

КАЗАНСКИЙ (ПРИВОЛЖСКИЙ) ФЕДЕРАЛЬНЫЙ УНИВЕРСИТЕТ
ИНСТИТУТ УПРАВЛЕНИЯ, ЭКОНОМИКИ И ФИНАНСОВ

Кафедра природообустройства и водопользования

**МЕТОДЫ ОЦЕНКИ КАЧЕСТВА ВОД
ПО ГИДРОБИОЛОГИЧЕСКИМ ПОКАЗАТЕЛЯМ**

**Учебно – методическая разработка
по курсу «Гидробиология»**

Казань - 2015

Утверждена на заседании каф. Природообустройства и водопользования КФУ протокол № 3 от 27.04.2015

Печатается по решению Учебно - методической комиссии Института управления, экономики и финансов КФУ

Методы оценки качества вод по гидробиологическим показателям: учебно-методическая разработка по курсу «Гидробиология»; сост.: О.Ю. Деревенская. – Казань: КФУ, 2015. – 44 с.

Учебно-методическая разработка предназначена для студентов каф. Природообустройства и водопользования Института управления, экономики и финансов КФУ, изучающих курс «Гидробиология» (бакалавры по направлению 20.03.02 «Природообустройство и водопользование», профиль «Водопользование», 3 курс). Разработка может использоваться при проведении практических занятий по курсу, а также при проведении летней учебной практики.

В учебно-методической разработке рассматриваются методы оценки качества вод по показателям фитопланктона, зоопланктона, зообентоса, предлагаются варианты практических заданий. Практические задания подкрепляют лекционные материалы по курсу «Гидробиология», иллюстрируют возможность применения полученных теоретических знаний на практике.

Содержание

Введение.....	4
1. Краткая характеристика групп гидробионтов.....	5
1.1 Планктон.....	5
1.2 Бентос.....	10
2. Методы оценки качества вод по гидробиологическим показателям...12	
2.1. Индексы, основанные на структурных показателях популяций и сообществ гидробионтов.....	15
2.2. Индексы, основанные на индикаторных свойствах организмов...20	
2.3. Методы оценки качества вод по фитопланктону.....	22
2.4. Методы оценки качества вод по зоопланктону.....	24
2.5. Методы оценки качества вод по крупным таксонам зообентоса..29	
2.6. Интегральная оценка качества среды.....	35
Варианты заданий.....	37
Литература.....	42

Введение

Вследствие роста промышленного производства усилилось воздействие на природную среду, включая водоемы и водотоки. Увеличение объемов сбросов промышленных и бытовых сточных вод вызывает изменения в жизнедеятельности сообществ водных организмов, приводит к ухудшению качества воды. Антропогенное загрязнение и эвтрофирование водных объектов на территориях населенных пунктов перерастает с течением времени в весьма острую проблему. Воздействие загрязняющих веществ сказывается на всех компонентах водной экосистемы, в результате чего изменяются их основные характеристики.

Важнейшими задачами гидробиологии или гидроэкологии можно считать оценку состояния и прогнозирование возможных изменений водных экосистем под влиянием внешних, особенно антропогенных факторов, определения оптимальных условий и степени эксплуатации экосистем (Алимов, 2000).

Целью освоения дисциплины «Гидробиология» является овладение научными основами гидробиологии, приобретение знаний и практических навыков по этой дисциплине. Студенты, освоившие дисциплину, должны уметь типизировать гидроэкосистему по динамике абиотических факторов и набору видов-индикаторов, рассчитать количественные показатели групп гидробионтов (численность, биомассу), выделить доминирующие виды гидробионтов. Большое значение уделяется обучению методам оценки качества воды водных объектов по гидробиологическим показателям.

Гидробиологические показатели являются важнейшим элементом системы контроля загрязнения водной среды. Контроль окружающей природной среды по гидробиологическим показателям является высоко приоритетным также с точки зрения обеспечения возможности прямой оценки состояния водных экологических систем, испытывающих вредное влияние антропогенных факторов.

1. КРАТКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ГРУПП ГИДРОБИОНТОВ

1.1. ПЛАНКТОН

К планктонным организмам относятся гидробионты, не способные к активным движениям или обладающие ими, но не противостоящие токам воды. По размерному признаку различают мегало – 5 см, макро- 5 мм, мезо- 0,5 мм, микро – 50 мкм, нанно – 5 мкм и пикопланктон – менее 5 мкм (Константинов, 1986).

В систематическом отношении выделяют бактериопланктон, фитопланктон, зоопланктон (простейшие, коловратки и ракообразные).

Приспособления планктонтов к пелагическому образу жизни сводятся прежде всего к обеспечению плавучести – развитию различных адаптаций, замедляющих погружение организмов и состоят в следующем:

- 1) Микроскопические размеры тела, плотность близка к плотности воды.
- 2) Планктонные организмы, как правило, не имеют тяжелых кальциевых, кремниевых и пр. скелетных образований. Ракообразные имеют легкие хитиновые покровы.
- 3) Снижению плотности способствует образование в теле жировых капель (у животных), газовых включений (у растений).
- 4) Для планктонных организмов характерно удлинение осей, образование выростов, длинные щетинки. Эти изменения формы тела позволяют увеличить площадь поверхности без увеличения массы, что также облегчает парение в воде.

Фитопланктон

С давних времен все растения разделяют на высшие, объединяющие около 300-350 тыс. видов и низшие - около 150-200 тыс. видов. В качестве основного критерия этого деления используют морфологический признак - наличие или отсутствие дифференциации вегетативного тела растения на корень, стебель и листья. В отличие от высших, низшие растения характеризуются более простым анатомическим строением.

Водоросли - бессосудные споровые растения - являются типичными предшественниками низших растений. Они характеризуются способностью к оксигенному фотосинтезу. Водоросли - преимущественно обитатели водной среды, но многие приспособились к жизни во вневодных местообитаниях - в почве и на ее поверхности, на скалах, стволах деревьев и в других наземных биотопах.

Понятие “водоросли” является не систематическим, а биологическим. К водорослям относится ряд отделов растительного мира. Возникнув в разное время различные группы водорослей в дальнейшем развивались

самостоятельно, но в результате конвергентной эволюции в сходных условиях обитания приобрели много сходных черт. В основу систематики водорослей положено деление на отделы.

Прокариотические водоросли

Отдел 1. Синезеленые водоросли.

Отдел 2. Прокариотические зеленые водоросли.

Эукариотические водоросли

Отдел 1. Эвгленовые водоросли.

Отдел 2. Динофитовые водоросли.

Отдел 3. Криптофитовые водоросли.

Отдел 4. Рафидофитовые водоросли.

Отдел 5. Золотистые водоросли.

Отдел 6. Диатомовые водоросли.

Отдел 7. Желтозеленые водоросли.

Отдел 8. Красные водоросли.

Отдел 9. Бурые водоросли.

Отдел 10. Зеленые водоросли.

Отдел 11. Харовые водоросли.

Зоопланктон. Планктонные коловратки.

Размеры тела коловраток колеблются от нескольких десятков микрон до 2 мм. Коловратки обладают весьма многообразной формой тела. Основной формой следует считать более или менее удлинённую, обычно с хорошо выраженным головным отделом, несколько расширенным туловищным и постепенно сужающимся к концу ножным отделом. Эта форма характерна для свободноживущих беспанцирных коловраток, обитающих среди водной растительности, в песке, на дне. Большого разнообразия в форме тела достигают панцирные коловратки, в особенности те, панцирь которых усложняется различными шиповидными выростами.

На передней части головы располагается специфичный для коловраток коловращательный аппарат. При беглом осмотре свободноплавающих коловраток он имеет вид венчика с подвижными ресничками. На голове обычно ближе к брюшной стороне находится ротовое отверстие. *Коловращательный аппарат* в одинаковой мере служит как для передвижения, так и для питания коловраток.

У большинства коловраток туловище хорошо обособлено от головного, шейного отдела и ноги. У панцирных видов форма туловища часто напоминает различные геометрические фигуры: прямоугольник (*Keratella*), ромб (*Trichotria*), эллипс (*Euchlanis*) и др. Многообразие формы тела увеличивается благодаря развитию придатков туловища. Они могут быть в виде неподвижных

и подвижных выростов. Подвижные выросты соединены с мускулатурой животного и используются для передвижения (Hexarthra, Polyarthra).

Коловратки регулируют направление движения при плавании с помощью ноги, прикрепляются к субстрату и находят пищу. Нога свободноплавающих коловраток обычно членистая, состоящая из 1-4 члеников, реже кольчатая, способная втягиваться внутрь туловища. На конце ноги обычно бывает 1 или 2 пальца. Вытянутая дистальная часть пальца называется коготком (Кутикова, 1970).

Экология коловраток. Коловратки обитают во всех континентальных водоемах, а также в прибрежных водах морей и океанов. Коловратки своими малыми размерами могут конкурировать только с простейшими. Именно малые размеры позволили сохранить такой малоэффективный способ движения, как при помощи ресничек, мерцательного эпителия.

Большинство распространенных коловраток довольно эвритермно они живут в диапазоне температур от 0 до 81⁰С. Коловратки эвригалинны. Почти все коловратки требовательны к содержанию растворенного в воде кислорода. Виды, выносливые к дефициту кислорода, обычно столь же стойки к влиянию других существенных для организма факторов: содержанию угольной кислоты, метана, сероводорода, и др. Свет играет заметную роль в жизни коловраток, в особенности у пелагических форм. Для многих коловраток характерен положительный фототропизм. Реакция на свет у коловраток проявляется в движении по направлению к свету или от него. Свет воспринимается как всем телом, так и зрительными органами. Коловратки требуют обильной пищи и используют самые разнообразные пищевые ресурсы. Для большинства коловраток характерна полифагия. Исходя из качественного состава предпочитаемой пищи среди коловраток, можно выделить всеядных, потребителей детрита, потребителей водорослей и хищников. Многие из этих видов, обладая в той или иной степени пищевой специализацией, способны выбирать излюбленную пищу, но при отсутствии ее могут потреблять и другую.

Пространственное распределение коловраток в водоеме неодинаково и изменяется в зависимости от ряда биотических и абиотических факторов. Горизонтальные миграции в течение года и суток хорошо выражены в пелагиали стоячих водоемов. При суточной вертикальной миграции большинство планктонных форм устремляется в верхние слои водной толщи ночью и к восходу солнца как в летнее, так и в зимнее время в период ледостава. В дневные часы летнего периода наибольшее число озерных коловраток концентрируется обычно в слоях 2-5-10 м (Кутикова, 1970).

Коловратки составляют одно из основных звеньев в пищевой цепи водоемов и относятся к непосредственным потребителям первичной продукции.

Большинство массовых планктонных коловраток использует протококковые, хризомонадовые, криптомонадовые и мелкие диатомовые водоросли. Крупные диатомовые, синезеленые, перидиниевые водоросли захватываются детритоядными коловратками после того, как они отомрут и переработаются бактериями. Даже хищные коловратки способны переходить на питание водорослями.

Сами коловратки служат пищей многим беспозвоночным: простейшим, нематодам, ветвистоусым и веслоногим рачкам, личинкам насекомых. Существенное значение коловратки имеют в питании рыб: карповых, сельдевых, а также осетровых и сиговых.

Коловратки принадлежат к тем организмам, отрицательное влияние которых на какую-либо сторону практической деятельности человека или непосредственно на него не установлено. Даже при массовом развитии коловраток в питьевых водоемах, иногда изменяющих цвет воды, вода остается пригодной для питья.

Несомненно, что значительная роль коловраток в естественном самоочищении водоемов. Благодаря прожорливости и массовости популяций коловраток эти фито-, детрито- и полифаги являются прекрасными санитарами загрязненных вод. Вместе с водорослевой и бактериальной флорой коловратки могут поглощать также и радиоактивные элементы, удаляя их из водной толщи водоемов.

Некоторые из коловраток весьма чувствительны к ряду физико-химических показателей среды и служат в качестве индикаторных организмов сапробности, кислотности или солености (Кутикова, 1970).

Зоопланктон: Ветвистоусые ракообразные.

Ветвистоусые рачки относятся к подклассу низших ракообразных класса ракообразных. Ветвистоусые рачки – животные небольшие по своим размерам (длина тела у большинства не достигает 1 мм) и очень разнообразные по своему внешнему виду. Их тело покрыто более или менее прозрачной хитиновой кутикулой. Передний край головного панциря часто вытянут клювообразно и образует так называемый рострум. На туловище большинства клadoцер хитиновая кутикула образует тонкую двустворчатую раковинку, прикрывающую туловище вместе с конечностями. Часто на раковине образуются выступающие на поверхности складки – кили.

Тело ветвистоусых рачков состоит из более или менее ясно разделенных головы, туловища и постабдомена. Передние антенны или антеннулы, являющиеся органами чувств, располагающиеся на нижней части головы, одноветвисты и представлены удлиненным трубкообразным основанием, на котором располагаются чувствительные папиллы (эстетакы) и щетинки. Задние

плавательные или вторые антенны более крупные, чем антеннулы, служащие для плавания, находящиеся сбоку головы, состоят из ствола (основания) и двух ветвей. Такое строение типично почти для всех Cladocera. Число члеников ветвей антенн, число и расположение плавательных щетинок характерно для каждого рода. Придатками туловища являются 4-6 пар ног, совершенно утративших двигательную функцию и превращенных в сложный аппарат, служащий для захвата пищи. У большинства кладоцер конечности преобразовываются в аппарат, с помощью которого из окружающей воды отфильтровываются мелкие пищевые частицы. В соответствии с этим на них располагаются многочисленные щетинки, выполняющие в процессе фильтрации разную функцию. Постабдомен, представляющий собой последний отдел тела лишен конечностей. Обычно он заметно изогнут. Анальное отверстие у большинства Cladocera находится на верхнем крае постабдомена.

Численность популяций ветвистоусых ракообразных в каждом водоеме подвержена суточным, сезонным и годовым колебаниям. Суточные изменения количества рачков в какой-либо части могут быть вызваны волнением, выеданием рыбой, вызваны гибелью вследствие недостаточной обеспеченности пищей. Горизонтальное распределение ветвистоусых рачков в водоемах в значительной степени обусловлено их способностью к активным перемещениям. Неравномерность горизонтального распределения Cladocera проявляется не только в обособлении различных комплексов форм в соответствии с существующими в водоеме биотопами. В зарослях водной растительности благодаря обилию пищи (бактерии и детрит), как правило, во всех водоемах ветвистоусые рачки более многочисленны, чем в открытой части. Менее всего населено рачками открытое побережье, что связано с тем, что здесь благодаря волнениям, постоянно взмучиваются донные отложения, взвесь которых губельна для фильтраторов.

Ветвистоусые рачки обладают широкой адаптацией к изменению кислородных условий, в связи с содержанием в их крови гемоглобина и возможностью его синтеза в условиях дефицита кислорода. Вертикальное распределение ветвистоусых рачков неодинаково в разных водоемах и непостоянно в одном и том же водоеме. Наиболее важным фактором, определяющим вертикальное распределение Cladocera в водоемах, является суточный ритм подводного освещения. На вертикальные миграции зоопланктона может оказывать присутствие пищи, воздействие планктоноядных рыб (Мануйлова, 1964).

Cladocera широко распространены по всему земному шару и представлены одинаково большим числом видов как в странах холодного умеренного, так и жаркого климата. В любых областях они находят благоприятные пищевые условия, так как основные пищевые объекты – бактерии и водоросли –

являются одними из наиболее распространенных сообществ на земном шаре. Космополитизм многих видов считается доказательством необычайно древнего возраста кладоцер.

Ветвистоусые рачки являются массовыми формами планктона большинства водоемов, несмотря на то что истребляются рыбами в огромных количествах. Массовое развитие кладоцер обуславливается возможностями быстрого воспроизводства численности популяции разных видов при партеногенетическом размножении. Количество пищи является важнейшим фактором, определяющим интенсивность размножения рачков. Пищевыми конкурентами кладоцер в некоторой степени являются коловратки и простейшие. Ветвистоусые рачки отфильтровывают бактерии и водоросли в огромных количествах, тем самым способствуют очищению воды. Значение кладоцер в качестве корма для рыб огромно. Ветвистоусые рачки являются излюбленной пищей всех планктонофагов. Поедаются также молодью рыб (Мануйлова, 1964).

Зоопланктон. Веслоногие раки.

Веслоногие раки, благодаря повсеместному распространению, во многом определяют облик планктона и мейобентоса пресных вод.

Тело копепод принято разделять на три отдела: цефалоторакс или головной отдел – образовавшийся слиянием головного сегмента, несущего конечности антеннального и ротового комплексов, и первого торакального сегмента с первой парой плавательных ног; торакс или грудной отдел – несет плавательные конечности. Последний абдоминальный сегмент заканчивается парным образованием – фуркальными ветвями. В своем постэмбриональном развитии *Soropoda* осуществляют довольно сложный метаморфоз.

1.2. БЕНТОС

Бентос – организмы, обитающие на дне и в придонных слоях воды. Бентосные организмы обитают на поверхности грунта и в его толще, в соответствии с чем население дна подразделяется на эпи и эндобентос. По размерному признаку различают микро-, мейо(мезо)- и макробентос. К первому относят организмы мельче 0,1 мм, к последнему – крупнее 2 мм. К наиболее массовым представителям бентоса относятся бактерии, актиномицеты, водоросли и грибы, кольчатые черви, ракообразные, личинки насекомых, моллюски и т.д.

Бентосные организмы обитают на поверхности грунта и в его толще, в соответствии с чем население дна подразделяется на эпи и эндобентос. По размерному признаку различают микро-, мейо(мезо)- и макробентос. К первому относят организмы мельче 0,1 мм, к последнему – крупнее 2 мм. К наиболее

массовым представителям бентоса относятся бактерии, актиномицеты, водоросли и грибы, кольчатые черви, ракообразные, личинки насекомых, моллюски и т.д.

Для организмов бентоса и перифитона существенно сохранение своей приуроченности к тому или иному биотопу вопреки различным силам смещения (движения воды, гравитационные силы и др.). Противостояние перемещениям достигается повышением плотности, прикреплением к субстрату, заглублением в него и др. способами.

Повышение плотности обычно достигается образованием тяжелого массивного скелета, благодаря которому гидробионты не перемещаются на субстрате даже сравнительно сильными течениями. Таковы, например, массивные раковины брюхоногих и двустворчатых моллюсков.

Прикрепление к субстрату наблюдается у многих растений, простейших, губок, червей, моллюсков, ракообразных и ряда других гидробионтов.

Заглубление в субстрат осуществляется в форме частичного или полного закапывания в грунт, а также внедрением в твердые породы путем их высверливания и протачивания. Закапываться в грунт способны многие моллюски, большинство олигохет, личинки многих насекомых и даже некоторые рыбы, например, трубчатый угорь, обитающий в Красном море.

Всем прикрепленным к грунту организмам грозит опасность захоронения под слоем осадков вследствие непрерывного оседания на дно взвешенных в воде минеральных и других частиц. Поэтому у всех бентонтов конвергентно вырабатывается в качестве защитной меры приподнятие над грунтом за счет соответствующей формы тела и вытягивания вверх в процессе роста. Наиболее распространенная форма тела у прикрепленных донных организмов – конусообразная, воронковидная.

По степени подвижности среди бентосных и перифитонных организмов выделяют формы бродячие и седентарные, которые лежат на грунте не делая значительных перемещений (многие моллюски) и прикрепленные или сессильные (губки, мшанки, кораллы). В целом у обитателей бентали способность к активным движениям выражена слабее, чем у пелагических организмов, и одновременно они в меньшей степени адаптированы к пассивным перемещениям. Малая подвижность, характерная для многих бентонтов во взрослом состоянии, обычно компенсируется высокой подвижностью их молоди, ведущей пелагический образ жизни. Широко используют течения рек для расселения олигохеты, моллюски, личинки насекомых, высшие ракообразные. Движение по поверхности твердого субстрата совершается путем бегания или хождения, ползания, прыгания, лазания (Константинов, 1986)

Регулярные массовые перемещения бентонтов происходят по дну, в толще грунта и путем подъема в водную толщу, где они подхватываются различными течениями. Наиболее значительные горизонтальные миграции на грунте совершают крупные ракообразные. Миграции вниз по течению ручьев и рек совершают многие ракообразные и личинки насекомых. Для этого они поднимаются в толщу воды и, проплыв по течению некоторое расстояние, оседают на новом месте. Большое значение для массовых перемещений донных организмов в толщу воды имеет свет, играющий роль основного сигнального фактора. Вертикальные миграции в толще грунта носят суточный и сезонный характер. Суточные перемещения обычно связаны с защитой от выедания, с расселением, питанием, добыванием кислорода. Зимой многие представители озерного бентоса, например олигохеты и личинки хирономид, перемещаются в поверхностные слои грунта, что связано с ухудшением кислородного режима и снижением пищевой активности врагов. Избегая промерзания в грунте, глубже закапываются в него зимой личинки комаров (Константинов, 1986).

2. МЕТОДЫ ОЦЕНКИ КАЧЕСТВА ВОД ПО ГИДРОБИОЛОГИЧЕСКИМ ПОКАЗАТЕЛЯМ

Оценку качества воды в водоеме можно проводить химическим, бактериологическим и биологическим методами. Под биологическим методом понимается оценка качества воды по растительному и животному населению водоема. Каждый из этих методов имеет свои недостатки и свои преимущества. Наилучшие результаты дает применение всех трех методов вместе. Разные организмы характеризуют разные отрезки времени разной продолжительности и с разной чувствительности. Поэтому в зависимости от обстоятельств и целей работы следует использовать различные группы организмов.

Для обнаружения первых признаков хозяйственно-фекального загрязнения наиболее чувствительным является бактериологический метод. Он может улавливать изменения, происходящие, например, при разовом посещении купающимися водоема, когда ни биологический, ни химический методы не могут зарегистрировать признаки загрязнения. Но бактерии и грибы имеют очень короткий жизненный цикл и поэтому характеризуют короткий отрезок времени. Простейшим в качестве биоиндикатора следует использовать при сильном бактериальном загрязнении и при контроле за эффективностью биологической очистки по составу населения активного ила. Водорослям принадлежит ведущая роль в индикации качества вод в результате эвтрофирования водоемов. Беспозвоночных животных можно использовать для

оценки степени загрязнения водоемов как бытовыми, так и промышленными сточными водами (Руководство..., 1983)

Таким образом, живые организмы могут выступать в качестве индикаторов качества среды или биоиндикторов.

Биоиндикторы:

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

Найти какой-либо организм или группу организмов, удовлетворяющих всем этим требованиям, не представляется возможным, поэтому для мониторинга используют самые разные группы – от микроорганизмов до рыб и млекопитающих (Баканов, 2005).

В настоящее время в мировой практике используется большое число методов мониторинга, включающих различные характеристики групп водных организмов. Это свидетельствует о том, что универсального, пригодного для всех случаев метода нет. Большинство методов мониторинга разработано западноевропейскими учеными применительно к своим региональным условиям и должны быть предварительно адаптированы с учетом специфики российских водоемов и их фауны.

Результаты применения методик исследователи стремятся выразить в виде некоторых количественных показателей – индексов. Их можно разделить на

простые, характеризующие какой-либо компонент экосистемы с одной стороны, например численность или биомасса бентоса, число видов в нем; комбинированные, отражающие компоненты с разных сторон, например видовое разнообразие; комплексные, использующие сразу несколько компонентов экосистемы, например продукция, самоочищающая способность, устойчивость. Мониторинг может проводиться по показателям, характеризующим разные уровни организации биосистем – организменный, популяционный, видовой, сообщества и экосистемы в целом (Баканов, 2005)..

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

Поведение индексов может сильно различаться в разных частях шкалы загрязнений, например индекс может быть высоко чувствителен в олиго- b = мезосапробной зоне и недостаточно чувствителен в a = мезо= полисапробной зоне (Баканов, 2005).

Экологическое действие загрязняющих веществ проявляется на организменном, популяционном, биоценотическом и экосистемном уровнях. На организменном уровне наблюдаются нарушение отдельных физиологических функций, изменение поведения, снижение темпа роста, увеличение смертности вследствие прямого отравления или уменьшения устойчивости к стрессовым состояниям внешней среды. Большое значение имеет повреждение генетического аппарата и трансформация исходного генофонда особей. На уровне популяций загрязнение может вызвать изменение их численности и биомассы, рождаемости и смертности, половой и размерной структуры. Следует добавить хаотизацию внутривидовых отношений, вызываемую изменением поведения особей и искажением языка химических сигналов. На биоценотическом уровне загрязнение сказывается на структуре и функциях сообщества, поскольку одни и те же загрязняющие вещества неодинаково влияют на разные компоненты биоценоза. В конечном итоге происходит деградация экосистем – ухудшение их как элементов среды человека и

снижение положительной роли в формировании биосферы (Константинов, 1986).

В системе гидробиологической службы наблюдений и контроля поверхностных вод используются как индикаторы качества вод бактерии, простейшие, водоросли, макробеспозвоночные и рыбы. Каждая группа этих организмов в качестве биоиндикатора имеет свои преимущества и недостатки, которые определяют границы ее применения при решении тех или иных задач биоиндикации (Абакумов, Качалова, 1981).

2.1. ИНДЕКСЫ, ОСНОВАННЫЕ НА СТРУКТУРНЫХ ПОКАЗАТЕЛЯХ ПОПУЛЯЦИЙ И СООБЩЕСТВ ГИДРОБИОНТОВ

Структура – это прежде всего определенный компонентный состав биоценоза – набор и количественное соотношение различных видовых популяций, жизненных форм и других структурных элементов. Структура это также то или иное пространственное распределение отдельных элементов, в-третьих – это совокупность всех связей, в первую очередь цепей и циклов питания, топических, форических и других взаимодействий. Соответственно говорят о видовой, хорологической, размерной, трофической или иной структуре биоценоза.

Видовая структура. В состав каждого биоценоза входит некоторое число видов, каждый из которых представлен популяцией той или иной величины. Число видов и их представленность количеством особей, биомассой или иными показателями характеризуют видовую структуру биоценозов. Хотя в их состав входят, как правило, много видов, только один или несколько из них резко выделяются по своей биомассе и численности. Виды, представленные в биоценозе наибольшим числом особей и биомассой называются доминантными, играющие меньшую роль – субдоминантными, остальные – второстепенными и совсем редкие – случайными.

Степень доминирования выражается процентным значением вида в биоценозе по числу особей, их биомассе или иному показателю. Часто степень доминирования оценивается по роли, которую вид играет в трансформации энергии.

Чрезвычайно важную роль играют в биоценозах редкие и малочисленные виды. Они увеличивают разнообразие связей, служат резервом для пополнения и замещения доминантных форм, придают сообществу устойчивость в изменившихся условиях. Чем больше видов в биоценозе, тем больше вероятность, что среди них найдутся формы, способные стать доминантными в новых условиях.

Важнейшим показателем видовой структуры сообщества служит его видовое разнообразие. Оно зависит от видового богатства сообщества, которое выражается отношением числа видов в биоценозе к количеству особей (численности или биомассы).

Индекс видового богатства Маргалефа (Margalef, 1958):

$$d = (s-1)/\ln N, \quad (1)$$

где s – число видов, N – число особей.

В 1963г. Маргалеф предложил другой индекс:

$$k = 1.443 \ln N / (n_1 + n_2 + n_3 + \dots + n_n), \quad (2)$$

где N – число видов на данном участке, $n_1, n_2, n_3 \dots n_n$ – численность отдельных видов на данном участке.

Индекс Менхиника (Menhinick, 1964):

$$d_M = (s-1)/(N)^{1/2} \quad (3)$$

Большинство исследователей считают наиболее оптимальным индекс видового разнообразия Шеннона. Он предложен еще в 1963 году для оценки степени структурированности биоценозов как степень упорядоченности (информированности) системы (Шеннон, 1963; Shannon, Weaver, 1963):

$$H = - \sum_{i=1}^k P_i \cdot \log_2 P_i \quad (4)$$

где $P_i = N_i/N$ или B_i/B .

Он отражает как видовое разнообразие, так и выравненность относительной численности видов в сообществе. Чем выше величина индекса, тем благополучнее состояние сообщества.

Существует следующее условное разделение значений индекса видового разнообразия (H) в соответствии с трофическим типом водоема (по показателям зоопланктона): 2,6-4 – олиготрофный тип, 2,1-2,5 – мезотрофный, 1,0-2,0 – эвтрофный, менее 1,0 – показатель экстремальных экологических условий (Андроникова, 1996).

Считается также, что значения индекса > 3 соответствуют чистым водам, от 1 до 3 – умеренно загрязненным, < 1 – грязным водам (Методические..., 1982).

Для элиминации влияния числа видов S Э. Пиелу предложила индекс выравненности экологических сообществ Пиелу:

$$H' = H / H_{max} = H / \log_2 (1/S), \quad (5)$$

который зависит только от равномерности распределения обилия по таксонам, поскольку представляет собой степень уклонения энтропии H от ее максимального значения

$$H_{max} = \log_2 (1/S), \quad (6)$$

где S – число видов.

Индекс Симпсона (d) рассчитывают по формуле (Whittaker, 1965):

$$d = 1 - \sum (n_i/N)^2, \quad (7)$$

где n_i – численность i -го вида, N - численность всех особей в пробе.

Считается, что при увеличении степени загрязнения или эвтрофировании в сообществах снижается число доминирующих видов, остаются виды, наиболее устойчивые к загрязнению.

Показатели разнообразия, позволяющие сравнивать биоценозы по видовому богатству и выравненности, выражают принцип, согласно которому в благоприятных условиях среды число видов велико, но каждый представлен небольшим числом особей. В этом случае показатель разнообразия наиболее высокий. Когда среда неблагоприятна, видов становится мало, но численность некоторых из них очень высока, а других – мала, и показатель разнообразия снижается.

Видовое разнообразие биоценозов в процессе их существования не остается неизменным. Молодые формирующиеся сообщества обычно беднее видами, чем давно сложившиеся, и более выравнены по своему составу. В ряде случаев прослеживается снижение видового разнообразия с повышением трофии водоемов. В направлении от низких широт к высоким видовое богатство населения водоемов снижается, а его обилие возрастает. Следовательно, в этом направлении упрощается видовая структура биоценозов (Гольд, Гольд, 2013).

Размерная структура.

Размерная структура биоценозов зависит от величины организмов, образующих популяции продуцентов, консументов и редуцентов. Размерный состав популяций – очень важный элемент их характеристики, так как с увеличением особи величина их относительной поверхности и соответственно энергетическая активность падают. С возрастанием линейных размеров снижается темп размножения, численность особей, усложняется их организация, повышается длительность жизни.

Изменение размерной структуры имеет большое адаптивное значение. Например, снижение размера клеток у диатомовых приводит к ослаблению пресса консументов, адаптированных к потреблению объектов определенного размера; существенное значение при этом имеет и возрастание темпа деления

водорослей по мере того, как клетки становятся мельче. В отсутствие рыб в зоопланктоне доминируют крупные формы, что объясняется большей скоростью их роста и темпа размножения, а также меньшей уязвимостью со стороны хищных беспозвоночных. Присутствие рыб приводит к доминированию в сообществе более мелких форм (Гольд, Гольд..., 2013).

Трофическая структура.

В соответствии с трофической ролью, которую играют гидробионты в биоценозе, среди них выделяют автотрофов – продуцентов (фотосинтетики и хемосинтетики), гетеротрофов – макроконсументов (главным образом животные) и микроконсументов, или редуцентов (преимущественно бактерии, актиномицеты, грибы). Консументы, непосредственно питающиеся продуцентами или продуктами их распада образуют второй трофический уровень. Третий трофический уровень возникает в биоценозе, когда в нем присутствуют популяции гидробионтов, живущих за счет поедания организмов второго трофического уровня и т.д. Организмы второго, третьего и последующих трофических уровней соответственно называются консументами первого, второго и последующих порядков.

Путь по которому органическое вещество продуцентов перемещается с одного трофического уровня на другой, называется пищевой цепью. Совокупность пищевых цепей в биоценозе образует пищевую сеть. В пищевой сети различают цепи выедания и разложения. Первые складываются когда животные используют в пищу либо живые организмы – пастбищные цепи, либо продукты их разрушения (детрит) – детритные цепи. Цепи разложения образуются в результате жизнедеятельности бактерий, грибов и других микроорганизмов, минерализующих органические вещества.

В пищевой сети сообществ олиготрофных водоемов преобладают пастбищные цепи: микроорганизмов мало и цепи разложения выражены слабо. С повышением трофности вод все большее относительное и абсолютное значения приобретают цепи детритные.

С переходом от одного трофического уровня к следующему численность и биомасса особей нередко снижаются, так как на каждой ступени трансформации органического вещества происходит его потеря. Характеристикой трофической структуры биоценоза может служить соотношение в нем количества организмов разных трофических уровней, соотношение форм с разными типами питания, число трофических связей и др. (Гольд, Гольд..., 2013).

Хорологическая структура.

Важным показателем структурированности сообществ служит степень упорядоченности пространственного распределения особей. В пространственной структуре биоценозов прежде всего различают вертикальное

и горизонтальное распределение организмов. Для пелагических сообществ характерна ярусность, в наибольшей степени связанная с градиентами освещенности, температуры и концентрации биогенов. Для донных сообществ типична мозаичность, обусловленная разнородностью грунтов и особенностями гидродинамической активности придонных слоев воды (Гольд, Гольд..., 2013).

Сравнение выборок с использованием индексов общности (сходства)

В ходе биологических исследований приходится сравнивать отдельные водоемы, биоценозы, участки, пробы и т.д. Для этой цели используют разные коэффициенты общности, из которых отметим наиболее часто используемые.

Коэффициент общности Жаккара:

$$K_j = c/a + b - c, \quad (8)$$

где c – число общих видов, a – число видов в 1-м списке, b – число видов во 2-м списке.

Если $K_j > 60$ – достоверное сходство; $K_j = 1$ – полное сходство; $K_j = 0$ – нет ни одного общего вида; K_j до 60 – резкие различия

Коэффициент общности Чекановского-Серенсена:

$$I_s = 2a / ((a+b) + (a+c)), \quad (9)$$

где a – общее число общих видов, b – число видов в 1-м списке, c – число видов во 2-м списке. Оценка результата проводится по табл. 1.

Таблица 1.

Оценка сходства по величине индекса общности.

I_s , %	Оценка
15-30	Низкое сходство, чистые – грязные
30-50	Умеренное сходство
50-65	Среднее сходство, слабое загрязнение относительно чистых участков
65-80	Высокое сходство между сходными, чистые-чистые, загрязненные - загрязненные

Индекс Жаккара в модификации Серенсена

$$K = 2c/a + b * 100\%, \quad (10)$$

где c – число общих видов, a – число видов в 1-м списке, b – число видов во 2-м списке

2.2. ИНДЕКСЫ, ОСНОВАННЫЕ НА ИНДИКАТОРНЫХ СВОЙСТВАХ ОРГАНИЗМОВ

На основании сведений о видовом составе гидробионтов, найденных в тех или иных водах, можно составить представление о том, насколько последние чисты или загрязнены. Поэтому организмы, характерные для зон различного загрязнения, носят название биоиндикаторов степени загрязнения. Индикаторная роль гидробионтов характеризуется не только фактом нахождения или отсутствия их в водоеме, но и степенью количественной представленности.

В 1908 и 1909 гг. Кольквитцом и Марссоном были опубликованы материалы по оценке степени загрязнения вод разлагающимися органическими веществами, или сапробности.

Сапробность (от греческого *sapros* – гнилой) – физиолого-биохимические свойства организма (сапробионта), обуславливающего его способность обитать в воде с тем или иным содержанием органических веществ.

Кольквитц и Марссон изучая различные водоемы, установили 4 зоны сапробности:

1. Полисапробная зона. Содержится значительное количество нестойких органических веществ и продуктов их анаэробного распада. Много белковых веществ. Кислород поступает в воду главным образом за счет атмосферной реэрации и расходуется полностью на окисление. В воде присутствует сероводород и метан. На дне кислорода нет.

2. α -мезосапробная зона. Начинается аэробный распад органических веществ, образуется аммиак, углекислота, кислорода мало, сероводорода и метана нет. БПК составляет десятки мг/л. Содержатся организмы, приспособленные к недостатку кислорода и высокому содержанию углекислоты. В илах много тубифицид и личинок хирономид.

3. β -мезосапробная зона. Нет стойких органических веществ, произошла полная минерализация. Содержание кислорода и углекислоты колеблется в зависимости от времени суток: днем избыток кислорода, дефицит углекислоты, ночью – наоборот. Много организмов с автотрофным питанием, наблюдается цветение воды.

4. Олигосапробная зона. Чистые воды, соединения азота в форме нитратов, вода насыщена кислородом; CO_2 мало, сероводорода нет. Это практически чистые водоемы. Цветения не бывает. На дне мало детрита, автотрофных организмов и бентосных животных.

Помимо того, что Кольквитц и Марссон определили зоны сапробности, они дали списки видов, характерных для каждой из этих зон. В своих работах они продемонстрировали очередность исчезновения и повторного появления организмов – водорослей, простейших, макробеспозвоночных и рыб – в результате воздействия загрязняющих веществ. Системы Кольквитца и Марссона послужила основой многих последующих систем биологического анализа.

В 1955г. выходит работа Пантле и Букка, в которой они характеризуют степень загрязнения индексом сапробности (S). Индикаторную значимость (s) они приняли у олигосапробов за 1, β-мезосапробов за 2, α-мезосапробов за 3 и полисапробов за 4. Относительное количество особей вида (h) оценивается следующим образом: случайные находки – 1, частая встречаемость 3 и массовое развитие – 5.

В. Сладечек, расширивший систему Кольквитца–Марссона, предложил несколько изменить значение индекса для зон сапробности и принять его значения для наиболее загрязненных (эусапробных) вод от 4.51 до 8.5, а для чистых, ксеносапробных вод от 0 до 0.5 (Sladecsek, 1977).

Индекс сапробности вычисляется по формуле:

$$S = \frac{\sum_{i=1}^N (s_i \cdot h_i)}{\sum_{i=1}^N h_i} \quad (11)$$

где N – число выбранных видов-индикаторов, h_i – относительная численность i -го вида (табл. 2), s_i - индивидуальный индекс сапробности i -го вида.

Таблица 2.

Соотношение значений относительного обилия и частоты встречаемости организмов.

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

По значению индекса сапробности определяется степень загрязнения водоема: 0,5-1,5 – олигосапробная зона (чистая вода), 1,51-2,5 – β – мезосапробная зона (умеренно загрязненная вода), 2,51-3,5 – α – мезосапробная зона (грязная вода), 3,51-4,50 – полисапробная зона (сильно загрязненная вода).

Многие виды-индикаторы встречаются в водах 2, 3 или 4-х зон сапробности, что является причиной неточности при установлении средней сапробности биоценоза.

Эти методы дают положительные результаты для грязных и загрязненных участков, где встречаются организмы с установленными индивидуальными значениями сапробности, и непригодны для тех, где много видов с не установленной сапробностью, особенно для самых чистых участков. На “чистых” станциях индексы сапробности оказываются выше действительных.

2.3. МЕТОДЫ ОЦЕНКИ КАЧЕСТВА ВОД ПО ФИТОПЛАНКТОНУ

Водорослям принадлежит ведущая роль в индикации изменения качества воды в результате эвтрофирования водоема. Индикаторные свойства фитопланктона определяются не только фактом нахождения или отсутствия определенных видов, но и степенью их количественного развития. Поэтому изучение таких структурных показателей, как видовой состав, численность и биомасса, распределение водорослей в водоеме имеют большое практическое значение. Еще одним методом, используемым для оценки качества воды по фитопланктону является метод Пантле и Букка в модификации Сладечека (11).

Для установления трофности водоема вычисляется индекс трофности Милиус по формуле:

$$I_b = 44,87 + 23,22 * \log B \quad (12)$$

Где В – общая биомасса водорослей в пробе.

Большое число индексов основано на оценке величины продуктивности фитопланктона (табл. 3).

Таблица 3.

Оценка трофности водных экосистем по показателям фитопланктона (Дмитриев и др., 1997).

Критерий	Тип трофии				Источник
	Олиготр.	Мезотр.	Эвтроф.	Гипертр.	
Валовая продукция фитопланктона за год, г С/м ²	10-30 4-40	30-100 40-150	100-300 150-600	>300 >600	Винберг, 1960 Романенко, 1985

Продукция фитопланктона, мгС/л сут.	0,005-0,05	0,05-0,5	0,5-5	>5	Гутельмахер,1986
Максимальная первичная продукция за сутки гО/м ² гС/м ²	0,5-1,0 0,1-0,3	1,0-2,5 0,3-0,7	2,5-7,5 0,7-2,01	>7,5 >2,0	Винберг, 1960
Чистая первичная продукция, мгС/м ² сут.	50-300	250-1000	600-8000	>8000	Likens, 1975
Средняя биомасса фитопланктона за вегетационный период, В _ф , мг/л	<1,0 <1,0	1-3 1-3	3-10 3-7	>10 >7	Трифенова, 1979 Милиус, Кывасик, 1979
Отношение ассимиляции А к дыханию R	<1	1	>1	-	Винберг, 1960
Удельная биоактивность (А+R), мкгС/м ²	160	220	-	-	Ohle, 1958
Индекс трофности, ИТ	20-40	40-60	60-80	>80	Милиус,Кывасик, 1979
Отношение биомассы зоопланктона В _z к биомассе фитопланктона В _ф	>4:1	=1:1	05:1	-	Андроникова, 1989
Численность фитопланктона, млн.кл./л	0,35-3,85	3,85-20	>20	-	Цветкова и др.,1988
Диатомовые водоросли, % от общей численности	95-15	15-0	-	-	Тот же

Зеленые водоросли, % от общей численности	15-75	75-100	0,0-0,15	-	Тот же
Синезеленые водоросли, % от общей численности	0-55	55-85	85-100	-	Тот же
Скорость фотосинтеза, мгО/л сут	07-10	1,0-2,4	>2,4	-	Тот же
Разность суточной продукции и деструкции, Ф-Д, мгО/л сут	-0,1-0,1	0,1-2,1	>2,1	-	Тот же

2.4. МЕТОДЫ ОЦЕНКИ КАЧЕСТВА ВОД ПО ЗООПЛАНКТОНУ

Антропогенное воздействие различных видов, приводящее к эвтрофированию и загрязнению водоемов, изменяет основные характеристики всех компонентов водной экосистемы. Одним из важнейших компонентов, структурно и функционально связанным с другими, является сообщество зоопланктона. Различные показатели этого сообщества могут быть использованы для трофической типизации озерной экосистемы, а также для выявления и определения направленности трансформации экосистемы (Андроникова, 1989).

Видовой состав зоопланктона озер является довольно постоянным и может не изменяться на протяжении многих десятилетий и даже столетия. В то же время, при определенном рода воздействиях некоторые виды исчезают, другие же - появляются. Признаком эвтрофирования можно считать резкое увеличение численности коловраток из семейств Brachionidae (*B.angularis*, *B.calyciflorus*, *B.diversicornis*, *K. cochlearis*) и Trichocercidae, ветвистоусых ракообразных *Bosmina longirostris*, *Chydorus sphaericus*, *Daphnia cucullata* и некоторых других видов, а при устойчивом видовом составе - смену доминант (Кутикова, 1976; Андроникова, 1993).

Соотношение эвтрофных и олиготрофных видов (Е/О) используется для характеристики трофности (Nakkarí, 1972). Для гипертрофных озер этот коэффициент более 5,0, для эвтрофных - 1,5-5,0, для мезотрофных - 0,5-1,5, для олиготрофных - менее 0,5.

По мере эвтрофирования часто наблюдается изменение процентного соотношения основных групп зоопланктона. Науман (1923) отмечает, что наименьшее количество коловраток содержится в олиготрофных и дистрофных водоемах, что связано с недостатком водорослей наннопланктона и детрита, служащих им пищей. С увеличением уровня трофности в планктоне начинают преобладать виды с простыми жизненными циклами и высокой скоростью размножения (коловратки, мелкие кладоцера), большее развитие получают тонкие фильтраторы и ракообразные с широким спектром питания. Увеличение численности коловраток и ветвистоусых ракообразных при уменьшении веслоногих, в особенности Calanoida, можно считать признаками эвтрофирования. В водах с чрезвычайно высокими биомассами фитопланктона снижается также и доля Cladocera (Крючкова, 1987; Галковская, 1995).

При эвтрофировании вследствие обогащения озера биогенными элементами и общего увеличения фито- и бактериопланктона часто наблюдается повышение общей численности зоопланктона. В различных озерах при процессе их эвтрофирования средняя численность зоопланктона или отдельных его групп за летний или вегетационный сезон за 10-20 лет может увеличиться в 2-5 раз. Увеличение биомассы обычно прослеживается не столь четко, так как это связано со структурной перестройкой сообщества и увеличением доли мелких форм.

По величине биомассы зоопланктона С.П.Китаев выделяет следующие трофические типы водоемов: меньше $0,5 \text{ г/м}^3$ - α -олиготрофный; $0,5-1,0$ - β -олиготрофный; $1,0-2,0$ - α -мезотрофный; $2,0-4,0$ - β -мезотрофный; $4,0-8,0$ - α -эвтрофный; $8,0-16,0$ - β -эвтрофный; более $16,0$ - гиперэвтрофный (Китаев, 1984). В случае гиперэвтрофных водоемов при преобладании в структуре зоопланктона мелких кладоцер и коловраток средняя за вегетационный период биомасса зоопланктона снижается.

В сезонной динамике в эвтрофных озерах, где доминируют организмы с партеногенетическим размножением, число пиков зоопланктона в течение вегетационного периода может быть очень большим, но интегральная кривая имеет одновершинный характер с максимумом в летний сезон (Андроникова, 1989).

Увеличение доли коловраток и мелких ветвистоусых ракообразных закономерно приводит к снижению средней индивидуальной массы зоопланктона в сообществе. Так, для олиготрофных водоемов она составляла $0,0250 \pm 0,010$, для мезотрофных - $0,0178 \pm 0,0071$, для высокоэвтрофных - $0,0155 \pm 0,0047$, для политрофных - $0,00494 \pm 0,0024$ мг (Крючкова, 1987).

Одним из наиболее информативных показателей при загрязнении и эвтрофировании является индекс видового разнообразия Шеннона (H , бит/экз). Загрязнение и эвтрофирование водоемов и водотоков приводит к упрощению структуры сообществ гидробионтов, что находит свое отражение в снижении их разнообразия (Алимов, 1995). Уменьшение величины индекса Шеннона указывает на функциональную перестройку сообществ планктонных животных. Общий для всего сообщества индекс видового разнообразия зоопланктона уменьшается при эвтрофировании озер. Однако, в том случае, когда все таксоны в сообществе в одинаковой степени испытывают воздействие загрязняющих веществ, величина индекса может не изменяться даже при сокращении общей численности организмов. При эвтрофировании значения индекса Шеннона в пределах 2,6-4,0 характеризуют трофический тип водоема как олиготрофный; от 2,1 до 2,5 - как мезотрофный; от 1,0 до 2,0 - эвтрофный; меньше 1,0 - показатель экстремальных экологических условий (Андроникова, 1989).

Такой показатель, как индекс сапробности водоема, рассчитанный на основе списка индикаторных видов, можно соотнести с уровнем трофии водоема: ксено- и б-олигосапробные индексы соответствуют олиготрофному типу, а-олигосапробы - мезотрофному, б- и а-мезосапробы - эвтрофному и гиперэвтрофному (Теоретические..., 1993).

Структурно-функциональные показатели зоопланктона, которые могут быть использованы для характеристики процесса эвтрофирования озерных экосистем, включают также: появление в составе зоопланктона или резкое увеличение численности следующих видов-индикаторов: *Brachionus spp.*, *Anuraeopsis fissa*, *Filinia longiseta*, *Pompholux sulcata*, *Hexarthra mira*, *Polyarthra euryptera*, *Trichocerca cylindrica*, *Keratella cochlearis v. tecta*, *Bosmina longirostris*, *Chydorus sphaericus*, *Daphnia cucullata*, *Mesocyclops crassus*, *Cyclops kolensis*; уменьшение числа доминирующих видов в сообществе, определенное на основе функции рангового распределения; снижение показателей индекса видового разнообразия за вегетационный период (H бит/экз.); изменение процентного соотношения таксономических групп - увеличение доли Cladocera и Rotatoria в общей величине численности и биомассы, уменьшение доли Copepoda; изменение соотношений между разными таксономическими группами: уменьшение показателя $BCl/BRot$ и увеличение показателей $NClad/NCop$ и $BCycl/BCal$; уменьшение средней индивидуальной массы зоопланктера (w) за вегетационный период; увеличение отношения $Ni/NTot$ для ракообразных зоопланктона за вегетационный период; увеличение численности зоопланктона; увеличение общей биомассы зоопланктона, которая по мере перехода водоема к гиперэвтрофной стадии снижается за счет массового развития коловраток с

очень низкой индивидуальной массой; увеличение внутригодовой амплитуды колебаний биомассы - отношения $V_{летн}/V_{зимн}$; увеличение доли фильтраторов в общей величине биомассы; снижение величины отношения V_3/V_2 ; увеличение показателя R_z/V_z для сообщества в целом за вегетационный период, так же и P_z/R_z ; снижение величины $V_{зоо}/V_{фито}$ как отражение изменений межбиоценотических связей.

Загрязнение также приводит к изменению структуры экосистем и их отдельных компонентов. Ответная реакция сообщества зоопланктона может быть использована для выявления направленности изменений и характеристики состояния экосистемы при загрязнении. Видимым отражением токсического действия является картина изменения видового состава, численности и биомассы планктона, структуры планктонных ценозов.

Под действием загрязнения наблюдается обеднение видового состава зоопланктона (Иванова, 1976). Для сильно загрязненных водоемов характерно доминирование одного-двух видов, массовое развитие *Brachionus rubens*, *B. calyciflorus*, *B. urceus*, *B. angularis*, *K. quadrata*, *Asplanchnidae* и хищных *Cyclopoidea* (Чуйков, 1975; Поливанная, Сергеева, 1978). В загрязняемых токсическими веществами водоемах часто наблюдается смена доминант, а второстепенные формы достигают максимума численности или биомассы. Эти изменения могут происходить как скачкообразно, так и замедленно в зависимости от силы действия токсиканта, его концентрации, избирательности действия, видового состава биоценоза и др. При действии особо сильных токсикантов биоценозы могут разрушаться, система становится бесструктурной (Строганов, 1973; Брагинский, 1981).

Влияние токсикантов на зоопланктон осуществляется как прямо путем адсорбции на поверхности тела и поглощения фильтрацией, так и косвенно, при питании бактерио- и фитопланктоном, накопившим токсиканты. При накоплении в организме они могут вызывать хроническую интоксикацию. Включаясь в обменные процессы гидробионтов, токсиканты нарушают различные звенья их метаболизма и тем самым вызывают расстройства жизнедеятельности, которые в конечном итоге могут привести к индивидуальной смерти пораженной особи, а при массовой смертности индивидуумов - к изменению структуры популяции и типа ее динамики (Комаровский, Полищук, 1981).

Загрязнение водоемов и водотоков вследствие поступления сточных вод вызывает изменения в структуре зоопланктонных сообществ. По мере увеличения степени загрязнения наблюдаются тенденции к уменьшению общего числа видов ракообразных в планктоне, качественное и количественное обеднение ветвистоусых ракообразных вплоть до полного их исчезновения в наиболее загрязненных местах, значительное уменьшение

суммарной численности ракообразных. В ряде случаев как показатель загрязнения может быть использовано отношение числа видов кладоцер (фильтраторы, фильтраторы-собиратели и собиратели) к числу видов копепод или соотношение величин численности этих же групп (Иванова, 1976). При загрязнении бытовыми стоками также часто наблюдается преобладание копепод над кладоцерами, отражая увеличение роли крупных частиц детрита с бактериальной флорой на них в энергетике сообщества (Чуйков, 1978).

Под действием токсикантов в первую очередь происходит выпадение ветвистоусых ракообразных, в отличие от них *Copepoda* (по преимуществу хищники, имеющие плотный хитиновый покров) весьма стойки по отношению к токсикантам. Даже при экспериментальной обработке водоемов различными гербицидами и инсектицидами не удавалось наблюдать снижение численности веслоногих, включая науплиальные стадии. Наоборот, в некоторых случаях отмечены интенсификация их размножения и возрастание численности. Популяции коловраток отличаются чрезвычайной динамичностью и в условиях токсического загрязнения могут также быстро восстанавливаться, как и снижать численность до исчезновения. Высокосапробные формы коловраток довольно устойчивы к пестицидам и другим токсикантам, в экспериментально обработанных водоемах полностью не исчезают (Брагинский и др., 1987).

Исследования по токсичности СМС и входящих в их состав СПАВ показали, что их опасность для зоопланктона часто обусловлена не токсичностью, а механическим засорением фильтрационного аппарата крупнодисперсными частицами, утяжелением тела. Токсичность проявляется при концентрациях 5-10 мг/л или хроническом воздействии (Брагинский и др., 1987).

Как правило "химический стресс" резко меняет ход кривой численности или биомассы в сторону снижения, но этот перелом может быть недолгим и сменяться в силу фазовых реакций новым пиком. В зависимости от силы действия и концентрации токсиканта этот ход кривых может быть и обратным, т.е. сначала отмечается пик численности и биомассы, а затем происходит депрессия. Большинство токсикантов являются ферментными ядами, поэтому их токсическое действие резко усиливается при подогреве воды свыше 25°C , что нередко случается в водоемах - охладителях тепловых электростанций в летнее время. В интервале $25-30^{\circ}\text{C}$ отмечен явный скачок, и токсичность возрастает на несколько порядков. Вследствие высокой чувствительности ветвистоусых фильтраторов к тяжелым металлам и повышения летального эффекта с повышением температуры перегрев воды до 30°C и выше должен существенно отразиться на самоочистительной способности водоемов вследствие снижения фильтрационной функции *Cladocera* (Брагинский и др., 1987).

Стресс, вызванный высокой температурой и токсикантами часто приводит к уменьшению среднего размера тела зоопланктонных организмов, либо к преобладанию мелких видов над крупными в сообществах зоопланктона.

Для определения уровня загрязнения часто используют модификации системы Кольквитца-Марсона - методы Пантле и Букка в модификации Сладечека (11).

2.5 МЕТОДЫ ОЦЕНКИ КАЧЕСТВА ВОДЫ ПО КРУПНЫМ ТАКСОНАМ ЗООБЕНТОСА

При мониторинге пресноводных экосистем излюбленным объектом служат животные макрозообентоса. Они удовлетворяют многим требованиям к биоиндикаторам, среди которых: повсеместная встречаемость, достаточно высокая численность, относительно крупные размеры, удобство сбора и обработки, сочетание приуроченности к определенному биотопу с определенной подвижностью, достаточно продолжительный срок жизни, чтобы аккумулировать загрязняющие вещества за длительный период. Зообентос служит хорошим, а в ряде случаев единственным биоиндикатором загрязнения донных отложений и придонного слоя воды.

С 1955 года начал работу над биотическим индексом Ф. Вудивисс. При выборе “ключевых” организмов или групп в качестве индикаторов изменения воды от очень загрязненной до чистой Ф.Вудивисс предпочел организмы, которые наиболее широко распространены в бассейне реки Трент (Англия). Он исследовал свыше 500 проб, взятых по всему водосбору реки и подтвердил возможность использования отмеченных им организмов как индикаторов качества воды. Действительно, загрязнение вод сокращает разнообразие организмов, хотя устойчивые к загрязнению воды могут продолжать существовать в обилии в этом же пункте (Вудивисс,1977). Вудивиссом был составлен список оперативных единиц, которые для удобства он назвал “группами”. Несомненное достоинство этого метода в том, что в нем объединяются принципы индикаторного значения отдельных таксонов и принцип изменения разнообразия фауны в условиях загрязнения. Система Вудивисса может с успехом использоваться персоналом средней квалификации (Макрушин,1974) (табл. 4).

Таблица 4.

Классификация Вудивисса.

Группы организмов	Присутствие или отсутствие вида	Биотический индекс при общем количестве присутствующих ”групп”				
		0 - 1	2 - 5	6 - 10	11 - 15	> 15
Личинки веснянок	Больше одного вида	-	7	8	9	10
	Только один вид	-	6	7	8	9
Личинки поденок, исключая <i>Baetis rodani</i>	Больше одного вида	-	6	7	8	9
	Только один вид		5	6	7	8
Личинки ручейников и/или <i>Baetis rodani</i>	Больше одного вида		5	6	7	8
	Только один вид	4	4	5	6	7
Gammarus	Все вышеназванные виды отсутствуют	3	4	5	6	7
Asellus	Все вышеназванные виды отсутствуют	2	3	4	5	6
Тубифициды и/или красные личинки хириноmid	Все вышеназванные виды отсутствуют	1	2	3	4	-
Все вышеназванные группы отсутствуют, но могут присутствовать нетребовательные к кислороду (<i>Eristalis tenax</i>)	Все вышеназванные виды отсутствуют	0	1	2	-	-

Под термином “группа”, используемом в табл. 4, подразумевается результат, к которому приходят при определении систематического положения водных организмов без рассмотрения деталей строения.

Понятие «группа» включает: все известные виды плоских червей (Plathelminthes), круглые черви (Annelida), за исключением рода *Nais*; род *Nais*; все известные виды пиявок (*Hirudinea*); все известные виды моллюсков (*Mollusca*); все известные виды ракообразных (*Crustacea*); все известные виды веснянок (*Plecoptera*); все известные виды поденок (*Ephemeroptera*), кроме *Baetis rodani*, *Baetis rodani* (подёнка), все семейства ручейников (*Trichoptera*); все виды личинок вислоккрылок (*Megaloptera*); личинки комаров-звонцов (*Chironomidae*), кроме *Chironomus* sp. и *Chironornus thummi* (мотыль); *Chironomus* sp. и *Chironornus thummi* (мотыль); личинки мошек *Simulidae*; все известные виды мух (остальные *Diptera*); все известные виды жуков (*Coleoptera*); все известные виды водных клещей (*Hydracarina*); все известные виды водных клопов (*Hemiptera*); *Arachnidae*.

Оценка качества воды по величине индекса Вудивисса, в соответствии с ГОСТ 17.1.387-82 «Классификация качества воды водоемов и водотоков по гидробиологическим и микробиологическим показателям»:

- 0-1 – очень грязная;
- 2-3 – грязная;
- 4 - загрязненная;
- 5-6 – умеренно загрязненная;
- 7-9 – чистая;
- 10 – очень чистая.

Но есть также отрицательные моменты использования данного метода в наших водах. Так, метод Вудивисса приемлем для грязных и сильно загрязненных вод; для более чистых вод биотические индексы могут быть занижены в случае отсутствия личинок поденок, ручейников, веснянок и преобладания группы, которые в системе Вудивисса почти не отражены или же объединены в очень крупные таксоны.

Н.М.Гореликова (1988) использовала метод Вудивисса для оценки качества вод Воткинского водохранилища. По ее расчетам, метод не может применяться в водохранилищах в целом, так как загрязняемый, но наиболее проточный район всегда имеет более разнообразную фауну, чем ниже-расположенные участки с замедленным водообменом и однообразными илистыми грунтами. Оценить качество воды методом Вудивисса можно только в проточных участках водохранилищ.

Индекс дает ненадежные результаты в том случае, когда участок загрязнения находится на небольшом расстоянии от расположенного выше чистого участка реки. Вниз по течению мигрируют организмы характерные для зон с более высоким биотическим индексом. Фауна зарослей также не дает положительных результатов. Даже на участках с высоким уровнем загрязнения

в зарослях присутствует разнообразный комплекс гидробионтов, включающих группы и виды, указывающие на высокий биотический индекс.

В 1961 году Гуднайт и Уитлей (Goodnight, Whitley, 1961) предложили оценивать состояние водоема по отношению численности олигохет к общей численности животных бентоса:

$$\frac{N_{\text{олигохет}}}{N_{\text{общая}}} * 100\% \quad (13)$$

Если это соотношение меньше 60%, авторы определяют хорошее состояние водоема, если 60-80% - река в сомнительном состоянии и более 80% - река в тяжелом состоянии.

Индекс Гуднайта и Уитлея является наиболее подходящим для оценки качества вод по олигохетам, он прост и удобен, но результат зависит от полноты учета олигохет. Изучения реки Березины показали, что олигохеты встречаются до глубины 15-20 см, тогда как представители других групп до 3-6 см. Использование дночерпателей, не обеспечивающих отбор проб на достаточную глубину приводит к недоучету олигохет и, соответственно, снижению величины индекса.

Н.Г.Гореликова (1988), исследуя зообентос Воткинского водохранилища и проверяя различные индексы для оценки качества воды, предложила использовать в индексе Гуднайта и Уитлея не олигохет в целом, а численность тубифицид, что более точно отображало ситуацию качества вод. “Среднее” загрязнение должно соответствовать численности тубифицид 5000 –10000 экз/м², “тяжелое” – более 10000 экз/м².

Карр и Хилтонен в 1965 г. (Carr, Hiltonen, 1965) предложили оценивать степень загрязнения по величине абсолютной численности олигохет:

- 100 – 999 экз/м² – слабое загрязнение;
- 1000 – 5000 экз/м² – среднее загрязнение;
- более 5000 экз/м² – тяжелое загрязнение.

Э. Пареле в 1975 предложил оценивать состояние реки по отношению численности *Tubifex tubifex* к численности олигохет (табл. 5).

Таблица 5.

Оценка качества воды в реке по отношению численности тубифицид к численности олигохет.

N <i>Tubifex tubifex</i> /N <i>Oligochaeta</i>	Состояние реки
0,3	Относительно чистая
0,3-0,54	Слабозагрязненная

0,55-0,70	Загрязненная
0,8-1,0	Сильно загрязненная

Цанер (Zahner, 1965) предложил оценивать качество вод по величине численности *Tubifex tubifex*. В таблице показана зависимость между качеством воды и численностью тубифицид (табл. 6).

Таблица 6.

Плотность олигохет, характеризующая разные степени загрязнения.

Класс чистоты воды	Зона сапробности	<i>Tubifex tubifex</i> (тыс. экз./м ²)
1	о	< 0.1
1 - 2	о-β	0,1 – 1,0
2 - 3	β-α	1,0 – 2,0
3	α	2,0 – 10,0
3 – 4	α-р	10 - 50
4	р	➤ 50

Первый класс чистоты воды соответствует олигосапробной ступени, 2 - β-мезосапробной, 3 - α-мезосапробной и 4 – полисапробной.

В 1964 г. Кинг и Болл (по Финогеновой, Алимову, 1976) предложили индекс, учитывающий отношение биомассы (В) насекомых и олигохет (табл. 7):

$$i = \frac{B_{\text{насекомых}}}{B_{\text{олигохет}}} \quad (14)$$

Таблица 7.

Качество воды водного объекта в зависимости от величины индекса *i*.

<i>i</i>	Состояние реки
>1	Чистая
0,1-0,9	Загрязненная
< 0,09	Грязная

Этот индекс не учитывает сезонной динамики численности животных и особенно личинок насекомых. Поэтому одноразовые сборы могут совпасть с периодом минимальной численности, обусловленной вылетом насекомых, а отнюдь не с загрязнением, и привести к неверной оценке (Финогенова, Алимов, 1976).

Е.В. Балущкина (1976) предложила использовать в качестве индикаторов степени загрязнения хирономид. Ее исследования показали, что под влиянием

загрязнения происходит закономерное изменение соотношения численности личинок хирономид относящихся к подсемействам Chironomidae, Ortoclaadiinae, Tanypodinae. В наиболее чистых водах доминируют личинки ортокладиин, а в загрязненных таниподин. Для индикации загрязнений Е.В.Балушкиной (1976) был предложен индекс К, который отражает соотношения представителей этих 3-х подсемейств:

$$K = \frac{\alpha_t + 0.5\alpha_{ch}}{\alpha_{or}}, \text{ где} \quad (15)$$

α_t , α_{ch} , α_{or} – соответственно индикаторные значения представителей каждого из подсемейств. $\alpha=N+10$, при этом N – относительная численность особей каждого из подсемейств в процентах от общей численности личинок хирономид. Число 10 введено для ограничения пределов значений индекса К. Класс качества вод определяется по таблице 8.

Таблица 8.

Оценка качества вод в зависимости от величины индекса Балушкиной.

Индекс Балушкиной (K)	Класс качества вод
0.136 – 1.08	Чистая
1.08 – 6.50	Умеренно загрязненная
6.50 – 9.0	Загрязненная
9.00 – 11.5	Грязная

Способность малощетинковых червей обитать на разнообразных субстратах, реагировать на антропогенные воздействия изменением структуры и численности своих популяций исследовал в своем индексе В.И.Попченко (1988). С учетом экологического и зоогеографического облика олигохет для оценки состояния чистоты внутренних вод европейского Севера В.И.Попченко предложил информационный индекс сапробности, отражающий отношение массовых видов, устойчивых в разной степени к загрязнению, к общему составу фауны олигохет:

$$I_s = \frac{N_t + N_h + N_f}{N_0}, \text{ где} \quad (16)$$

I_s – индекс сапробности олигохет; N_t – средняя численность *T.tubifex*; N_h – *Limnodrillus hoffmeisteri*; N_f – *Spirosperma ferox*; N_0 – численность всех олигохет в биотопе.

По значениям показателя I_s для разных условий водных экосистем северной Европы, как считает Попченко (1988), целесообразны 4 группы количественных показателей в пределах:

$I_s = 0.90 - 1.00$ - сильно загрязненные воды;

$I_s = 0.50 - 0.89$ –загрязненные воды;

$I_s = 0.30 - 0.49$ – слабо загрязненные воды;

$I_s < 0.30$ – чистые и относительно чистые воды.

Биологический индекс зависит преимущественно от степени загрязнения, но не от характера грунта и глубин. Показано, что одинаковый тип грунта в местах с разной степенью загрязнения характеризуется различными по величине биотическими индексами (Попченко, 1988).

По величине биомассы бентоса можно оценить уровень трофности водоема (табл. 9) (Китаев, 1984).

Таблица 9.

Оценка уровня трофности по биомассе зообентоса.

Критерий	Тип трофии			
	Олиготрофный	Мезотрофный	Эвтрофный	Гипертрофный
Биомасса бентоса за вегетационный период, г/м ²	<1,25-2,5	2,5-10	10-40	>40

2.6. ИНТЕГРАЛЬНАЯ ОЦЕНКА КАЧЕСТВА СРЕДЫ

Вследствие принципиальной сложности экосистем проблема интегральной оценки качества (по нескольким показателям) в гидробиологии особенно актуальна, поскольку, желая учесть все множество тенденций и явлений, исследователи стремятся использовать не один, а несколько (иногда 7-8) частных критериев.

Классы качества воды по гидробиологическим и микробиологическим показателям в нашей стране определяются "Правилами контроля качества воды водоемов и водотоков" (ГОСТ 17.1.3.07–82), которые регламентируют содержание программ контроля гидрологических, гидрохимических и гидробиологических показателей, периодичность контроля, а также назначение и расположение пунктов отбора проб (табл. 10).

Таблица 10.

Классификация качества воды водоемов и водотоков по гидробиологическим и микробиологическим показателям.

Класс качества воды	Степень загрязненности воды	Гидробиологические показатели			Микробиологические показатели		
		По фитопланктону, зоопланктону, перифитону	По зообентосу		Общее количество бактерий, 10^6 кл/см ³ (кл/мл)	Количество сапрофитных бактерий, 10^3 кл/см ³ (кл/мл)	Отношение общего количества бактерий к количеству сапрофитных бактерий
		Индекс сапробности по Пантле и Букку (в модификации Сладчека)	Отношение общей численности и олигохет к общей численности и донных организмов, %	Биотический индекс по Вудивису, баллы			
I	Очень чистые	Менее 1,00	1-20	10	Менее 0,5	Менее 0,5	Менее 10^3
II	Чистые	1,00-1,50	21-35	7-9	0,5-1,0	0,5-5,0	Более 10^3
III	Умеренно загрязненные	1,51-2,50	36-50	5-6	1,1-3,0	5,1-10,0	$10^3 - 10^2$
IV	Загрязненные	2,51-3,50	51-65	4	3,1-5,0	10,1-50,0	Менее 10^2
V	Грязные	3,51-4,00	66-85	2-3	5,1-10,0	50,1-100,0	Менее 10^2
VI	Очень грязные	Более 4,00	86-100 или отсутствует	0-1	Более 10,0	Более 100,0	Менее 10^2

Примечание. Допускается оценивать класс качества воды и как промежуточный между вторым и третьим (II – III), третьим и четвертым (III – IV), четвертым и пятым (IV – V).

Согласно этому документу, степень загрязненности воды оценивается с учетом индекса сапробности по Пантле и Букку в модификации Сладчека, олигохетного индекса Гуднайта–Уитлея и Пареле, биотического индекса Вудивисса и традиционного набора микробиологических показателей.

Варианты заданий

Таблица 11.

Численность и биомасса гидробионтов на станции 1.

Фитопланктон

№	Группа	N, кл/л	B, мг/л	s	S
DIATOMEAЕ					
1.	<i>Amphora normanii</i>	450	0,0027	x	0,1
2.	<i>Ceratoneis arcus</i>	350	0,00175	x-o	0,4
3.	<i>Cocconeis pediculus</i>	100	0,00026	b	1,75
4.	<i>Melosira varians</i>	125	0,0016	b	1,85
5.	<i>Synedra ulna</i>	20	0,0007	b	2,05
PYRRROPHYTA					
6.	<i>Cryptomonas curvata</i>	150	0,006	b	2
7.	<i>Ceratium hirundinella</i>	400	0,008	o	1,15
8.	<i>Euglena viridis</i>	25	0,00075	p-a	3,5
9.	<i>Trachelomonas hispida</i>	50	0,0017	b-a	2,5
CHLOROPHYTA					
Volvocales					
10.	<i>Eudorina elegans</i>	50	0,069	b	1,95
11.	<i>Volvox globator</i>	100	0,01	o-b	1,4
Clorococcales					
12.	<i>Hydrodictyon reticula</i>	100	0,004	b	1,3
CYANOPHYTA					
13.	<i>Aphanizomenon f.-aquae</i>	50	0,00008	b	1,7
Сумма		1970	0,10654		

Зоопланктон

№	Группа	N, экз/куб.м	B, мг/куб.м	s	S
ROTATORIA					
1.	<i>Brachionus sericus</i>	2100	0,63	o	1
2.	<i>Filinia longiseta</i>	200	0,04	o-b	1,5
3.	<i>Keratella cochlearis</i>	1900	0,285	b-o	1,55
4.	<i>Synchaeta pectinata</i>	800	0,32	b-o	1,65
5.	<i>Trichotria pocillum</i>	1000	0,15	o	1,1
CLADOCERA					
6.	<i>Alonopsis elongata</i>	1300	13	o	0,8
7.	<i>Ceriodaphnia affinis</i>	1000	15	o-b	1,5
8.	<i>Chydorus sphaericus</i>	800	52	b	1,75

9.	<i>Daphnia longispina</i>	600	30	o	0,8
10.	<i>Scapholeberis microcephala</i>	500	7,5	o	1
COPEPODA					
11.	<i>Acanthocyclops vernalis</i>	200	45	b	1,85
12.	<i>Cyclops furcifer</i>	900	160	0	1,2
13.	<i>Eucyclops serrulatus</i>	200	30	b	1,85
14.	<i>Mesocyclops leuckarti</i>	900	81	o	1,25
Сумма		12400	434,925		

Зообентос

№	Группа	N, ЭКЗ/КВ.М	B, МГ/КВ.М	s	S
OLIGOCHAETA					
1.	<i>Tubifex tubifex</i>	20	64	p	3,8
2.	<i>Limnodrillus hoffmeisteri</i>	60	414	p-a	3,60
3.	<i>Rhynchelmus vagensis</i>	20	40	x-o	0,4
MOLLUSCA					
Gastropoda					
4.	<i>Ancylus fluviatilis</i>	20	550	o-b	1,55
5.	<i>Radix peregra</i>	40	1200	b	2
Bivalvia					
6.	<i>Dreissena polymorpha</i>	180	5216	b-o	1,6
ARACHNIDAE					
7.	<i>Feltria minuta</i>	60	1800	x	0,2
INSECTA					
Ephemeroptera					
8.	<i>Baetis gemellus</i>	40	880	x	0,3
9.	<i>Chironophora krieghofii</i>	60	1710	x-o	0,4
Diptera					
10.	<i>Chironomus thummi</i>	40	320	p	3,65
11.	<i>Atherix idis</i>	60	108	o	1,15
Сумма		600	12302		

Примечание: N – численность, B – биомасса, s – зона сапробности, S – индивидуальное значение сапробности (по Sladecsek, 1973).

Таблица 12.

Численность и биомасса гидробионтов на станции 2.

Фитопланктон

№	Группа	N, кл/л	B, мг/л	s	S
DIATOMEAЕ					
1.	<i>Cycloptella meneghiniana</i>	50	0,0004	a-b	2,6
2.	<i>Melosira varians</i>	10	0,00013	b	1,85
3.	<i>Synedra ulna</i>	15	0,0021	b	2,05
СYANOPHYTA					
4.	<i>Aphanizomenon f.-aquae</i>	15	0,00002	b	1,7
5.	<i>Anabena affinis</i>	10	0,00008	b	2
6.	<i>Oscillatoria putrida</i>	200	0,0008	p	3,8
7.	<i>Spirulina jenneri</i>	150	0,0003	a-p	3,5
PYRROPHYTA					
8.	<i>Euglena viridis</i>	50	0,0015	p-a	3,5
Сумма		500	0,00533		

Зоопланктон

№	Группа	N, экз/куб.м	B, мг/куб.м	s	S
ROTATORIA					
1.	<i>Brachionus calyciflorus</i>	340	0,134	b	2,5
2.	<i>Brachionus rubens</i>	22300	72,475	a	3,25
3.	<i>Filinia longiseta</i>	1260	2,52	b	2,35
CLADOCERA					
4.	<i>Chydorus sphaericus</i>	100	0,065	b	1,75
COPEPODA					
5.	<i>Acanthocyclops vernalis</i>	160	7,2	b	1,85
6.	<i>Cyclops strenuus</i>	900	84	0	1,2
7.	<i>Eucyclops serrulatus</i>	200	10	b-a	2,25
Сумма		25260	176,394		

Зообентос

№	Группа	N, экз/кв.м	B, мг/кв.м	s	S
OLIGOCHAETA					
1.	<i>Tubifex tubifex</i>	11200	1848	p	3,8
2.	<i>Limnodrillus hoffmeisteri</i>	2400	324	p	3,60
INSECTA					
Diptera					

3.	<i>Chironomus thummi</i>	980	98	p	3,65
4.	<i>Atherix idis</i>	20	0,62	o	1,15
Сумма		14600	2270,62		

Примечание: N – численность, B – биомасса, s – зона сапробности, S – индивидуальное значение сапробности (по Sladecsek, 1973).

Таблица 13.

Численность и биомасса гидробионтов на станции 3.

Фитопланктон

№	Группа	N, кл/л	B, мг/л	s	S
DIATOMEAE					
1.	<i>Cocconeis pediculus</i>	500	0,0013	b	1,75
2.	<i>Fragillaria crotonensis</i>	250	0,003	o-b	1,4
3.	<i>Melosira varians</i>	1250	0,016	b	1,85
4.	<i>Synedra ulna</i>	50	0,007	b	2,05
СYANOPHYTA					
5.	<i>Aphanizomenon f.-aquae</i>	17500	0,028	b	1,7
6.	<i>Anabaena flos-aquae</i>	7500	0,018	b	2
7.	<i>Microcystis aeruginosa</i>	2500	0,001	b	1,75
8.	<i>Oscillatoria limnetica</i>	150	0,0006	o-b	1,4
9.	<i>Romeria elegans</i>	100	0,0002	o	1,25
PYRROPHYTA					
10.	<i>Cryptomonas curvata</i>	100	0,004	b	2
11.	<i>Ceratium hirundinella</i>	50	0,001	o	1,15
CHLOROPHYTA					
12.	<i>Eudorina elegans</i>	25	0,035	b	1,95
13.	<i>Coelastrum microporum</i>	25	0,0001	b	2
Сумма		30000	0,1152		

Зоопланктон

№	Группа	N, экз/куб.м	B, мг/куб.м	s	S
ROTATORIA					
1.	<i>Brachionus caliciflorus</i>	600	0,24	b-a	2,5
2.	<i>Brachionus rubens</i>	300	0,0975	a	3,25
3.	<i>Filinia longiseta</i>	7900	1,58	b	2,35
4.	<i>Synchaeta oblonga</i>	700	0,028	b	1,75
5.	<i>Synchaeta pectinata</i>	500	0,02	b-o	1,65
CLADOCERA					
6.	<i>Ceriodaphnia affinis</i>	100	0,15	o-b	1,5

7.	<i>Chydorus sphaericus</i>	200	0,13	b	1,75
8.	<i>Daphnia pulex</i>	300	231	a	2,8
9.	<i>Daphnia magna</i>	600	1143	a-p	3,4
COPEPODA					
10.	<i>Acanthocyclops vernalis</i>	18100	814,5	b	1,85
11.	<i>Cyclops strenuus</i>	800	80	b-a	2,25
12.	<i>Eucyclops serrulatus</i>	600	30	b	1,85
13.	<i>Macrocyclus albidus</i>	200	24	b	2
14.	<i>Megacyclus viridis</i>	300	22,5	b-o	1,65
Сумма		31200	2347,2455		

Зообентос

№	Группа	N, экз/кв.м	B, мг/кв.м	s	S
OLIGOCHAETA					
1.	<i>Tubifex tubifex</i>	5000	775	p	3,8
2.	<i>Limnodrillus hoffmeisteri</i>	5000	650	p-a	3,60
3.	<i>Stylodrillus heringianus</i>	1600	168	b-o	1,85
MOLLUSCA					
Gastropoda					
4.	<i>Ancylus fluviatilis</i>	1000	1250	o-b	1,55
5.	<i>Radix peregra</i>	2000	1450	b	2
Bivalvia					
6.	<i>Dreissena polymorpha</i>	600	900	b-o	1,6
INSECTA					
Diptera					
7.	<i>Atherix idis</i>	200	16	o	1,15
8.	<i>Chaoborus crystallinus</i>	300	15	b-a	2,25
9.	<i>Chironomus thummi</i>	3000	80	p	3,65
10.	<i>Prodiamesa praeson</i>	200	24	b-a	2,25
11.	<i>Simuliidae sp.</i>	100	16	o-b	1,15
Сумма		19000	5344		

Примечание: N – численность, B – биомасса, s – зона сапробности, S – индивидуальное значение сапробности (по Sladecsek, 1973).

Литература

Алимов А.Ф. Закономерности изменений структурных и функциональных характеристик сообществ гидробионтов//Гидробиологический журнал. - 1995. - т. 31, 5. - С. 3-11.

Алимов А.Ф. Элементы теории функционирования водных экосистем. – СПб.: Наука, 2000. – 147 с.

Андроникова И.Н. Изменения в сообществе зоопланктона в связи с процессом эвтрофирования//Эвтрофирование мезотрофного озера (по материалам многолетних наблюдений на оз. Красном). - Л., 1980. - С. 78-99.

Андроникова И.Н. Использование структурно-функциональных показателей зоопланктона в системе мониторинга// Гидробиологические исследования морских и пресных вод. - Л., 1988. - С. 47-53.

Андроникова И.Н. Структурно-функциональная организация зоопланктона озерных экосистем разных трофических уровней. Автореф дисс...д.б.н. - Л., 1989. - 39 с.

Андроникова И.Н. Классификация озер по уровню биологической продуктивности//Теоретические вопросы классификации озер. - С.- Петербург, 1993. - С. 51-72.

Баканов А. И. Использование зообентоса для мониторинга пресноводных водоемов (обзор)// Биология внутренних вод. 2000. № 1. С. 68-82.

Балушкина Е.В. Новый метод оценки качества вод по показателям зообентоса // Современные проблемы гидроэкологии: Тез. конф. СПб., 1995. С. 8-9.

Балушкина Е.В. Хирономиды как индикаторы степени загрязнения вод // Методы биологического анализа пресных вод. Л., ЗИН. 1976. С. 106-118.

Брагинский Л.П. Теоретические аспекты проблемы "нормы и патологии" в водной экотоксикологии//Теоретические вопросы водной токсикологии. - Л., 1981. - С. 29-40.

Винберг Г.Г., Алимов А.Ф., Балушкина Е.В., и др. Опыт применения разных систем биологической индикации загрязнения вод // Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям. Л., Гидрометеиздат. 1977. С. 124-131.

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

Галковская Г.А. Междисциплинарные отношения и проблемы устойчивости планктонных сообществ//Гидробиологический журнал. - 1995. - т. 31, 4. - С. 3-10.

Гольд З.М., Гольд В.М. ОБЩАЯ ГИДРОБИОЛОГИЯ: учебно-методическое пособие / – 2-е изд., перераб. – Красноярск: Сиб. федерал. ун-т, 2013. – 158 с.

Гореликова Н.М. Оценка качества воды Воткинского водохранилища по биологическим показателям // Биологическая продуктивность и качество воды Волги и ее водохранилищ. М., Наука. 1984. - С. 117-122.

ГОСТ 17.1.3.07–82 "Правилами контроля качества воды водоемов и водотоков"

Дмитриев В.В. Оценка экологического состояния водных объектов суши. Экология. Безопасность. Жизнь. Экологический опыт гражданских, общественных инициатив. Гатчина. с.200-217. 1999.

Китаев С.П. Экологические основы биопродуктивности озер разных природных зон. - М.: Наука, 1984. - 207 с.

Комаровский Ф.Я., Полищук Л.Р. Ртуть и другие тяжелые металлы в водной среде: миграции, накопление, токсичность для гидробионтов//Гидробиологический журнал. - 19, т. 17. - 5. - С. 71-83.

Константинов А.С. Общая гидробиология. – М.: Высш. шк., 1986. – 472 с.

Крючкова Н.М. Структура сообщества зоопланктона в водоемах разного типа//Продукционно-гидробиологические исследования водных экосистем. - Л., 1987. - С. 184-198.

Кутикова Л.А. Коловратки фауны СССР (Rotatoria). Подкласс Eurotatoria (отряды Ploimida, Monimotrochida, Paedotrochida). - Л.: Наука, 1970. - 744 с.

Кутикова Л.А. Коловратки речного планктона как показатели качества воды// Методы биологического анализа пресных вод. - Л., 1976. - С. 80-90.

Макрушин А.В. Биологический анализ качества вод. Л., ЗИН. 1974. 60 с.

Мануйлова Е.Ф. Ветвистоусые рачк (Cladocera) фауны СССР. – М.-Л.: Наука, 1964. – 327 с.

Методы биоиндикации и биотестирования природных вод. Л., Гидрометеиздат. 1989. Вып. 2. 277 с.

Пареле Э.А., Астапенко Е.Б. Тубифициды (Oligochaeta: Tubificidae) - индикаторы качества водоемов // Изв. АН Латв. ССР. 1975. № 9 (338). С. 44-46.

Поливанная М.Ф., Сергеева О.А. Об использовании организмов зоопланктона в биоиндикации качества воды//Гидробиологический журнал. - 1978, т. 14. - 3. - С. 48-53.

Попченко В.И. Использование олигохет в биоиндикации качества вод // Проблемы экологии Прибайкалья: Тез. докл. к 3 Всес. науч. Конф. Иркутск, 1988. Ч. 3. С. 77.

Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений. Л., Гидрометеиздат. 1983. 240 с.

Строганов Н.С. Теоретические аспекты действия пестицидов на водные организмы//Экспериментальная водная токсикология. - Рига, 1973. - С. 11-36.

Теоретические вопросы классификации озер. - Санкт-Петербург: Наука, 1993. - 185 с.

Финогенова Н.П., Алимов А.Ф. Оценка степени загрязнения вод по составу донных животных // Методы биологического анализа пресных вод. Л., ЗИН. 1976. С. 95-106.

Чуйков Ю.С. Задачи и принципы биологического анализа степени загрязнения водоемов//Гидробиологический журнал. - 1975, 5. - С. 111-116.

Чуйков Ю.С. Экологический анализ состава и структуры сообщества водных животных как метод биологической оценки качества вод//Экология. - 1978. - 5. - С. 53-57.

Яковлев В.А. Оценка качества поверхностных вод Кольского Севера по гидробиологическим показателям и данным биотестирования (практические рекомендации). Апатиты, 1988. - 27 с.

Hakkari L. Zooplankton species as indicators of environment. // Aqua fennica, - Helsinki, 1972. - p. 46-54

King D.L., Ball R.C. A quantitative biological measure of stream pollution // J. Water Pollut. Control Fed. 1964. V. 36. P. 650-653.

Sládeček V. System of water quality from the biological point of view // Ergebnisse der Limnol. 1973. H. 7. 218 S.

Whittaker R.H. Dominance and diversity in land plant communities. – Science, 1965. – Vol. 147. – 3655. – P. 250-260.

Woodiwiss F.S. The biological system of stream classification used by the Trent River Board // Chem. and Ind. 1964. V. 11. P. 443-447.

Zahner R. Organismen als Indicatoren fur den Gewasserzustand // Arch. Hyg. und Bacteriol. 1965. Bd 149. № 3/4. S. 243-256.