вид	о	х	β	α	ρ
<i>E. acus</i> Ehr.			+		
<i>Phacus pleuronectes</i> (Ehr.) Duj.			+		
<i>P. longicauda</i> (Ehr.) Duj.			+		
Bacillariophyta					
<i>Melosira varians</i> Ag.			+		
<i>Cyclotella comta</i> (Ehr.) Kütz.			+		
<i>Meridion circulare</i> Ag.	+				
<i>Diatoma vulgare</i> Bory			+		
<i>D. elongatum</i> (Lyngb.) Ag.			+		
<i>Tabellaria fenestrata</i> (Lyngb.) Kütz.			+		
<i>T. flocculosa</i> (Roth.) Kütz.	+	+			
<i>Fragellaria crotonensis</i> Kitt.			+		
<i>Fragillaria capucina</i> Desm.	+		+		
<i>Synedra ulna</i> (Nitzsch.) Ehr.			+		
<i>S. acus</i> Kütz.			+		
<i>Asterionella formosa</i> Hass.			+		
<i>Cocconeis pediculus</i> Ehr.			+		
<i>C. placentula</i> Ehr.			+		
<i>Rhoicosphenia curvata</i> (Kütz.) Grun.			+		
<i>Navicula cryptocephala</i> Kütz.					+
<i>N. gracilis</i> Ehr.			+		
<i>Caloneis amphisbaena</i> (Bory) Cl.			+		
<i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kütz.) Rabenh.			+		
<i>Amphora ovalis</i> Kütz.			+		
<i>Cymbella lanceolata</i> (Ehr.) V. H.			+		
<i>Gomphonema constrictum</i> (Ehr.) W. Sm.			+		
<i>G. olivaceum</i> (Lyngb.) Kütz.			+		
<i>Nitzschia sigmoidea</i> (Ehr.) W. Sm.			+		
<i>N. vermicularis</i> (Kütz.) Grun.			+		
<i>N. acicularis</i> W. Sm.				+	
<i>Cymatopleura solea</i> (Breb.) W. Sm.			+		
Chlorophyta					
<i>Pandorina morum</i> Bory			+		
<i>Eudorina elegans</i> Ehr.			+		
<i>Pediastrum boryanum</i> (Turp.) Menegh.			+		
<i>P. duplex</i> Meyen.			+		
<i>Tetradon minimum</i> (A. Br.) Hansg.			+		
<i>Ancistrodesmus scicularis</i> (O. Br.) Korsch.			+		
<i>A. falcatus</i> (Corda) Ralfs.			+		
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> Wood.			+		
<i>Coelastrum microporum</i> Naeg.			+		
<i>Crucigenia tetrapedia</i> (Kirchn.)	+		+		
<i>C. rectangularis</i> (A. Br.) Gay.			+		
<i>Actinastum hantzschii</i> Lagerh.			+		
<i>Scenedesmus obliquus</i> (Turp.) Kütz.			+		
<i>S. acuminatus</i> (Lagerh.) Chod.			+		
<i>S. arcuatus</i> Lemm.			+		
<i>S. quadricauda</i> (Turp.) Breb.			+		
<i>Closterium leibleinii</i> Kütz.				+	
<i>C. moniliferum</i> (Bory) Ehr.			+		

и численности общего микробного планктона. Установлено, что для малых рек в водах:

1) не подлежащих прямому антропогенному влиянию, это соотношение составляет 0,02%,

2) подлежащих прямому антропогенному влиянию, хозяйственно-бытовых сточных вод, фекальных сточных вод и стоков молочной промышленности, оно составляет в среднем 0,3% (на загрязненном участке) и 0,02% (на условно-чистых участках).

Для крупных рек в водах,

1) подлежащих прямому влиянию городских сточных вод и нефтяного загрязнения, рассматриваемое соотношение составляет 0,3%,

2) подлежащих влиянию городских стоков и стоков целлюлозно-бумажной промышленности — от 0,2 до 0,4% (на загрязненном участке).

В местах локализации нефтяного и фенольного загрязнения возрастает адаптивная способность гетеротрофных бактерий к использованию специфического субстрата. Численность нефтеокисляющих бактерий в загрязненных участках реки превышает численность гетеротрофных бактерий в 2—10 раз.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Унифицированные методы исследования качества вод. ч. 6, 1966.
2. Кумсаре А. Я. Водоросли как фактор самоочищения устьевого района реки Даугава.— В сб.: «Факторы самоочищения устьевого района реки Даугава», Рига, 1974.
3. Graudina - Kumsare A. Rigas pilsetas kanala algu flora. Acta Horti Botanici Univ. Latv. 3. Riga, 1928.
4. Muhlenbachs V. Daugavas udens pasattirisanas speja pie Rigas. Latvijas arstu zurnals, 1929.
5. McMillan G. L., Verduin J. Photosynthesis of natural communities dominated by *Cladophora glomerata* and *Ulothrix zonata*.— "Ohio J. Sci.", 1953, vol. 53, N 6.
6. Fjerdingsstad E. Pollution of streams estimated by benthal phytomic organisms.— "Int. Rev. Ces. Hydrobiol.", 1964, vol. 49, N 1.
7. Schroeder H. Die Algenflora der Mulde.— "Pflanzenforschung", 1939, Bd 21.
8. Zelinka S., Marvan O. Zur Prazisierung der biologischen klassifikation der Reinheit fliessender Gewasser.— "Arch. Hydrobiol.", 1961, Bd 57, N 3.
9. Pantle R., Buck H. Die biologische Uberwachung der Gewasser und die Darstellung der Ergebnisse.— "Gas.-u. Wasserfach", 1955, Bd. 96.

БИОЛОГИЧЕСКИЙ КОНТРОЛЬ КАЧЕСТВА РЕЧНОЙ ВОДЫ (ИСХОДНЫЕ ПОЛОЖЕНИЯ И ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОБОСНОВАННОСТЬ)

Х. А. Хокс

Университет Эстона, Великобритания

ВВЕДЕНИЕ

Биологический контроль рек, под которым мы подразумеваем неоднократные и стандартизированные оценки биоты для выявления статистически значимых изменений, может вестись с разными целями. Выявление изменений в естественных сообществах или в распределении видов организмов имеет большое значение в деле охраны природы. В практическом отношении биологический контроль позволяет получить информацию об изменениях в популяции или в распределении видов, имеющих непосредственное значение для человека, полезных, как, например, рыбы, или наносящих ущерб, как например, разные вредители, сорняки, паразиты и переносчики инфекционных заболеваний.

Обнаружение с помощью биологического контроля изменений в популяции видов, не представляющих непосредственной ценности для человека, может тем не менее оказаться полезным в качестве индикатора экологических изменений, длительное влияние которых может отразиться на видах, представляющих непосредственную ценность для человека. В Великобритании, однако, биологический контроль рек производится чаще всего для контроля за качеством воды и загрязнением в реках. Этот вопрос и будет рассмотрен в данном докладе.

При контроле качества воды в реке бентос и перифитон, будучи в основном неподвижными по отношению к потоку, лучше всего отражают общее качество протекающей над ними воды. Планктон и нектон указывают преимущественно на историю массы воды, в которой они находятся. Поэтому мы ограничимся рассмотрением только бентических сообществ.

ИСХОДНЫЕ ПОЛОЖЕНИЯ БИОЛОГИЧЕСКОГО КОНТРОЛЯ КАЧЕСТВА РЕЧНОЙ ВОДЫ

Теоретические основы

Исследования определяющих факторов развития бентических сообществ организмов в речной воде (рис. 1) показали, что многие из них, но не все, являются также критериями качества воды в зависимости от целей потребления воды. Изменения, отражаемые этими критериями, должны сопровождаться изменениями био-

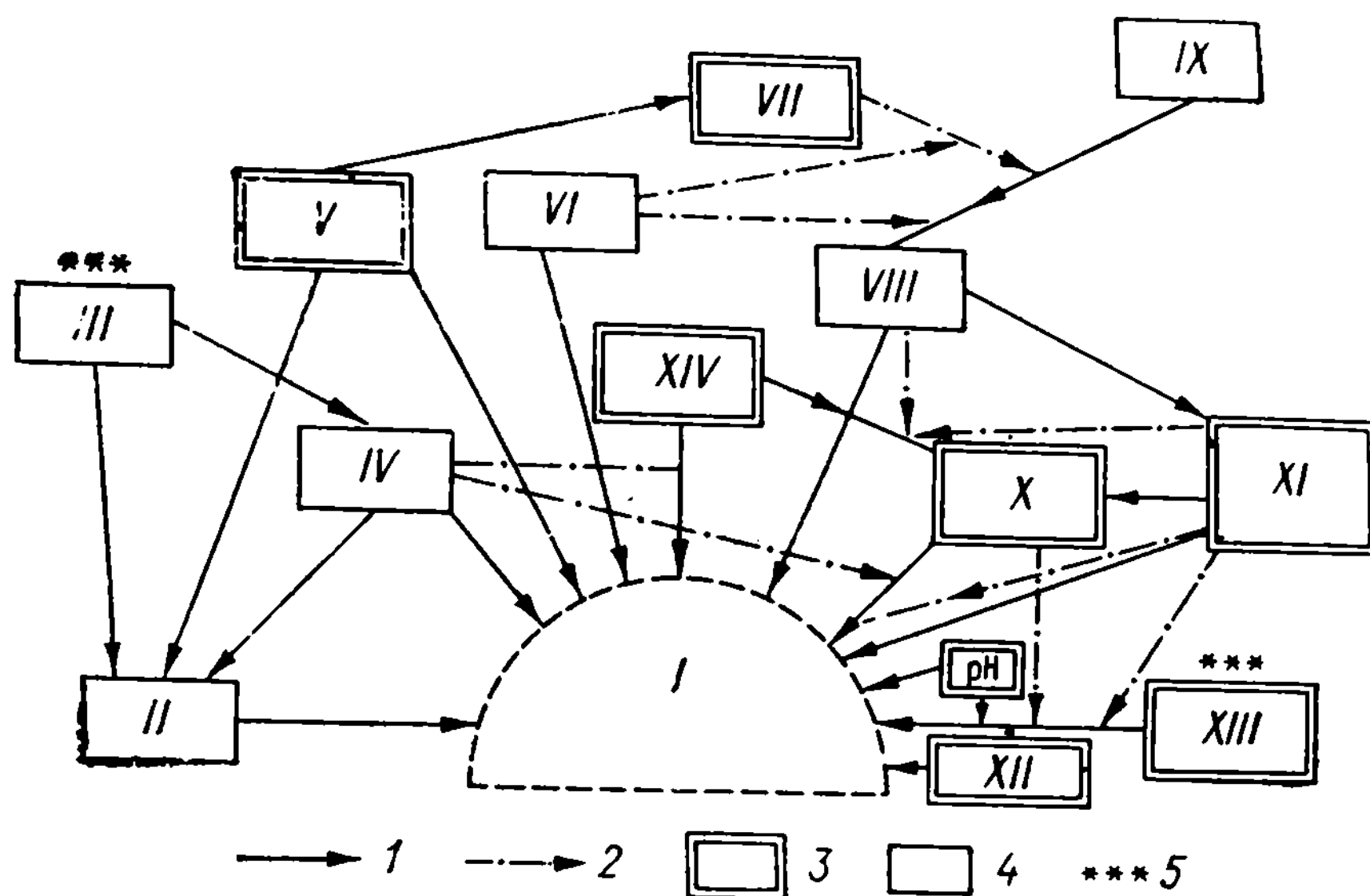


Рис. 1. Определяющие факторы бентических сообществ речных вод.

I — бентическое сообщество, *II* — субстрат, *III* — канализация, *IV* — скорость потока, *V* — взвешенные вещества, *VI* — глубина, *VII* — мутность, *VIII* — проникновение света, *IX* — солнечное излучение, *X* — растворенный кислород, *XI* — температура, *XII* — жесткость воды, *XIII* — токсические вещества, *XIV* — биогенные вещества, *XV* — прямые воздействия, *XVI* — взаимодействия, *XVII* — критерии качества воды, *XVIII* — критерии, не относящиеся к качеству воды. 1 — прямое воздействие, 2 — взаимодействие, 3 — водные критерии качества, 4 — неводные критерии качества, 5 — неприродные факторы.

ценоза, вызванными соответствующими определяющими факторами. Другие критерии качества воды, включающие большое разнообразие токсических веществ, таких, как, например, тяжелые металлы и искусственные органические вещества, хотя они и не являются природными определяющими факторами, становятся последними в условиях загрязнения. Поэтому сбросы сточных вод, оказывающие влияние на качество воды, могут отразиться и на бентических сообществах в результате изменений природных определяющих факторов или введения новых факторов, чуждых естественной системе.

Два взаимосвязанных природных определяющих фактора — скорость потока и природа субстрата, которые сами по себе не

служат критериями качества воды, могут также испытывать антропогенное воздействие и в результате этого вызвать изменения в придонном биоценозе. Сточные воды, содержащие осаждающиеся в русле твердые частицы, воздействуют на субстрат. Строительство каналов и регулирование рек также влияют на эти факторы.

Экологические исследования загрязнений

Многие экологические исследования [7, 10, 18], выполненные в наше время, установили влияние на бентические сообщества различных сбросов, которые, по общепринятому мнению, сказываются на качестве воды.

ПРИМЕНЕНИЕ

Преимущества биологического контроля

При контроле качества воды рек биологические и физико-химические методы, по существу, дополняют друг друга. Поэтому сравнение их не имеет смысла. Однако поскольку в прошлом биологические методы применялись гораздо реже, целесообразно рассмотреть преимущества этих методов, чтобы обосновать их использование:

бентические сообщества выступают в качестве непрерывных мониторов протекающей над ними воды, в то время как в случае химического анализа производится только периодический отбор пробы;

бентические сообщества реагируют на большое разнообразие различных факторов, определяющих качество воды, и загрязняющих веществ. Химический контроль зависит от предварительных знаний о возможном наличии того или иного загрязняющего вещества, а при возрастающей комплексности некоторых промышленных сточных вод это становится все более трудным;

бентосные сообщества суммируют эффекты смешанных загрязнителей сходно с тем, как они воздействуют на популяцию рыб. Химические же данные нужно обработать с учетом всех сложных взаимодействий, чтобы можно было прогнозировать влияние их на развитие рыб;

хотя биологический контроль может быть использован для контроля качества речной воды, используемой в разных целях, но особенно важное значение он, по-видимому, имеет для контроля качества воды в рыбохозяйственных целях;

биологический контроль, помимо выяснения качества речной воды в реке, обеспечивает также получение информации о продуктивности реки в отношении организмов, которые служат пищей для рыб, или в отношении вредного разрастания водорослей, например *Cladophora*.

Ограничения биологического контроля

Хотя биологический контроль выявляет экологические изменения, свидетельствующие об изменении качества воды, он не способен установить точную причину этих изменений, которую необходимо выяснять с помощью химического анализа, особенно в случае токсических загрязнений. Таким образом, применение биологических методов для обнаружения изменений или их последствий и химического анализа для определения причин этих изменений позволяют наилучшим образом использовать эти два взаимно дополняющих друг друга метода.

Методы, связанные с выяснением качественного состава бентического сообщества, трудоемки в отношении обработки проб и таксономии.

Данные, полученные с помощью биологического контроля, смысл которых ясен для биологов, обычно бывают непонятными для специалистов в других областях. Поэтому чтобы получить более приемлемые для всех баллы или индексы, эти данные необходимо обработать, что неизбежно ведет к некоторой потере информации.

Вода, качество которой согласно биологическому контролю признано неудовлетворительным, сомнительна для большинства целей водопользования. Вода, которая экологически признана доброкачественной и в большинстве случаев, включая рыбоводство, пригодна к использованию, не всегда свободна от следовых количеств патогенных или вредных микроорганических соединений и может быть признана пригодной с точки зрения здравоохранения. В этих случаях необходимы специфические микробиологические, токсикологические и химические тесты.

КЛАССИФИКАЦИЯ КАЧЕСТВА РЕЧНЫХ ВОД

Как только было установлено, что сточные воды вызывают изменения в составе биоты, исследователи предложили классификации вод по составу биоты. Первоначально они основывались на описательных данных, затем были разработаны цифровые показатели.

Необходимость классификации

При применении биологического контроля исследователи встречаются с двумя разными ситуациями. В первом случае это — контроль качества речной воды, используемой для известной цели в месте, где река претерпевает воздействие от сброса сточных вод. В этом случае регулярные экологические исследования в разные времена года обеспечат получение необходимых данных.

При такой ситуации нет необходимости обрабатывать полученные данные, чтобы получить индекс, поскольку можно легко

произвести сравнение этих данных с первичными материалами. Отсюда классификация не нужна.

Во втором случае это — обычный контроль всей речной системы, включающий множество станций, в результате которого получают огромное количество трудносравнимых первичных данных, которые трудно использовать вместе с другими данными, полученными по программам наблюдений и управления реками. В таком случае необходимо обработать первичные экологические данные, чтобы получить таблицу баллов или индекс. Такая обработка, однако, неизбежно приводит к потере информации.

Экологическая обоснованность различных методов

Окончательное решение относительно выбора системы классификации или индекса будет зависеть от усилий, необходимых для отбора и обработки проб и полученных данных, оцениваемых по отношению к обоснованности и точности соответствующей классификации или индекса. Поэтому выбор решения может быть различным в разных ситуациях в зависимости от требований и имеющихся ресурсов. Здесь мы рассмотрим некоторые из классификаций и индексов, сравнивая их обоснованность в связи с экологической информацией, на основании которой они составлены.

Экологические изменения, вызываемые сточными водами, указывающие на изменения качества воды, приведены в табл. 1.

Таблица 1

Биоценозные реакции индикаторного значения, вызываемые загрязняющими стоками

<i>A</i>	Появление или исчезновение отдельных видов организмов индикаторного значения
<i>B</i>	Уменьшение числа видов или таксонов
<i>C</i>	Изменение в популяциях отдельных видов
<i>D</i>	Изменения в относительном видовом составе сообщества
<i>E</i>	Изменения в отношении гетеротрофность—автотрофность
<i>F</i>	Изменения в степени продуктивности

Примечание. Реакции, используемые в разных индексах, сопоставлены в табл. 2.

Более ранние методы биологического контроля были, в сущности, аутоэкологическими в том смысле, что они основывались на известных реакциях отдельных видов (реакция *A*). Такое положение сохранилось и в более поздних методах, за исключением индексов разнообразия, но они были дополнены синэкологическими реакциями *B—E*.

Биотические индексы и сапробные классификации. Они имеют то общее, что используют аутоэкологические реакции отдельных видов. Используемая аутоэкологическая реакция проявляется в изменениях концентрации органических веществ. Поэтому теорети-

чески эти методы должны применяться для контроля органических загрязнений. На практике, однако, так же как проба кислорода отражает определенным образом изменения температуры, системы, подобные сапробной и биотическому индексу р. Трент, в известной мере реагируют и на другие загрязняющие вещества. При этом необходимо знать ограничения их чувствительности к определенным загрязняющим веществам, например, к некоторым специфическим токсическим веществам.

Чем больше реакций используется для вычисления индекса, тем чувствительнее будет данная система. При изучении трех британских рек Айвел (Англия), Северный Эск (Шотландия) и Тафф (Уэльс) [1] биотический индекс р. Трент (реакция АВ) и баллы Чендлера (реакция АВС) сравнивались по 120 обработанным пробам. На рис. 2 видно, что в загрязненных водах каждое значение биотического индекса р. Трент представлено сравнительно узким диапазоном значений баллов Чендлера, но там, где качество воды было выше, каждому значению биотического индекса р. Трент соответствовал гораздо более широкий диапазон значений баллов Чендлера. Это означает, что при умеренном загрязнении баллы Чендлера являются более чувствительной системой.

Биотические индексы — показатели или баллы, используемые для упрощения биологической информации. Несмотря на то что эти индексы имеют цифровые выражения, они не представляют количественные данные и потому не могут быть использованы для параметрической статистической обработки.

Индексы разнообразия. Индексы разнообразия, в отличие от биотических индексов, являются величинами, полученными математическим путем на основании количественных данных. Однако они не используют аутоэкологическую информацию относительно реакции отдельных видов (реакция А). Если предположить, что разнообразие сообщества, испытывающего стрессовое состояние, уменьшается, то изменения качества воды приводят к изменениям индекса разнообразия. Тем не менее и другие экологические стрессы, как, например, физические условия в головном потоке, уменьшают разнообразие. Поэтому различия разнообразия во времени на одной из станций имеют большее значение, чем пространственные различия на протяжении всей реки.

В случае, когда изменения качества связаны с изменением трофических условий, установление нового сообщества может сопровождаться изменением разнообразия некоторых таксонов

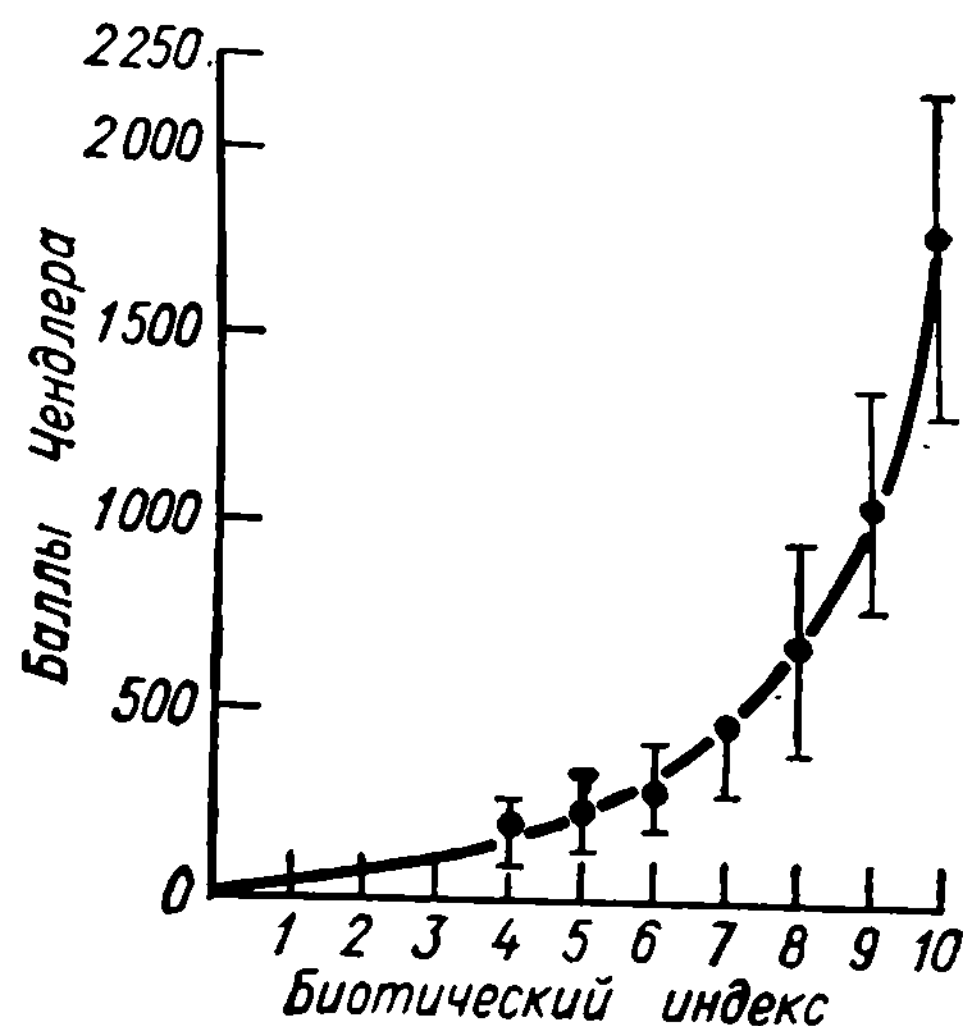


Рис. 2. Зависимость между биотическим индексом р. Трент и баллами Чендлера.

(беспозвоночные) при возможном увеличении разнообразия других таксонов (микроорганизмы). Нельзя считать, что замещающее сообщество испытывает стрессовое состояние, находясь в тех условиях окружающей среды, при которых оно развилось. Поэтому в отношении загрязнения органическими веществами и эвтрофикации эта концепция реакции разнообразия спорна. Индексы разнообразия, по всей вероятности, более целесообразно применять в случае токсичности и физического загрязнения, которые вызывают стрессы общего характера.

Общие положения. Теоретически изменения качества воды наиболее полно отражаются вызываемыми ими изменениями в структуре бентического сообщества. В рамках программных исследований было бы нецелесообразно изучать все стороны структуры сообщества, поэтому необходимо выбрать те из них, которые обеспечат получение максимальной информации по отношению к затраченному труду. Сочетание таблицы Чендлера (реакция *ABC*) и индекса разнообразия Шэннон—Уивера (реакция *BCI*), например, позволило бы учесть четыре аспекта структуры сообщества из числа указанных в табл. 1. Вместе они могут отразить также реакции сообщества на органические, токсические и физические загрязнения. В большинстве применяемых методов не учтено, что результаты сравнения данных разных станций по течению одной реки или разных рек могут быть обесценены помехами, вызванными, помимо качества воды, другими причинами, например, как течение и субстрат (см. рис. 1). Хотя в верховьях рек можно легко найти сходные биотопы для отбора проб (часто предпочитают перекаты), соответствующих биотопов может не оказаться в низовьях рек. При одинаковом качестве воды биотоп размываемого субстрата верховья дал бы более высокий биотический индекс, чем биотоп накапливаемых отложений в нижнем течении рек.

Естественный химический состав воды также изменяется вдоль течения реки. В низовьях вода обычно более эвтрофна и содержит больше солей. Принято считать, что олиготрофные воды нагорья отвечают высшим стандартам качества вод, используемых для общественного потребления, тогда как более эвтрофные воды равнинных рек уступают им в этом отношении. Большинство классификаций качества речной воды, по-видимому, связаны с требованиями общественного водоснабжения. Что же касается рыбного хозяйства, то здесь нужны разные критерии качества природной воды. Олиготрофные воды верховьев рек особенно пригодны для разведения лососевых, тогда как более эвтрофные воды успешно используются для частиковых рыб. Поэтому классификация качества воды для рыбного хозяйства должна быть отнесена к соответствующим речным зонам [8].

В заключение, я надеюсь, что нам удалось установить обоснованность исходных положений биологического контроля как средства контроля качества воды. На практике множество различных путей его применения снижает ценность метода и возможности сравнения получаемых результатов. Поэтому необходима

некоторая рационализация методики, особенно для международных рек. С этой целью некоторые международные организации уже создали рабочие группы. Например, ВОЗ разрабатывает главу по биологическим методам, которая должна будет войти в руководство по Согласованным методикам анализа воды в области борьбы с загрязнением окружающей среды. Однако при стандартизации методики необходимо учесть уже накопленный опыт в области применения принятых методов. При любом принятом методе определения качества воды следует принимать во внимание условия, которые могут различаться в разных речных зонах. Для разных зон, например верховья и низовья рек, может оказаться целесообразным применение различных методик.

Экспериментальные основы биологического надзора

Степень устойчивости отдельных видов бентических беспозвоночных по отношению к сточным водам устанавливается главным образом на основании косвенных доказательств. Какие именно экологические факторы ответственны за реакцию беспозвоночных еще мало известно. Такая информация повысила бы индикаторное значение этих организмов. Исследования экологических потребностей широко распространенных бентических речных беспозвоночных проводятся в двух направлениях.

Лабораторные исследования

Показанная на рис. 3 опытная установка была разработана для определения диапазонов устойчивости разных видов бентических беспозвоночных к таким факторам, как кислород, двуокись углерода, температура и концентрация аммиака. Установка состоит в основном из испытательных камер, в которых содержатся опытные организмы и через которые пропускают воду с соответственно отрегулированными условиями.

Испытательные камеры представляют стеклянные трубки длиной 40 см и диаметром 4 см. Оба конца каждой камеры закрыты нетоксическими пробками, закрепляющими газ, удерживающий организмы в камерах. Камеры заполнены пластмассовыми шариками, образующими субстрат для бентических организмов. В случае необходимости в камеры можно ввести соответствующую пищу.

Регулирование температуры осуществляется за счет рециркуляции воды через теплообменный змеевик в термостатически регулируемой водной ванне с точностью $\pm 0,01^{\circ}\text{C}$. Монтаж аппаратуры в шкафу с постоянной температурой ($\pm 2,0^{\circ}\text{C}$) позволяет сократить до минимума тепловые потери и при необходимости облегчает возможность введения фотопериодизма.

Регулирование кислорода. Чтобы концентрация кислорода была ниже точки насыщения, ее снижали с помощью азота. Это

происходило в контрольной колонке, состоящей из вертикальной стеклянной трубки, заполненной пластмассовыми шариками. Перколирующая в колонке вода тесно контактирует с азотом, который по мере надобности подается в колонку через распылитель на дне колонны. В выходящей из колонки воде контролируется концент-

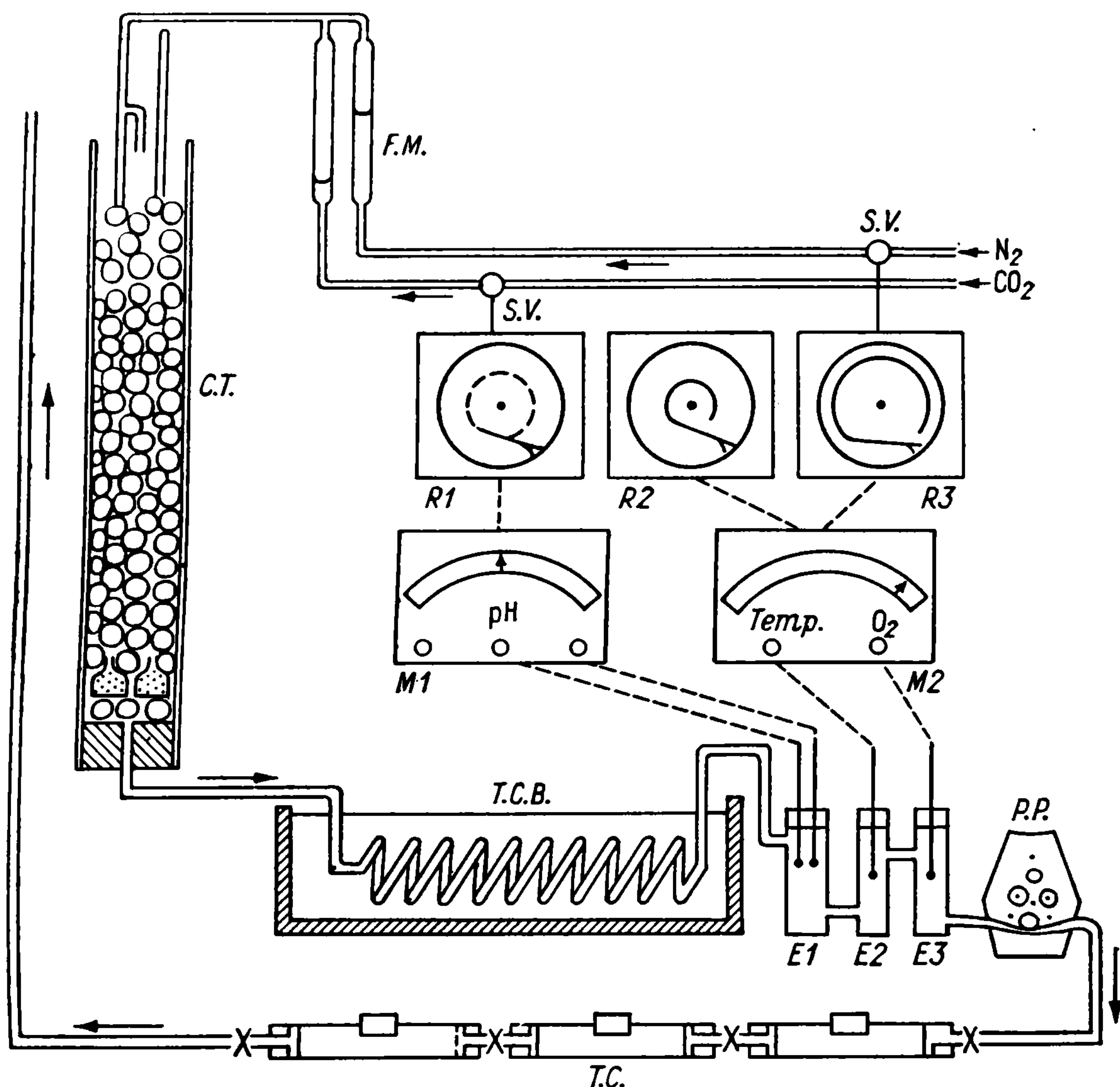


Рис. 3. Принципиальная схема установки для регулирования содержания растворенных газов во время опытов, проводимых с водными беспозвоночными.

Т. С. — испытательные камеры, *Т. С. В.* — терморегулируемая ванна, *С. Т.* — контрольная колонка для регулирования растворенного газа, *Р. Р.* — перистальтический насос, *Е1* — датчик рН, *Е2* — датчик температуры, *Е3* — датчик кислорода, *М1* — показатель рН, *М2* — показатель растворенного кислорода — температура, *Р1, Р2, Р3* — самописцы с определенными выключателями, *С. V* — соленоидные клапаны, *Ф. М.* — расходомер (газ).

рация кислорода, рН и температура. Показания датчиков непрерывно записываются самописцами. Предельные выключатели на самописце концентрации кислорода настраиваются на заданную концентрацию кислорода так, что при ее увеличении, т. е. когда азот не поступает, соответствующий выключатель приводит в действие соленоидный клапан и обеспечивает поступление азота в ко-

лонку. При понижении концентрации кислорода до заданного уровня предельный выключатель закрывает соленоидный клапан и перекрывает подачу азота в колонку. Концентрация кислорода регулируется таким образом в пределах, установленных на выключателях.

Регулирование двуокиси углерода — рН. В результате десорбции азота удаляются и другие растворенные газы, включающие двуокись углерода, увеличивая тем самым рН. Это происходит в результате ввода в колонку по мере надобности двуокиси углерода и контролируется предельными выключателями, установленными на заранее заданные значения рН, аналогично определению концентрации кислорода.

Эта же система может быть использована для изучения влияния рН как фактора или его зависимости от других факторов. Колебания концентрации двуокиси углерода может происходить в результате изменения рН воды в зависимости от известной бикарбонатной щелочности. Недиссоциированный аммиак в растворе можно регулировать по установленному рН воды, содержащей известную концентрацию хлористого аммония в деионизированной форме.

Применение. Чтобы гарантировать узкий диапазон колебаний этого саморегулирующегося процесса, необходимо отрегулировать расход газа в зависимости от количества воды, протекающей через колонку. Электроды, применяемые для определения кислорода и рН, нужно ежедневно калибровать. Использование этой системы позволило устанавливать концентрацию кислорода в узких пределах, например при 20°C от $\pm 9\%$ при 0,5 мг O_2 /л до $\pm 0,8\%$ при 6,0 мг O_2 /л. С помощью этого устройства Девис [3] исследовал значения некоторых факторов в стоке рек, обогащенных органическим веществом. В табл. 3 дана сводка степени устойчивости нескольких видов беспозвоночных макрофауны к разным факторам органического загрязнения. Результаты показали, что в большинстве случаев степень устойчивости беспозвоночных к разным факторам органического загрязнения согласовывалась с их распределением по отношению к степени загрязнения. Исключением, однако, оказались личинки *Gammarus pulex*, которые проявили удивительную степень выносливости к аммиаку.

Суточные флуктуации. Изменения относительных скоростей дыхания, фотосинтеза сообщества беспозвоночных днем и ночью могут вызвать значительные флуктуации содержания газов в воде. Имеются данные, свидетельствующие о том, что распределение некоторых видов организмов (*Gammarus pulex*) обуславливается не столько средними, максимальными или минимальными концентрациями растворенного кислорода, сколько продолжительностью периода, когда уровень кислорода падает ниже определенной предельной концентрации. Чтобы изучить устойчивость организмов к режимам изменяющейся концентрации кислорода, установка была модифицирована за счет использования выключателей

Классификации и индексы, использующие разные биоценозные реакции
(см. табл. 1)

Системы	Наиболее широко используемая информация	
	реакция	таксоны
Сапробная [1, 12] [21]	A A	Все
Классы A, B, C, D Министерства окружающей среды [4]		Бентические, беспозво- ночные и рыбы
Биотические индексы французский [17]	AB	Бентические
р. Трент [20]	AB	Беспозвоночные
р. Лотиэн [51]	AB	"
Индекс Палмера [15]		Водоросли
Сапробности [13]	ABC	Все
[16]	ABC	"
Таблица Чендлера [2]	ABC	Бентические и беспозво- ночные
Индекс разнообразности [14]	BC	Любое сообщество
Индекс разнообразности Шаннон—Уивер [19]	BCD	"

Таблица 3

Степени устойчивости бентосных беспозвоночных к разным параметрам
качества воды в зависимости от наблюдаемой устойчивости их
к органическому загрязнению [3]

Истощение кислорода	Аммиак	Двуокись углерода	Полевые наблюдения/ Органическое загряз- нение
Rhyacophila dorsalis Ecdyonurus dispar Gammarus pulex Brillia longifurca Hydropsyche an- gustipennis Prodiamesa oli- vacea Asellus aquaticus Helobdella stagna- lis Erpobdella octo- culata Erpobdella testa- cea Chironomus ripa- rius	Gammarus pulex Ecdyonurus dispar Erpobdella octo- culata Helobdella stagna- lis Erpobdella testa- cea Asellus aquaticus Brillia longifurca Prodiamesa oliva- cea Chironomus ripa- rius Rhyacophila dor- salis Hydropsyche angustipennis	Ecdyonurus dispar Rhyacophila dor- salis Gammarus pulex Hydropsyche angustipennis Asellus aquaticus Helobdella stagna- lis Erpobdella octocu- lata Erpobdella testa- cea	Ecdyonurus dispar Rhyacophila dor- salis Hydropsyche an- gustipennis Gammarus pulex Erpobdella octo- culata Asellus aquaticus Erpobdella testacea Helobdella stagna- lis Prodiamesa oliva- cea Brillia longifurca Chironomus ripa- rius

Примечания: 1. Фигурной скобкой объединены организмы, обладающие одинаковой степенью устойчивости.
2. Организмы в каждой колонке расположены по возрастающей устойчивости сверху вниз.

верхнего и нижнего уровней, срабатывающих по истечении очередных периодов суточного цикла, которые определяются переключателем настройки на выходе самописца [6].

Изучение воздействия загрязнений на рыб путем моделирования речных экосистем

Как полевые исследования, так и экспериментальные лабораторные испытания имеют свои ограничения. В первом случае значительные изменения и взаимодействие различных факторов затрудняет их контролирование и интерпретацию полученных результатов. В лабораторных испытаниях, где условия поддаются точному регулированию и контролю, организмы не подвергаются воздействию обычных биотических напряжений, включая их взаимодействие с другими организмами. Поэтому результаты лабораторных испытаний, хотя их и легче интерпретировать, трудно использовать для объяснений полевых наблюдений.

Используется и промежуточный подход, основанный на применении моделей речных экосистем, в которых организмы содержатся в своих естественных сообществах и подвергаются разным степеням воздействия исследуемых факторов. Эти системы наиболее пригодны для изучения долгосрочных хронических и сублетальных эффектов. Таким путем в настоящее время изучаются хронические эффекты низких концентраций тяжелых металлов в окисленных сточных водах. Вдоль потока, поступающего на очистную установку, были прорыты три канала длиной примерно 300 м и шириной 1 м каждый. Канал состоит из четырех секций. Две секции длиной 90 м модулируют перекаты с уклоном 5‰ и с донным субстратом из камней. Между ними находятся плёсы длиной 60 м и нулевым градиентом. Один канал несет воды из потока, где вода отличается высоким качеством и в которой живет форель. Поток второго канала состоит из равных количеств речной воды и сточных вод от очистной установки, тогда как третий канал несет поток, состоящий из одной части речной воды и трех частей сточных вод. Сток каждого канала составляет приблизительно 50 л/с. Каждый поток в конце непрерывно контролируется на растворенный кислород, температуру и рН. Автоматические пробоотборники отбирают пробы на анализ из всех трех каналов через каждые 15 мин. Отбор проб бентических популяций производится с помощью клеток, погружаемых в субстрат на перекатах или с помощью дночерпателей на отложенных грунтах плёсов. Для сохранения в каналах рыб пользуются вращающимися сетчатыми перегородками, выбор которых был обусловлен тем, что вертикальные неподвижные перегородки быстро забиваются дрейфующими скоплениями водорослей, развивающихся на ложе каналов. Таким путем изучалась структура и продуктивность бентических сообществ, а также воздействие загрязнения тяжелыми металлами на разные трофические уровни, включая рыбу, в водах разного качества.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Balloch D., Cynthia E., Davies, Jones F. H. Biological surveys of three British rivers and the application of different data processing techniques to detect ecological changes resulting in known effluent discharges. Paper presented Inst. Water Pollut. Control W. Midlands Branch, 1974.
2. Chandler J. R. A biological approach to water quality management.—“Water Pollut. Control”, 1970, vol. 69, p. 415—421.
3. Davies L. J. Some factors influencing the distribution of macro-invertebrates in riffles of organically polluted streams. Ph. D. Thesis, University of Aston in Birmingham, 1971.
4. Department of Environment. Report of a River Pollution Survey of England and Wales, 1970, London, HMSO, 1972, 39 p.
5. Graham T. R. Annual Report of Lothians Purification Board for 1965.
6. Grant I. F., Hawkes H. A. An apparatus for creating controlled diel oxygen regimes for experiments with aquatic macro-invertebrates.
7. Hawkes H. A. Biological aspects of river pollution.—In: L. Klein, ed. River pollution. II. Causes and effects. London. Butterworths, 1962, p. 311—432.
8. Hawkes H. A. Biological Classification of Rivers. Conceptual Basis and Ecological Validity. E. I. F. A. C. Symposium, Helsinki, 1976.
9. Hawkes H. A., Davies J. F. Some effects of organic enrichment on benthic invertebrate communities in stream riffles.—“The Scientific Management of Animal and Plant Communities for Conservation, ed. E. Duffey and A. S. Watt, Blackwell, Oxford, 1970, p. 271—293.
10. Hynes H. B. H. The Biology of Polluted Waters. Liverpool Univ. Press. 1960. 202 p.
11. Kolkwitz P., Marsson M. Okologie der pflanzlichen Saprobien.—“Ber. dtsh. bot. Ges.”, 1908, Bd 26, S. 505—519.
12. Kolkwitz R., Marsson M. Okologie der tierische Saprobien. Beitrage zur Lehre von der biologische Gewasserbeurteilung.—“Int. Rev. Hydrobiol.”, 1909, vol. 2, p. 126—152.
13. Knopp H. Ein neuer weg zur darstellung biologischer vorfluterunler suchungen, erlautert an einem guteland schnitt des mains.—“Die Wasserwirtsch”, 1954, Bd 45, N 1, S. 9—15.
14. Margalef R. Diversidad de especies en las comunidades naturales (Diversity of species in natural communities).—“Publ. Inst. Biol. Apl”, 1951, vol. 9, p. 5—28.
15. Palmer C. M. Algae in water supplies.—“Publ. Health Serv. Publ.”, 1959, vol. 657, p. 1—88.
16. Pantle R., Buck H. Die biologische überwachung der gewasser und die darstellung der ergebnisse.—“Gas- und Wasserfach”, 1955, Bd 96, S. 604.
17. Tuffery G., Verneaux J. Method de determination de la qualite biologique des eux courantes. Trav. Sect. tech. Peche Piscic., C. E. R. A. F. E. R., Ministere de L'Agriculture, Paris, 1967, 21 p.
18. Warren C. E. Biology and water pollution control. London, Philadelphia, Toronto, W. B. Saunders Co., 1971, 434 p.
19. Wilhm J. L., Dorris T. C. Biological parameters for water quality criteria.—“Bioscience”, 1958, vol. 18, p. 477—481.
20. Woodiwiss F. S. The biological system of stream classification used by the Trent River Board.—“Chemistry and Industry”, 443—7, 1964.
21. Zelinka M., Marvan P. Zur prazisierung der biologischen klassifikation der reinheit flie Bender gewasser.—“Arch. Hydrobiol.”, 1961, Bd 57, S. 389—407.

ФИТОПЛАНКТОН КАК ПОКАЗАТЕЛЬ САПРОБНОСТИ ВОД ВОДОХРАНИЛИЩА

В. Г. Девяткин, Г. В. Кузьмин, А. Г. Оханкин

Институт биологии внутренних вод АН СССР, СССР

Способность фитопланктона служить в качестве удобного индикатора сапробности определяется его большим видовым разнообразием, высокой численностью массовых видов и коротким циклом развития последних. Немаловажным обстоятельством является и наличие сравнительно доступных и стандартизированных методов учета фитопланктона.

Авторами фитопланктон был использован в качестве индикатора многолетних изменений сапробности одного из водохранилищ, сравнительно хорошо изученного в альгологическом отношении. В водохранилище выделяются три плёса: 1 — верхний, во многом сохраняющий речные условия, 2 — озеровидный нижний. На границе между 1-м и 2-м плёсами находится устьевой участок 3-го плёса, мелководного, малопроточного и сильно зарастающего.

Для оценки изменений сапробности использовались данные по фитопланктону, полученные еще до образования водохранилища в 1914 и 1915 гг., в первые годы его существования, а также данные наших наблюдений 1958, 1970, 1972 и 1975 гг.

Кроме того, в 1967—1972 гг. мы проводили наблюдения в нижнем плёсе этого водоема, находящемся под воздействием крупной тепловой электростанции.

Индексы сапробности I рассчитывались по формуле Пантле—Бука

$$I = \frac{\sum (hS)}{\sum h},$$

где h — относительное или абсолютное обилие видов-индикаторов сапробности, S — индексы сапробности этих видов.

Анализ флористических списков свидетельствует, что в 1967—1972 гг. по сравнению с незарегулированной рекой соотношение таксонов, характеризующих зоны разной сапробности, почти не изменилось. Основную массу видов современного фитопланктона

водохранилища, как и реки до зарегулирования, создают β -мезосапробы. По-прежнему велика примесь олигосапробов (рис. 1).

По индексам сапробности (табл. 1) не обнаруживается ни различий между плёсами, ни изменений сапробности в результате

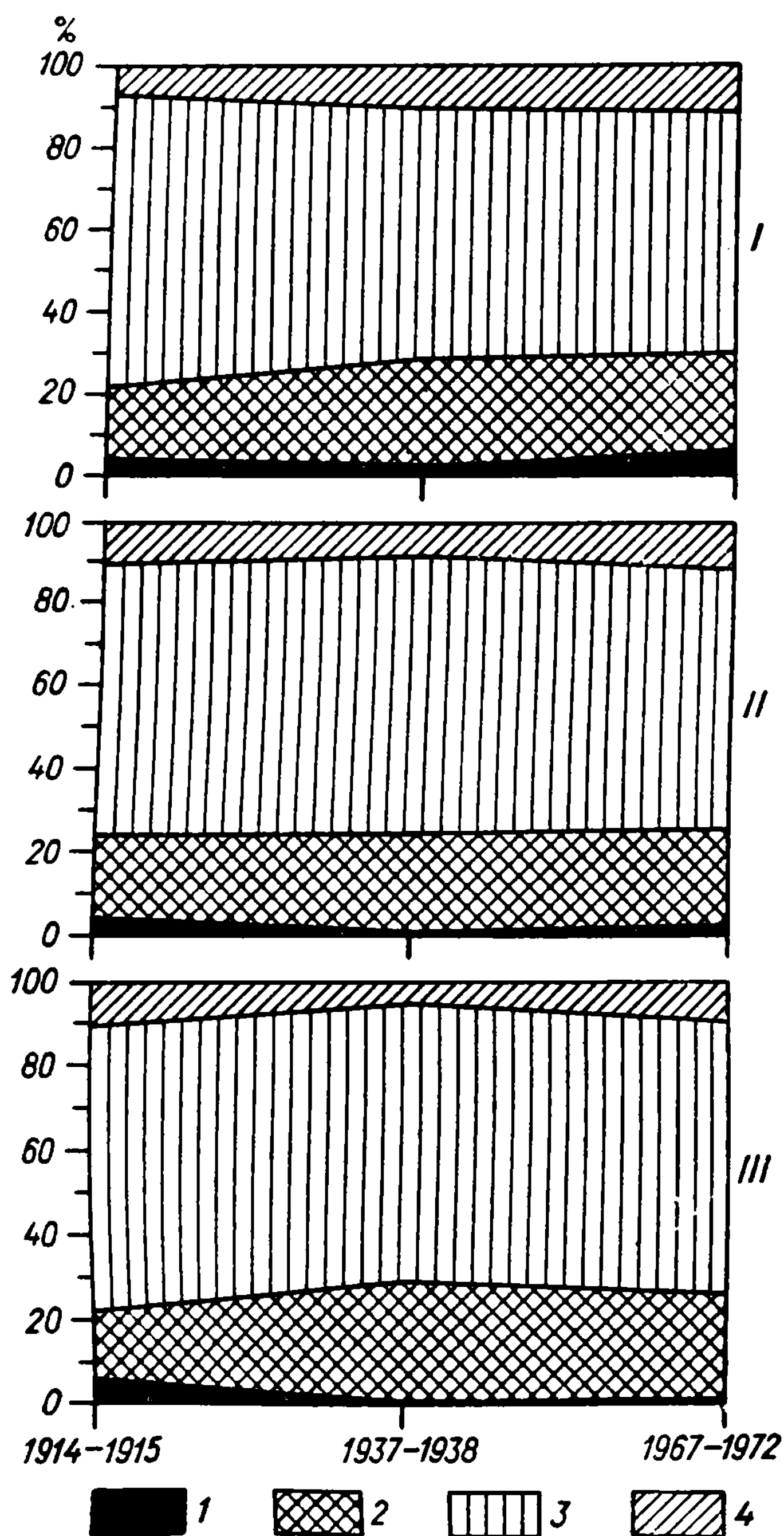


Рис. 1. Соотношение видов-индикаторов сапробности в разные годы исследований.

I — 1-й (верхний) плёс, II — 3-й плёс, III — 2-й (нижний) плёс. 1 — ксеносапробы, 2 — олигосапробы, 3 — β -мезосапробы, 4 — α -мезосапробы.

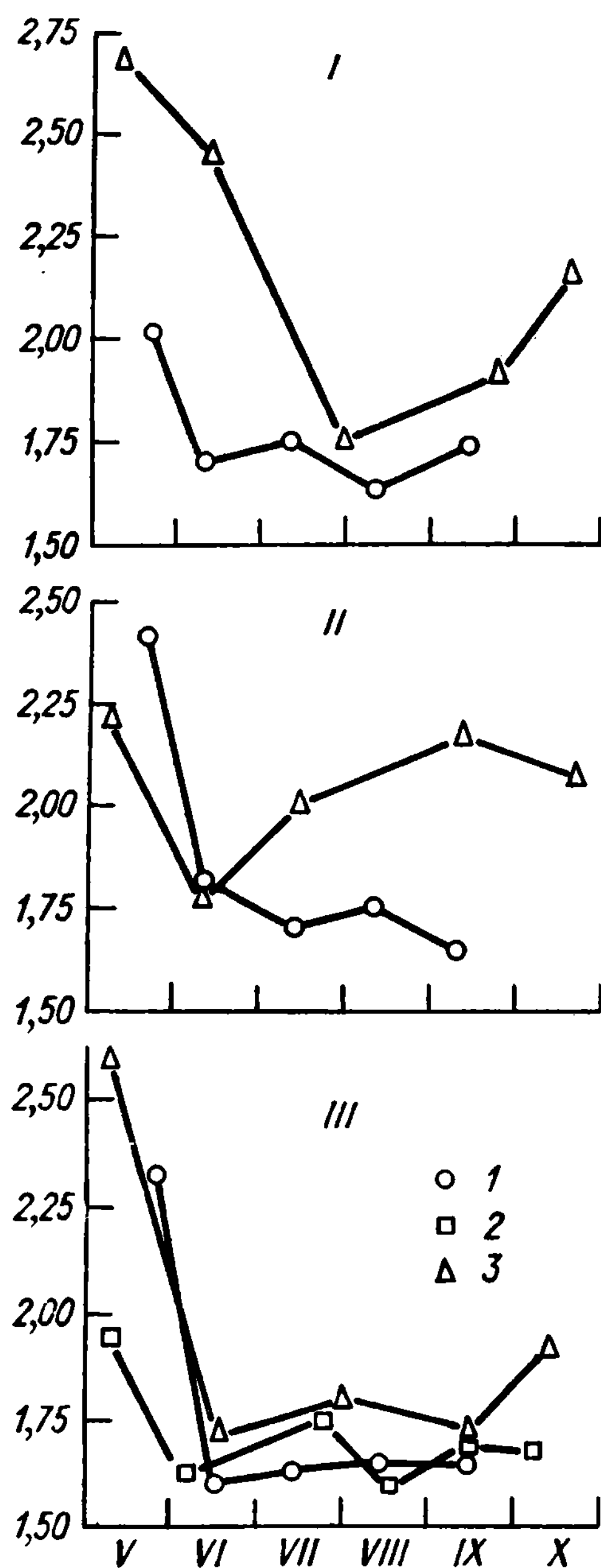


Рис. 2. Динамика сезонных изменений сапробности (вертикальная шкала) в различных плёсах водохранилища.

I — 1-й (верхний) плёс, II — 3-й плёс, III — 2-й (нижний) плёс. 1 — 1958 г., 2 — 1969 г. 3 — 1972 г.

зарегулирования и усиливающегося антропогенного воздействия. Однако полученная на основе флористических списков общая характеристика водохранилища в целом как β -мезосапробного водоема в общем оказывается правильной. Поэтому при отсутствии

других данных флористические списки все же могут использоваться для ориентировочной общей оценки сапробности.

Таблица 1

Индексы сапробности, рассчитанные по флористическим спискам

Период наблюдений, годы	Плес		
	1	2	3
1914—1915	1,79	1,78	1,72
1937—1938	1,77	1,84	1,88
1967—1972	1,75	1,87	1,88

По направлению от верховий водохранилища, наиболее подверженных антропогенному воздействию, к плотине значения индексов сапробности постепенно понижаются, что свидетельствует об интенсивно идущих процессах самоочищения водоема.

В отличие от реки до зарегулирования, в водохранилище наблюдаются вполне отчетливые изменения сапробности по сезонам (рис. 2). Максимальные величины индексов сапробности во всех плёсах отмечаются в мае, что, по-видимому, связано с поступлением значительного количества органического вещества с водами половодья. В июне показатели сапробности во всех плёсах более или менее сильно понижаются, что свидетельствует об утилизации значительной доли поступившего в водоем с водами половодья аллохтонного вещества.

Летом (июль—август) сапробность в первых двух плёсах держится на том же уровне, что и в июне. Она несколько возрастает в мелководном 3-м плёсе, вероятно, в результате вторичного загрязнения вследствие интенсивного развития фитопланктона.

Осенью значения индексов сапробности в первых двух плёсах, особенно верхнем, речном, увеличиваются, что может быть обусловлено как снижением интенсивности процессов самоочищения при понижении температуры, так и поступлением дополнительного количества осадков.

В целом индексы сапробности, рассчитанные по численности фитопланктона, также характеризуют водохранилище как β -мезосапробный водоем (табл. 2). Лишь в мае 1972 г. значительная часть его лежала в α -мезосапробной зоне.

Тепловые электростанции при их рациональной эксплуатации сами по себе не служат источником поступления в водоем дополнительного органического вещества. Однако их влияние на сапробность может проявляться в результате воздействия на соотношение между процессами продуцирования и деструкции.

Для оценки воздействия теплоэлектростанции на сапробность нижнего (2-го) плёса в его пределах было выделено четыре участка. Участки 1 и 4 характеризуются температурным режимом, близким к естественному. Участок 2 является зоной сильного (на

Изменение показателей сапробности водохранилища в разные годы исследований
(осредненные данные)

Годы	Даты	Плѣс		
		1	2	3
1958	17—21/V, 8—14/VI, 12—15/VII, 10—13/VIII, 13—14/IX	1,82	1,78	1,85
1970	29—30/V, 12—14/IX	2,10	1,73	1,81
1972	6—8/V, 10—14/VI, 29—31/VII, 9—11/IX, 19—22/X	2,25	1,91	2,07
1975	28—30/VI	2,19	1,87	1,78

6—12°C) подогрева, а участок 3 — зоной смешения подогретых вод с водами водохранилища. Рассчитанные для этих участков значения индексов сапробности оказались близкими: соответственно 1,88, 1,88, 1,89 и 1,88. Мало различаются и показатели сапробности, рассчитанные на основе численного развития видов-индикаторов (табл. 3).

Таблица 3

Индексы сапробности различных участков нижнего плѣса в 1969 г.

Месяц	Участок			
	1	2	3	4
Январь	1,86	1,90	1,82	2,01
Март	1,86	1,90	1,82	1,78
Май	2,05	1,96	1,92	1,84
Июнь	1,74	1,71	1,63	1,62
Июль	1,80	1,78	1,75	1,79
Август	1,66	1,73	1,60	1,72
Сентябрь	1,71	1,71	1,68	1,72
Октябрь	1,71	1,70	1,64	1,63
Среднее	1,80	1,79	1,73	1,76

Таким образом, влияние теплоэлектростанций практически не сказывается на сапробности вод изученного водохранилища.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

За рассматриваемый период (1914 и 1915, 1937 и 1938, 1967—1972 гг.) в фитопланктоне водохранилища соотношение видов-индикаторов сапробности изменилось мало, а индексы сапробности, рассчитанные на основании флористических списков, оказались

близкими. В целом оценка по видовому составу правильно характеризует исследуемый водоем как β -мезосапробный. Однако она близко совпадает с данными по сапробности, полученными в результате количественного анализа проб лишь в нижнем, наиболее благополучном в сапробиологическом отношении плёсе водохранилища. Видимо, видовой состав фитопланктона обладает значительной консервативностью, на что, в частности, указывает Патрик [3]. Все же видовой состав может служить для ориентировочной оценки сапробности слабозагрязненных водоемов.

Оценка сапробности по численности фитопланктона позволяет выявить как различия в сапробности между плёсами, так и сезонную и годичную динамику ее изменений. Характерно, что, в отличие от реки до зарегулирования, сезонная динамика изменений сапробности в водохранилище выражена очень отчетливо. Максимальные значения индексов сапробности отмечены во всех плёсах весной. В летний период усиливаются процессы самоочищения и значения индексов сапробности понижаются.

Резкое повышение показателей сапробности в водах половодья (до α -мезосапробных) и значительные их годичные колебания свидетельствуют о большой роли водосбора в формировании качества воды в водохранилище.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Кузьмин Г. В. Фитопланктон. Видовой состав и обилие.— В кн.: Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. М., 1975.
2. Pantle R., Buck H. Die biologische Überwachung der Gewässer und Darstellung der Ergebnisse.— "Gas- und Wasserfach", 1955, Bd 96.
3. Patrick R. A discussion of Natural and Abnormal diatom communities.— In: Algae and Man. New York, 1964, p. 185—204.
4. Sladeczek V. System of Water quality from the biological point of view.— "Ergebnisse der Limnologie", 1973, H. 7.

РЫБЫ КАК ИНДИКАТОРЫ КАЧЕСТВА ВОДЫ

В. М. Браун

Центр водных исследований, Великобритания

ВВЕДЕНИЕ

Прежде чем специально рассматривать рыб в связи с качеством воды, необходимо напомнить основные положения, связанные с применением организмов для мониторинга поверхностных вод, чтобы на этой основе выяснить значение рыб.

Очевидно, что пространственное распределение каждого вида животных и растений ограничено определенными сообществами, к которым они принадлежат, хотя можно обнаружить некоторые общие виды организмов в открытых системах, которые можно считать разными сообществами. Однако даже в пределах одной экосистемы в разных сообществах и ее частях в численном отношении преобладают разные виды животных. В реках, которые являются главным предметом обсуждений на данном семинаре, градация физических и химических условий обычно происходит по их длине, и такую экосистему можно рассматривать как линейную, так как сообщества в ней в основном стратифицированы горизонтально и в значительной степени соответствуют линейной градации. По направлению от истока к устью обычно хорошо прослеживается типичная естественная последовательность видов и сообществ.

При наличии загрязнения не только нарушается эта естественная последовательность, но происходят изменения и в сообществах. Могут появиться «анормальные» сообщества, а в экстремальных ситуациях участок реки может оказаться лишенным всякой жизни.

В результате подобных наблюдений биологи, имеющие дело с загрязнением, заинтересовались возможностью использовать виды и сообщества организмов для обнаружения наличия и степени загрязнения поверхностных вод, особенно при отсутствии адекватных химических данных вследствие недостаточно частого отбора проб, при кратковременности загрязнения и отсутствии

аналитических методов. Это, несомненно, полезный подход; необходимо все же отметить, что сам по себе он недостаточен для управления водным хозяйством. Для этой цели нужна количественная информация об интенсивности загрязнения, представленная степенью изменения или, еще лучше, какой-либо функцией этого изменения, например его энергетикой. Сведения о направлении и скорости изменения качества воды имеют наибольшее значение.

БИОЛОГИЧЕСКИЕ ПОДХОДЫ К КОНТРОЛЮ ЗА КАЧЕСТВОМ ВОДЫ

Среди исследований, проведенных за последние 70—80 лет в области биологического контроля за качеством рек (и озер), можно различить два направления. Первое, более давнее, требует точного определения, что чрезвычайно важно, организмов, имеющих в данной среде обитания, а также выяснения требований к качеству воды со стороны каждого из них. Вследствие такого подхода, разными авторами были составлены многочисленные и зачастую слишком длинные списки организмов и их так называемой «чувствительности» к «загрязнению». Организмы, внесенные в эти списки, называемые «индикаторными организмами», часто используются для определения качества воды. Более того, для той же цели используются сообщества организмов, относительно которых известно, что они связаны с разными типами качества воды (в связи с «загрязнением»). Однако необходимость отбора проб в большом количестве и их детальный таксономический анализ требуют больших затрат времени и усилий, что делает этот метод неприменимым для частого использования в рамках постоянного широкомасштабного мониторинга. Это неизбежно привело к попыткам упрощения, которое на практике выразилось в снижении числа организмов, служащих «индикаторами», причем выбирается несколько «типов» (видов, родов, семейств), которые легко определить без длительного таксономического анализа (хотя и не всегда до уровня вида) и которые могут служить для описания состояния воды в отношении загрязнения. (Однако если определение не доведено до вида, то могут возникнуть ошибки.)

В последние годы стало преобладать другое направление, в котором наиболее важным аспектом является различие, а не определение различных типов (видов, родов) присутствующих организмов. Этот подход в основном полагается на численные методы анализа, разработанные экологами для описания разнообразия сообществ организмов, т. е. обилия видов и распределения особей. Иногда рассматриваются другие связи, такие, как степень сходства в видовом составе. Эти методы позволяют объективно распознать и определить сообщества, хотя адекватность процедуры отбора проб, а также точность полученных в некоторых случаях результатов иногда ставятся под сомнение. Применение математических методов описания явлений, которые иначе получили бы лишь

словесное выражение, обычно приводит к выводам, которые, по-видимому, более реалистичны и содержательны и поэтому привлекают биологов, которым зачастую трудно дать количественное выражение биологических явлений, за исключением самых простых вследствие их сложности и трудности исследования.

Возможность, предлагаемую обоими этими подходами, свести хотя бы несколько аспектов сложной характеристики сообщества к одному абстрактному числу, полезна и привлекает небиологов, которые легче принимают данные, выраженные в виде последовательности чисел без применения биологической терминологии. (Хотя всегда существует опасность, что цифры могут быть приняты за величины, пригодные для математических манипуляций.)

В настоящее время для мониторинга качества вод в основном применяются оба эти метода или их различные сочетания.

ПРИГОДНОСТЬ ПОДХОДОВ

В обоих подходах имеются существенные недостатки, проявляющиеся при их применении для мониторинга качества вод по отношению к загрязнению, хотя первый из них был разработан по опыту исследований в этой области. Эти недостатки возникли в основном из-за неадекватного определения терминов и пределов применения методов. В результате появились ошибочные обобщения и неправильные выводы.

К примеру, хотя на некоторых станциях, где есть архивные данные, с помощью обоих методов по исчезновению видов или по уменьшению их разнообразия можно обнаружить изменения, вызванные загрязнением, они сами по себе не дают возможности определить, является ли именно загрязнение причиной этого изменения и, что более важно с точки зрения управления водным хозяйством, отвечает ли вода требованиям, которые к ней предъявляются, а это основные цели управления качеством вод. Следует признать, что способность обнаруживать результат воздействия, а не его причину, является основным недостатком этих методов.

Как было указано раньше, для применения первого метода требуется знать чувствительность различных видов организмов к тому, что мы называем загрязнением (однако, этому термину требуется дать как количественное, так и качественное определение). (Для целей этого доклада загрязнение можно рассматривать как изменение качества воды, обычно вызванное поступлением отходов, являющихся результатом деятельности человека и делающих воду непригодной или вредной для определенных организмов.) Этот подход был почти полностью разработан исходя из наблюдений за влиянием так называемых органических загрязнений (имеются в виду органические загрязнения только животного и растительного происхождения), что было весьма важным ограничением, которое, хотя и признается теоретически, на практике, когда речь идет о применении метода, часто забывается.

Распределение водных животных при наличии таких загрязнений, по-видимому, связано не более чем с тремя факторами, а именно: с уменьшением концентрации растворенного кислорода, с изменением в физико-химической природе и скорости образования донных отложений как следствие отложения «взвешенных веществ» и, возможно, с увеличением концентрации аммиака. Эти явления, особенно первые два, могут возникнуть в водной среде естественным образом. Когда имеется подобное загрязнение, исключая случаи высокой концентрации, несовместимой с существованием жизни вообще, должны присутствовать виды животных, которые способны использовать создавшиеся условия, поскольку они нечувствительны к ним, в то время как другие виды животных весьма чувствительны. По обилию и распространению этих видов можно обнаружить загрязнение определенного типа.

Если же загрязнение обусловлено различными «неестественными» веществами или неестественно высокими концентрациями естественных веществ, которые в природе встречаются только в небольших концентрациях, тогда возникает гораздо более сложная ситуация, так как нет организмов, которые могли бы воспользоваться создавшимися условиями. Одна из наиболее важных характеристик таких стоков, о которой, кстати, часто забывают, заключается в большом разнообразии химического состава стоков современных промышленных предприятий. Если неизвестны все входящие в состав стоков вещества, причем преобладающие химические элементы не всегда являются главными в токсикологическом отношении, то невозможно даже пытаться определить, какова чувствительность определенного организма по отношению к данному стоку. Какой-то вид организмов может быть менее чувствителен по отношению к определенному химическому элементу, чем другой, но по отношению к другому элементу ситуация будет иной. Даже внутри одной группы животных, такой, как пресноводные рыбы, различные их виды могут проявлять различную степень чувствительности к определенному химическому элементу. Но в любом случае при загрязнении от смешанных стоков чувствительность будет изменяться в зависимости от состава смеси. Следовательно, с токсикологической точки зрения списки видов с разной чувствительностью к загрязнению вод смешанными промышленными стоками не имеют смысла. На практике, вследствие чрезвычайной сложности химического анализа и невозможности предсказать влияние смеси химических веществ, в подобной ситуации чувствительность вида может быть оценена либо с помощью испытаний, проводимых над данным видом и определенными стоками, либо из наблюдений над воздействием стоков на реку.

Что касается метода индикаторных организмов, то было бы интересно рассмотреть особенности применения этой концепции при исследовании загрязнения, в отличие от более широко известного и более рационального его использования в ботанических науках. В ботанике наличие определенного вида растений, живущего только при строго определенных физико-химических условиях

почвы, используется как указание наличия этих условий. Однако отсутствие данного вида не указывает на отсутствие этих условий, поскольку оно может быть вызвано другими факторами, такими, как географическое положение, высота, климат, конкуренция, хищничество, болезни и т. д.

Подобную ситуацию, в значительной мере вызванную различием в доступности некоторых химических веществ, за исключением, возможно, кальция и кислорода, нельзя безоговорочно относить и к водным животным. Тем не менее иногда выводы о качестве воды делаются не только по присутствию определенного индикаторного организма, но и по его отсутствию, хотя индикаторное значение имеет только присутствие организма.

В ботанике также известно, что некоторые виды растений нечувствительны к высоким концентрациям тяжелых металлов в почве. Следовательно, обилие таких растений в каком-либо месте, наряду с иначе необъяснимой бедностью другими видами растений, указывает на то, что почва содержит большое количество данного металла. В случае загрязнения воды нет доказательств возможности такого подхода. Однако, по-видимому, имеется некоторое ошибочное представление по этому вопросу в тех случаях, когда предлагается использовать определенные «индикаторные организмы» для выявления определенного загрязнителя только потому, что эти организмы присутствовали в изобилии и накопили достаточное количество интересующих нас веществ (тяжелых металлов, пестицидов и т. д.), что делает их удобными объектами для сбора и анализа, хотя само по себе присутствие этих животных, а это сущность концепции об индикаторах, не дает каких-либо указаний на степень загрязнения воды данным веществом. Важно, чтобы ученые, занимающиеся проблемой загрязнения, уточнили значение термина «индикаторный след».

Подводя итог, можно сказать, что наличие определенного животного, особенно малоподвижного, на определенном участке водотока, свидетельствует лишь очередной раз, что во время присутствия данной особи в данном месте качество воды было достаточно хорошим для ее жизни. Однако оно не свидетельствует о том, что вода была или является пригодной для созревания особи, если она ювенильна, или для выживания видов сообщества, к которому принадлежит данная особь, поскольку уже могло быть нанесено сублетальное повреждение. Это присутствие животного не означает, что вода пригодна для таких целей, как орошение, рыбоводство, приготовление пищи, для поения домашних животных и для питьевых целей, а ведь это основные вопросы в контроле за загрязнением.

Ценность методов, применяемых во втором подходе для описания и сравнения разнообразия сообществ, а также для разработки основных представлений о структуре сообществ в естественных условиях, для чего они и были разработаны в экологии, кажется очевидной. Первоначально этот подход очень легко получил

признание, но в настоящее время точка зрения на этот вопрос, по-видимому, меняется. Так, Хулберт (Hulbert) (1971 г.) считает, что даже для экологических целей разнообразие видов в качестве средства описания биологических свойств является функционально бессмысленной концепцией. Даже если некоторый индекс хорошо коррелирует с другими свойствами сообщества или окружающей среды, это еще не является доказательством его правильности или полезности. Перкинс (Perkins) (1974 г.) в своей прекрасной работе об индексах разнообразия указывает, что до сих пор не ясно, что же в действительности они измеряют, а Пит (Peet) (1975 г.) показывает непригодность различных широко применяемых индексов для большинства экологических целей. Предложение использовать эти индексы для определения продуктивности и стабильности автору данного доклада представляется по меньшей мере сомнительным. Однако независимо от ценности, которую подобные методы могут иметь при изучении популяции с целью описания сообществ, совершенно очевидно, что они неприемлемы для описания качества вод или характера изменений в качестве вод в результате загрязнения, понимаемых в широком смысле этого слова. Изменение в структуре сообщества или даже исчезновение какого-то вида или сообщества на данном участке реки, возможно, и указывает на некоторое ухудшение среды обитания для определенного вида животных, но это воздействие, как в вышеописанном примере с растениями, может скорее быть вызвано физическими или биотическими факторами, а не изменением в химическом качестве воды. Следовательно, ни изменения в разнообразии, ни индекс разнообразия, полученный для данного сообщества, не отражают во всех случаях качество воды, поскольку одна и та же величина индекса разнообразия может быть получена для различных сообществ как следствие разницы в изобилии присутствующих видов.

Проблема, которая, таким образом, встает перед гидробиологом, пытающимся использовать эти подходы, заключается в том, чтобы решить, что именно с точки зрения мониторинга качества воды и загрязнения можно извлечь из данной величины разнообразия, из изменения этой величины или в видовом составе сообщества. Сообщества с низким разнообразием характерны для окружающей среды с высоким уровнем стресса (напряжения), но они не указывают на причину или характер этого стресса. Поэтому загрязняющие вещества можно рассматривать как еще один вид напряжения (стресса) в добавлении к естественным. (Концепция о «стрессе», как она применяется при изучении сообществ, была в 1974 г. подробно и с большой пользой рассмотрена Перкинсом.) Следовательно, сходные низкие величины разнообразия могут быть получены для сообществ, живущих в любой «напряженной» среде, причем напряжение может быть обусловлено естественными или какими-либо другими причинами, и хотя вполне справедливо считается, что загрязнение связано с низким разнообразием сообщества, обратная связь не верна, как иногда это автоматически

предполагают. Очевидно, что эффективность любой напряженности в окружающей среде, если она изменяется хаотически и ее интенсивность и срок воздействия не угрожают существованию жизни, с точки зрения снижения разнообразия связана со степенью чувствительности различных видов животных в данной окружающей среде. Однако необходимо, как это здесь сделано, различать понятия «напряженность» и «напряженная», а также отдавать себе отчет в том, что эти термины применимы лишь к определенным особям и видам и не имеют абсолютного значения. В любой естественной среде имеются те или иные физические, химические, биотические стрессы и, следовательно, из-за естественных изменений некоторые особи любого сообщества всегда будут подвергаться вредному воздействию. Таким образом, для этих особей данная окружающая среда будет напряженной. Но это не справедливо для тех особей или видов, на которые это воздействие распространяется. Поэтому когда физические и химические условия становятся настолько экстремальными, как, например, вследствие загрязнения, что выживают лишь несколько организмов сообщества, тогда, естественно, возникает такая ситуация, при которой оставшиеся виды процветают. При этом, будучи крайне напряженными для одних видов, эти условия не являются таковыми для других видов. Если не уяснить этого, можно сделать неправильные выводы о состоянии видов в кажущейся напряженной окружающей среде, т. е. среде с низким разнообразием, и о возможной чувствительности этих видов в других потенциально напряженных ситуациях.

Нельзя также забывать о снижении видового разнообразия под влиянием краткосрочной устойчивости обычно не предсказуемой среды обитания, а также о том, что долгосрочная геологическая устойчивость первоначально напряженной среды (например, Байкал) ведет к развитию разнообразной фауны. Устойчивость среды обитания играет большую роль в определении характера и разнообразия фауны. Хотя здесь этот вопрос нельзя рассматривать более подробно, следует подчеркнуть, что при изучении видового разнообразия животных в связи с загрязнением необходимо принимать во внимание такие факторы, как устойчивость физических и химических компонентов системы, «генетическую» устойчивость видов, их репродуктивную устойчивость, т. е. r -скорость естественного прироста, устойчивость связей в сообществе и его энергетике, равно как и их изменчивость, а также, когда речь идет об организмах, адаптивное значение этой изменчивости. Существенное значение имеют и относительные размеры экологической ниши.

Некоторые из этих вопросов уже обсуждались, и здесь достаточно указать, что вследствие большого числа «векторов», необходимых для определения «локуса», в котором в любое время можно найти какой-либо аспект структуры экосистемы и направление в ее развитии, было бы неразумно полагать, что единичный фактор или группа тесно связанных факторов, таких, например, как хими-

ческие свойства воды, могут быть единственным определителем «биотического состояния» разнообразия экосистемы в данное время. Обратный процесс, т. е. использование определенной величины разнообразия сообщества или присутствия определенного вида организмов в качестве индикатора качества воды в связи с загрязнением, также представляется неразумным и в лучшем случае неубедительным, а в худшем ошибочным. Несомненно, это в некоторой степени объясняет разногласия среди гидробиологов в выборе удовлетворительного метода биологической оценки в подобных ситуациях. Возможно, что в будущем полезность метода будет повышена путем включения в один индекс некоторых естественных характеристик окружающей среды (химических, физических, биотических) и использования теоретического подхода, применяемого при изучении влияния загрязнения воздуха на здоровье человека.

ТРЕБОВАНИЯ, ПРЕДЪЯВЛЯЕМЫЕ К МОНИТОРИНГУ КАЧЕСТВА ВОД

Хотя химические вещества не являются единственной причиной возникновения напряженных условий в водной среде и даже наиболее важным фактором в этом отношении, тем не менее именно они во многих случаях вызывают наибольшее беспокойство ввиду значительного (и все возрастающего) числа таких веществ, случайно или преднамеренно направляемых в окружающую среду, а также большого разнообразия их свойств, а следовательно, и разнообразия их воздействия, проблем, которые при этом возникают. Поэтому здесь рассматривается загрязнение именно такими веществами.

Хотя и можно установить, что среда в биологическом отношении нарушена, но это не означает возможности выяснения степени воздействия, оказываемого данным загрязняющим веществом на определенные виды организмов. Поэтому с самого начала важно знать, по каким из этих вопросов требуется получить информацию. Поскольку основа контроля загрязнения скорее токсикологическая, а не экологическая, мы будем рассматривать этот вопрос главным образом с токсикологической точки зрения.

Прежде чем станет возможным разработать пригодный и осмысленный подход к химическому загрязнению, необходимо, как уже указывалось ранее, определить химические вещества или по крайней мере характерные стоки для каждой из рассматриваемых ситуаций, а также все виды организмов, которые нужно охранять. При контроле за качеством воды часто забывают, что общий подход не даст ничего, кроме общего ответа, и не поможет в охране какого-либо отдельного вида организмов. Возможно, что в некоторых случаях такой общий ответ считается достаточным, как, например, при изменениях сообществ в чистой воде. Но когда речь идет о загрязненной воде, недостаточно точная информация может

служить причиной нанесения вреда организмам, включая и человека, или вызвать их смерть, чего никак нельзя допустить. Поскольку основной воспроизводящей единицей каждой живой системы в окружающей среде является отдельный организм, задачей мониторинга должно быть обеспечение достаточно большой вероятности выживания и хорошего состояния большей части популяции каждого интересующего нас вида, а в экологическом отношении, конечно, важны все виды. Чтобы достичь этого, необходимо определить качество воды, или концентрацию определенного вещества, при которой оно не влияет на каждый вид. Никакой другой путь не может заменить этот подход. В этом-то и заключается главный недостаток метода «индикаторных организмов», за исключением такой ситуации, когда индикаторный организм случайно оказывается также тем видом, который надо охранять. Очевидно, что структура сообщества не может быть полезна для этой цели.

Хотя может показаться весьма удобным исходя из данных, полученных для одного вида организмов, делать предположения о возможной реакции какого-либо другого вида, особенно если эти два вида близки в таксономическом отношении, такой подход может ввести в заблуждение и не должен защищаться. Следует указать, что любое кажущееся сходство такого подхода с применяемым при оценке воздействия лекарств обманчиво. К этому выводу приводит следующее: при изучении лекарств задача состоит в определении минимальной эффективности (терапевтической) дозы вещества для определенного животного (человека). Отношение терапевтической дозы к дозе, оказывающей вредное действие, должно быть очень малым, чтобы пройти через контроль. При изучении загрязнения для удовлетворения экономических требований максимального увеличения допустимой нагрузки сточными водами задача заключается в определении максимальных значений отношения допустимых концентраций к опасным концентрациям. Следовательно, в этом случае риск гораздо больше, чем при нормировании лекарств, особенно если иметь ввиду участие неизученных видов организмов и других загрязнений, которые могут усугубить это вредное воздействие.

Еще более запутывает положение то, что в некоторых случаях воздействие на состояние, выживаемость, изобилие и распределение определенного вида организмов может быть вызвано не самим загрязнением, а через посредство изменений, происшедших в других компонентах экосистемы, к которой принадлежит популяция данного вида.

Хотя рассмотренные выше методы можно или же нельзя считать полезными для экологических работ в «естественных» условиях с целью выяснения и анализа видового состава или разнообразия сообществ, автор приходит к выводу, что они не могут служить для оценки качества вод при загрязнении сложными промышленными стоками, контролю за загрязнением и управлению водными ресурсами.

ПРИМЕНЕНИЕ РЫБ ДЛЯ МОНИТОРИНГА КАЧЕСТВА ВОДЫ

Рыбы выбраны как объект обсуждения в данном докладе потому, что они, во-первых, являются основным компонентом биоты рек и озер и, во-вторых, имеют большое значение в питании населения и в экономике многих стран. По этим двум причинам их надо охранять и, безусловно, необходимо использовать для контроля качества воды. Только так можно обеспечить качество воды, необходимое для жизни и хорошего состояния интересующих нас видов рыб. В каждом случае именно интересующие нас виды рыб должны использоваться при мониторинге. Рыбы стоят на верху всей водной пищевой цепи. «Дикие» рыбы отражают поток энергии и тем самым в какой-то мере качество воды в экосистеме, чего не могут делать беспозвоночные. Далее, когда рыбы уже прошли стадию личинки, они живут долго по сравнению с большинством беспозвоночных, даже при относительно низких концентрациях загрязняющих веществ в течение всей своей жизни получают высокую общую дозу химического вещества и могут служить индикатором наличия таких степеней загрязнения, при которых данные вещества хронически вредны для рыб и человека, которые и должны подлежать охране.

Достижение возрастающей независимости от окружающей среды — основное направление эволюции. Хотя рыбы и достигли некоторого уровня внутренней независимости, область регуляции физических и химических воздействий окружающей среды у рыб все же весьма ограничена. Поскольку рыбы, как и другие организмы, являются частью системы с ограниченным поступлением энергии, питательных веществ и необходимых элементов, за которые идет конкуренция, они представляют собой неотъемлемую часть энергетической системы, в которой они живут, и неизбежно различными способами отражают качество окружающей биотической и абиотической среды. Поэтому они являются потенциальным источником богатой информации о среде. При этом надо помнить, что рыбы — мобильные организмы и поэтому их подлинная окружающая среда может быть не той, в которой их обнаружили в данный момент.

ЗНАЧЕНИЕ ОТСУТСТВИЯ ИЛИ НАЛИЧИЯ РЫБ

Наиболее яркое проявление сильного загрязнения по отношению к рыбам — их отсутствие. Отсутствие рыб в поверхностных водах (за исключением необычных природных условий, таких, как, например, высокая кислотность рек в вулканических районах), особенно там, где всегда водились рыбы, указывает на неблагополучие в экосистеме, которое в этих условиях может быть отнесено за счет загрязнения. Впрочем, нельзя автоматически отбрасывать влияние болезней, паразитизма, хищников, значительных физических изменений среды и т. д. Отсутствие рыб в подобных

случаях, особенно в сочетании с невыживаемостью в садках или выпущенных в воду, характерных для данного биоценоза рыб, обязательно вызовут опасения, можно ли использовать эту воду для разведения рыб или в условиях, при которых она может повлиять на наземных животных. Что касается не отсутствия, а наличия рыб, то и в этом случае необходимо соблюдать осторожность при попытках сделать выводы относительно качества воды. Когда не известно с достоверностью, что данная рыба всегда находилась в том месте, где ее обнаружили, нельзя делать вывод, что вода в этом месте всегда была удовлетворительной для данной особи, для вида, к которому она принадлежит, а также для других ее стадий развития. Во всяком случае присутствие рыбы в воде не указывает на отсутствие веществ, которые могут быть вредны для рыб и человека при длительном их воздействии. Этот вопрос обсуждался в работе автора 1967 г. Присутствие рыбы в воде не может служить индикатором:

- 1) биологической чистоты воды,
- 2) отсутствия привкуса или запаха,
- 3) отсутствия веществ, в физическом и химическом отношении вредных для животных и человека, а также растений,
- 4) пригодности воды для потребления,
- 5) пригодности воды (цвет, соленость, жесткость и т. д.) для определенных промышленных целей.

Говоря о присутствии и отсутствии рыб и о том, что это означает в пределах указанных выше границ, можно сделать вывод, что отсутствие рыб более показательнее, чем их наличие.

РАСПРЕДЕЛЕНИЕ И РАЗНООБРАЗИЕ ФАУНЫ РЫБ

Естественное распределение рыб в реках зависит от многих факторов, причем в любой зоогеографической зоне преобладающее значение имеют температура, концентрация растворенного кислорода и скорость течения. Как следствие этого на разных участках рек имеются разные фауны рыб. В Европе научное распознавание участков реки по фауне рыб восходит по меньшей мере к работе Фрика (Fric) (1872 г.). Многие авторы по фауне рыб разделяли реки на зоны. Конечно, у разных авторов имеются неизбежные разногласия и их классификации часто пригодны лишь для тех мест, для которых они были разработаны. Даже в пределах относительно ограниченных географических районов для участков, казалось бы, со сходными физическими и физиографическими свойствами в качестве характерных приводятся разные виды. В районах, удаленных друг от друга, помимо рыб, общих для большинства районов мира, обнаруживаются совершенно различные фауны рыб. Следовательно, определить, имеется ли загрязнение только по наличию или отсутствию определенного вида или по распределению различных видов рыб, трудно. Желательно иметь некоторую объективную классификацию распределения рыб

в естественных физико-химических и физиографических условиях для того, чтобы отличить и затем исключить из обсуждения влияния загрязнения различия, вызванные только этими факторами.

За последние годы в США разработаны весьма полезные методические подходы, которые могут быть использованы в данном вопросе. Американские ученые рассматривают распределение рыб по участкам рек с точки зрения классификации рек, предложенной в 1945 г. Хортоном (Horton) для применения в геологии и затем усовершенствованной Штралером (Strahler) (1954, 1957 гг.). По этой классификации наименьшие в бассейне водосбора реки без притоков считаются реками 1-го порядка, реки, образованные слиянием двух рек 1-го порядка, называются реками 2-го порядка и т. д. Для большинства водосборов число рек, их средняя длина, средний размер бассейна и уклон связаны с порядком реки, который прямо пропорционален относительным размерам водосбора, русла и величине стока.

Порядок — безразмерная величина, так что два водосборных бассейна, отличающиеся по линейным размерам, можно уравнивать или сравнить по соответствующим точкам их геометрии. Однако сравнение данных Хорреля и Дорриса (Hagrel and Dorris) (1968 г.) с данными Джонса (Jones) (1973 г.) показало, что в реках сходного порядка величина уклона может отличаться в три раза.

В 1962 г. Кюне (Kuehne) в своей работе о распределении рыб в связи с классификацией рек рассмотрел некоторые трудности, возникающие из-за субъективной классификации рек. Он описал также преимущества и некоторые незначительные недостатки системы Хортона, причем главный из них заключается в том, что не приняты во внимание реки с родниковым питанием, в которых обычно имеются особые виды рыб, приспособленные к жизни в холодной воде. В 1962 г. Кюне описал обнаруженную им продольную последовательность в смене 25 видов рыб и сделал вывод, что в реках определенного порядка видовой состав, уклон и, вероятно, пищевые цепи вполне сравнимы. Широкая приложимость этого утверждения, по-видимому, еще нуждается в подтверждении. Если оно верно, то в пределах одной климатической и физиографической зоны отклонения в видовом составе рыб относительно порядка реки могут служить индикатором напряженности окружающей среды. Однако известно, что в одной речной системе на различных высотах даже при одинаковом уклоне обитают разные виды рыб, и это надо также принимать во внимание.

Разумеется, такой подход будет бесполезен по отношению к разным фаунам, когда требуется более общий количественный, а не качественный подход. Например, Джонс (Jones) (1973 г.) в работе о рыбах в реках разного порядка приводит данные, показывающие, что в запруженной реке с прерывистым течением число видов рыб увеличивается вниз по течению. Оно достигает максимума в запруженных реках 6-го порядка, хотя число особей на единицу площади уменьшается. Это, по-видимому, две основные характеристики, с помощью которых можно исследовать

состояние реки. Однако в реках, загрязняемых только в одном пункте и в которых качество воды постепенно улучшается вниз по течению, одних этих характеристик будет недостаточно.

Цай (Tsai) (1968 г.) в своей работе по изучению реки Литл Патьюксент (Patuxent) приводит отличный пример того, как загрязняющие стоки могут исказить эту нормальную картину. На протяжении 25 км, где имеется четыре сброса стоков от очистных сооружений, не было отмечено увеличения в числе видов животных: на обоих концах изученного участка их было 19. Сразу же за двумя пунктами сбросов отмечалось кратковременное уменьшение числа видов, что свидетельствует о сильном загрязнении в этих местах. Однако состав видов, составляющих фауну, постепенно, но неуклонно менялся вниз по течению, так что для крайних участков общими были только 25% видов. Наблюдались значительные изменения в количестве особей, причем общее их число уменьшалось вниз по течению. Этот же автор приводит данные о полной смене видов животных на одном из участков этой реки за 25-летний период и заключает, что даже тогда, когда токсичность хлорированных стоков, которая была темой его работы, уменьшится настолько, что перестанет быть опасной для всех рыб, следствием загрязнения будет замена видов, а не снижение «видового разнообразия». Это подчеркивает необходимость, как уже указывалось ранее, учитывать не только количество или количественные индексы разнообразия, но и идентичность видов.

Джонс также обнаружил, что ниже места стока канализационных вод индексы структуры сообщества организмов не указывали на ухудшение или изменение условий, однако все присутствующие виды рыб отличались крайней нечувствительностью к низкому содержанию растворенного кислорода. Кюне обнаружил, что с увеличением порядка реки в среднем увеличивается и количество видов рыб. Это верно и в отношении общего числа видов рыб, присутствующих в каждой реке, и исследование полученных данных показывает, что между порядком реки и числом этих видов имеется прямолинейная связь. Данные ряда авторов также подтверждают это (табл. 1). Результаты, полученные Солбе (Solbe)

Таблица 1

Зависимость между числом рыб и порядком реки по данным ряда авторов

Автор (год)	Порядок реки					
	1	2	3	4	5	6
Кюне (Kuehne, 1962)	1	11	17	24		
Джонс (Jones, 1973)		4	8	12	15	20
Солбе (Solbe, 1973)	2	8				
Смэл (Small, 1975)		9	14			

(1973 г.) при исследовании загрязненной цинком речной системы, относились только к рекам 1-го и 2-го порядка, но дали кривую, сходную с той, что получил Кюне для соотношения между числом видов рыб и порядком реки при отсутствии загрязнения. Это соотношение поэтому надо принимать с осторожностью, поскольку, как указывалось ранее, похожие результаты могут быть вызваны как изменениями в физиографии, так и в качестве воды. Тем не менее резкое отклонение от линейной связи может иметь значение.

Поскольку абсолютное число видов рыб в реках любого порядка различно, только линейный характер этого соотношения может помочь в обнаружении отклонений в видовом составе и аномальных условий. С увеличением порядка реки добавляются новые виды рыб и увеличивается их общая совокупность.

Возможно, было бы полезно обратиться к структуре популяций и сообществ, чтобы выяснить, как они могут отражать изменения в окружающей среде, но следует принять во внимание сделанные выше замечания о неэффективности таких наблюдений для контроля за качеством воды в связи с загрязнением. Как указывалось выше, разнообразие видов рыб обычно возрастает вниз по течению и с увеличением порядка реки. Хоррел (Hargreaves), Дэвис (Davis) и Доррис (Dorris) (1967 г.) нашли, что в системе пересыхающих рек Оклахомы с увеличением порядка реки индекс видового богатства имел значения 0,87; 1,38; 1,93; 2,06 при коэффициенте корреляции 0,96. Однако Хоррел и Дэвис (1968 г.) отмечают, что индексы разнообразия и гетерогенности, как уже говорилось выше, не объясняют причину явлений, а только дают оценку информации, необходимой для определения структуры сообщества.

Далберг (Dahlberg) и Одум (Odum) исследовали видовое разнообразие рыб в эстуариях как основу «обнаружения, оценки и контроля за загрязнением от новых отраслей промышленности». Хотя автор доклада и ставит под сомнение ценность этой концепции, однако полученные результаты могут быть использованы при исследовании пресных вод.

Индекс «равнозначности» (equitability) и индекс «выравниваемости» (evenness), т. е. компонент относительного изобилия, к сожалению, подвергаются сезонным изменениям, что снижает их ценность для подобных исследований. С другой стороны, видовое «богатство», или видовое разнообразие, измеренное с помощью информационной функции Шэннона—Вивера (Shannon и Weaver) (1963 г.) не подвержено сезонным изменениям и может быть полезным показателем изменений. Макэрлин (McErlan) и др. (1973 г.) в своем пятилетнем исследовании эстуарных рыб рассматривали число видов s , число особей данного вида N_s , «индекс видового богатства»:

$$d = (s - 1) \log_c N,$$

в котором число видов имеет больший вес чем общая численность N .

Они также применяли индекс, взятый из теории информации, который зависит от каждого отдельного вида и таким образом отражает структуру сообщества. Этот последний индекс изменяется с изменением структуры популяции и относительно нечувствителен к числу видов, от которого зависит индекс видового богатства.

Результаты наблюдений показали, что имеется определенная тенденция, причины которой неизвестны, в изменении числа видов, видового богатства и информационного индекса разнообразия, но не в числе особей. Это может быть ценным критерием при изучении эстуариев, а возможно, и пресных вод. Пау (Powe) и др. (1972 г.) также обнаружили, что малое разнообразие и число видов макробеспозвоночных могут служить индикатором загрязнения, оставляя неизвестной причину этого явления. По отношению к рыбам Бечтел и Копленд (Bechtel и Copeland) (1970 г.) принимают, что снижение разнообразия служит индикатором стресса в окружающей среде.

ЧИСЛЕННОСТЬ, БИОМАССА, ПРОДУКЦИЯ И РОСТ

Численность и биомасса, как и разнообразие, не всегда находятся в положительной корреляции и могут либо уменьшаться из-за токсического загрязнения, либо возрастать при обильных поступлениях питательных веществ. Одной биомассы рыбы не всегда достаточно для суждения о воде. Бечтел и Копленд (1970 г.) при изучении морских рыб обнаружили расхождение между их биомассой и разнообразием и поэтому считают, что оба показателя важны при характеристике изменений в окружающей среде. Одум (1971 г.), несмотря на то что при использовании биомассы преувеличивается значение крупных организмов, считает что распределение биомассы как бы подводит итог распределению пищевых цепей.

Джонс (Jones) (1973 г.), как и более ранние авторы, обнаружил, что среднее число особей рыб на каждой станции в бассейне реки в Оклахоме и их биомасса экспоненциально увеличиваются с увеличением порядка реки. Хотя в некоторых районах численные индексы структуры сообщества указывали на наличие аномальной фауны рыб, было установлено, что индексы разнообразия, основанные на соотношении биомассы различных видов, обнаруживают различия в распределении энергии и в форме сообщества.

ПРИНЦИПЫ ОПРЕДЕЛЕНИЯ ПОТЕНЦИАЛЬНОЙ САМООЧИСТИТЕЛЬНОЙ СПОСОБНОСТИ ПРИРОДНЫХ ВОД МЕТОДОМ СПЕЦИФИЧЕСКИХ ДОБАВОК

Д. З. Гак

Институт водных проблем АН СССР, СССР

Быстрое исчерпание водных ресурсов в развитых странах в результате роста плотности населения, роста и интенсификации производственной деятельности человека выдвигает на первый план проблему определения предельных нагрузок сточных вод, которые могут быть переработаны данной водной экосистемой. Иными словами, определение потенциальной самоочистительной способности водоема от того или другого загрязнителя стало сейчас не только важной теоретической, но и актуальной практической задачей. Одним из методических подходов к решению этой задачи может быть метод добавки специфического субстрата для определения потенциальной способности микроорганизмов к его трансформации (окислению). Этот метод давно известен в водной микробиологии. Так, добавляя к природной воде различные количества солей аммония, можно измерить ее потенциальную способность к нитрификации, внося соляровое масло, устанавливают потенциальную способность данного сообщества микроорганизмов к его окислению.

Нам представляется возможным определять потенциальное самоочищение природных вод методом специфических добавок. Этот метод не испытан еще на практике и в данном сообщении предлагается к обсуждению лишь его идея. Она заключается в том, что внося в изолированную пробу природной воды различные сочетания загрязняющих веществ, взятых в различных концентрациях, можно экспериментально определить потенциальную способность вод к самоочищению от данных загрязнений. Мерой самоочищающей способности может служить биохимическое потребление кислорода (БПК) и (или) концентрация загрязнителей. Если такой метод будет разработан и окажется успешным, то с его помощью можно будет перейти от оценок качества воды по предельно допустимым концентрациям (ПДК) к научному обоснованию предельно допустимых нагрузок ПДК загрязнителей на водоем.

Метод специфических добавок достаточно прост и удобен при решении ряда практических задач. Например, планируется постройка крупного нефтеперерабатывающего завода и требуется определить, какое количество сточных вод он может сбрасывать в водоем дополнительно к той нагрузке, которую уже оказывают городские стоки, нужна ли очистка сточных вод завода и какова степень очистки. На проточных или непроточных моделях с водой, взятой из водоема в месте планируемого выпуска сточных вод, ставят серию опытов с различной концентрацией нефтепродуктов, а также глюкозы и пептона (так как завод будет сбрасывать и бытовые стоки) и таким образом устанавливают оптимальное количество сбросов, которое бы повышало самоочищение, не нарушая при этом существенно структуру и функции водной экосистемы и качество воды.

Предлагаемый метод специфических добавок относится к методам биологических испытаний (bioassays), получившим в настоящее время широкое и разнообразное применение в гидробиологии. В какой-то мере он аналогичен методу определения биологической потребности воды в биогенах, нашедшему очень широкое применение в практике повышения биологической продуктивности водоемов. Внося в изолированную пробу воды различные сочетания биогенных солей в разных концентрациях, экспериментально определяют потенциальную продукционную способность данных вод. Мерой последней является биомасса фитопланктона или его фотосинтез. Реализуя найденные экспериментально «оптимальные нагрузки» биогенов на водоем, удалось существенно повысить рыбопродуктивность путем удобрения рыбоводных прудов.

Подобно определению биологической потребности в биогенах, внося в изолированную пробу воды различные сочетания загрязнителей в разных концентрациях, можно определить потенциальную самоочистительную способность данных вод. Мерой последней может быть БПК, а в случае медленно окисляемых загрязняющих веществ и их концентрация в воде. Широкая практика удобрения водоемов на основании определения биологической потребности в биогенах показала, что не всякое повышение первичной продукции — благо для водоема, что при превышении определенного уровня первичной продукции появляются отрицательные следствия эвтрофирования водоема и что тот уровень первичной продукции, который допустим для рыбоводных прудов, не приемлем для питьевых водоемов. Поэтому при решении задачи повышения как продуктивности, так и самоочищения водоемов возникает вопрос об ограничительных условиях, т. е. условиях, при которых сохраняется высокое качество воды.

При определении потенциальной самоочистительной способности водоема ее нижняя граница определяется легко: внесение специфических добавок не должно снижать БПК, т. е. не должно оказывать токсического влияния на дыхание биоценоза, осуществляющего очистку воды. Труднее определить верхнюю границу возрастания БПК, предел повышения самоочищения, не вредящий

экосистеме и не ухудшающий качества воды. Потенциальная способность водных экосистем к переработке нетоксических загрязняющих веществ очень высока, особенно это касается коммунальных стоков, стоков пищевой промышленности, сельскохозяйственных стоков (с животноводческих ферм, например). Однако при этом происходит значительная перестройка экосистемы и она может уподобиться экосистемам аэротенков или биологических прудов очистки. При внесении загрязнителей, по нашему мнению, ограничительными критериями могут быть следующие: 1) не должна превышать ПДК, 2) не должен нарушаться баланс кислорода, 3) не должно снижаться соотношение фотосинтез:дыхание ниже определенного предела. Предложенные критерии определения верхнего предела возрастания самоочищения могут быть рассмотрены на экспериментальных данных, полученных при применении метода Кнеппа [2] во время исследования р. Волги и ее водохранилищ. Как известно, по этому методу в изолированные пробы воды вносят «дополнительное стандартное загрязнение» — 20 мг/л глюкозы и 15 мг/л пептона, затем через 6—12 ч определяют БПК и потенциальный фотосинтез в контроле и опыте. (В проведении этих опытов, кроме автора, принимали участие Р. З. Ковалевская, В. С. Карабанович и Г. А. Инкина, которым я весьма признательна за предоставленные материалы.) Отвлекаясь от основной задачи этого метода — определить токсическое подавление самоочищения промышленными стоками, мы попытаемся здесь использовать полученные результаты для другой цели — установить пригодность предлагаемых критериев верхнего предела увеличения БПК.

1. Сравнение потребления O_2 при внесении специфических добавок (глюкозы и пептона) с ПДК на биохимическое потребление кислорода, к сожалению, затруднено тем обстоятельством, что опыты с добавками кратковременны (6—12 ч), тогда как правила водоохраны у нас лимитируют лишь $BPK_{полн}$. В питьевых водоемах оно должно быть не более 3 мг O_2 /л, в остальных — не более 6 мг O_2 /л. Опыты продолжительностью 6 или 12 ч показали, что суммарное потребление O_2 при внесении глюкозы и пептона возрастает в среднем в 12 раз по сравнению с контролем. На рис. 1 показана концентрация O_2 в волжской воде, взятой для опытов (кривая 1), суточное потребление O_2 , определенное экспериментально (кривая 2), данные А. П. Остапени и Н. В. Дубко [1], суммарное суточное потребление O_2 при добавке глюкозы и пептона при наблюдавшейся температуре воды (кривая 3), при вычислении которого мы произвольно приняли, что скорость БПК в течение суток будет той же, что за 6 или 12 ч, ПДК для $BPK_{полн} = 3$ мг O_2 /л (кривая 4). Из приведенных данных следует, что на изучавшемся участке р. Волги внесение добавок глюкозы и пептона в указанном количестве вызывает возрастание BPK_1 до 8,4 мг O_2 /л, что значительно превышает норму для $BPK_{полн}$. Исключение составляют три опыта из 24, в которых наблюдалось токсическое подавление самоочищения. Полное окисление внесенных органических веществ

потребовало бы 43,5 мг O_2 /л (при переходных коэффициентах 1 г O_2 равно 0,85 г углеводов и 0,75 г протеина). В наших же кратких опытах было потреблено в среднем 3,8 мг O_2 /л, т. е. была окислена всего лишь примерно 1/10 часть внесенных органических добавок. Поэтому наше предположение о сохранении высокого темпа потребления O_2 в течение первых суток не лишено правдоподобия.

2. Влияние специфических добавок глюкозы и пептона на баланс O_2 на основании рассматриваемых опытов оценить трудно,

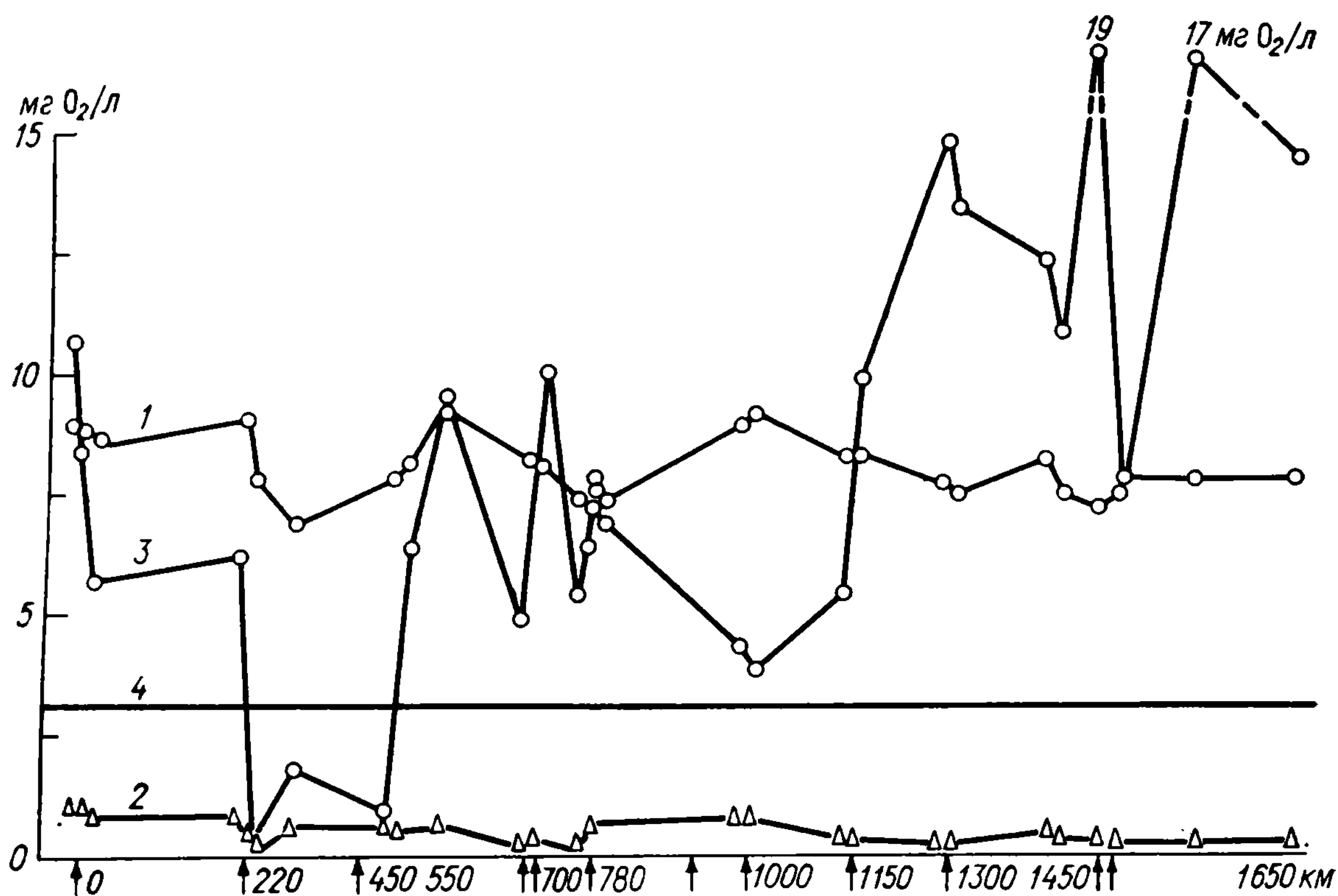


Рис. 1. Влияние добавок глюкозы и пептона на БПК (мг O_2 /л) волжской воды.

1 — концентрация O_2 в волжской воде, 2 — БПК₁, 3 — БПК₁ при добавке глюкозы и пептона, 4 — ПДК на БПК_{полн}. Стрелки — места поступления сточных вод.

так как опыты проводились на непроточных моделях. Поэтому можно сделать только самые грубые оценки. Концентрация O_2 в волжской воде составила 6,82—9,19 мг/л (в среднем 7,97 мг/л), что соответствовало 71—119% насыщения. Из рис. 1 видно, что грубо рассчитанное суточное потребление O_2 при добавке глюкозы и пептона (кривая 3) во многих случаях превышает начальное содержание O_2 в воде (кривая 1). Потребление O_2 за 6 ч составило в среднем 16% начального его содержания в воде, а за 12 ч потреблялось в среднем 62% начального содержания O_2 . Таким образом, двенадцатичасовые опыты показали, что если бы запас O_2 не пополнялся, то он был бы исчерпан менее чем за сутки. Конечная концентрация O_2 в опытах с экспозицией 12 ч часто падала до 0,15—2,30 мг O_2 /л. Однако для окончательного суждения о создании дефицита O_2 в водоеме при внесении в него быстро окисляющихся органических веществ следует знать ско-

рость поступления O_2 в экосистему. Такими сведениями мы, к сожалению, не располагаем.

3. Важной характеристикой экосистемы является соотношение автотрофных и гетеротрофных процессов, о которых можно судить по коэффициенту P/R (фотосинтез : дыхание). Теоретически поступление в водоем сточных вод в большей мере стимулирует гетеротрофные процессы и, следовательно, уменьшает коэффициент P/R . Хотя это предположение спорно для многих видов загрязнения, оно не вызывает сомнения в случае бытовых сточных вод, символом которых в наших опытах были глюкоза и пептон.

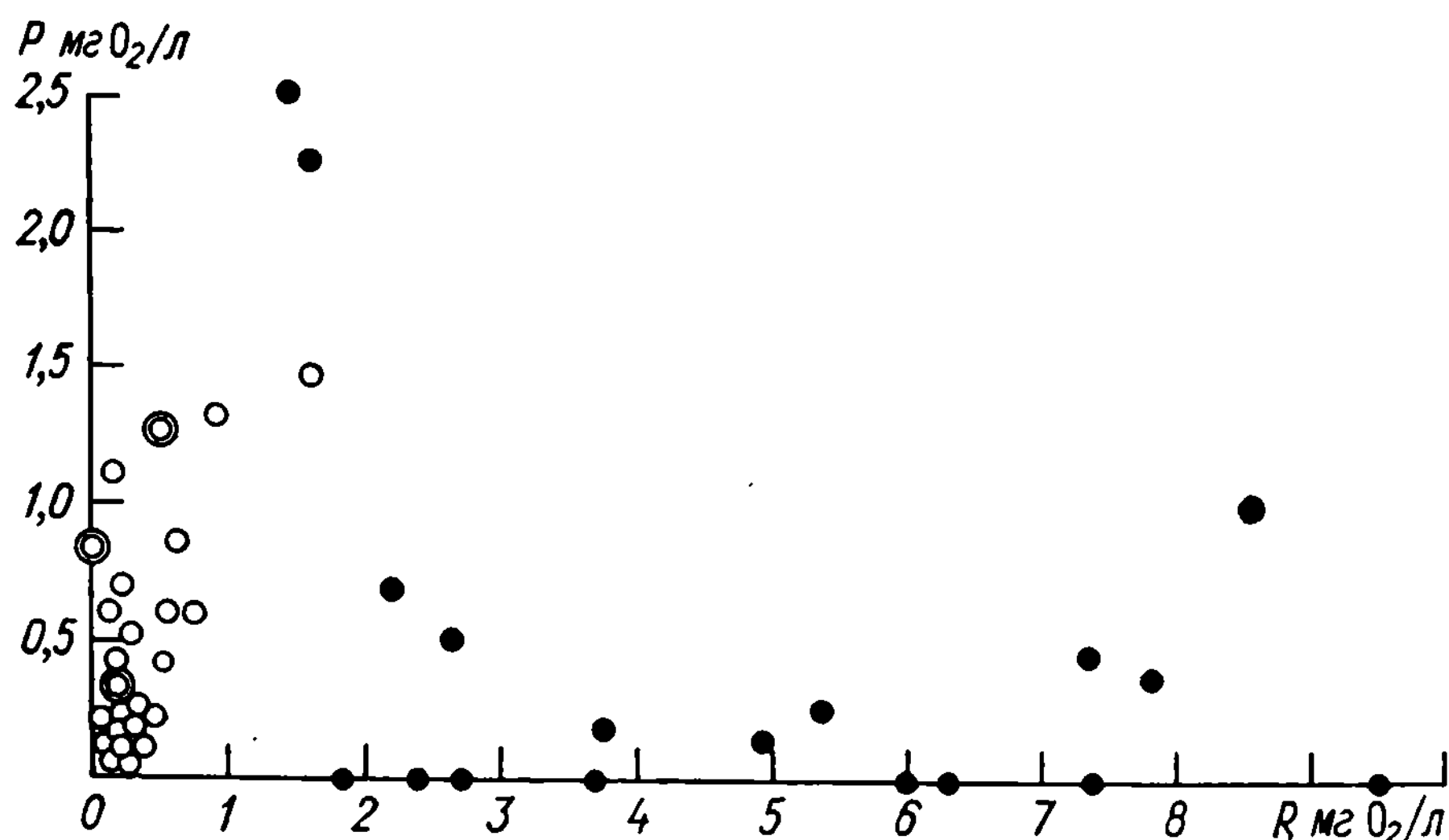


Рис. 2. Влияние добавок и пептона на отношение фотосинтеза : дыхание — коэффициент P/R .

Светлые кружки — отношение потенциального фотосинтеза к де-струкции в поверхностной волжской воде, определенное в 6- и 12-часовых опытах. Темные кружки — то же, при добавке глюкозы и пептона.

На рис. 2 показано влияние глюкозы и пептона на коэффициент P/R . Значения коэффициента P/R в волжской воде находятся в довольно ограниченной зоне. Они колеблются от 0,3 до 7,9, составляя в среднем 1,5. Внесение глюкозы и пептона в 10 случаях из 24 стимулировало потенциальный фотосинтез, в остальных снижало или оставляло его без изменений. В то же время внесение глюкозы и пептона почти всегда резко повышало потребление O_2 . Значения коэффициента P/R вследствие этого упали до 0,0—2,7 и в среднем были в три раза ниже, чем в воде без добавок (0,45). При этом следует отметить, что высокие значения P/R наблюдались лишь в опытах с экспозицией 6 ч. Вероятно этого времени недостаточно для перестройки экосистемы в сторону увеличения ее гетеротрофности. В опытах с экспозицией 12 ч этот сдвиг выражен гораздо сильнее: значение коэффициента P/R падает до 0,0—0,3, составляя в среднем 0,06, т. е. уменьшается по сравнению с контролем почти в 20 раз. Дальнейшее исследование влияния сточных вод на коэффициент P/R позволит выявить пределы его колебания в природных водах

и влияние на него сточных вод, что поможет установить предельно допустимое значение этого коэффициента в загрязняемых водоемах. Возможно, окажется перспективным использование и других показателей соотношения автотрофных и гетеротрофных процессов, например отношение хлорофилл : АТФ.

Сейчас рано еще говорить о таких деталях метода, как техника опытов, выбор места их постановки и времени их продолжительности. Они будут уточнены в будущем. Сейчас бы хотелось подчеркнуть основные особенности предлагаемого метода. Его важной особенностью нам представляется то, что он предлагает исследовать действия сочетания различных загрязнителей на самоочищение природных вод. Благодаря соокислению или подавлению одним загрязняющим веществом окисления другого, или конкуренции за кислород, совместное взаимодействие нескольких загрязнителей с экосистемой может оказаться неравным сумме их отдельных взаимодействий и, следовательно, процесс самоочищения будет протекать иначе. В результате этих исследований в будущем при размещении различных отраслей производства, возможно, будут учитывать и совместимость или несовместимость их сточных вод по их действию на водоем. Другая особенность метода заключается в том, что условия опытов не должны стандартизироваться, а должны по возможности ближе моделировать конкретное загрязнение и самоочищение. Принципиально важно и то, что этот метод позволит давать экспериментально обоснованные прогнозы качества воды данного водоема или его участка, а также научно обосновать нормы выпуска различных сточных вод в данный водоем.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Остапеня А. П., Дубко Н. В. Биохимическое потребление кислорода в Волге.— «Водные ресурсы», 1975, № 1.
2. Knöpp H. Untersuchungen über die Selbstreinigungskapazität und Selbstreinigungsleistung von Strömen und über die Vergiftung dieser Funktionen durch industrielle Abwasser.— В кн.. Лимнологические исследования Дуная. Киев, «Наукова думка», 1969.

МАКРОФИТЫ И КАЧЕСТВО ВОДОТОКА

С. М. Хэслам

Ботаническая школа Кэмбриджского университета, Великобритания

ВВЕДЕНИЕ

На растительность водотока влияют главным образом геология и режим водосбора, который воздействует посредством таких факторов, как тип потока, глубина воды, изменения сброса, характер субстрата, осаднения и химические свойства. Человеческая деятельность может изменить все или любой из этих факторов, оказывая тем самым различные влияния на растительные сообщества. Макрофиты чувствительны ко многим факторам окружающей среды, что следует учитывать до того, как установлено загрязнение. Разные виды макрофитов обладают различной устойчивостью к загрязнению. Загрязнение ведет к гибели чувствительных видов, снижению разнообразия и, за исключением крайних случаев, к размножению или к появлению устойчивых видов макрофитов.

Растительность потоков подвергается воздействию многих факторов, которые включают течение, глубину, ширину, уклон и субстрат русла потока. Биогенные вещества и растворенные газы, доступные растениям, количество света, достигающее растения, прошлые и современные хозяйственные мероприятия, включающие регулирование, выемку грунта и гербициды, загрязнение.

Наличие биогенных веществ регулируется в основном геологией и топографией водосбора и водоснабжением. Состояние биогенных веществ можно подразделить на следующие составные:

- содержание биогенных веществ в иле и донных наносах,
- относительное содержание ила и наносов на дне русла и их количества, осевшие на части растений, находящиеся в воде,
- содержание биогенных веществ и характер движения потока.

Источниками загрязнения являются сточные воды и промышленные отходы, удобрения, пестициды и т. п., сельское хозяйство и, в незначительной степени, мойка дорог и т. п.

В Великобритании развитие растительных сообществ находится в прямой связи с подстилающими горными породами, которые делятся на мягкие (грубо мезозойская, третичная и четвертичная эры) — мел и оолитовый известняк, песчаник, глина — и твердые породы (грубо докембрийская и палеозойская эры), представленные известняком, песчаником, сланцем, сланцевой глиной, шифером, гранитом и т. д.

Известно, что вниз по течению от истоков наблюдается общее уменьшение скорости течения и турбулентности рек, а потому соответствующее повышение заиливания. Это означает улучшение трофических условий. В этом отношении Северная Америка представляет собой контраст, поскольку единственное основное различие в типах горных пород (на Востоке и Среднем Западе) заключается в разнице между известковыми и неизвестковыми породами при гораздо меньших их изменениях по течению рек. В Великобритании значительно более низкое зеркало грунтовых вод, что по всей вероятности увеличивает эти различия.

Для рек Великобритании характерны следующие растения:

на меловых породах в верховьях — *Apium nodiflorum*, *Mentha aquatica*, *Myosotis scorpioides*, *Phalaris arundinacea*, *Ranunculus peltatus*, *Rorippa nasturtium-aquaticum*, *Veronica anagallis-aquatica*, *Veronica beccabunga*; в низовьях — *Callitriche* spp. *Elodea canadensis*, *Ranunculus calcareous*, *R. penicillatus*, *Glyceria maxima* *Lemna minor*, *Myriophyllum spicatum*, *Schoenoplectus lacustris*, *Sparganium erectum*, *Zannichellia palustris*; на мягком песчанике в верховьях — *Apium nodiflorum*, *Callitriche* spp., *Epilobium hirsutum*, *Phalaris arundinacea*, *Sparganium erectum*, *Veronica beccabunga*; в низовьях — *Callitriche* spp., *Glyceria maxima*, *Lemna minor*, *Potamogeton perfoliatus*, *Ranunculus* spp., *Sparganium emersum*, *S. erectum*; на глине в верховьях — *Apium nodiflorum*, *Callitriche* spp., *Epilobium hirsutum*, *Phalaris arundinacea*, *Sparganium erectum*, *Veronica beccabunga*; в низовьях — *Elodea canadensis*, *Lemna minor*, *Nuphar lutea*, *Sagittaria sagittifolia*, *Schoenoplectus lacustris*, *Sparganium emersum*, *S. erectum*, *Enteromorpha* sp;

на твердом известняке в верховьях — *Mentha aquatica*, *Mimulus guttatus*, *Rorippa nasturtium-aquaticum*, *Veronica beccabunga*, водяные мхи; в низовьях — *Callitriche* spp. *Groenlandia densa*, *Myriophyllum spicatum*, *Ranunculus* spp., *Zannichellia palustris*;

на твердом песчанике в верховьях — *Apium nodiflorum*, *Rorippa nasturtium-aquaticum*, *Callitriche* spp., *Veronica beccabunga*; в низовьях — *Callitriche* spp. *Elodea canadensis*, *Potamogeton crispus*, *Ranunculus* spp. *Sparganium emersum*, *S. erectum*;

на твердых породах в верховьях — *Juncus articulatus*, *Myriophyllum alterniflorum*, *Phalaris arundinacea*, (*Ranunculus*

aquqtilis), *Veronica beccabunga*, водяные мхи; в низовьях — (*Elo-*
dea canadensis), *Miryophyllum spicatum*, *Potamogeton perfoliatus*,
Ranunculus fluitans, *Sparganium emersum*, (*S. erectum*).

Альтернативно эти виды растений можно классифицировать в за-
висимости от их общего трофического характера:

на олиготрофные — *Callitriche hamulata*, *Eleocharis acicularis*,
Eleogiton fluitans, *Juncus articulatus*, *J. bulbosus*, *Myriophyllum*
alterniflorum;

на мезотрофные — *Apium nodiflorum*, *Berula erecta*, *Callitriche*
obtusangula, *C. stagnalis*, *Mentha aquatica*, *Ranunculus calca-*
reus, *Rorippa nasturtium-aquaticum*;

на полуэвтрофные — *Groenlandiadsa*, *Myriophyllum spica-*
tum, *Potamogeton crispus*, *P. perfoliatus*, *Zannichellia palustris*;

на эвтрофные — *Nuphar lutea*, *Rorippa sagittifolia*, *Schoenop-*
lectus lacustris, *Sparganium emersum*, *Enteromorpha* sp.

Некоторые виды ограничиваются одной средой обитания, на-
пример, *Myriophyllum alterniflorum* — олиготрофными водами.
Другие расселяются в более широком диапазоне, например, *Spar-*
ganium emersum, который обычно встречается в эвтрофных водах,
но на некоторых горных породах может расти даже в почти оли-
готрофных водоемах. Поэтому для диагностики имеют значение
группы и отдельные виды.

ПОГЛОЩЕНИЕ БИОГЕННЫХ ВЕЩЕСТВ

Макрофиты могут поглощать биогенные вещества из почвы
и воды. Действительно, имеются некоторые данные свидетельст-
вующие, что поглощение биогенных веществ через корни и побеги
идет независимо друг от друга (для $\text{PO}_4\text{—P}$) [1]. Уэстлэйк
(Westlake) (1975 г.) отметил, что в воде некоторые анионы не по-
давляют рост макрофитов до тех пор, пока их будет менее при-
близительно 1 мг N/л NO_3 или 30 мкг P/л PO_4 . Кэйзи и Уэстлэйк
показывают избыточное присутствие P в известковых водах,
а также то, что количество фосфора, удаленного из воды, эквива-
лентно его количеству, которое содержится в *Ranunculus*. Однако
Ranunculus является одним из наиболее чувствительных к каче-
ству воды макрофитов. Все биогенные вещества могут поступать
полностью, или главным образом, из почвы [1, 3]. Почва является
основным источником катионов, хотя Бристоу (Bristow) [1] по-
казывает, что фосфор поглощается больше через корни. Концент-
рация биогенных веществ в подземной воде на более низких уров-
нях значительно выше концентрации их в воде на более высоких
уровнях и может пополняться из огромных запасов в почве. По-
глощение может происходить через корни или стебли в почве или
корни, стебли и листья в воде, там где на них осаждаются ил. Тро-
фическое состояние потока для макрофитов поэтому зависит от
количества ила и донных наносов, а также и от уровня биогенных
веществ.

Эвтрофикация имеет место в тех случаях, когда в водоток попадают удобрения и поступают сточные воды с высоким качеством очистки, когда в мезотрофном ручье расселяются *Groaenlandia densa*, *Zannichellia palustris* и водоток подвергается заилению. Под действием эвтрофикации растительное сообщество превращается в сообщество с более высоким показателем трофизма.

Основные результаты загрязнения вод в Великобритании однако нельзя отнести за счет только состояния биогенных веществ. Загрязнение ведет к уменьшению разнообразия видов [7], к сокращению чувствительных видов, и к увеличению наиболее выносливых видов, за исключением случаев особенно сильного загрязнения.

Загрязнение отражается как на распределении, так и на цветении макрофитов. В Великобритании наиболее выносливыми видами растений в водных потоках являются:

очень выносливыми — *Potamogeton pectinatus*;

выносливыми — *Mimulus guttatus*, *Potamogeton crispus*, *Schoenoplectus lacustris*, *Sparganium emersum*, *S. erectum*, *Enteromorpha* sp;

умеренно выносливыми — *Agrostis stolonifera*, *Butonus umbellatus*, *Glyceria maxima*, *Rorippa amphibia*.

В разных районах виды растений могут обладать различной степенью выносливости. Американские ученые Стаки (Stuckey) [8] и Венц (Wentz) [9] показывают, что виды более чувствительны на границах своих географических областей распространения. В Великобритании наиболее выносливый вид *Potamogeton pectinatus*, однако, оказывается выносливым и в США, по крайней мере на Среднем Западе [6]. Наиболее сильно загрязненные реки характеризуются полным отсутствием макрофитов или же скудным присутствием *Potamogeton pectinatus*.

Известно, что лодки вызывают механическое нарушение растительности и, оказывая влияние на дно русла, повышают мутность потока и препятствуют восстановлению растений.

Каналы могут подвергаться тем же воздействиям. Кроме того, иногда в них также попадают промышленные сбросы. Здесь наиболее выносливыми видами макрофитов являются: *Glyceria maxima*, *Sparganium emersum*, *Lemna minor*, *S. erectum*, *Potamogeton pectinatus*.

Канавы и водотоки в аллювиальных долинах загрязняются в результате землепользования и работ по содержанию каналов. Наиболее выносливые виды макрофитов составляют: *Agrostis stolonifera*, *Lemna minor*, *Callistriche* spp., *Enteromorpha* sp.

Серьезное загрязнение может быть вызвано и твердыми частицами, поскольку они повышают мутность воды, а при осаждении на дно русла понижают устойчивость субстрата. В водотоках с подстилающими породами каменноугольного периода с медлен-

ным течением, не подвергающихся внезапным наводнениям, растительность может дать значительную биомассу даже при наличии значительных отложений твердых частиц, вызывающих загрязнение. Однако в случае размывочных потоков, где мелкие фракции пород каменноугольного периода постоянно накапливаются и смываются, растительность бывает очень скудной или вообще отсутствует. Наиболее выносливым видом является *Potamogeton pectinatus*, который может закрепляться на отложениях из очень мелких частиц и каждое лето вырастает заново [4]. В соответствующих средах обитания *Ranunculus penicillatus* может вторгнуться и быстро разрастись как только прекратится загрязнение каменноугольной пылью [5].

Сточные воды бумажных фабрик более легки и вызывают большее влияние на помутнение воды, чем на субстрат. Мутность воды уменьшает биомассу растений, поскольку растительность ограничивается здесь более мелководными участками русла, не влияя на качество растительности.

Некоторые сельскохозяйственные мероприятия вызывают повышение эрозии, а следовательно, увеличивают количество речных отложений. Заиливание оказывает тройное действие. Оно повышает мутность воды, снижает устойчивость субстрата и, поскольку оно содержит большое количество биогенных веществ, повышает трофический индекс. В результате последнего те мероприятия речного хозяйства, которые отражаются на заиливании, например работы по регулированию потока и по углублению русла, могут привести к изменению растительного сообщества.

Гербициды, которые попадают на сельскохозяйственные культуры при распылении, могут быть занесены на те части растений, которые находятся над водой, и причинить им вред как это произошло, например, в США в штате Висконсине.

В английских реках, которые нагреваются теплыми сточными водами, были отмечены случаи появления *Vallisneria spiralis*, которая не характерна для Великобритании.

ДОЛГОСРОЧНЫЕ ВЛИЯНИЯ ЗАГРЯЗНЕНИЯ

Единичные токсические сбросы не оказывают длительного воздействия на растительность, но уничтожают часть существующей растительности или всю ее. Углубление русла также приводит к гибели части растительности или всей растительности, и тем не менее каждый раз она восстанавливается по истечении нескольких месяцев или лет. Постоянные загрязнения низкого уровня вызывают длительные изменения в растительных сообществах и поэтому значительно опасней. При удалении источника загрязнения следствия его воздействия из воды исчезают гораздо скорее, чем из земли. Следовательно, растительность не изменится в продолжении 2—4 лет после устранения источника загрязнения (в исследованных случаях). Восстановление означает

повышение разнообразия видов и проявляется в подавлении *Potamogeton pectinatus*.

Настоящий доклад составлен на основании информации, содержащейся в работе «Речные растения», которая будет опубликована в ближайшем будущем университетским издательством Кембриджа. Исследования финансировались Советом по исследованию естественной окружающей среды и Комиссией Европейских сообществ.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Bristow J. M. The structure and function of roots in aquatic vascular plants.—In: The development and function of roots. London, Academic Press, 1975, p. 221—236.
2. Casey H., Westlake D. F. Growth and nutrient relationships of macrophytes in Sydling Water, a small unpolluted chalkstream.—In: Proc. Enr. Weed Res. Coun. 4th Int. Symp. Aquatic Weeds 1974, p. 69—76.
3. Denny P. Sites of nutrient absorption in aquatic macrophytes.—“J. Ecol.”, 1972, vol. 60, p. 819—829.
4. Haslam S. M. River vegetation and pollution. Science, Technology and Environmental Management. Saxon House and Laxington, 1975, p. 137—143.
5. Holmes N. T. H., Lloyd E. J. R., Potts M., Whitton B. A. Plants of the River Tyne and future water transfer scheme.—“Vasculum”, 1972, vol. 57, p. 56—78.
6. Kulberg R. K. Distribution of aquatic macrophytes related to paper mill effluents in a southern Michigan stream.—“Amer. Midl. Natur.”, 1974, vol. 97, p. 271—281.
7. Lachavanne J. B., Watterhofer R. Contribution a l'etude des macrophytes du Leman. Commission Internationale pour la protection der Eaux du Leman contre la pollution. Conservatoire Botanique du Geneva, 1975.
8. Stuckey R. L. Changes in vascular aquatic flowering plants during 70 years in Put-in-Bay Harbour, Lake Erie, Ohio.—“Ohio J. Sci.”, 1971, vol. 71, p. 322—342.
9. Stuckey R. L., Wentz W. A. Effects of industrial pollution on the aquatic and shore angiosperm flora in the Ottawa River, Allen and Putnam Countries, Ohio.—“Ohio J. Sci.”, 1969, vol. 69, p. 226—242.
10. Westlake D. F. Aquatic macrophytes. River Ecology, Ed. M. Owens and B. A. Whitton. Blackwells, Oxford, 1975.

ВОДОРОСЛИ ПЛАНКТОНА КАК ИНДИКАТОР ОСОЛОНЕНИЯ И ЭВТРОФИРОВАНИЯ СОЛОНОВАТЫХ ВОД (НА ПРИМЕРЕ РЕЧНЫХ УСТЬЕВЫХ ОБЛАСТЕЙ СЕВЕРО-ЗАПАДНОЙ ЧАСТИ ЧЕРНОГО МОРЯ)

А. И. Иванов

Институт гидробиологии АН УССР, СССР

Северо-западная часть Черного моря является самым продуктивным и наиболее важным для его биоэкономики районом. Крупные реки (Дунай, Днепр, Южный Буг, Днестр), обеспечивающие большой приток пресных вод, минеральных солей и выносящие в море пресноводные водоросли, наличие лиманов и мелководных заливов с богатой подводной растительностью, мелководье и изрезанность береговой линии создают благоприятные условия для развития здесь фитопланктона и последующих звеньев пищевых цепей в море.

В связи с осуществлением планов перераспределения и сокращения речного стока, а также реконструкции лиманов северного Причерноморья, вызванных все возрастающими потребностями в пресной воде для орошения и водоснабжения, экосистема солоноватых вод, их биогидроценозы, альгоценозы и, в частности, фитопланктические комплексы, претерпевают значительные изменения. Последние вызываются в основном двумя факторами: изменением солености и интенсификацией процессов антропогенного эвтрофирования водоемов. В настоящее время оба названные фактора действуют в одном направлении — в сторону увеличения солености.

В северо-западной части моря и ее устьевых областях наиболее ярко проявляются изменения, происходящие в Черном море в результате сокращения стока рек и эвтрофирования.

В настоящем сообщении рассматривается влияние изменения солености и сапробности на фитопланктон советского участка Дуная (второй по водности реки Европы), а также Днепровско-Бугского и Днестровского лиманов, образовавшихся вследствие затопления низовьев речных долин в конце новозвксинского времени. Открытые, имеющие широкую связь с морем и принимающие

сток больших рек Днепровско-Бугский и Днестровский лиманы в настоящее время находятся в речной фазе своего генезиса [2, 7, 8].

Одним из главных экологических факторов в формировании флоры солоноватых водоемов является соленость, при этом граница солевыносливости отдельных организмов лимитирует отбор организмов, населяющих водоем [30].

На основании классификации природных вод, выработанной симпозиумом Международного лимнологического объединения [45], Черное море относится к миксомезогалинным водоемам, опресненные районы его северно-западной части имеют β -мезогалинные воды, воды лиманов большей частью миксоолигалинные, а Дуная — пресные.

Поскольку устьевые области подвержены с одной стороны влиянию рек, с другой моря, то в качестве индикаторных организмов должны рассматриваться водоросли континентальных водоемов и морских водоемов. Шкала галобов для континентальных водоемов СССР достаточно полно разработана А. И. Прошкиной-Лавренко [27]. Для Черноморских и лиманных обитателей используется в основном классификация С. А. Зернова [9] с учетом специфики черноморских полигалобов — их чрезвычайной эвригалинности [30]. При экологической характеристике водорослей планктона северо-западной части Черного моря и ее устьевых областей, наряду с собственными, использовались данные А. И. Прошкиной-Лавренко [27—30], А. И. Прошкиной-Лавренко и И. В. Макаровой [31], И. А. Киселева [16] и других авторов. При экологическом анализе принимались во внимание не только качественный состав фитопланктона в целом, но и состав фитопланктонических комплексов — естественных группировок, выделенных по количественному развитию (по биомассе) доминантных видов.

ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ФИТОПЛАНКТОНА ПО СОЛЕНОСТИ

Диатомовый планктон советского участка Дуная представлен в основном олигогалобами, из которых в 1947—1959 гг., по данным К. С. Владимировой и Л. Е. Даниловой [5] индифферентные виды составили 74%, галофильные — 26%. На выходе в море планктон становится мезогалобным (79%) с примесью галофилов (21%). В придунайских водоемах-лиманах (Кагул, Ялпух, Сафьян, Катлабух, Китай) в 1963—1964 гг. индифферентные виды составили 44%, галофильные — 13%, мезогалобные — 11%.

В 1970—1974 гг. состав диатомовых Дуная несколько изменился: галофобные виды составили 5,2%, индифферентные — 63,3%, галофильные — 22,3%, мезогалобные — 11,2%. Таким образом, в последние годы в Дунае отмечается увеличение числа видов, свойственных минерализованным водам — уменьшение количества индифферентов, появление мезогалобов.

Состав фитопланктона заливов переднего края Килийской дельты Дуная очень динамичен: при нагоне морской воды он приобретает морской характер, при течении воды из реки, особенно во время паводков, он становится пресноводным. В 1967—1973 гг. количество галофобных видов планктонов колебалось от 0 до 2,4%, индифферентных — от 41,5 до 60,4%, галофильных — от 7,7 до 15,4%, мезогалобных — от 8,3 до 17,1%, полигалобных — от 8,3 до 31,7%.

В 1970—1973 гг. в планктоне Дуная было выделено девять фитопланктических комплексов (в восьми видах доминировали индифферентные виды, в одном — галофильный).

Из экологического анализа, проведенного по составу диатомовых водорослей планктона Днестровского лимана в 1951—1952 и в 1970—1972 гг., можно сделать вывод, что Днестровский лиман за последние 20 лет осолонился. Так, в 1951 и 1952 гг. олигогалобы составили в 68,2%, а в 1970—1972 гг. — 61,7%, мезогалобы — соответственно 12,7 и 10,8%, а полигалобы — 19,1 и 27,5%. Кроме того, отмечено локальное осолонение вдоль канала, ведущего из моря в порт южнее г. Белгорода-Днестровского. Следует также отметить большую зависимость состава фитопланктона лимана от сгонно-нагонных явлений. В 1951—1952 гг. в самом Днестре количество мезогалобов, свойственных континентальным водоемам, было даже несколько большим, чем в 1970—1972 гг. Это обстоятельство подтверждает наше предположение, что увеличение солености Днестровского лимана связано в первую очередь с усилившимся влиянием моря через канал, а также в результате сгонно-нагонных явлений.

В Днестровско-Бугском лимане пресноводные и пресноводно-солонатоводные виды диатомовых водорослей в 1951 и 1952 гг. составили 71% видов диатомовых лимана, в 1958—1961 гг. — 52%, в 1963 и 1964 гг. — 61%, в 1966 и 1967 гг. — 60%, в 1970—1974 гг. — 60%, а морские и солонатоводно-морские виды диатомовых — соответственно 13, 33, 19, 18, 25% [15, 25, 26].

Пресноводные фитопланктические комплексы наиболее разнообразно были представлены в Днестровско-Бугском лимане в 1951 и 1952 гг. (57%), наименее разнообразно — в 1954—1961 (37,2%) и в 1970—1974 гг. (38,2%). Количество пресноводно-солонатоводных комплексов из года в год увеличивается от 19,2% в 1951 и 1952 гг. до 44,1% в 1970—1974 гг. Что касается морских и солонатоводно-морских комплексов, то в 1951—1952 гг. они составили 4,0% всего количества вариантов, в 1954—1961 гг. — 26,5%, в 1970—1974 гг. — 14,7%.

Во время заполнения Каховского водохранилища в предпусковой и пусковой периоды Каховской ГЭС, совпавшие с сильным нагоном морской воды, Днестровско-Бугский лиман представлял собой как бы залив Черного моря с доминированием в планктоне диатомовой водоросли *Rhizosolenia calcar avis*. Осолонение распространилось по Днепру до устья р. Ингулец.

В годы с малым стоком Днепра Днестровско-Бугский лиман осолоняется до такой степени, что в нем в массовом количестве развиваются морские формы фитопланктона, как это имело место летом 1972 г., когда в восточной части лимана развитие пирифитовой водоросли *Exuviaella cordata* вызвало «цветение» воды — «красный прилив».

В северо-западной части Черного моря характерным для фитопланктона является то, что в нем сочетаются черты, свойственные планктону морских и континентальных водоемов. Некоторые черноморские полигалобы, будучи чрезвычайно эвригалинными, часто развиваются в массовом количестве. Из 367 видов, разновидностей и форм фитопланктона, зарегистрированных нами в северо-западной части Черного моря [10], морские и солоноватоводно-морские формы (полигалобы, часть мезогалобов) составили 59% числа видов (в приустьевых акваториях — 42%), солоноватоводные (мезогалобы, свойственные континентальным водоемам) — 12%, пресноводные и пресноводно-солоноватоводные формы (олигогалобы, вынесенные течением в море из рек и лиманов) — 38% (в приустьевых акваториях — 46%).

В последние годы в Черном море наблюдается усиление процессов медитерранизации и эритроизации [4]. Наблюдается также усилившееся проникновение атлантических форм водорослей. Так, в последние годы нами обнаружены пирифитовые водоросли, неизвестные ранее для Черного моря и обитающие в Атлантике и в Японском море. Эти факты и то обстоятельство, что такой океанический южноумеренный вид фитопланктона, как *Tlathysiothrix frauenfeldii*, после 1965 г. стал постоянно встречаться в планктоне северо-западной части Черного моря (свыше 40 тыс. кл/л), могут свидетельствовать об осолонении Черного моря и его северо-западной части.

САПРОБИОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ПО ФИТОПЛАНКТОНУ

При сапробиологическом анализе устьевых областей северо-западной части Черного моря по фитопланктону были применены методы Зелинки и Марвана [47, 48], Ротшайна [43], Пантле и Букка [42]. Наряду с определением сапробности водоемов по численности индикаторных организмов фитопланктона проведен сапробиологический анализ и по их биомассе, поскольку общая суммарная численность не отражает действительного количественного состояния фитопланктона [6]. Принимались во внимание и общая биомасса фитопланктона, поскольку одним из характернейших признаков эвтрофирования водоемов является массовое развитие водорослей.

В 1958 и 1959 гг. в фитопланктоне советского участка Дуная, по данным Я. В. Ролла [32, 33], преобладали олигосапробы и β-мезосапробы. Встреченные большей частью в малых количествах α-мезосапробы на выходе в море почти выпадали из планктона

Дуная. Однако в последующие годы по сапробиологическим показателям Дунай находился уже в β -мезосапробной зоне, а иногда и в α -мезосапробной.

Наглядной иллюстрацией все усиливающегося эвтрофирования советского участка Дуная является, по нашему мнению, эволюция фитопланктического комплекса *Stephanodiscus hantzschii*. В то же время в работах Я. В. Ролла [32, 33], в списках К. С. Владимировой и Л. Е. Даниловой [5] *Stephanodiscus hantzschii* для советского участка Дуная не приводится. До 1967 г. наиболее распространенными в Дунае были комплексы родов *Cyclotella* и *Melosira*, а в весенний и осенний периоды — соответственно *Asterionella*, *Aplonizomenon*. Между тем, по данным Семаша [46], на венгерском участке Дуная эта водоросль в 1957 и 1958 гг. была доминирующей формой дунайского фитопланктона и составляла до 92% общей численности фитопланктонных организмов. С 1967 г. водоросль *Stephanodiscus hantzschii* стала массовой формой фитопланктона и на советском участке Дуная. В октябре 1967 г. ее биомасса достигла 13,7 г/м³, а в июле 1972 г. — 28,4 г/м³, что также является показателем эвтрофирования реки.

На основании сравнения материалов, которые относятся к среднему Дунаю (возле Будапешта) и нижнему Рейну (возле Бремена) Гайсс (Heiss) (1975 г.) установил, что фитопланктон Рейна и Дуная имеет много общих черт: господство диатомовых водорослей, массовое развитие *Stephanodiscus hantzschii* сходство доминирующих видов в фитопланктоне. Это мнение разделяют Бенедек и др. [38].

С целью предотвращения дальнейшего загрязнения Дуная и улучшения качества его воды Институт гидробиологии АН УССР на международной конференции по изучению Дуная, состоявшейся осенью 1974 г. в Румынии, предложил: 1) прекратить сброс в Дунай и его протоки неочищенных и условно очищенных сточных вод на всем протяжении реки, 2) установить единые нормативы качества воды Дуная для всех придунайских стран, 3) установить международную инспекцию по надзору за выполнением водоохраных мероприятий. Предложены таблицы предельно допустимых концентраций веществ, принятые для внутренних водоемов СССР, а также допустимых концентраций радиоактивных изотопов в воде пресноводных водоемов, составленные на основании экспериментальных и литературных данных [6].

В 1951 и 1952 гг. по сапробиологическим показателям Днестровский лиман и Нижний Днепр находились в пределах β -мезосапробной зоны (за исключением октября 1952 г. у с. Маяки на Нижнем Днестре).

В последние годы, особенно в 1970—1972 гг., наблюдается нехарактерное для прежних лет массовое развитие фитопланктонных организмов и даже отмечено «цветение» воды синезелеными водорослями.

В целом Днепроовско-Бугский лиман можно отнести к водоемам β -мезосапробной зоны. Значительная сапробность отмечалась

в Днепровском лимане при отмирании синезеленых водорослей после их бурной вспышки. При цветении воды синезелеными водорослями биомасса фитопланктона в поверхностном слое лимана может превышать 1 кг/м³.

В период осолонения Днепровско-Бугского лимана вследствие поступления в лиман морских водных масс, с одной стороны, и большого количества органики и биогенных веществ из рек, с другой в Днепровско-Бугском лимане наблюдается в последние годы массовое развитие морской пирофитовой водоросли *Exuviaella cordata*, вызывающей «красные приливы». Массовое развитие *Exuviaella cordata* мы наблюдали и в другом причерноморском лимане — Тидигульском. Здесь численность *Exuviaella cordata* превысила 20 млн. кл/л.

Все возрастающая интенсивность процессов эвтрофирования рек, их водоемов и лиманов, естественно, оказывают влияние на фитопланктон северо-западной части Черного моря и в первую очередь ее приустьевых акваторий. Северо-западная часть Черного моря может служить наглядной иллюстрацией положения о том, что важнейшим признаком эвтрофирования водоемов является массовое развитие водорослей.

Именно в северо-западной части Черного моря даже в условиях пониженной солености вод многие полигалобы в своем развитии дают более сильную вспышку. Так, численность *Skeletonema costatum* достигла 32 млн. кл/л (в других районах Черного моря не превышала 15—20 млн. кл/л),¹ *Claeoceros curvisetus* — 338 тыс. кл/л (2500 кл/л), *Cyclotella caspia* — 6,5 млн. кл/л (32,2 тыс. кл/л), *Rhizosolenia fragilissima* — 1,3 млн. кл/л (16,4 тыс. кл/л), *Leptocylindrus danicus* — 72 млн. кл/л (12 млн. кл/л), *Exuviaella cordata* — 5,1 млн. кл/л (11,4 млн. кл/л, а в Тилигульском лимане более 20 млн. кл/л), *Rhizosolenia alata* — 83 тыс. кл/л (10 тыс. кл/л), *Ceratium fusus* — 3 тыс. кл/л (200 кл/л), *Ceratium furca* — 32 тыс. кл/л (500 кл/л), *Ceratium tripos* — 1 тыс. кл/л (11 кл/л), *Dinobryon pellucidum* (впервые отмечен нами в Черном море) — до 182 тыс. кл/л, *Goniaulax polygramma* (встречается в Черном море редко) — 2,7 млн. кл/л, *Nitzschia seriata* — 1 млн. кл/л [19—23].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В настоящее время серьезные опасения вызывает то обстоятельство, что при реконструкции причерноморских лиманов и превращении их в пресноводные водохранилища усилится цветение воды, в частности синезелеными водорослями, отрицательно влияющее на качество воды, и что перераспределение и сокращение речного стока вызывает осолонение воды северо-западной части Черного моря, и это скажется на ее кормовой базе.

¹ В скобках указана максимальная численность, отмеченная в других районах Черного моря, главным образом в Севастопольской бухте.

Следует, однако, учесть, что если явление цветения воды в водохранилищах синезелеными водорослями уже сравнительно хорошо изучено и вырабатываются конкретные мероприятия по снижению его интенсивности, то вопрос о массовом развитии морских форм водорослей и его последствиях до сих пор остается открытым.

В настоящее время под влиянием интенсивного эвтрофирования в северо-западной части Черного моря в массовом количестве развиваются не только черноморские полигалобы, характеризующиеся чрезвычайной эвригалинностью, или формы, поступающие в процессе медитерранизации и эритреизации Черного моря из соседних морей, но и виды, проникшие из Атлантики и даже из Тихого океана. Таким образом, нет гарантии, что в Черное море и его северо-западную часть не проникнут такие виды пиропитовых водорослей, как, например, очень токсичные виды из рода гимнодинум, вызывающие смертоносные «красные приливы» у Берегов Америки и Японии. Нет также гарантии, что даже черноморские виды (например, *Exuviaella cordata* или *Noctiluca miliaris*) при массовом развитии не окажут отрицательное влияние на животные организмы.

В настоящее время (или в ближайшем будущем) лимитирующими факторами развития животных организмов и кормовой базы для рыб в северо-западной части Черного моря являются, по нашему мнению, не дефицит биогенных веществ и слабое развитие фитопланктона, а все возрастающая интенсивность процессов эвтрофирования.

Институт гидробиологии АН СССР уже неоднократно обращался к придунайским странам, указанным выше, с предложением о принятии мер с целью предотвращения дальнейшего загрязнения Дуная и улучшения качества его воды. При всех рекомендациях хозяйственным и строительным организациям, связанным с реконструкцией причерноморских лиманов, институт в качестве постоянного условия выдвигает требование полной очистки сточных вод, поступающих в реки, их водохранилища и лиманы.

Особую роль в становлении благоприятного гидробиологического режима северо-западной части Черного моря и ее речных устьевых областей должно сыграть принятое Центральным Комитетом КПСС и Советом Министров СССР постановление «О мерах по предотвращению загрязнения бассейнов Черного и Азовского морей» («Правда», 4 февраля 1976 г.), предусматривающее полное прекращение сброса неочищенных сточных вод в реки и другие водоемы бассейнов Черного и Азовского морей к 1985 г.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Алмазов А. М. Гидрохимия устьевых областей рек (Северное Причерноморье). Киев. Изд. АН УССР, 1962.
2. Архангельский Л. Д., Страхов Н. М. Геологическая история Черного моря. БМОИП, 1932.

3. Бугай К. С., Иванов О. І. Загальна характеристика сучасного режиму Дніпровсько-Бузького лиману та пониззя Дніпра. Дніпровсько-Бузький лиман. Київ, «Наукова думка», 1971.
4. Виноградов К. А. Зоогеография полихет южных морей. Вопросы рыбохозяйственного освоения и санитарно-биологического режима водоемов Украины. Ч. 1, Киев, «Наукова думка», 1976.
5. Владимирова К. С., Данилова Л. Е. Водоросли Дуная, заливов Кишлякской дельты и придунайских водоемов в пределах СССР. *Limnologische Berichte der X. Jubiläumstagung Donauforschung, Bulgarien* — 10, 20, October 1966, Sofia, 1968.
6. Енаки И. Г. и др. Гидробиологический режим советского участка Дуная. Самоочищение, биопродуктивность и охрана водоемов и водотоков Украины. Киев, «Наукова думка», 1975.
7. Загоровский Н. А. Материалы к физико-географическому описанию лиманов Северного Причерноморья.— «Украинский бальнеол. сб.», 1927, вып. 2.
8. Загоровский Н. А. Лимани, їхнє життя, і значення. Харків—Одесса. Держ. вид. Укр., 1930.
9. Зернов А. С. Общая гидробиология. М.—Л., Биомедгиз, 1933.
10. Иванов А. И. Характеристика качественного состава фитопланктона Черного моря. Исследования планктона Черного и Азовского морей, Киев, «Наукова думка», 1965.
11. Иванов А. И. О влиянии Дуная на фитопланктон северо-западной части Черного моря. Лимнологические исследования Дуная. Киев, «Наукова думка», 1969.
12. Иванов А. И. К методике определения качества воды.— В кн.: Конференция по спорным растениям Средней Азии и Казахстана. Тезисы докладов. Ч. 1, Ашхабад, 1974.
13. Иванова И., Костикова Л. Е., Енаки И. Г. Динамика количественного развития фитопланктона и префитона как показатель сапробиологического состояния советского участка Дуная.— В кн.: Материалы 5-го Всесоюз. симпозиума по современным проблемам самоочищения и регулирования качества воды. Таллин, 1975.
14. Иванов А. И., Костикова Л. Е. Многолетняя динамика фитопланктонических комплексов водоемов устьевой области Дуная и использование водных ресурсов р. Дуная.— В кн.: Тезисы докладов 3-го съезда ВГБО в г. Риге (в печати).
15. Иванов А. И., Приймаченко А. Д. Многолетние изменения фитопланктона Днепровско-Бугского лимана.— В кн.: Вопросы рыбохоз. освоения и санитарно-биол. режима водоемов Украины. Ч. 1. Киев, «Наукова думка», 1970.
16. Киселев И. А. Панцирные жгутиконосцы (*Dinoflagellata*) морей и пресных вод СССР. М.—Л., Изд-во АН СССР, 1950.
17. Киселев И. А. Определитель пресноводных водорослей СССР. Вып. 6. Пирофитовые водоросли. «Советская наука», 1954.
18. Костикова Л. Е. Фитопланктон придунайских лиманов. Автореферат на соискание учен. степени канд. биол. наук. Изд. АН УССР. 1969.
19. Михайлова Н. Ф. Сезонные изменения видового состава и количественных показателей хетцеросов в Севастопольской бухте.— «Труды Севастопольской биол. станции», 1959, т. 12.
20. Морозова-Водяницкая Н. В. Фитопланктон Черного моря. Ч. 1.—«Труды Севастопольской биол. станции», 1948, т. 6.
21. Морозова-Водяницкая Н. В. Фитопланктон Черного моря. Ч. 2.— «Труды Севастопольской биол. станции», 1954, т. 8.
22. Морозова-Водяницкая Н. В. Фитопланктон в Черном море и его количественное развитие.— «Труды Севастопольской биол. станции», 1957, т. 9.
23. Морозова-Водяницкая Н. В., Ланская Л. А. Темп и условия деления морских диатомовых водорослей в условиях культуры.— «Труды Севастопольской биол. станции», 1959, т. 12.

24. Определитель пресноводных водорослей СССР. Вып. 4, Диатомовые водоросли, изд. М., «Советская наука», 1951.
25. Приймаченко А. Д. Фитопланктон Днепровско-Бугского лимана. Киев, Изд-во АН УССР, 1956.
26. Приймаченко А. Д. Фітопланктон Дніпровсько-Бузького лиману в період зарегулювання стоку Дніпра. Дніпровсько-Бузький лиман. Київ, «Наукова думка», 1971.
27. Прошкина-Лавренко А. И. Диатомовые показатели солености воды. Диатомовый сборник ЛГУ, 1953.
28. Прошкина-Лавренко А. И. Диатомовые водоросли планктона Азовского моря. М.—Л., Изд-во АН СССР, 1963.
29. Прошкина-Лавренко А. И. Диатомовые водоросли планктона Черного моря. М.—Л., Изд-во АН СССР, 1955.
30. Прошкина-Лавренко А. И. Диатомовые водоросли бентоса Черного моря. М.—Л., Изд-во АН СССР, 1963.
31. Прошкина-Лавренко А. И., Макарова И. В. Водоросли планктона Каспийского моря. Л., «Наука», 1968.
32. Ролл Я. В. Фитопланктон советского участка Дуная, его рукавов и заливов. Дунай и придунайские водоемы в пределах СССР. Киев. Изд-во АН УССР, 1961.
33. Ролл Я. В. Степень загрязнения воды Дуная. Там же.
34. Ролл Я. В. Фитопланктон придунайских водоемов. Там же.
35. Унифицированные методы исследования качества вод. М., СЭВ. 1966.
36. Усачев П. И. Количественная методика сбора и обработки фитопланктона.— «Труды Всесоюзного гидробиол. общ-ва», 1961, т. 11.
37. Ausgewählte Methoden der Wasseruntersuchung. Bd. 2. Biologische, mikrobiologische u. toxikologische Methoden. Jena, 1970.
38. Benedek P., Literathy P., Puska S. M. Wasserqualitätsprobleme des ungarischen Donauabschnittes.— «Gas- und Wasserfach», 1972, Bd 113. H. 7.
39. Hustedt F. Die Diatomeenflora des Flybsystems der Weserim Gebiet der Hansestadt Bremen. Bremen, 1957.
40. Hustedt F. Die Diaromeenflora des Salzlackengebietes im österreichischen Burgenland. Sitzungsberichten der Österr. Academie der Wissenschaften, Mathem.—naturw. Kl Wien, 1959.
41. Kolbe R. W. Zur Ökologie, Morphologie und Systematik der Brackwasserdiatomeen. Die Kieselalgen des Sperenberger Salzgebietes. Pflanzenforschung. H. 7, Jena 1927.
42. Pantle R. und Buck H. Die Biologische Überwachung der Gewässer und Darstellung Ergebnisse.— «Gas- und Wasserfach», 1955, Bd 96.
43. Rotcshein J. Graficke znazornenie vysladkov biologickeho hondtenia čistotyvod. Veda a vyskum praxi, VUV. Bratislava, 1962.
44. Sirenko L. A., Enaki I. G., Ivanov A. I. Hydrobiologisches Regime des sowjetischen Donauabschnittes und die Notwendigkeit der Annahme für die Donau von einheitlichen Normen von grenzenzulässigen Konzentrationen für Stoffe und radioaktive Isotopen. Kurzreferate 17. Arbeitstägung der Internationalen Arbeitsgemeinschaft Donauforschung. 23—29 September 1974, Galatz—Rumänien.
45. Symposium on the classification of brackish waters. Oikos, 1958.
46. Szemes G. Quantitative Untersuchung des Bacillariophyceoplanktons im Budapestar Donauabschnitt, Acta Botanica Acad. Scient., Hungarica, 1962.
47. Zelinka M. P., Marvan P. Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. Arch. Hydrobiol., 57, 1961.
48. Zelinka M., Marvan P. Bemerkungen zu neuen Methoden der saprobiologischen Wasserbeurteilung.— «Verh. Int. Verein. Theor. Angew. Limnol.», 1966.

**НАУЧНЫЕ ОСНОВЫ КОНТРОЛЯ КАЧЕСТВА
ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД
ПО ГИДРОБИОЛОГИЧЕСКИМ ПОКАЗАТЕЛЯМ**

**Редактор И. С. Якорь. Художник В. В. Бабанов. Художественный редактор
Б. А. Денисовский. Технический редактор Л. М. Шишкова. Корректор Н. А. Балкина**

ИБ № 714

**Сдано в набор 8/VIII 1977 г. Подписано к печати 12/XII 1977 г. М-20432. Формат 60×90^{1/16}.
бумага тип. № 1. Печ. л. 15,5 (в том числе вкл.). Уч.-изд. л. 17,84. Тираж 1000 экз.**

**Индекс ГЛ-117. Заказ № 366. Цена 1 руб. 60 коп.
Гидрометеониздат. 199053. Ленинград, 2-я линия, д. 23.**

**Ленинградская типография № 8 Союзполиграфпрома при Государственном комитете
Совета Министров СССР по делам издательств, полиграфии и книжной торговли.
190000, Ленинград, Прачечный пер., 6.**

Вышла книга
ВСЕСТОРОННИЙ
АНАЛИЗ
ОКРУЖАЮЩЕЙ
ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ

Сборник трудов
II Советско-американского
симпозиума
(Гонолулу, Гавайи,
октябрь 1975 г.).
Под ред. чл.-корр. АН СССР
Ю. А. Израэля.
Л., Гидрометеиздат.
1976, 1 р. 64 к.

Сборник содержит 15 докладов советских авторов и 11 докладов американских авторов, составивших четыре основных раздела. Главная тема симпозиума — определение допустимой нагрузки, обусловленной антропогенными факторами окружающей среды, на организм, популяцию, экосистему, биосферу в целом — явилась логическим результатом работы I Советско-американского симпозиума по всестороннему анализу окружающей среды (Тбилиси, СССР, март 1974 г.), наметившего основные направления сотрудничества в рамках соответствующего проекта. Представленные в сборнике доклады освещают результаты работ по комплексной всесторонней оценке состояния окружающей среды и выработке подходов к определению научно обоснованных допустимых нагрузок на биосферу.

Рассчитан на специалистов, занимающихся охраной окружающей среды.

Заказы просим направлять по адресу: 197101, Ленинград, Большой, 57, магазин № 15 «Ленкниги».

ГИДРОМЕТЕОИЗДАТ

Специализированный
магазин
Гидрометеиздата
(197101, Ленинград,
Большой пр., 57,
магазин № 15 «Ленкниги»)
предлагает
имеющуюся в наличии
брошюру
«ОХРАНА ВОДНЫХ
РЕСУРСОВ —
ПРОБЛЕМА
СОВРЕМЕННОСТИ».
Авторы: И. М. Кутырин и
Ю. П. Беличенко.
Л., Гидрометеиздат.
1974 г.
Цена 50 к.

Брошюра посвящена важнейшей проблеме современности — охране вод от загрязнения и истощения. Авторы заостряют внимание на том, что эта проблема является делом общегосударственным, и показывают, как она решается не только у нас, но и в ряде других стран.

Книга высылается наложенным платежом через
отдел «Книга — почтой».

ГИДРОМЕТЕОИЗДАТ