

Министерство науки и высшего образования Российской Федерации

---

ФЕДЕРАЛЬНОЕ ГОСУДАРСТВЕННОЕ БЮДЖЕТНОЕ ОБРАЗОВАТЕЛЬНОЕ УЧРЕЖДЕНИЕ  
ВЫСШЕГО ОБРАЗОВАНИЯ  
РОССИЙСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ  
ГИДРОМЕТЕОРОЛОГИЧЕСКИЙ УНИВЕРСИТЕТ

Зуева Н.В., Алексеев Д.К.,  
Куличенко А.Ю., Примак Е.А., Зуев Ю.А.,  
Воякина Е.Ю., Степанова А.Б.

# БИОИНДИКАЦИЯ И БИОТЕСТИРОВАНИЕ В ПРЕСНОВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ

Учебное пособие для высших учебных заведений

Санкт-Петербург  
РГГМУ  
2019

УДК 574.5.577.472  
ББК 28.082 20.18  
З 93

*Рецензенты:* Дмитриев В.В., д-р. геогр. наук, профессор кафедры гидрологии суши института наук о Земле СПбГУ; Скворцов В.В., д-р. биол. наук, профессор кафедры зоологии ф-та биологии РГПУ им. А.И. Герцена

*Утверждено Методической комиссией экологического факультета РГГМУ*

*Авторский коллектив:* Зуева Н.В., Алексеев Д.К., Куличенко А.Ю., Примак Е.А., Зуев Ю.А., Воякина Е.Ю., Степанова А.Б.

З 93 Биоиндикация и биотестирование в пресноводных экосистемах: учебное пособие для высших учебных заведений. – СПб.: РГГМУ, 2019. – 140 с.

В учебном пособии дается представление об основных особенностях и методах биологического мониторинга водных объектов: биоиндикации и биотестировании. Рассматриваются биоиндикаторные характеристики систем различного ранга; приводятся биоиндикационные и биотестовые методы. Особое внимание уделено техникам расчета биотических индексов для оценки состояния пресноводных экосистем по макрофитам и макрозообентосу.

УДК 574.5.577.472  
ББК 28.082 20.18

ISBN 978-5-86813-491-3

© Коллектив авторов, 2019  
© Российский государственный гидрометеорологический университет (РГГМУ), 2019

# Введение

Наиболее часто цитируемой и, в то же время, наиболее идеологически расплывчатой областью экологии является некоторая совокупность методов, называемая «биоиндикацией». Хотя истоки наблюдений за индикаторными свойствами биологических объектов можно найти в трудах естествоиспытателей самой глубокой древности, до сих пор отсутствует стройная теория и адекватные методы биоиндикации.

*В.К. Шитиков, Г.С. Розенберг, Т.Д. Зинченко  
«Количественная гидроэкология: методы системной идентификации»*

Качество природных вод в настоящее время формируется под действием разнородной антропогенной нагрузки. Функционирование промышленности, сельскохозяйственная деятельность, рост населения, процесс урбанизации – это очевидные причины антропогенного загрязнения природной среды, в том числе водных экосистем. Поэтому возникает необходимость получения достоверной информации о качестве окружающей среды. В настоящее время количество и качество информации не соответствует тому минимуму, который необходим для достижения точной количественной оценки влияния антропогенных факторов на окружающую среду (Шелутко, Урусова, 2015; Гальцова, Алексеев, 2010). Одна из проблем, требующих оперативного решения, заключается в выборе критериев оценивания или нормы состояния природной среды (Алексеев и др., 2008; Гальцова и др., 2009). В природоохранной практике очень долгое время преобладал так называемый антропоцентрический подход, который можно сформулировать следующим образом: что хорошо, для человека, то хорошо для природы. Данный принцип нашел наиболее широкое отражение в действующей системе нормативов качества среды, основанных на предельно-допустимых концентрациях (санитарно-гигиенические нормативы). Стоит отметить, что при всей волне критики, которая обрушивается на эту систему, она по-прежнему остается наиболее методически разработанной. Отчасти данную проблему призваны решать биологические методы, позволяющие, не прибегая к системе ПДК, получить интегральную оценку состояния окружающей среды вне зависимости от степени изученности антропогенного воздействия. Поэтому в настоящем пособии приводятся сведения об основных особенностях и методах биологического мониторинга водных объектов. Особое внимание уделено техникам расчета биотических индексов для оценки состояния пресноводных экосистем по макрофитам и макрозообентосу.

Стоит отметить, что будущее, на наш взгляд, за экологическими нормативами, учитывающими характерные свойства и региональные особенности природных объектов (Дмитриев, 1994). К последним разработкам можно отнести анализ эмерджентных свойств водных экосистем (продуктивность, устойчивость, экологическое благополучие и др.) на основе результатов имитационного моделирования и моделей интегрального оценивания (Дмитриев, 1994; 1995; 2000; Примак, 2009).

Исследования выполнялись при частичной поддержке грантом РФФИ, проект № 19-05-00683А.

## 1. Загрязнение водных объектов

Загрязнение (по Н.Ф. Реймерсу) – это привнесение в среду или возникновение в ней новых, не характерных для нее физических, химических, информационных или биологических агентов, или превышение в рассматриваемое время естественного среднесноголетнего уровня (в пределах его крайних колебаний) концентраций перечисленных агентов в среде, нередко приводящее к негативным последствиям.

Стоит отметить, что загрязнение может быть *природным* (естественным) в результате, например, вулканической активности, наводнений, процессов выветривания, выделения гидробионтами токсических веществ и т.п. Надо сказать, что спектр загрязняющих веществ биогенного происхождения разнообразен и необычайно широк. Водные организмы синтезируют разнообразные антибиотики, алкалоиды, галогенсодержащие соединения жирного и ароматического ряда. Также загрязнение может быть *антропогенным*, когда его причиной является хозяйственная деятельность человека.

Кроме того, можно выделить *первичное* загрязнение – попадание в среду загрязняющего вещества от источника. В водных объектах такое поступление может быть учтено, а его последствия – спрогнозированы. Другой тип загрязнения – *вторичное*. В водной среде оно возникает в результате внутриводоемных процессов, как следствие первичного загрязнения. Таким примером может быть цианобактериальное «цветение» из-за избыточного выноса соединений азота и фосфора в водоем в результате хозяйственной деятельности. В процессе развития «цветения» происходит выделение токсических веществ, опасных как для гидробионтов, так и для

человека. После отмирания цианобактерий начинается процесс деградации с поглощением кислорода, ухудшается кислородный режим, могут возникнуть заморные явления. Вторичное загрязнение более сложно поддается учету и исследованию.

По своей природе загрязнение может быть: *химическим, физическим (энергетическим), биологическим и механическим*. Биологическое загрязнение подразделяют на микробиологическое и биотическое. Под микробиологическим загрязнением понимают появление в экосистеме не характерных для нее бактерий, вирусов и др. Биотическое загрязнение – привнесение новых видов, обитавших ранее в других условиях. К физическим (энергетическим) загрязнениям среды относятся: шумовые, вибрационные, световые, тепловые, радиоактивные и электромагнитные. Химическое загрязнение, можно разделить на органическое и минеральное. К механическим загрязнениям относят нейтральные вещества, не вступающие в обычных условиях в химическую реакцию с элементами биосферы.

Стоит отметить, что помимо упомянутых, разработано достаточное количество классификаций загрязнения экологических систем. Они отличаются разной степенью детализированности. Примером может служить классификация загрязнений В.А. Королева и С.К. Николаева.

#### 1. Ингредиентное (химическое):

- минеральное:
  - продукты сгорания ископаемого топлива;
  - отходы химических производств;
  - шахтовые отвалы и терриконы;
  - отходы металлургии;
  - прочие;
- органическое:
  - бытовые стоки и мусор;
  - микробиологические препараты;
  - отходы пищевой промышленности;
  - отходы животноводческих ферм;
  - прочие;
- смешанное:
  - продукты сгорания;
  - ядохимикаты и удобрения;
  - аварийные сбросы в акваториях;
  - нефтедобыча и нефтепереработка;
  - прочие.

2. Параметрическое:
  - шумовое;
  - тепловое;
  - световое;
  - радиационное;
  - электромагнитное.
3. Биоценоотическое:
  - комплексный фактор беспокойства;
  - нарушение баланса популяции;
  - случайная и направленная интродукция и акклиматизация видов;
  - нерегулируемый сбор, отлов, отстрел, браконьерство;
  - перепромысел.
4. Стациально-деструктивное:
  - вырубка лесных насаждений;
  - эрозия почв;
  - зарегулирование водотоков;
  - осушение земель;
  - карьерная разработка ископаемых;
  - урбанизация;
  - дорожное строительство;
  - лесные и степные пожары;
  - прочие формы, связанные с разрушением и преобразованием экосистем.

## **Источники и виды загрязнения поверхностных вод суши**

Интенсивное развитие промышленности, сельского хозяйства, рост населения служат причиной антропогенного загрязнения водоемов, так как в них сбрасываются индустриальные, сельскохозяйственные и бытовые стоки. В настоящее время воздействие человека на природу стало сравнимо со стихийными явлениями. Так, реки за десятилетия искусственно преобразуются больше, чем их меняют естественные процессы за десятки и даже сотни тысяч лет.

Основными источниками загрязнения водоемов являются:

- промышленные бытовые сточные воды;
- дренажные воды с орошаемых земель;
- сточные воды животноводческих комплексов;
- организованный (ливневая канализация) сток;

- неорганизованный поверхностный сток с территорий населенных пунктов, промышленных площадок и сельскохозяйственных полей;

- молевой лесосплав;
- водный транспорт;
- твердый сток с эродированных земель;
- глобальный перенос.

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

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

2) загрязнение воды разлагающимися органическими веществами, которые, поглощая кислород воды, губительно действуют на рыбные запасы, обуславливают появление неприятных запахов и ухудшают эстетические условия – накопление продуктов неполного распада органических веществ (фенолы и т.п.). Такие вещества (если их содержание не достигает слишком высокой концентрации) разрушаются вследствие самоочищения водоемов;

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

4) органическими солями, но в отличие от вышеуказанных веществ обладают свойствами усиливать рост макрофитов и вызывать «цветение» водоемов. В процессе фотосинтеза они превращаются в органические вещества, способные осажаться на дне озера.

В настоящее время, загрязнение водоемов токсическими веществами является главным, как по масштабам распространения, так и по силе воздействия на гидробионтов. Такие загрязнения представляют опасность и для человека, который употребляет в пищу водные организмы, содержащие повышенные концентрации тяжелых металлов (ртуть, свинец и др.), пестицидов (ДДТ и др.), радиоактивных и других веществ. Источники токсического загрязнения вод различны. Водоемы аккумулируют токсические вещества, первоначально находившиеся на суше и в воздухе. Поступают они также с бытовыми и промышленными стоками. Из органических веществ большой токсичностью отличаются пестициды, которые широко применяются как в сельском, так и в лесном хозяйстве, в борьбе с кровососущими двукрылыми и переносчиками опасных инфекций, с зарастанием мелиоративных систем и водоемов и в других отраслях народного хозяйства.

В последние годы во многих странах наблюдается тенденция к увеличению использования гербицидов по сравнению с другими группами пестицидов. При обработке пестицидами лесных и сельскохозяйственных угодий с помощью авиации от 25 до 75 % этих препаратов разносится ветром на огромные расстояния, в сотни и тысячи километров. Среди применяемых пестицидов преобладают чрезвычайно стойкие хлорорганические соединения (ДДТ, ГХЦГ и др.), аккумулирующиеся в тканях организмов. Весьма вредны для гидробионтов синтетические моющие средства – детергенты. Они подобно пестицидам отличаются большой биохимической стойкостью.

К числу важных органических токсикантов относится нефть и нефтепродукты. Часто действие других загрязнителей проявляется сильнее на фоне нефтяных загрязнений. Нефть представляет собой многокомпонентное соединение, причем токсичность одних компонентов существенно отличается от токсичности других. Ряд нефтяных фракций, особенно высококипящих, обладает ярко выраженными канцерогенными свойствами. Нефтепродукты отличаются исключительной стойкостью, и лишь немногие микроорганизмы способны их разрушать.

Из минеральных соединений наиболее токсичные для гидробионтов представляются соединения ртути, мышьяка, свинца, меди, цинка и др. Основное поступление металлов в водную среду происходит через атмосферу и осадки. Например, в районе Чикаго за год выбрасывается в атмосферу 2,2 тыс. т свинца, 44 т мышьяка, 86 тыс. т железа и тысячи тонн других металлов. Богаты металлами стоки рудников, различных промышленных производств, бытовые сточные воды. Соединения металлов способны сохранять свою токсичность практически бесконечно. Чрезвычайную опасность, прежде всего для человека, представляет поступление в водоемы радионуклидов вместе с отходами атомных судов, электростанций, некоторых производств.

Наконец, одной из своеобразных форм загрязнения водоемов является термальное загрязнение в результате сброса в водоемы нагретых вод, прошедших через системы водяного охлаждения тепловых и атомных электростанций и промышленных предприятий. Расход воды для систем охлаждения очень велик. В США для этих целей используется 4 млн м<sup>3</sup> пресной и морской воды в минуту. Обычно температура сбрасываемых электростанциями и промышленными предприятиями нагретых вод на 5–13 °С выше, чем природных, а в некоторых случаях она может превышать последнюю



даже на 14–24 °С. Иными словами, сброс в водоемы нагретых вод приводит к существенному изменению термического режима на значительных по площади акваториях, уменьшению их насыщенности кислородом, смещению гидрологических сезонов. Изменяется также характер циркуляции вод, нередко увеличивается интенсивность осадкообразования и заиления.

**Нефть.** Загрязнение водоемов нефтью и различными продуктами ее переработки (бензин, керосин, соляровое масло, мазут и др.) происходит, главным образом, при транспортировке жидкого топлива и повреждениях нефтепроводов, работе флота, в результате сбросов стоков нефтеперерабатывающих предприятий, смыва нефтепродуктов, загрязняющих сушу.

Особую форму нефтяного загрязнения представляют мелкие комочки, в огромном количестве плавающие в толще воды. Комочки становятся субстратом, на котором обильно поселяются бактерии, простейшие и другие организмы, образующие своеобразное перифитонное сообщество. Образуя на поверхности воды пленку, нефть нарушает дыхание гидробионтов, так как препятствует проникновению кислорода в толщу воды. Растворяющиеся в воде фракции нефти остро токсичны для подавляющего большинства гидробионтов. Опускающиеся на дно тяжелые фракции склеивают частицы грунта. При сильном загрязнении образуются зоны, практически лишенные жизни, если не считать развивающихся здесь в большом количестве нефтеокисляющих бактерий.

Нефть оказывает токсическое действие на фитопланктон в концентрациях  $10^{-3}$ – $10^{-8}$  мг/дм<sup>3</sup> (замедление или прекращение деления клеток, снижение первичной продукции). Низшие ракообразные начинают гибнуть при концентрации нефти и ее продуктов около  $10^{-6}$  мг/дм<sup>3</sup>, такова же степень устойчивости икры рыб. Личинки рыб примерно на порядок устойчивее икры, взрослые рыбы выдерживают еще более высокие концентрации. Сравнительно устойчивы к нефтяному загрязнению многие донные животные, выдерживающие концентрации до  $10^{-3}$ – $10^{-4}$  мг/дм<sup>3</sup>. Двустворчатые моллюски, фильтруя воду, освобождают ее от эмульгированной нефти, переводя последнюю в комочки псевдофекалий. Донные растения выдерживают концентрации нефти  $10^{-5}$ – $10^{-4}$  мг/дм<sup>3</sup>. Примерно та же устойчивость к нефтяному загрязнению у простейших, выносящих концентрации порядка  $10^{-5}$  мг/дм<sup>3</sup>.

Острая токсичность нефти и ее продуктов связана с тем, что углеводороды легко смачивают поверхность гидробионтов и,

проникая внутрь, растворяют липоидные фракции клеточных оболочек и мембран, разрушают их, изменяют их проницаемость. Разрушая липопротеидные комплексы, входящие в состав клеток, углеводороды изменяют физико-химическое состояние цитоплазмы и нарушают упорядоченность биохимических процессов. Имеются данные о резком воздействии нефти и ее продуктов на генетический аппарат гидробионтов, в частности на содержание в клетках ДНК и РНК. Уменьшение содержания ДНК и РНК у большинства водорослей, вероятно, связано с подавлением биосинтеза нуклеиновых кислот. Влияние нефтяного загрязнения на содержание ДНК и РНК отмечено и для беспозвоночных.

**Пестициды.** К пестицидам относят многие тысячи химических препаратов, синтезированных для борьбы с вредными животными и растениями. По химическому составу различают хлорорганические (ДДТ, гексахлоран и др.) и фосфорорганические (метафос, хлорофос, карбофос) пестициды. Первые малорастворимы в воде и хорошо в жирах, липидах, восках и потому накапливаются в жировой ткани, печени, почках и мозге водных животных. Период полураспада этих пестицидов более 10 лет. Попав в организм, они долго удерживаются в нем. Фосфорорганические пестициды в организмах не накапливаются, быстро разлагаясь под действием внутриклеточных ферментов.

Пестициды попадают в водоемы с поверхностным стоком, из атмосферы. Пестициды, главным образом хлорорганические, обнаружены у гидробионтов почти всех исследованных водоемов, как морских, так и пресных. Среднее содержание пестицидов в пелагиали морей достигает 10–20 нг/дм<sup>3</sup>. Заметно выше оно в континентальных водоемах. Из отдельных пестицидов особенно опасны хлорорганические соединения из-за их устойчивости и разнообразных эффектов воздействия (токсический, мутагенный, канцерогенный).

Фотосинтез фитопланктона угнетается на 75–95 % при концентрации хлорорганических соединений 1–10 мкг/дм<sup>3</sup>, для зоопланктона они токсичны в дозах порядка 10 мкг/дм<sup>3</sup>. Хлорорганические пестициды хорошо растворяются в нефти и ее продуктах, загрязняя воду, вследствие чего становятся еще более опасными. Заметно токсичнее хлорорганических фосфорорганические пестициды. Например, ветвистоусые рачки полностью погибают после суточного содержания в воде с концентрацией байтекса, дихлорофоса, карбофоса и метилнитрофоса соответственно 0,1; 0,1; 100 и 500 мкг/дм<sup>3</sup>.

Внутри организмов пестициды в основном попадают через истонченные поверхности, в частности через жабры и другие органы дыхания. Механизм действия различных пестицидов в зависимости от их химической природы крайне многообразен: угнетение фотосинтеза растений и дыхания животных в результате блокирования реакций с переносом электронов, нарушение обмена через мембраны, ингибирование синтеза белка и хитина, нарушение функций нервной системы.

**Тяжелые металлы и другие вещества.** Термин «тяжелые металлы» вошел в научный лексикон в конце 1960-х гг., и сейчас воспринимается как синоним понятия «токсичные металлы», однако многие из причисляемых к этой группе элементов жизненно необходимы (эссенциальны) для живых организмов (Исидоров, 1999). Обсуждая проблему влияния соединений металлов на функционирование живых организмов, Д.А. Леменовский (1997) указывает на три важнейших обстоятельства:

1) целый ряд металлов (Na, K, Mg, Ca, V, Cr, Mo, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn) включен в различные процессы метаболизма, эти металлы являются жизненно важными для живых организмов;

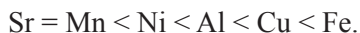
2) много абиологичных металлов в виде строго конкретных соединений нашли применение в медицине и биологии в качестве лекарственных и диагностических средств;

3) некоторые металлы, будучи крайне нежелательными для организмов, проникают туда из естественных природных источников, прежде всего с водой и пищей, а также в результате промышленного загрязнения окружающей среды.

Группа тяжелых металлов (ТМ) занимает прочное место в списке приоритетных загрязнителей природной среды. Наряду с некоторыми другими неорганическими загрязняющими веществами, такими, как озон, оксиды серы, оксиды азота и т.д., ТМ относятся к классу неспецифических веществ, то есть присутствующих в «норме» практически во всех компонентах незагрязненных (фоновых) природных экосистем. Содержание различных химических элементов в тканях гидробионтов оказывается параметром, более чувствительным к антропогенным воздействиям, нежели другие функциональные и структурные параметры водной экосистемы (биомасса, видовое разнообразие, численность и т.п.)

Транспорт металлов в живые клетки осуществляется двумя основными путями: во-первых, через ионофорные каналы (ионофорные трубки), взаимодействуя с атомами кислорода полиэфирной

стенки канала, катион, как по «рельсам», может попасть внутрь клетки и, во-вторых, путем просачивания сквозь мембрану клетки в виде прочных гидрофобных липорастворимых комплексов. В частности, например, так проникает внутрь клетки диметилртуть – неполярная молекула которой имеет гидрофобные металльные группы и благодаря этому просачивается сквозь мембрану клетки. Клеточные мембраны при этом меняют свою проницаемость (эффект Арнд-Шульца), что очень важно как для импорта жизненно важных для организма веществ, так и для экспорта в среду продуктов клеточного метаболизма. Все основные типы биологических молекул, входящие в состав клетки, являются лигандами для ионов металлов, образующими в зависимости от природы металла комплексы различной прочности. Это приводит к неравномерному распределению металлов в тканях организмов и к конкурентному их связыванию биологическими лигандами клеток. Наиболее сильное взаимодействие «металл–лиганд» отмечено для Fe и Си, очень сильное – у переходных металлов, сильное – у Zn и Ni, среднее – у Mg и Са, очень слабое – у Na и К. Для связывания 50 % суммарной концентрации металлов необходимо содержание органического вещества 15 мг/дм<sup>3</sup>. Способность к комплексообразованию с лигандами в поверхностных водах Кольского Севера исследовалась Т.И. Моисеенко и соавторами (1996). Ими получен следующий ряд комплексообразования металлов с лигандами:



Дефицит органических лигандов приводит, по их мнению, к конкурентному связыванию металлов с лигандами, причем повышение концентраций растворимых форм элемента будет уменьшать степень закомплексованности металлов, находящихся в ряду левее. Из этого следует, что повышение содержания растворенного в воде Fe будет усиливать токсичность Ni, Al и, в меньшей степени, Cu.

Среди тяжелых металлов наибольшую роль в загрязнении водоемов играют ртуть, свинец, олово, кадмий, хром, медь, цинк. Попадают они в водоемы с промышленными стоками, из атмосферы. Токсичность отдельных соединений сильно различается и неодинакова для разных гидробионтов. В организм водных животных металлы попадают в основном с пищей; меньшее значение имеет непосредственное проникновение через поверхность тела – путь, характерный для водных растений. Токсичность металлов зависит не только от их концентрации и продолжительности действия. Опасность тяжелых металлов как загрязнителей усугубляется тем,

что они устойчивы к разрушению в течение многих лет, быстро накапливаются в гидробионтах и, обладая в сульфидной форме большой стабильностью, очень медленно выводятся из организмов.

Существенное экологическое значение для гидробионтов имеет загрязнение водоемов детергентами – синтетическими поверхностно-активными веществами (СПАВ), антисептиками, фенолами, солями серной и других кислот, отходами деревообрабатывающей, целлюлозной и бумажной промышленности, химических и металлургических предприятий и многими другими веществами. У водорослей СПАВ в сублетальных концентрациях нарушают подвижность половых клеток и спорообразование. Большие количества детергентов попадают в водоемы с промышленными и бытовыми стоками, при обработке (эмульгировании) нефтяных скоплений в водоемах.

**Антропогенная эвтрофикация.** Азот и фосфор являются ключевыми элементами для первичных продуцентов: фитопланктона, макрофитов. Под антропогенной эвтрофикацией (антропогенным эвтрофированием) понимается повышение уровня трофии водоемов (связанное с деятельностью человека), возникающее при избыточном поступлении в них биогенов (азота и фосфора) и сопровождающееся характерными изменениями водных экосистем. Наиболее существенные из них — ухудшение кислородного режима, возникновение и усиление контрастности послонного распределения биохимических процессов с обособлением верхней трофогенной зоны и глубинной трофолитической. Соответствующим образом распределяются окислительно-восстановительные условия и наиболее связанные с химическими реакциями концентрации кислорода, карбонатов, водородных ионов, биогенных элементов. В результате антропогенной эвтрофикации повышается скорость новообразования органического вещества. Продукция преобладает над деструкцией, биомасса экосистем резко возрастает, видовое разнообразие постепенно уменьшается.

## **Влияние загрязнений на жизнедеятельность гидробионтов**

Многообразие гидробионтов определяет и разнообразный характер воздействия одних и тех же веществ на различные организмы. Под воздействием ядовитых веществ промышленных, сельскохозяйственных и бытовых стоков в различных функциональных

системах гидробионтов – дыхании, кровообращении, питании и др. – происходят патологические сдвиги, что рано или поздно приводит к необратимым изменениям метаболизма и в итоге вызывает их гибель. На различные виды гидробионтов один и тот же токсикант может оказывать как стимулирующий, так и угнетающий эффект: одни виды угнетаются или гибнут, другие, напротив, увеличивают свою численность, наконец, некоторые виды на какое-то время остаются безразличными к его действию. Реакция гидробионтов на воздействие токсических веществ зависит от его концентрации и продолжительности воздействия.

Значение многих химических веществ определяется не только их токсичностью для тех или других видов гидробионтов, но и их прямым или косвенным влиянием на протекание процессов, поддерживающих биологическое равновесие водоема. Например, детергенты опасны не только тем, что образующиеся при их гидролизе фосфаты токсичны для рыб и беспозвоночных, а и тем, что они стимулируют рост микроорганизмов, образующих ростовые вещества, которые в свою очередь стимулируют размножение некоторых групп организмов, что ведет к эвтрофикации водоемов.

Опасность действия пестицидов определяется не только степенью их токсичности для животных, но и угнетающим влиянием на фотосинтез фитопланктона. Многие токсиканты, в частности пестициды, опасны даже в очень малых количествах, и при длительном действии они подрывают воспроизводство гидробионтов. В большинстве случаев бактерии, грибы и водоросли менее чувствительны к токсическим веществам, чем беспозвоночные и рыбы, при этом разница в степени чувствительности может достигать многих десятков тысяч раз.

Природные сообщества многокомпонентны, поэтому чувствительность их членов к тому или другому токсиканту различна. Если чувствительным к ядовитому веществу оказывается доминантный вид, то его исчезновение или значительное уменьшение численности приведет к резкому изменению межвидовых отношений. Исчезновение же малочисленного вида не окажет заметного влияния на структуру сообщества, и оно сохранит свою стабильность.

С целью охраны водоемов от загрязнения разработаны предельно допустимые концентрации (ПДК) веществ, ухудшающих качество воды. За ПДК принимается та максимальная концентрация вещества, при которой не нарушаются такие показатели, как процессы деструкции органического вещества, органолептические

свойства воды, жизнедеятельность основных групп гидробионтов (выживаемость, рост, размножение, плодовитость и качество потомства). В число основных показателей включено и влияние загрязнения на качество промысловых организмов – биологическая и хозяйственная норма, разработанная Н.С. Строгановым в 1976 г. Таким образом, ПДК обеспечивает сохранность нормального хода биологических процессов в водоемах. ПДК для различных загрязняющих веществ определяется на основе длительных опытов. Для этого среди организмов отбирают виды, наиболее чувствительные к большинству загрязняющих веществ. Особенно большую роль приобретают физиолого-биохимические методы, которым присуща высокая разрешающая способность.

## **Методы определения загрязнения водоемов**

Для определения степени загрязненности водоема, а также при оценке качества воды, употребляемой для различных целей, применяют физико-химические и биологические методы. Каждая группа методов обладает своими преимуществами и недостатками. Нельзя отдать предпочтение одной из них, поэтому наиболее оправдано их совместное применение. В таком случае говорится о комплексном подходе который в настоящее время внедрен в системе единой государственной службы экологического мониторинга (ЕГСЭМ).

Нужно отметить, что в Российской Федерации пока сохраняется доминирование физических и химических методов мониторинга окружающей среды. Однако, закономерной и общемировой тенденцией является активное развитие биологических методов контроля. Так, согласно Водно-Рамочной Директиве Европейского Союза (2000) именно биологические методы признаются основой контроля за состоянием водных экосистем. В.П. Семерной (2002) упоминает, что выдающийся российский гидробиолог Г.Г. Винберг придавал биологическим методам решающую роль в оценке последствий загрязнения по степени нарушенности водной экосистемы.

Химические методы оценки хорошо разработаны и точны. Они дают довольно полное представление о количестве определяемых веществ, растворенных и взвешенных в воде, как органических, так и минеральных. Очевидна недостаточность применения одних лишь гидрохимических методов, которые позволяют установить концентрации в воде только четкого перечня определяемых программой исследования компонентов. Следовательно в оценку



не будут включены неопределенные соединения, и не будет учтен эффект суммарного воздействия различных компонентов. Кроме того, сама по себе гидрохимическая оценка состояния вод на основе системы предельно-допустимых концентраций (ПДК) вредных (загрязняющих) веществ несовершенна. Это связано с тем, что концепция ПДК предусматривает оценку изолированного воздействия химических веществ на живые организмы, в то время как в реальных условиях влияние на них оказывают многокомпонентные смеси веществ. Введенные ПДК едины для использования в рамках всей Российской Федерации, и не учитывают региональные геохимические условия территории.

Биологические методы основаны на поведенческих, физиологических и биохимических реакциях организмов на тот или иной вид загрязнения.

Применение биотестирования имеет ряд преимуществ перед физико-химическим анализом, средствами которого часто не удается обнаружить неустойчивые соединения или количественно определить ультрамалые концентрации экотоксикантов. Биотестирование дает возможность быстрого получения интегральной оценки токсичности, что делает очень привлекательным его применение при скрининговых исследованиях.

Биоиндикация позволяет обнаружить воздействия на водоем, предшествующие времени анализа, последствия разового или прерывистого загрязнения, тогда как результаты физико-химического метода относятся лишь к моменту взятия проб. Состав же водных сообществ характеризует качество среды за длительное время. При этом разные группы организмов представляют собой как бы регистрирующие аппараты неодинаковой степени чувствительности. Многие биоиндикационные техники были разработаны применительно к водным объектам, загрязняемым органическими бытовыми и сельскохозяйственными стоками. В случае загрязнения водоема промышленными стоками они неприменимы. Кроме того, недостатком биоиндикации часто является необходимость детальной обработки проб гидробионтов, что требует времени и квалифицированных специалистов по систематике водной флоры и фауны. Однако данные о видовом составе и количественном развитии гидробионтов позволяют судить не только о степени и продолжительности загрязнения водоема, но и о его способности к самоочищению.

К сожалению, в настоящее время нет единой общепринятой системы биологического анализа. Таким образом, необходимо



совместно с гидрохимическими использовать биологические методы оценки. Они позволяют охарактеризовать водный объект по совокупности действия всех веществ и предсказывать изменения, ожидающие биоту при данном уровне загрязнения.

## **История**

Наблюдения за химическим составом природных вод в нашей стране стали выполняться в системе Гидрометеослужбы СССР с 1936 г. В 1950 г. были введены первые ПДК загрязняющих веществ, в настоящее время для водной среды их уже более 1900. Начиная с 1964 г. сеть приступила к наблюдениям за состоянием качества поверхностных вод. В настоящее время декларируется комплексность наблюдений, заключающаяся в согласованной программе работ по гидрохимии, гидрологии и гидробиологии.

Система биологического мониторинга для поверхностных вод (гидробиологический мониторинг) разработана, пожалуй, лучше чем для других сред. Однако даже в этой области биологический мониторинг существенно отстает от мониторинга абиотических характеристик среды как по методологическому, методическому и нормативному обеспечению, так и по количеству наблюдений. Так, М.А. Пашкевич и В.Ф. Шуйским (2002) указывается, что наблюдениями за загрязнением поверхностных вод суши по гидрохимическим показателям охвачены 1166 водных объектов. Отбор проб ведется на 1699 пунктах (2342 створа) по физическим и химическим показателям с одновременным определением гидрологических показателей. В то же время, наблюдения за загрязнением поверхностных вод суши по гидробиологическим показателям производятся лишь в пяти гидрографических районах на 81 водном объекте (по 170 створам), причем программа наблюдений включает от двух до шести показателей.

Тем не менее, гидробиологические методы оценки качества вод имеют длительную историю. Так, в 1850 г. в Лондоне была опубликована монография Хессела в которой автор давал оценку качества воды по организмам фитопланктона и зоопланктона. Затем, в 1875 г. выходит работа Фердинанда Кона, в которой была обнаружена зависимость видового состав гидробионтов от химического состава вод и, прежде всего, от растворенных в воде органических веществ. Следующей вехой развития гидробиологических методов стали исследования Меца, который в 1898 г. предложил списки гидробионтов-антагонистов, встречающихся только в исключительно или

в сильно загрязненных водах, а также списки «промежуточных» форм, характеризующих различные уровни загрязнения. Санитарно-экологическая характеристика многих гидробионтов, данная Мецем, вполне соответствует современной классификации гидробионтов-индикаторов сапробности. В дальнейшем шло накопление данных и систематизация сапробных комплексов гидробионтов.

Классическая система показательных организмов была создана ботаником Р. Кольквитцем и зоологом М. Марссоном. В статье, опубликованной в 1902 г. и содержащей подробное изложение вопроса о гидробиологическом анализе воды, эти авторы предложили дать установленным Мецем двум основным группам показательных организмов-антагонистов название **сапробионты** (от греч. *sapros* – гнилой) для обитателей сточных вод и **катаробионты** (от греч. *katharos* – чистый) для организмов, населяющих исключительно чистые воды. Под сапробностью авторы системы понимали способность организмов развиваться при большем или меньшем содержании в воде органических загрязнений. В 1908 г. Кольквитц и Марссон опубликовали список показательных растительных организмов, а в следующем году – список видов-индикаторов животных организмов.

Работа над составлением списков видов-индикаторов сапробности на этом не остановилась, ее вели как российские, так и зарубежные ученые. Большой вклад в дальнейшее развитие и обоснование системы сапробности внесли ученые Г.И. Долгов, Я.Я. Никитинский, А.С. Разумов, Н.С. Строганов. Существенные уточнения списков провели М. Зелинка и П. Марван (Zelinka, Marvan, 1961), М. Зелинка и В. Сладечек (Zelinka, Sladecsek, 1964), В. Сладечек (Sladecsek, 1969, 1973), А.В. Макрушин (1974). Работа по определению индикаторной значимости организмов в системе сапробности ведется и по сей день.

Можно сказать, что в настоящее время именно система индикаторов сапробности вод – старейший среди гидробиологических методов, специально разработанных для оценки качества воды, занимает в нашей стране центральное место.

## 2. Биоиндикация

Биоиндикация (bioindication) – оценка состояния объектов окружающей среды по состоянию биоты. Можно также дать следующее широкое определение (Криволицкий и др., 1988): биоиндикация – это определение биологически значимых нагрузок на основе реакций на них живых организмов и их сообществ. Узкое определение биологической индикации воды сформулировано в ГОСТ (27065-86. Качество вод. Термины и определения). Это оценка качества воды по наличию водных организмов, являющихся индикаторами ее загрязненности.

Согласно В.К. Шитикову с соавторами (2003) биоиндикацию можно определить как совокупность методов и критериев, предназначенных для поиска информативных компонентов экосистем, которые могли бы: адекватно отражать уровень воздействия среды, включая комплексный характер загрязнения с учетом явлений синергизма действующих факторов; диагностировать ранние нарушения в наиболее чувствительных компонентах биотических сообществ и оценивать их значимость для всей экосистемы в ближайшем и отдаленном будущем.

Биоиндикаторы – организмы или их сообщества, наличие, состояние или поведение которых служит показателем протекания в окружающей среде каких-либо процессов или присутствия определенных загрязняющих веществ.

Существуют различные формы биоиндикации: *неспецифическая* и *специфическая*. В первом случае одинаковые реакции вызываются различными антропогенными факторами, При специфической биоиндикации те или иные изменения можно связать только с одним фактором; *прямая* и *косвенная* биоиндикация. Если антропогенный фактор действует непосредственно на биологический объект, биоиндикация является прямой. Часто состояние биологического объекта изменяется под влиянием других непосредственно затронутых биологических объектов, то есть воздействие осуществляется опосредованно. Такая биоиндикация называется косвенной.

Биоиндикаторы могут быть *положительными* и *отрицательными*. Положительные биоиндикаторы характеризуются увеличением реакции (количественных характеристик) при нарастании стресса и наоборот. Примером отрицательного индикатора на загрязнение поверхностных вод служит уменьшение видового разнообразия водных сообществ. Положительным индикатором будет

являться увеличение концентрации поллютантов в биомассе с увеличением их содержания в водной среде.

В биоиндикации могут использоваться показатели биосистем разных уровней организации: суборганизменных, организменных и надорганизменных, т. е. от клетки до экосистемы. Считается, что чем ниже уровень системы, используемой в качестве биоиндикатора, тем более частными могут быть выводы о действиях факторов среды.

С повышением уровня организации живых организмов усложняются их взаимосвязи с факторами среды. При этом биоиндикация на низших уровнях включается в биоиндикацию на высших. На низших уровнях организации живой материи преобладают прямые и чаще специфические формы биоиндикации, связанные с воздействием одного определенного фактора. На высших доминирует косвенная биоиндикация, связанная с целым комплексом факторов.

По сути, биоиндикация водного объекта может проводиться по всем группам организмов его населяющим: бактерио-, фито-, зоопланктону, зообентосу, перифитону, макрофитам, рыбам и т.д. Вопрос лишь в разработанности методов для той или иной группы организмов.

Правильный выбор индикатора чрезвычайно важен. Считается, что при биоиндикации загрязнений оптимальным будет индикатор показывающий тесную линейную связь (высокий по модулю коэффициент корреляции) между уровнем загрязняющего вещества и реакцией организма (или его аккумуляцией). Использование некоторых структурных и функциональных характеристик указанных сообществ (особенно фито-, зоо- и бактериопланктона и бентоса) для оценки качества водной среды (наряду с абиотическими показателями) является уже традиционным и закреплено в ГОСТ и РД.

Существует набор требований к биоиндикаторам, и он довольно обширен. Пример такого ряда требований, предъявляемый к биологическим индикаторам фоновых уровней загрязнения следующий (Степанов, 1988).

*1. Широкий ареал.* Эндемические (местные) виды и даже виды с узким ареалом не обеспечивают охвата всего разнообразия физико-географических и других условий достаточно крупных регионов (однако такие виды могут быть использованы при определении регионального фона загрязняющих компонентов и сдвигов в специфических для региона экосистемах).

*2. Эвритопность.* Виды, связанные с определенными стадиями сукцессии, не подходят для биоиндикационных исследований.

С другой стороны, при работе с высоко эврипотными видами следует учитывать стадии сукцессии, на которых осуществляются наблюдения. В противном случае могут быть ошибки в интерпретации результатов.

3. *Оседлость*. Популяция будет адекватно отражать степень антропогенного воздействия (в том числе уровень загрязнения), если она постоянно находится в определенном регионе и на всех стадиях жизненного цикла контактирует с загрязняющими компонентами.

4. *Антисинантропность*. Виды-индикаторы должны принадлежать к естественным и должны быть не связаны с человеком. Синантропные виды, которые питаются возле населенных пунктов, не могут характеризовать загрязненность исследуемого региона и, с другой стороны, не отражают степень адаптации природных группировок к загрязнению.

5. *Индикационная пластичность вида*. Наиболее удобным для биоиндикации загрязнений является вид, сочетающий чувствительность (которая проявляется в регистрируемых изменениях, состава тканей, метаболизма или поведения в ответ на экспозицию небольших количеств экотоксиканта) и толерантность, то есть способность функционировать при попадании значительных доз загрязняющих компонентов. При других равнозначных условиях предпочтение следует отдавать организмам с коротким жизненным циклом, накопления экотоксикантов в которых отражает их содержание в окружающей среде в определенный момент.

6. *Достаточная масса пробы*. Для получения весомых и пригодных для сопоставления с определенными в других регионах (или в другое время) результатов приходится отбирать достаточно большие пробы. Это требование ограничивает выбор индикаторов теми видами, численность и биомасса которых в пределах исследуемого района достаточно высока. Существенным является отсутствие сильных колебаний численности особей выбранного вида, что позволяет проводить исследования в течение нескольких лет.

7. *Простота получения и учета*. Первое из этих требований может оказаться особенно важным при организации широких исследований, которые охватывают многие районы. Учет таких показателей, как численность, биомасса, половозрастная структура популяций и т.д., необходим для биоиндикации состояния экосистем. Однако такой учет бывает также очень полезным при индикации уровня загрязненности, который часто коррелирует с перечисленными показателями. Поэтому для развития биоиндикационных

методов и их унификации большое значение имеет создание стандартных методик учета.

8. *Изученность видов и внутривидовых таксонов.* Легкость определения упрощает процедуру отбора и предотвращает появление неопределенности, связанной с межвидовыми различиями метаболизма. Требование изученности касается не только морфологии, таксономии и экологии видов, но также их способности накапливать экотоксиканты.

Как указывает А.И. Баканов (2000), найти какой-либо организм или группу организмов, удовлетворяющих всем требованиям, не представляется возможным, поэтому для мониторинга используют самые разные группы – от микроорганизмов до млекопитающих. Хотя следует признать, что при мониторинге пресноводных экосистем излюбленным объектом служат животные макрозообентоса.

**Макрозообентос.** Эти организмы 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. Бентосные организмы, как правило, не являются хозяйственно ценными или уникальными объектами, поэтому изъятие их из водоема в исследовательских целях не наносит ущерб его экосистеме. В настоящее время в мировой практике используется свыше 60 методов мониторинга, включающих различные характеристики зообентоса.

**Бактериопланктон.** Микроорганизмы – это очень чувствительный компонент водоемов и потому удобны для определения гомотатичности водной экосистемы и изменения ее состояния в зависимости от степени и характера антропогенных нагрузок. При избытке во внешней среде каких-либо специфических веществ происходит обогащение среды теми бактериями, которые способны их разрушить. На этом основано использование бактерий для индикации определенных загрязняющих веществ.

**Фитопланктон.** Водоросли планктона, являясь автотрофами, составляют основу трофической пирамиды, а, следовательно, первыми участвуют в утилизации трофического базиса экосистемы, потребляя для построения органического вещества биогенные соединения азота и фосфора. Интенсивность биогенной нагрузки отражается не только в обилии развивающихся на этой базе водорослей,

но также и на их видовом составе. Поэтому, именно эти характеристики – изменение численности и видового состава при изменении трофической базы – водорослей, согласно работе С.С. Бариновой, Л.А. Медведевой и О.В. Анисимовой (2006), используются в биоиндикационных методах. Таким образом, водорослям принадлежит важная роль при биоиндикации изменения состояния среды в результате эвтрофирования. Кроме того, вследствие короткого жизненного цикла, смена сообщества водорослей может произойти очень быстро – за несколько часов при смене условий среды.

**Зоопланктон.** Организмы зоопланктона могут быть отнесены к различным трофическим уровням в пищевых сетях водоемов. В процессе метаболизма зоопланктеры минерализуют органические вещества, делая их доступным для первичных продуцентов. Ракообразные-фильтраторы и коловратки играют важную роль в самоочищении водоемов, потребляя бактерии и водоросли, причем не только живые, но и мертвые клетки. Зоопланктон составляет основу питания для мальков и для взрослых планктоноядных форм. Благодаря способности к миграциям, организмы зоопланктона обеспечивают перенос вещества, способствуя круговороту органических и неорганических веществ в экосистемах. Изменения условий существования организмов отражаются на его видовом составе, количественных показателях, соотношении отдельных таксономических групп, структуре популяций зоопланктеров. В связи с этим структурные показатели зоопланктона используют для оценки трофического статуса, а также при изучении водоемов с экстремальными условиями обитания.

**Перифитон.** Благодаря приуроченности к субстрату, играет важную роль при оценке качества воды и позволяет судить о ее среднем загрязнении за определенный промежуток времени. Высокая индикационная способность обусловлена сложным видовым составом организмов. В состав обрастаний входят представители 3 основных функциональных групп: автотрофные организмы-продуценты (водоросли); гетеротрофные организмы-консументы (простейшие, коловратки и т.д.) и организмы-редуценты (разнообразные бактерии и грибы). Основу обрастаний обычно составляют микроскопические формы, для которых характерен высокий уровень метаболизма, короткие жизненные циклы и способность быстро реагировать на изменение среды.

**Макрофиты.** Являются первичными продуцентами в водных экосистемах. Характеризуются консервативностью по отношению



к кратковременным изменениям среды, однако изменения растительного покрова водного объекта в течение нескольких лет могут свидетельствовать об антропогенной трансформации экосистем. Именно поэтому макрофиты являются хорошими организмами для многолетних наблюдений. Как объект наблюдения они имеют ряд преимуществ – это крупные организмы, кроме того, распределение их в водоеме часто бывает очевидно. Поэтому роль макрофитов особенно велика как при рекогносцировочных работах, так и в многолетнем мониторинге. При антропогенном воздействии на водоемы могут изменяться видовой состав, биомасса и продукция растений, возникать морфологические аномалии. Характеристики растительного покрова используются для оценки трофического статуса водотоков и водоемов.

В настоящее время отсутствует единая классификация индексов и критериев, рекомендуемых для решения конкретных задач гидробиологического мониторинга. Так, А.В. Макрушин условно делит эти методики на 3 группы и 9 подгрупп, А.И. Баканов – на 17 групп, а В.К. Шитиков, Г.С. Розенберг и Т.Д. Зинченко – на 5.

**По А.В. Макрушину (1974):**

1. На основе показательных организмов:
  - 1.1. Система Кольвитца–Марссона и ее модификации;
  - 1.2. Другие классификационные системы видов-индикаторов:
    - по характеру питания,
    - по соотношению крупных таксонов,
    - по устойчивости видов к загрязнению.
2. По видовому разнообразию:
  - 2.1. Индексы видового разнообразия;
  - 2.2. Индексы сходства населения;
  - 2.3. Индексы, основанные на теории информации.
3. На основе показательных организмов и по видовому разнообразию:
  - 3.1. Система Бекка и Бика;
  - 3.2. Система Вудивисса и ее модификации;
  - 3.3. Система Патрик;
  - 3.4. Система Хаттера.

**По А.И. Баканову (2000) (для бентоса):**

1. Обилие организмов;
2. Статистическое распределение организмов;
3. Соотношение численность/биомасса;
4. Число видов и удельное видовое богатство;
5. Характер доминирования, ранговые распределения;



6. Соотношение крупных таксонов и экологических групп;
7. Пространственное распределение организмов (агрегированность, глубина проникновения в грунт, характеристики дрифта);
8. Трофическая структура;
9. Морфологические изменения;
10. Функциональные (в том числе продукционные) характеристики;
11. Системы сапробности, токсобности и сапротоксобности;
12. Биотические индексы;
13. Обобщенная функция желательности;
14. Корреляционные связи, методы теории графов;
15. Многомерные методы сравнения структуры сообществ;
16. Комбинации вышеприведенных методов;
17. Комплексные методы, включающие зообентос как один из компонентов.

**По В.К. Шитикову, Г.С. Розенбергу и Т.Д. Зинченко (2003):**

1. Оценка качества экосистемы по соотношению показателей обилия;
2. Оценка качества экосистемы по индексам видового разнообразия;
3. Классификация водоемов по степени сапробности;
4. Оценка качества экосистемы по соотношению количества видов, устойчивых и неустойчивых к загрязнению;
5. Интегральные критерии (оценка качества экосистем по нескольким параметрам).

## **Система сапробности водоемов**

Система сапробности Кольквитца и Марссона, появление которой описано в разделе 1, стала классической, что не мешает ей постоянно корректироваться и дополняться данными по химическому и биологическому качеству сапробных зон и по спискам гидробионтов с учетом региональных особенностей.

Для оценки степени обогащения водоемов органическими веществами – сапробности эти авторы установили четыре зоны: поли-,  $\alpha$ -мезо-,  $\beta$ -мезо- и олигосапробную. Термин «зона» использован исходя из того, что в одном и том же водоеме могут быть участки (зоны) с разной сапробностью. Как указывают В.К. Шитиков, Г.С. Розенберг, Т.Д. Зинченко (2003) чаще всего это является естественным свойством водоема. Например, в прибрежной зоне

у топких берегов обычно располагается  $\alpha$ -мезосапробная зона – здесь активно идут естественные процессы старения водоема, связанные с его зарастанием. Пробы воды, взятые с наиболее глубоких участков, дают нередко характерную полисапробную картину.

**Полисапробная зона.** Характеризуется обилием сложных биохимических соединений. Свободный кислород почти отсутствует, и поэтому биохимические процессы носят восстановительный характер. В воде накапливаются сероводород, углекислота, метан, аммиак. Основу населения составляют сапрофитные бактерии, численность которых достигает многих сотен миллионов клеток в 1 мл воды. Многочисленны бесцветные жгутиковые и грибы. Из более высокоорганизованных форм здесь встречаются олигохеты *Tubifex tubifex* и личинки мухи *Eristalis tenax*. Число видов, обитающих в полисапробных водах, невелико, но развиваются они в огромных количествах.

**$\alpha$ -мезосапробная зона.** По характеру биохимических процессов близка к полисапробной, но здесь уже присутствует свободный кислород. В результате распада органических соединений в воде в больших количествах содержится аммиак и аминокислоты. Основную группу качественно бедного населения составляют сапрофитные бактерии, количество которых достигает многих десятков миллионов клеток в 1 мл воды. Большое распространение имеют бесцветные жгутиковые, грибы, инфузории. В этой зоне встречаются коловратки, некоторые представители зеленых и синезеленых водорослей. В донных осадках в больших количествах обитают олигохеты из семейства *Tubificidae* и личинки комара *Chironomus plumosus*.

**$\beta$ -мезосапробная зона.** Она отличается от предыдущих преобладанием окислительных процессов над восстановительными. Благодаря интенсивному фотосинтезу многочисленных растений летом воды бывают перенасыщены кислородом. Преобладают такие продукты минерализации органических веществ, как аммонийные соединения, нитриты и нитраты. Содержание органических веществ ничтожно. Население отличается большим видовым разнообразием. Численность сапрофитных бактерий составляет лишь 20–30 млн клеток в 1 мл воды. В водах этой зоны многочисленны коловратки, низшие ракообразные, насекомые, моллюски и рыбы.

**Олигосапробная зона.** Она полностью свободна от загрязнения и обычно перенасыщена кислородом. Население наиболее

разнообразно в видовом отношении, но количественно значительно беднее, чем в предыдущих зонах.

Система Кольквитца–Марссона была разработана применительно к условиям загрязнения вод средней Европы в начале века. То есть в ней учитывают фактически только нетоксичные органические загрязнения, которые влияют на организмы в первую очередь через изменение кислородного режима. В настоящее время характер и степень загрязнения водоемов изменились, в основном за счет интенсификации антропогенного воздействия. Это стало причиной расширения первоначальной классификации. Так, чешским ученым Владимиром Сладечек (1967) система сапробности была доработана. Все типы вод были представлены в виде круга, разделенного на квадранты (см. рис. 1). Левая половина круга представляет несточные воды, правая – сточные. Верхняя половина – природные и сточные воды, нижняя половина – воды, для которых *нельзя* применить понятия сапробности, это воды асапробные. Квадранты представляют четыре главные группы качества воды.

1. *Катарбность* (К): наиболее чистые грунтовые воды, минеральные воды или вода, которая была искусственно подготовлена для питьевых целей.

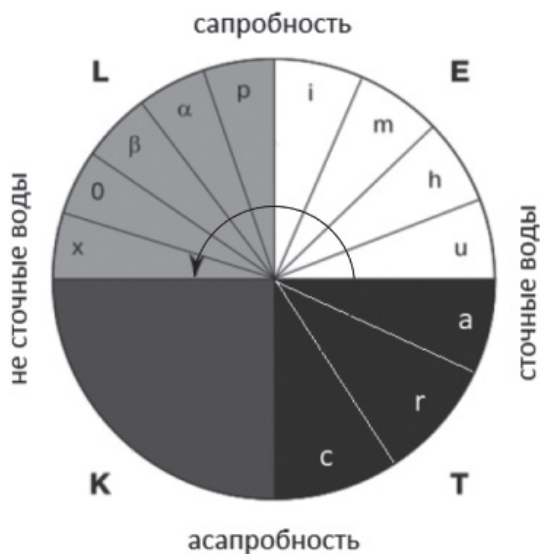


Рис. 1. Общая биологическая схема качества воды по В. Сладечку (обозначения в тексте)

2. *Лимносапробность* (L): более или менее загрязненные поверхностные или грунтовые воды. Сюда почти целиком включена система сапробности в понимании Кольквитца и Марссона после некоторых изменений. В настоящее время различают пять степеней сапробности:  $x$  – ксеносапробность,  $o$  – олигосапробность,  $\beta$  –  $\beta$ -мезосапробность,  $\alpha$  –  $\alpha$ -мезосапробность,  $p$  – полисапробность.

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

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

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

Отдельные степени сапробности характеризуются биологически – присутствием или отсутствием организмов, во многих случаях биоиндикаторов. В схеме также присутствуют четыре степени, которые являются или могут быть абиотическими. Это катаробность, ультрасапробность, антисапробность и криптосапробность. В каждом из этих случаев можно найти причину, вызывающую отсутствие организмов.

Для учета влияния токсических органических и неорганических соединений сделаны попытки разработать шкалы учитывающие такие загрязняющие вещества. Одну из таких классификаций предложил в 1967 г. В.И. Жадин. Его идея заключалась во введении трех шкал загрязнения: по степени сапробности (по Р. Кольквитцу

и М. Марссону), токсобности и сапротоксобности. Причем под токсобностью им понималось свойство организмов существовать в водах, содержащих то или иное количество токсических веществ минеральной или органической природы, и способных использовать часть этих веществ себе в пищу или сорбировать на своей поверхности или внутри тела. В зависимости от степени загрязнения водоема токсичными веществами можно различать зоны токсобности: политоксобную, мезотоксобную и олиготоксобную. Нужно отметить, что организмы – показатели токсобного и сапротоксобного загрязнения почти не изучены. Пока известны лишь немногие виды, способные выдерживать высокие концентрации токсических веществ. Например, личинки двукрылых *Cricotopus bicinetus* способны развиваться при концентрации: Cr – до 25 мг/дм<sup>3</sup>, Cu – до 2,2 мг/дм<sup>3</sup>, цианидов – до 3,2 мг/дм<sup>3</sup>.

Предлагались и другие классификации, учитывающие токсическое воздействие на гидробионтов.

### **Оценка сапробности водного объекта**

Как и любые другие биоиндикационные исследования, оценку сапробности можно проводить по всем группам гидробионтов. В.П. Семерным (2002) были обобщены некоторые рекомендации для более эффективной и правильной оценки сапробности вод.

*По зоопланктону:*

– В связи с постоянной сменой сообщества отборы проб рекомендуются производить круглогодично.

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

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

*По зообентосу:*

– В подавляющем большинстве водоемов различного типа организмы зообентоса и их сообщества наиболее четко отражают степень загрязнения.

– Необходимо исследовать изменения функциональных характеристик биоценозов донных животных, как реакции на загрязнения.

*По макрофитам:*

– Исследовать роль высшей водной растительности как биологического фильтра.

*По водорослям и цианобактериям:*

– При установлении качества вод по альгологическим показателям нужно исследовать: фитопланктон, перифитон и микрофитобентос.

– Оценка загрязнения по водорослям может быть достаточно хорошо сделана по индикаторным организмам методом Пантле и Букка, в модификации Сладечека.

– Важным показателем служит оценка функциональной активности водорослей (фотосинтез, дыхание).

*По микроорганизмам:*

– В качестве показателей качества вод рекомендуется:

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

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

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

## **Индексы для определения зоны сапробности**

### ***Индекс сапробности по Р. Пантле и Г. Букку***

К самым известным и широко используемым индексам для определения сапробности можно отнести индекс по Р. Пантле и Г. Букку. Эти авторы ввели для каждого индикаторного вида некоторое условное численное значение – индикаторную значимость. Для олигосапробов этим значением стало 1, для  $\beta$ -мезосапробов – 2, для  $\alpha$ -мезосапробов – 3, для полисапробов – 4. Для каждой пробы, по всем обнаруженным в ней индикаторным видам, стало возможно вычислить средневзвешенный индекс сапробности:

$$S = \frac{\sum (s_i \times h_i)}{\sum h_i},$$

где  $s_i$  – индикаторная значимость  $i$ -го вида;  $h_i$  – относительная численность  $i$ -го вида.

Список видов-индикаторов для пресных вод с указанием их индикаторной значимости приведен в Приложении 1.

Зона сапробности для биоценоза оценивается по  $S$  так же, как  $s_i$  – числом от 1 до 4 с округлением до ближайшего значения. Для статистической достоверности результатов необходимо, чтобы в пробе содержалось не менее двенадцати индикаторных организмов с общим числом особей не менее тридцати.

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.

Установить относительную численность  $h_i$  можно используя один из следующих подходов. По Пантле–Букку введены следующие относительные градации:

- 1 – случайные находки,
- 3 – частая встречаемость,
- 5 – массовое развитие.

В модификации Сладечека используются более дробные градации:

- 1 – очень редко,
- 2 – редко,
- 3 – нередко,
- 5 – часто,
- 7 – очень часто,
- 9 – массовое развитие.

В работе В.К. Шитикова с соавторами (2003) указано, во-первых, что Н.А. Дзюбан и С.П. Кузнецова предложили вместо относительных баллов  $h_i$  использовать фактическое количество особей. А во-вторых, отмечено, что с методологической точки зрения все три рассмотренных метода используют идентичный подход и при сравнительном анализе дадут совершенно идентичные результаты.

Согласно ГОСТ 17.1.3.07-82 могут выделяться следующие градации индекса сапробности с привязкой к степени загрязненности воды:

- <1 – ксеносапробная зона, «очень чистая»;
- 1,0–1,5 – олигосапробная зона, «чистая»;
- 1,51–2,5 –  $\beta$ -мезосапробная зона, «умеренно загрязнённая»;
- 2,51–3,5 –  $\alpha$ -мезосапробная зона, «загрязнённая»;
- 3,51–4,0 – полисапробная зона, «грязная»;
- >4 – гиперсапробная зона, «очень грязная».

## ***Индекс сапробности М. Зелинки и П. Марвана***

Многие виды-индикаторы встречаются в водах двух или даже трех ступеней или зон сапробности, что является причиной неопределенности при установлении средней сапробности биоценоза. Чтобы уточнить результаты биологического анализа, М. Зелинка и П. Марван ввели понятие вектора сапробных валентностей вида, который показывает, в какой мере вид характерен для той или иной ступени сапробности.

Сапробные валентности теоретически совпадают с оценками распределения вероятности встречаемости вида в каждом из индицируемых классов и выражаются одной или несколькими цифрами, сумма которых для вида равна 10.

Чтобы подчеркнуть роль отдельных видов при оценке степени загрязнения, Зелинка и Марван вводят шкалу индикаторного веса  $J$ , который оценивается для каждого вида в баллах от 1 до 5:

$$A_k = \frac{\sum_i a_{ik} \cdot h_i \cdot J_i}{\sum_i h_i \cdot J_i},$$

где  $k$  – множество классов сапробности,  $i$  – множество индикаторных видов,  $A_k$  – средневзвешенная сапробная валентность сообщества,  $a_{ik}$  – сапробная валентность,  $J_i$  – индикаторный вес,  $h_i$  – показатель относительной численности индикаторных видов (может быть выражен в абсолютном числе экземпляров, относительных уровнях обилия в баллах или в процентных отношениях значения количества видов).

В.К. Шитиков с соавторами (2003) обосновывают, что метод Зелинки и Марвана явился серьезным методологическим шагом вперед по сравнению с обезличенным и явно деформированным в сторону «экватора» «сапробным центром тяжести» в интерпретации Р. Пантле и Г. Букка.

## ***Индекса сапробности по М.В. Чертопруду***

Индекс в данной модификации (2002) рассчитывается по формуле:

$$I = \frac{\sum S \cdot J}{\sum J},$$



где  $S$  – сапробность каждого найденного в пробе индикаторного таксона (от 0 до 4),  $J$  – его индикаторный вес (от 1 до 4).

Список таксонов-индикаторов приведён в таблице 1.

Значения индекса, таким образом, могут варьировать также от 0 до 4 баллов, как и у исходного индекса Пантле-Букка. Обилие организмов не учитывается, что позволяет использовать для оценки сапробности качественные данные наравне с количественными. В качестве меры надёжности оценки сапробности в каждой точке рекомендуется использовать суммарный индикаторный вес использованных таксонов.

## Видовое разнообразие

Широкое развитие получила биоиндикация с использованием различных характеристик сообществ, важнейшей из которых является их видовое разнообразие.

Видовое разнообразие отражает сложность строения и структуру сообщества. Разнообразие принято оценивать либо путем подсчета видов, измерения их относительного обилия, либо мерой, объединяющей эти два компонента (География..., 2002). Однако оценка разнообразия только простым подсчетом видов малоинформативна, так как ни одно сообщество не состоит из видов равной численности. Из общего числа видов лишь немногие бывают доминирующими, т. е. имеют значительную численность (большую биомассу, продуктивность или др.). Большинство видов в сообществе малочисленны, численности других умеренны и лишь немногие обильны.

Видовое разнообразие складывается из двух компонентов (Шитиков и др., 2003):

- *видового богатства*, или *плотности видов*, которое характеризуется общим числом имеющихся видов;
- *выравненности*, основанной на относительном обилии или другом показателе значимости вида и положении его в структуре доминирования.

При этом для анализа биоразнообразия и степени доминантности в разных ситуациях используют два традиционных подхода (Шитиков и др., 2003):

- сравнения, основанные на формах кривых относительного обилия или доминирования – разнообразия;
- сравнения, основанные на индексах разнообразия, представляющих собой отношения или другие математические выражения зависимости между числом видов и их значимостью.

**Таблица 1. Список таксонов – индикаторов сапробности по М.В. Чертопруду**

ТАКСОН	S	J	ТАКСОН	S	J	ТАКСОН	S	J
СТРЕКОЗЫ			РУЧЕЙНИКИ			ВИСЛОКРЫЛКИ		
<i>Calopterygidae</i>	2,5	2,0	<i>Rhyacophilidae</i>	1,0	4,0	<i>Sialidae</i>	2,0	1,0
<i>Plathycnemididae</i>	3,0	2,0	<i>Hydropsychidae</i>	2,0	1,0	РАКООБРАЗНЫЕ		
<i>Coenagrionidae</i>	3,5	1,0	<i>Arctopsychidae</i>	1,0	3,0	<i>Asellidae</i>	3,0	2,0
<i>Lestidae</i>	3,0	3,0	<i>Polycentropo-</i> <i>dididae</i>	1,5	2,0	<i>Gammaridae</i>	2,5	2,0
<i>Aeschnidae</i>	3,0	3,0	<i>Psychomyidae</i>	2,0	3,0	<i>Astacidae</i>	2,0	2,0
<i>Corduliidae</i>	2,0	2,0	<i>Hydroptilidae</i>	2,0	2,0	БРЮХОНОГИЕ		
<i>Libellulidae</i>	3,0	3,0	<i>Glossosomatidae</i>	0,5	4,0	<i>Ancyliidae</i>	1,5	2,0
<i>Gomphidae</i>	2,0	3,0	<i>Sericostomatidae</i>	1,5	2,0	<i>Acroloxidae</i>	2,5	1,0
<i>Cordulegasteridae</i>	1,5	3,0	<i>Beraeidae</i>	2,0	2,0	<i>Lymnaeidae</i>	2,5	1,0
ПОДЕНКИ			<i>Leptoceridae</i>	2,5	2,0	<i>Bulinidae</i>	2,5	1,0
<i>Ephemeraidae</i>	1,5	2,0	<i>Brachycentridae</i>	2,0	2,0	<i>Physidae</i>	3,0	1,0
<i>Polymitarcyidae</i>	2,0	2,0	<i>Lepidostomatidae</i>	1,5	2,0	<i>Planorbidae</i>	3,0	1,0
<i>Potamanthidae</i>	2,0	3,0	<i>Molannidae</i>	2,0	2,0	<i>Viviparidae</i>	2,5	1,0
<i>Heptageniidae</i>	2,0	1,0	<i>Phryganeidae</i>	2,5	2,0	<i>Bithyniidae</i>	2,5	2,0
<i>Baetidae</i>	2,0	1,0	<i>Goeridae</i>	1,0	4,0	<i>Valvatidae</i>	3,0	1,0
<i>Siphonuridae</i>	2,5	2,0	<i>Apataniidae</i>	0,5	4,0	<i>Neritidae</i>	2,0	2,0
<i>Metreopodidae</i>	1,0	2,0	<i>Limnephilidae</i>	2,0	1,0	<i>Lithoglyphidae</i>	2,5	1,0
<i>Ameletidae</i>	0,5	4,0	ЖУКИ			ДВУСТВОРЧАТЫЕ		
<i>Leptophlebiidae</i>	1,5	1,0	<i>Gyrinidae</i>	2,5	1,0	<i>Unionidae</i>	2,5	1,0
<i>Ephemerellidae</i>	2,0	3,0	<i>Dytiscidae</i>	2,5	1,0	<i>Dreissenidae</i>	2,5	1,0
<i>Caenidae</i>	2,5	3,0	<i>Haliplidae</i>	2,5	1,0	<i>Sphaeriidae</i>	2,5	1,0
ВЕСНЯНКИ			<i>Noteridae</i>	2,5	1,0	<i>Pisidiidae</i>	2,0	1,0
<i>Perlodidae</i>	1,0	4,0	<i>Helophoridae</i>	3,0	1,0	<i>Euglesidae</i>	2,5	1,0
<i>Chloroperlidae</i>	1,0	3,0	<i>Hydrophilidae</i>	3,0	1,0	ПИЯВКИ		
<i>Taeniopterigidae</i>	1,5	3,0	<i>Hydrochidae</i>	3,0	1,0	<i>Hirudinidae</i>	3,0	2,0
<i>Nemouridae</i>	2,0	1,0	<i>Hydraenidae</i>	2,0	1,0	<i>Erpobdellidae</i>	3,0	2,0
<i>Leuctridae</i>	1,0	3,0	<i>Elmidae</i>	1,5	2,0	<i>Glossiphoniidae</i>	2,5	2,0
<i>Capniidae</i>	1,0	3,0	<i>Dryopidae</i>	2,5	1,0	<i>Piscicolidae</i>	2,5	2,0
КЛОПЫ			<i>Chrysomelidae</i>	3,0	1,0	ОЛИГОХЕТЫ		
<i>Nepidae</i>	2,5	2,0	<i>Elodidae</i>	2,0	1,0	<i>Naididae</i>	2,5	2,0
<i>Notonectidae</i>	3,0	2,0	ДВУКРЫЛЫЕ			<i>Tubificidae</i>	4,0	2,0
<i>Naucoridae</i>	3,0	3,0	<i>Simuliidae</i>	2,0	1,0			
<i>Aphelocheiridae</i>	2,0	4,0	<i>Muscidae</i>	3,0	2,0			
<i>Pleidae</i>	2,5	3,0	<i>Athericidae</i>	2,0	3,0			
<i>Corixidae</i>	2,5	1,0						

Определение разнообразия через число элементов системы (число видов организмов), не всегда корректно, т. к. оно зависит от размеров обследованной площади (Протасов, 2002). Однако, это один из главных компонентов биоразнообразия. Видовое богатство или плотность видов – это просто общее число видов, которое в сравнительных целях иногда выражается как отношение числа видов к площади (видовая плотность), числа видов к числу особей (нумерическое видовое богатство) (География..., 2002).

### ***Индекс видового богатства Маргалефа***

Р. Маргалеф, исходя из того, что число видов пропорционально логарифму изученной площади, и считая, что общее число особей пропорционально площади, предложил в качестве меры биоразнообразия:

$$d = \frac{(s-1)}{\ln N},$$

где  $s$  – число видов,  $N$  – число особей.

### ***Индекс Менхиника***

Е.Ф. Менхиник рассчитывал видовое богатство полевых насекомых по другой формуле, используя в знаменателе функцию квадратного корня:

$$d = \frac{s}{\sqrt{N}}.$$

Достоинство этих индексов – легкость расчетов. Большая величина индекса соответствует большему разнообразию.

Следующая группа индексов основана на относительном обилии видов. Они учитывают как выравненность, так и видовое богатство.

### ***Индекс Шеннона***

На практике широкое применение получил информационный индекс Шеннона (Шеннона–Уивера, Шеннона–Винера):

$$H = - \sum_{i=1}^k P_i \cdot \log_2 P_i.$$

Как видно из формулы, при расчете индекса Шеннона, принято использовать двоичный логарифм, хотя в литературе встречаются

и другие основания логарифма (десятичный, натуральный). При расчете с использованием двоичного логарифма результат расчета получается в битах (на особь или на биомассу). Индекс Шеннона обычно варьирует в пределах от 1,5 до 3,5, очень редко превышая 4,5.

На основе индекса Шеннона можно вычислить показатель выравненности.

### ***Индекс выравненности Пиелу***

Представляет собой отношение наблюдаемого разнообразия к максимальному. При одинаковом обилии видов индекс равен единице:

$$e = \frac{H'}{\log S},$$

где  $H'$  – индекс Шеннона,  $S$  – число видов.

Меры *доминирования* уделяют основное внимание обилию самых обычных видов, а не видовому богатству. Самой известной из таких мер является индекс Симпсона.

### ***Индекс Симпсона***

$$C = \sum_{i=1}^s p_i^2 = \sum_{i=1}^s \left[ \frac{n_i}{N} \right]^2,$$

где:  $n_i$  – число особей  $i$ -го вида,  $N$  – общее число особей,  $p_i$  – значимость видов ( $p_i = n_i/N$ ).

Чем выше значения индекса, тем меньше разнообразие и больше степень доминирования одного вида. Поэтому индекс Симпсона часто используют в форме  $(1 - C)$ . Эта величина носит название «вероятность межвидовых встреч» и варьирует от 0 до 1. Индекс весьма чувствителен к присутствию в выборке обильных видов, но слабо зависит от видового богатства. Применим для случаев, когда число видов превышает 10.

### ***Индекс Бергера–Паркера***

Выражает относительную значимость наиболее обильного вида. Этот индекс независим от количества видов, но на него влияет объем выборки. Некоторые ученые считают этот индекс лучшей мерой разнообразия. Кроме того, расчет индекса очень прост:

$$d = \frac{N_{\max}}{N},$$

где  $N_{\max}$  – число особей самого обильного вида.

Увеличение величины индекса Бергера–Паркера, как и индекса Симпсона, означает уменьшение разнообразия и возрастание степени доминирования одного вида. Поэтому обычно используется величина обратная индексу Бергера–Паркера –  $1/d$ .

### ***Индекс Макинтоша***

В 1967 г. Макинтош предложил рассматривать сообщество как точку в  $S$ -мерном гиперпространстве с координатами  $(n_1, n_2, \dots, n_s)$ . Тогда евклидово расстояние такого сообщества от начала координат можно использовать как меру его разнообразия:

$$U = \sqrt{\sum n_i^2}.$$

Индекс Макинтоша  $U$  сам по себе не является индексом доминирования, однако, используя его, можно рассчитать меру разнообразия  $D$  или доминирования, которая независима от объема выборки:

$$D = \frac{N - U}{N - \sqrt{N}}.$$

В дальнейшем можно рассчитать выравненность:

$$E = \frac{N - U}{N - \frac{N}{\sqrt{S}}}.$$

### **Кривые доминирования–разнообразия**

Удобный способ представить оба компонента разнообразия (богатство и выравненность) – построить график, с числом особей (биомассой и т.п.) по оси  $y$  в логарифмическом масштабе, а по оси  $x$  – ранжированная последовательность видов от наиболее до наименее обильного.

Полученная в 1965 г. кривая названа Р. Уиттекером «*кривой доминирования–разнообразия*». Чем выше кривая и чем более она «уплощена», тем больше при данном числе видов их разнообразие. Считается, по форме этой кривой можно не только оценить видовую выравненность популяций, но и функциональную роль отдельных видов, их статус и биотический потенциал, т. е. «экологическую нишу».

Кривая I типа (рис. 2) свидетельствует о высокой степени доминирования и низкой выравненности, а также о низком видовом богатстве. В таком биоценозе имеются свободные экологические ниши и возможно вселение новых видов. Соответствует гипотезе «перехвата» экологических ниш или геометрическому ряду И. Мотомуры.

Кривая II типа говорит о меньшей степени доминирования, большей выравненности и большем видовом богатстве по сравнению с I типом. В таком биоценозе все экологические ниши заняты, но не перекрываются. Их неперекрывание обеспечивается межвидовой конкуренцией и территориальным поведением. Основывается на гипотезе случайных границ между экологическими нишами или модели «разломанного стержня» Р. Мак-Артура.

Кривая III типа свидетельствует о высокой степени выравненности и большом видовом богатстве. В таком биоценозе все экологические ниши заняты и перекрываются между собой, поэтому вселение новых видов сюда невозможно. Соответствует гипотезе Ф. Престона о логнормальном распределении оценок значимости отдельных видов. Как отмечают В.К. Шитиков с соавторами (2003) гипотеза Престона порождает большое семейство S-образных

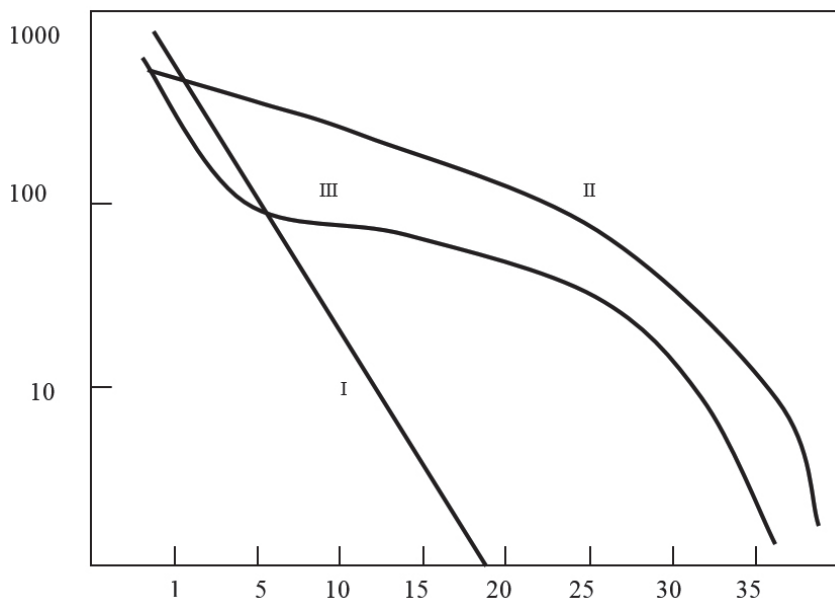


Рис. 2. Форма кривых доминирования–разнообразия

кривых и соответствует промежуточной ситуации между I и II, наиболее широко распространенной в природе.

Таким образом, чем выше кривая, тем больше доминирование ( $I > II > III$ ) и меньше выравненность ( $III > I$ ). При стрессовой ситуации кривая доминирования–разнообразия более крутая, поэтому ее можно использовать для оценки антропогенного влияния на видовую структуру биоценоза.

### **ABC-метод**

Для анализа сообществ морского зообентоса Р. Уорвиком был предложен ABC-метод. Этот метод основан на построении кумулятивных кривых численности и биомассы. На одном графике по оси абсцисс откладываются ранги видов в порядке убывания их численности и биомассы (лучше в логарифмическом масштабе), по оси ординат – соответствующие кумулятивные значения относительной численности и биомассы, т. е. доля первого вида, затем сумма долей первого и второго видов, первого, второго и третьего видов и т.д.

Уорвик исходил из эмпирически установленного при изучении морского бентоса явления, заключающегося в том, что в нормальных условиях обитания кривая К-доминирования биомассы идет выше кривой К-доминирования численности. При умеренном стрессе (независимо от его причины) эти кривые приблизительно совпадают, а при сильном – кривая биомассы идет ниже кривой численности. В дальнейшем для замены графической информации цифровой предложено вычислять специальные индексы:

$$ABC_{index} = \sum_{i=1}^N (B_i - A_i) \text{ или } ABC_{index} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (B_i - A_i),$$

где  $B_i$  и  $A_i$  – кумулятивные значения относительной биомассы и численности  $i$ -го вида, %;  $N$  – количество видов.

При положительном значении индекса считается, что сообщества не испытывают негативного воздействия, при отрицательном – находятся в стрессовых условиях, при значениях близких к нулю испытывают незначительное воздействие.

### **Методы расчета биотических индексов**

Биотические индексы широко используются во всем мире для оценки качества воды. Для большинства из них существуют шкалы для выявления уровня загрязненности водного объекта. Это делает

их использование довольно удобным. Однако при их применении всегда должна учитываться региональная специфика. Зачастую требуется модификации индексов для того или иного региона.

## **Индексы на основе макрозообентоса**

### ***Индекс EPT (Ephemeroptera + Plecoptera + Trichoptera)***

Одним из наиболее известных индексов, в основе которого используется видовое богатство, является индекс EPT. Название его – это аббревиатура трех отрядов водных насекомых: Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera. Их представители являются высокочувствительными к различного рода загрязняющим веществам.

Для расчета индекса суммируют число обнаруженных видов трех указанных отрядов. Таким образом, для расчета индекса необходимо определение животных до видовой принадлежности, что требует высококвалифицированного специалиста. Кроме того, индекс EPT может использоваться только для чистых и слабо загрязненных вод с высокой скоростью течения и низким содержанием органического вещества. В умеренно и сильно загрязненных водах представители Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera отсутствуют, за исключением семейств Baetidae и Caenidae.

Индекс EPT не имеет общепринятой балльной градации, анализируя результаты, пользуются тезисом «чем больше – тем лучше». В целом можно полагать, что для эталонных створов величина индекса EPT должна находиться в пределах от 13 до 15.

### ***Индекс EPO (Ephemeroptera + Plecoptera + Odonata)***

Данный индекс принципиально не отличается от вышеописанного. Отряд Odonata содержит менее толерантные виды по сравнению с отрядом Plecoptera. Поэтому индекс является, менее чувствительным по сравнению с EPT, однако может применяться для более широкого диапазона загрязненных вод. Также не имеет общепринятой балльной градации.

### ***Индекс Вудивисса (индекс TBI)***

Индекс был разработан Вудивиссом (1964) для индикации воды небольшой английской реки Трент. Отсюда его название – Trent Biotic Index (TBI).

Он является одним из наиболее распространенных индексов, используемых как в России, так и за рубежом. Большая ценность



метода заключается в сравнительной легкости идентификации указанных групп, что может делать и не специалист-систематик. За «группу» принимается:

- любой вид плоских червей;
- класс малощетинковые черви (кроме рода *Nais*);
- род *Nais*;
- любой вид моллюсков, пиявок, ракообразных, водяных клещей;
- любой вид веснянок, сетчатокрылых, жуков;
- любой род поденок, кроме *Baetis rhodani*;
- любое семейство ручейников и поденки *Baetis rhodani*;
- семейство комаров-звонцов (личинки) кроме *Chironomus sp.*;
- *Chironomus sp.*;
- личинки мошки (семейство *Simuliidae*);
- каждый известный вид личинок других летающих насекомых.

Для нахождения индекса, в пробе определяют число данных групп организмов. Затем, пользуясь рабочей шкалой, приведенной в таблице 2, находят соответствующий столбец. По установленному столбцу необходимо спуститься до пересечения со строкой обнаруженной индикаторной группы. Проверку нужно начинать сверху – с личинок веснянок. Значение в ячейке пересечения и будет искомым индексом.

**Таблица 2. Рабочая шкала для определения биотического индекса Вудивисса**

Показательные организмы	Видовое богатство	Число групп в пробе				
		0–1	2–5	6–10	11–15	≥16
Личинки веснянок ( <i>Plecoptera</i> )	больше 1 вида	–	7	8	9	10
	только 1 вид	–	6	7	8	9
Личинки поденок ( <i>Ephemeroptera</i> )*	больше 1 вида*	–	6	7	8	9
	только 1 вид*	–	5	6	7	8
Личинки ручейников ( <i>Trichoptera</i> )**	больше 1 вида**	–	5	6	7	8
	только 1 вид**	–	4	5	6	7
Гаммарусы ( <i>Gammarus sp.</i> )	любое	3	4	5	6	7
Водяной ослик ( <i>Asellus aquaticus</i> )	любое	2	3	4	5	6
<i>Oligochaeta, Chironomus</i>	любое	1	2	3	4	–
Все приведенные выше группы отсутствуют	–	0	1	2	–	–
* – исключая вид <i>Baetis rhodani</i> .						
** – включая вид <i>Baetis rhodani</i> .						

Классификация воды по индексу ТВІ следующая:

- 0–2 балла – полисапробная зона;
- 3–5 баллов –  $\alpha$ -мезосапробная зона;
- 6–7 баллов –  $\beta$ -мезосапробная зона;
- 8–10 баллов – олигосапробная зона.

Как видно, по индексу Вудивисса выделено лишь 4 градации. Однако, 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» предусматривает выделение 6 классов:

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

Также оценка качества вод происходит балльно – это недостаток индекса. Кроме того, он территориально ограничен по применению (в конкретных водотоках структуру индекса приходится корректировать соответственно составу местного бентоса по усмотрению исследователя). В связи с этим появилось большое число модификаций индекса. В том числе самим автором-разработчиком была предложена модификация ТВІ – Extended Biotic Index (EBI).

### ***Олигохетный индекс Гуднайта и Уитли***

Предложен авторами в 1961 г. Метод основан на том, что некоторые группы донных макробеспозвоночных встречаются преимущественно в чистых водах, а малоцетинковые черви – олигохеты, напротив, не только легко переносят загрязнение, но достигают большой численности в грунтах, обогащенных легкоусвояемой органикой. Таким образом, состояние водных экосистем устанавливается по отношению численности олигохет к общей численности донных беспозвоночных:

$$D = \frac{O}{N} \times 100,$$

где  $O$  – численность олигохет;  $N$  – общая численность организмов.

Авторы метода предложили следующую систему оценок:

- 0–60 % – хорошее состояние;

- 60–80 % – сомнительное;
- 80–100 % – тяжелое состояние.

Индекс в большей степени отражает загрязненность донных отложений, а не воды в целом, так как не содержит групп видов, обитающих на поверхности грунта. Кроме того, численность олигохет на участках со средней и сильной степенью загрязнения может сильно варьироваться. Однако индекс прост и удобен в обращении. Вместе с тем его результаты достаточно приблизительны, а система оценивания имеет слишком мало градаций.

Э.А. Пареле свела в практику использования данный индекс с 6 градациями качества речных вод (олигохетный индекс Гуднайта–Уитли в модификации Пареле):

- 0–17 % – очень чистая;
- 17–33 % – чистая;
- 34–50 % – умеренно загрязненная;
- 51–67 % – загрязненная;
- 68–84 % – грязная;
- 85–100 % – очень грязная.

### ***Олигохетный индекс Пареле***

Помимо переработки градаций вышеописанного индекса, Пареле предложила олигохетный индекс, хорошо зарекомендовавший себя при работе на реках Русской равнины (1975). Он представляет собой отношение олигохет семейства тубифицид к суммарной численности олигохет:

$$D_2 = \frac{O}{T},$$

где  $T$  – численность тубифицид;  $O$  – общая численность олигохет.

Градации качества речных вод выделяются следующие:

- 0–0,29 – относительно чистые;
- 0,30–0,54 – слабо загрязненные;
- 0,55–0,79 – загрязненные;
- 0,80–1,0 – сильно загрязненные.

Данный индекс рекомендован для медленно текущих рек с неудовлетворительным кислородным режимом, где донная фауна однообразна и состоит почти полностью из олигохет.

Кроме того, для малых быстротекущих водотоков, с разнообразной донной фауной предложено использовать индекс  $D_1$  – отношение численности тубифицид и всех бентосных организмов.

## Олигохетный индекс Попченко

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

$$I_s = \frac{(N_t + N_h + N_f)}{N_o},$$

где  $N_t$  – средняя численность *Tubifex tubifex*;  $N_h$  – средняя численность *Limnodrilus hoffmeisteri*;  $N_f$  – средняя численность *Spirosperma ferox*;  $N_o$  – средняя численность всех олигохет в биотопе.

Градации загрязненности вод:

0–0,29 – чистые и относительно чистые воды;

0,30–0,49 – слабо загрязненные воды;

0,50–0,89 – загрязненные воды;

0,90–1,0 – сильно загрязненные воды.

## Хиرونomidный индекс Балушкиной

Индекс Е.С. Балушкиной (1976) основан на использовании в качестве биоиндикаторов представителей семейства хиرونomid. Автором было показано, что под влиянием загрязнения происходят снижение числа видов хиرونomid и смена их видового состава. Под воздействием загрязнения закономерно изменяется соотношение численности личинок, принадлежащих к подсемействам *Chironomidae*, *Orthoclaadiinae*, *Tanipodinae*. Предложенный индекс, отражающий это соотношение, может служить для качественной оценки загрязненности вод:

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

где  $\alpha_t$ ,  $\alpha_{ch}$ ,  $\alpha_o$  – вспомогательные величины соответственно для подсемейств *Tanipodinae*, *Chironomidae*, *Orthoclaadiinae*. Эти вспомогательные величины рассчитываются по сумме численности  $N$  представителей каждого из подсемейств, выраженной в процентах от общей численности хиرونomid и слагаемого 10, т. е.  $\alpha = N + 10$ .

Градации загрязненности вод:

0,136–1,08 – чистые воды;

1,08–6,5 – умеренно загрязненные;

6,5–9,0 – загрязненные;

9,0–11,5 – грязные.

Преимуществом данного индекса является то, что его расчет не требует тщательного определения видового состава личинок хирономид, расчет индекса прост и достаточно реально отражает степень загрязнения. Однако на величину индекса может влиять сезонная динамика вылета отдельных систематических групп хирономид, а также размер пробы, особенно в тех случаях, когда численность хирономид невелика. Кроме того, в связи с тем, что в основе расчета индекса используются только хирономиды, индекс в большей степени отражает состояние донных отложений, и в меньшей – качество самой воды.

### ***Индекс BMWP (Biological Monitoring Working Party Index)***

Индекс, был разработан Институтом пресноводной экологии в Великобритании в рамках системы RIVPACS (River Invertebrate Prediction and Classification System), являющейся основной для оценки состояния текущих вод в Великобритании и Австралии. Данный индекс популярен и широко используется в странах Европейского союза. В таблице 3 приведены баллы, начисляемые при обнаружении индикаторного таксона.

Полученные баллы суммируются, и данная сумма представляет собой значение индекса. Выделяются следующие градации качества вод:

- < 25 – низкое качество;
- 26–50 – невысокое;
- 51–100 – хорошее;
- 101–150 – очень хорошее;
- > 150 – исключительное качество.

Индекс подвергался большому количеству региональных модификаций.

### ***Индекс ASPT (Average Score Per Taxon)***

Данный индекс является производным от BMWP. Он имеет свойство уменьшать вклад случайных групп, обнаруженных в таксонах с высокой балльной оценкой. В связи с этим, наряду с BMWP, совместное использование этих двух индексов позволяет более реалистично оценивать качество воды:

$$ASPT = \frac{BMWP}{N},$$

где  $N$  – число обнаруженных таксономических групп.

**Таблица 3. Баллы для расчета индекса BMWP**

Таксоны		Баллы
<i>Ephemeroptera</i>	<i>Siphonuridae, Hepageniidae, Leptophlebiidae, Ephemerellidae, Potamanthidae, Ephemeridae</i>	10
<i>Ephemeroptera</i>	<i>Taeniopterygidae, Leuctridae, Capniidae, Perlodidae, Chloroperidae</i>	
	<i>Aphelocheiridae</i>	
<i>Trichoptera</i>	<i>Phryganeidae, Molannidae, Beraedae, Odontoceridae, Leptoceridae, Goeridae, Leipdotsmatidae, Brachycentridae, Sericostomatidae</i>	
<i>Decapoda</i>	<i>Astacidae</i>	8
<i>Odonata</i>	<i>Lestidae, Agriidae, Gomphidae, Cordulgasteridae, Aeshnidae, Corduliidae, Libellulidae</i>	
<i>Trichoptera</i>	<i>Psychomyidae, Philopotamiidae</i>	
<i>Ephemeroptera</i>	<i>Caenidae</i>	7
<i>Plecoptera</i>	<i>Nemouridae</i>	
<i>Trichoptera</i>	<i>Rhyacophilidae, Polycentropidae, Limnephilidae</i>	
	<i>Neritidae, Viviparidae, Ancylidae</i>	6
	<i>Hydroptilidae</i>	
<i>Bivalvia</i>	<i>Unionidae</i>	
<i>Amphipoda</i>	<i>Corophilidae, Gammaridae</i>	
<i>Odonata</i>	<i>Platycnemididae, Coenagriidae</i>	
<i>Heteroptera</i>	<i>Mesoveliidae, Hydrometridae, Gerridae, Nepidae, Naucoridae, Notonectidae, Pleidae, Corixidae</i>	5
<i>Coleoptera</i>	<i>Haliplidae, Hygrobiidae, Dytiscidae, Gyrinidae, Hydrophilidae, Clambidae, Helodidae, Dryopidae, Elminthidae, Chrysomelidae, Curculionidae</i>	
<i>Trichoptera</i>	<i>Hydropsychidae</i>	
<i>Diptera</i>	<i>Tipulidae</i>	
<i>Diptera</i>	<i>Simuliidae</i>	
	<i>Planariidae, Dendrocoelidae</i>	
<i>Ephemeroptera</i>	<i>Baetidae</i>	4
<i>Megaloptera</i>	<i>Sialidae</i>	
<i>Hirudinea</i>	<i>Pisciocolidae</i>	
<i>Mollusca</i>	<i>Valvatadae, Hydrobiidae, Lymnaeidae, Physidae</i>	3
	<i>Planorbidae</i>	
<i>Mollusca</i>	<i>Sphaeriidae</i>	
<i>Hirudinea</i>	<i>Glossiphoniidae, Hirudidae, Erpobdellidae</i>	
<i>Isopoda</i>	<i>Asellidae</i>	
	<i>Chironomidae</i>	2
	<i>Oligochaeta</i> (класс целиком)	1

Индекс ASPT имеет семь градаций качества воды:

- 0 – очень плохое;
- 2,1–3,0 – плохое;
- 3,1–3,5 – скорее плохое;
- 3,6–4,0 – посредственное;
- 4,1–4,4 – хорошее;
- 4,5–4,9 – очень хорошее;
- $\geq 5$  – прекрасное.

### **Индекс КИСС**

#### **(Комбинированный индекс состояния сообщества)**

При оценке состояния донных сообществ ряда рек, озер и водохранилищ России для количественной характеристики состояния бентоса А.И. Бакановым использованы следующие показатели:

- 1) численность ( $N$ ), экз./м<sup>2</sup>;
- 2) биомасса ( $B$ ), г/м<sup>2</sup>;
- 3) число видов ( $S$ );
- 4) видовое разнообразие ( $H$ ), бит/экз.;
- 5) олигохетный индекс Пареле ( $OИП$  или  $D_1$ ), равный отношению численности олигохет-тубифицид к общей численности бентоса, %;
- 6) средняя сапробность ( $CC$ ), рассчитываемая как средневзвешенная сапробность трех первых доминирующих по численности видов бентосных организмов.

Для объединения значений первых четырех показателей и замене их одним числом автором предложен «комбинированный индекс состояния сообщества» ( $КИСС$ ), находимый по обычной методике расчета интегральных ранговых показателей. Вначале все станции ранжируются по каждому показателю, причем ранг 1 присваивается максимальным значениям  $N$ ,  $B$ ,  $H$  и  $S$ . Если на нескольких станциях значения какого-либо показателя были одинаковыми, то они характеризовались одним средним рангом. Индекс отражает состояние сообщества сразу по четырем показателям, поэтому он назван «комбинированным индексом состояния сообщества»:

$$КИСС = \frac{(2B + N + H + S)}{5}.$$

В формулу входят не абсолютные значения показателей, а их ранги. Биомассе придан «вес», равный 2, поскольку с ней связана

величина потока энергии, проходящей через сообщество, что чрезвычайно важно для оценки его состояния. Чем меньше величина *КИСС*, тем лучше состояние сообщества.

Поскольку состояние сообщества зависит как от естественных факторов среды (глубины, грунта, течения и т.п.), так и от наличия, характера и интенсивности загрязнения, то дополнительно рассчитывается «комбинированный индекс загрязнения» (*КИЗ*), включающий ранговые значения трех показателей:

$$КИЗ = \frac{(СС + ОИП + В)}{3}.$$

В этом случае ранг 1 присваивается минимальным значениям показателей. Чем меньше величина *КИЗ*, тем меньше загрязнение.

## **Индексы на основе макрофитов**

### ***Индекс MTR (Mean Trophic Rank)***

На основе информации о макрофитах наилучшим образом можно судить о трофическом статусе водного объекта. Один из индексов, позволяющий производить такую оценку для рек – *MTR* – Средний уровень трофии. Индекс *MTR* разработан для мониторинга рек в Великобритании (Holmes et al., 1999), в частности для оценки воздействия, связанного с обогащением водотоков фосфатами. Он способен реагировать на изменение содержания фосфатов даже при концентрациях ниже 1,0 мг/л или даже 0,5 мг/л. Однако, уровень эвтрофикации связанный с нитратами может не фиксироваться с помощью *MTR*.

Метод основан на присвоении растениям биоиндикационного значения – «трофического ранга видов» (*STR*). Эта величина колеблется от 1 до 10, виды с высокой оценкой относятся к олиготрофным условиям.

Отбор проб должен проводиться только на те растения, которые находятся под водой более 85 % времени. Наиболее подходящее время для исследования с середины июня по середину сентября. Для определения трофического статуса необходимо повторять выборки в то же время каждый год на протяжении, по крайней мере, трех лет.

Исследование растений осуществляется на участке 100 м, но в некоторых случаях может происходить и на участке 500 м. Сбор растений производится вручную, если это возможно. Все растения идентифицируются до вида.



Должна быть определена в процентах площадь, занятая определенным видом растений. На основе этих данных затем присваивается значение проективного покрытия в баллах. Для этого используется одна из двух шкал (А или С), в зависимости от длины исследованного участка (таблица 4).

**Таблица 4. Шкалы перевода проективного покрытия вида в баллы**

Шкала А (500 м)		Шкала С (100 м)			
<i>SCV</i>	Проективное покрытие	<i>SCV</i>	Проективное покрытие	<i>SCV</i>	Проективное покрытие
1	< 0,1 %	1	< 0,1 %	6	10–25 %
2	0,1–1 %	2	0,1–1 %	7	25–50 %
3	1–5 %	3	1–2,5 %	8	50–75 %
4	5–10 %	4	2,5–5 %	9	> 75 %
5	> 10 %	5	5–10 %	–	–

После того, как проведено исследование макрофитов и дополнительных факторов, которые могут быть использованы в интерпретации результатов (освещенность, скорость течения, глубина, гидрологический режим), рассчитывается значение MTR:

$$MTR = \frac{\sum CVS}{\sum SCV} \times 10,$$

где *CVS* – вклад каждого вида, определяемый как: *SCV*\**STR*; *SCV* – коэффициент обилия видов; *STR* – биоиндикационное значение вида (трофический ранг).

Список индикаторных видов для расчёта MTR приведен в таблице 5. Нужно отметить, что методика принимает во внимание почти 140 таксонов, это весьма значительный перечень. Однако для получения надежных результатов необходимо точное измерение проективного покрытия.

Основная интерпретация результатов расчета MTR включает в себя выделение 3 градаций:

- более 65 – низкая вероятность эвтрофии;
- меньше 25 – участок реки находится под влиянием органического загрязнения;
- 25–65 – есть риск эвтрофии.

Метод был разработан с целью удовлетворения UWWTD (Директива об очистке городских сточных вод) как инструмент для оценки воздействия на сообщества макрофитов органических

**Таблица 5. Список таксонов-индикаторов с оценкой трофического ранга видов (STR)**

Таксон	STR	Таксон	STR	Таксон	STR
<b>Водоросли</b>					
<i>Batrachospermum spp</i>	6	<i>Cladophora spp.</i>	1	<i>Enteromorpha spp.</i>	1
<i>Hildebrandia rivularis</i>	6	<i>Hydrodictyon reticulatum</i>	3	<i>Lemanea fluviatilis</i>	7
<i>Stigeoclonium tenue</i>	1	<i>Vaucheria spp.</i>	1		
<b>Печеночники</b>					
<i>Chiloscyphus polyanthos</i>	8	<i>Jungermania atrovirens</i>	8	<i>Marsupella emarginata</i>	10
<i>Nardia compressa</i>	10	<i>Pellia endiviifolia</i>	6	<i>Pellia epiphylla</i>	7
<i>Scapania undulata</i>	9				
<b>Мхи</b>					
<i>Amblystegium fluviatile</i>	5	<i>Amblystegium riparium</i>	1	<i>Blindia acuta</i>	10
<i>Brachytecium plumosum</i>	9	<i>Brachytecium rivulare</i>	8	<i>Brachytecium rutabulum</i>	3
<i>Bryum pseudotriquetrum</i>	9	<i>Calliergum cuspidatum</i>	8	<i>Clinclidotus fontinaloides</i>	5
<i>Dichodontium flavescens</i>	9	<i>Dichodontium pellucidum</i>	9	<i>Dicranella palustris</i>	10
<i>Fontinalis antipyretica</i>	5	<i>Fontinalis squamosa</i>	8	<i>Hygrohypnum ochraceum</i>	9
<i>Hygrohypnum luridum</i>	9	<i>Hyocomium armoricum</i>	10	<i>Philonotis fontana</i>	9
<i>Polytrichum commune</i>	10	<i>Racomitrium aciculare</i>	10	<i>Rhyncostegium riparioides</i>	5
<i>Sphagnum spp.</i>	10	<i>Thamnobryum alopecurum</i>	7		
<b>Папоротники и хвощи</b>					
<i>Azolla filiculoides</i>	3	<i>Equisetum fluviatile</i>	5	<i>Equisetum palustre</i>	5
<b>Двудольные</b>					
<i>Apium inundatum</i>	9	<i>Apium nodiflorum</i>	4	<i>Berula erecta</i>	5
<i>Callitriche</i>		<i>Callitriche hamulata</i>	9	<i>Callitriche obtusangula</i>	5
<i>Ceratophyllum demersum</i>	2	<i>Hippuris vulgaris</i>	4	<i>Littorella uniflora</i>	8
<i>Lotus pedunculatus</i>	8	<i>Menyanthes trifoliata</i>	9	<i>Montia fontana</i>	8
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	8	<i>Myriophyllum spicatum</i>	3	<i>Myriophyllum spp indet</i>	6

Таксон	STR	Таксон	STR	Таксон	STR
<i>Nuphar lutea</i>	3	<i>Nymphaea alba</i>	6	<i>Nymphoides peltata</i>	2
<i>Oenanthe crocata</i>	7	<i>Oenanthe fluviatilis</i>	5	<i>Polygonum amphibia</i>	4
<i>Potentilla erecta</i>	9	<i>Ranunculus spp indet</i>	6	<i>Ranunculus aquatilis</i>	5
<i>Ranunculus circinatus</i>	4	<i>Ranunculus flammula</i>	7	<i>Ranunculus fluitans</i>	7
<i>Ranunculus hederaceus</i>	6	<i>Ranunculus omiophyllus</i>	8	<i>Ranunculus peltatus</i>	4
<i>Ranunculus penicillatus pseudofluit.</i>	5	<i>Ranunculus penicillatus penicillatus</i>	6	<i>Ranunculus penicillatus vertumnus</i>	5
<i>Ranunculus trichophyllus</i>	6	<i>Ranunculus sceleratus</i>	2	<i>Rorippa amphibia</i>	3
<i>Rorippa nasturtium-</i>	5	<i>Rumex hydrolapathum</i>	3	<i>Veronica anag. / cat. indet.</i>	4
<i>aquat.</i>	4	<i>Veronica catenata</i>	5	<i>Veronica scutellata</i>	7
<i>Viola palustris</i>	9				
Однодольные					
<i>Acorus calamus</i>	2	<i>Alisma plantago-aquatica</i>	3	<i>Alisma lanceolatum</i>	3
<i>Bolboschoenus maritima</i>	3	<i>Butomus umbellatus</i>	5	<i>Carex acuta</i>	5
<i>Carex acutiformis</i>	3	<i>Carex riparia</i>	4	<i>Carex rostrata</i>	7
<i>Carex vesicaria</i>	6	<i>Catabrosa aquatica</i>	5	<i>Eleocharis palustris</i>	6
<i>Eleogiton fluitans</i>	10	<i>Elodea canadensis</i>	5	<i>Elodea nuttallii</i>	3
<i>Glyceria maxima</i>	3	<i>Groenlandia densa</i>	3	<i>Hydrocharis morsus-</i>	6
<i>Iris pseudacorus</i>	5	<i>Juncus bulbosus</i>	10	<i>Lemna gibba</i>	2
<i>Lemna minor</i>	4	<i>Lemna minuta</i>	3	<i>Lemna trisulca</i>	4
<i>Phragmites australis</i>	4	<i>Potamogeton</i>		<i>Potamogeton alpinus</i>	7
<i>Potamogeton berchtoldii</i>	4	<i>Potamogeton crispus</i>	3	<i>Potamogeton freisii</i>	3
<i>Potamogeton gramineus</i>	7	<i>Potamogeton lucens</i>	3	<i>Potamogeton natans</i>	5
<i>Potamogeton obtusifolius</i>	5	<i>Potamogeton pectinatus</i>	1	<i>Potamogeton perfoliatus</i>	4
<i>Potamogeton polygonifolius</i>	10	<i>Potamogeton praelongus</i>	6	<i>Potamogeton pusillus</i>	4
<i>Potamogeton trichoides</i>	2	<i>Sagittaria sagittifolia</i>	3	<i>Schoenoplectus lacustris</i>	3
<i>Sparganium emersum</i>	3	<i>Sparganium erectum</i>	3	<i>Spirodela polyrhiza</i>	2
<i>Typha latifolia</i>	2	<i>Typha angustifolia</i>	2	<i>Zanichellia palustris</i>	2

загрязнений. Поэтому может не подходить для более общих целей биомониторинга.

Большое внимание должно быть уделено использованию методики MTR на участках с несколькими таксонами-индикаторами: правдоподобные предварительные результаты можно получить, проанализировав 5 таксонов, но, чтобы получить точные данные, необходимо учесть, по меньшей мере, 10 таксонов-индикаторов.

### ***Индекс MIR (Macrophyte Index for Rivers)***

Польский метод (Szozkiewicz et al., 2010), который подобно MTR включает в себя количественную и качественную инвентаризацию всех видов макрофитов, произрастающих на 100-метровом участке реки. Проективное покрытие вида на обследуемом участке реки проводится с использованием 9-балльной шкалы, аналогичной применяемой при расчете индекса MTR (см. таблицу 6).

**Таблица 6. Шкала перевода проективного покрытия вида в баллы**

Проективное покрытие, %	<i>P</i>
<0,1	1
0,1–1	2
1–2,5	3
2,5–5	4
5–10	5
10–25	6
25–50	7
50–75	8
>75	9

Расчет MIR производится по формуле:

$$MIR = \frac{\sum L_i \times W_i \times P_i}{\sum W_i \times P_i} \times 10,$$

где  $P_i$  – коэффициент покрытия для  $i$ -го таксона;  $W_i$  – весовой коэффициент для  $i$ -го таксона;  $L_i$  – индикаторное значение для  $i$ -го таксона.

Значение  $L$  колеблется от 1 (индикаторы эвтрофных условий) до 10 (индикаторы олиготрофных вод). Величина  $W$  колеблется от 1 (растения с большим диапазоном толерантности к трофности – эврибионты) до 3 (организмы узкого диапазона толерантности – стенобионты). Данные коэффициенты установлены разработчиком и приведены в таблице 7.

**Таблица 7. Список таксонов-индикаторов для расчета MIR**

Таксон	L	W	Таксон	L	W
Водоросли			<i>Conocephalum conicum</i>	7	1
<i>Audouinella sp.</i>	6	1	<i>Jungermannia atrovires</i>	8	2
<i>Batrachospermum sp.</i>	6	2	<i>Marsupella sp.</i>	10	3
<i>Chara sp.</i>	6	2	<i>Nardia sp.</i>	10	3
<i>Cladophora sp.</i>	1	2	<i>Pellia sp.</i>	7	2
<i>Enteromorpha sp.</i>	1	2	<i>Porella cordeana</i>	6	1
<i>Hildenbrandia rivularis</i>	6	1	<i>Riccardia sp.</i>	7	2
<i>Hydrurus sp.</i>	9	2	<i>Riccia fluitans</i>	5	1
<i>Lemanea sp.</i>	9	2	<i>Scapania sp.</i>	9	3
<i>Lyngbya sp.</i>	6	2	Папоротниковидные,		
<i>Mougeotia sp.</i>	3	1	хвошевидные		
<i>Oedogonium sp.</i>	2	1	<i>Equisetum fluviatile</i>	6	2
<i>Phormidium sp.</i>	7	2	<i>Equisetum palustre</i>	5	2
<i>Rhizoclonium sp.</i>	1	1	<i>Thelypteris palustris</i>	6	1
<i>Spirogyra sp.</i>	4	1	Однодольные		
<i>Stigeoclonium sp.</i>	1	1	<i>Acorus calamus</i>	2	3
<i>Ulothrix sp.</i>	4	1	<i>Alisma lanceolatum</i>	4	2
<i>Vaucheria sp.</i>	2	1	<i>Alisma plantago-aquatica</i>	4	2
Мохообразные			<i>Alopecurus geniculatus</i>	4	1
<i>Blindia acuta</i>	10	3	<i>Butomus umbellatus</i>	5	2
<i>Brachythecium mildeanum</i>	3	2	<i>Calla palustris</i>	6	2
<i>Brachythecium rivulare</i>	8	2	<i>Carex acuta</i>	5	1
<i>Bryum sp.</i>	6	1	<i>Carex acutiformis</i>	4	1
<i>Calliergonella cuspidata</i>	8	2	<i>Carex paniculata</i>	5	1
<i>Cordiophorus sp.</i>	10	2	<i>Carex riparia</i>	4	2
<i>Cratoneuron sp.</i>	8	2	<i>Carex rostrata</i>	6	3
<i>Dichodontium sp.</i>	9	2	<i>Carex vesicaria</i>	6	2
<i>Dicranella palustris</i>	10	2	<i>Catabrosa aquatica</i>	5	1
<i>Fissidens sp.</i>	7	2	<i>Eleocharis palustris</i>	6	2
<i>Fontinalis antipyretica</i>	6	2	<i>Elodea canadensis</i>	5	2
<i>Hygroamblystegium sp.</i>	5	2	<i>Glyceria fluitans</i>	5	2
<i>Hygrohypnum sp.</i>	9	2	<i>Glyceria maxima</i>	3	1
<i>Leptodictyum riparium</i>	1	1	<i>Glyceria plicata</i>	5	1
<i>Philonotis sp.</i>	9	2	<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	6	2
<i>Platyhypnidium riparioides</i>	5	1	<i>Iris pseudacorus</i>	6	2
<i>Schistidium sp.</i>	8	2	<i>Juncus bulbosus</i>	10	1
<i>Sciuro-hypnum plumosum</i>	9	3	<i>Lemna gibba</i>	1	3
<i>Sphagnum sp.</i>	10	2	<i>Lemna minor</i>	2	2
<i>Thamnum alopecurum</i>	7	1	<i>Lemna trisulca</i>	4	2
Печеночники			<i>Phalaris arundinacea</i>	2	1
<i>Chiloscyphus sp.</i>	8	2	<i>Potamogeton acutifolius</i>	6	1

Таксон	L	W	Таксон	L	W
<i>Potamogeton alpinus</i>	7	2	<i>Hottonia palustris</i>	6	2
<i>Potamogeton berchtoldii</i>	5	2	<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	5	1
<i>Potamogeton compressus</i>	4	2	<i>Lysimachia thyrsoiflora</i>	7	3
<i>Potamogeton crispus</i>	4	2	<i>Lysimachia vulgaris</i>	4	1
<i>Potamogeton friesii</i>	3	2	<i>Mentha aquatica</i>	5	1
<i>Potamogeton gramineus</i>	7	1	<i>Menyanthes trifoliata</i>	9	3
<i>Potamogeton lucens</i>	4	3	<i>Montia fontana</i>	8	1
<i>Potamogeton natans</i>	4	1	<i>Myosotis palustris</i>	4	1
<i>Potamogeton nodosus</i>	3	2	<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	8	1
<i>Potamogeton obtusifolius</i>	5	2	<i>Myriophyllum spicatum</i>	3	2
<i>Potamogeton pectinatus</i>	1	1	<i>Myriophyllum verticillatum</i>	5	2
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	4	2	<i>Nasturtium officinale</i>	5	2
<i>Potamogeton praelongus</i>	6	3	<i>Nuphar lutea</i>	4	2
<i>Potamogeton pusillus</i>	4	2	<i>Nymphaea alba</i>	6	2
<i>Potamogeton trichoides</i>	2	2	<i>Oenanthe aquatica</i>	5	1
<i>Sagittaria sagittifolia</i>	4	2	<i>Peucedanum palustre</i>	5	2
<i>Scirpus lacustris</i>	4	2	<i>Polygonum amphibium</i>	4	1
<i>Scirpus maritimus</i>	3	1	<i>Polygonum hydropiper</i>	3	1
<i>Scirpus sylvaticus</i>	5	2	<i>Polygonum persicaria</i>	2	2
<i>Sparganium angustifolium</i>	9	1	<i>Potentilla palustris</i>	9	1
<i>Sparganium emersum</i>	4	2	<i>Ranunculus aquatilis</i>	5	3
<i>Sparganium erectum</i>	3	1	<i>Ranunculus circinatus</i>	5	2
<i>Sparganium minimum</i>	7	1	<i>Ranunculus flammula</i>	7	2
<i>Spirodela polyrhiza</i>	2	2	<i>Ranunculus fluitans</i>	7	2
<i>Stratiotes aloides</i>	6	2	<i>Ranunculus lingua</i>	8	2
<i>Typha angustifolia</i>	3	2	<i>Ranunculus peltatus</i>	4	3
<i>Typha latifolia</i>	2	2	<i>Ranunculus sceleratus</i>	2	1
<i>Wolffia arhiza</i>	3	1	<i>Ranunculus trichophyllus</i>	6	2
<i>Zannichellia palustris</i>	2	1	<i>Rorippa amphibia</i>	3	1
Двудольные			<i>Rumex hydrolapathum</i>	4	1
<i>Berula erecta</i>	4	2	<i>Scrophularia umbrosa</i>	4	1
<i>Callitriche cophocarpa</i>	5	2	<i>Sium latifolium</i>	7	1
<i>Callitriche hamulata</i>	9	3	<i>Stachys palustris</i>	2	1
<i>Callitriche palustris</i>	6	1	<i>Utricularia vulgaris</i>	5	1
<i>Caltha palustris</i>	6	1	<i>Veronica anagallis-aquatica</i>	4	2
<i>Ceratophyllum demersum</i>	2	3	<i>Veronica beccabunga</i>	4	1
<i>Ceratophyllum submersum</i>	2	3	<i>Veronica catenata</i>	5	1
<i>Cicuta virosa</i>	6	2	<i>Veronica scutellata</i>	7	1
<i>Hippuris vulgaris</i>	4	1	<i>Viola palustris</i>	9	1

Чем ниже значение MIR, тем выше трофность водотока. Значения индекса варьируют от 10 для эвтрофных рек до 100 для случаев олиготрофии. Для равнинных рек значение MIR не превышает 60.

### **Индекс IBMR** **(Indice Biologique Macrophytique en Riviere)**

Для оценки трофического статуса речных вод Д. Хаури (1996) во Франции был разработан индекс IBMR.

Для определения данного индекса, как и в предыдущем случае, полевые исследования должны проводиться в течение вегетационного периода. Надлежащее время должно быть выбрано на основе изучения гидрологии и теплового режима.

Участки для исследования должны иметь длину не менее 50 м, можно продлить их до 100 м там, где растительность редка и покрывает менее 5 % поверхности. Кроме того, площадь наблюдаемой поверхности должна быть не менее 100 м<sup>2</sup>, это означает, что участок должен быть длиннее, если ширина водотока меньше 2 м. Все виды, которые находятся в воде и видны невооруженным глазом, должны быть учтены.

Значение индекса IBMR рассчитывается по следующей формуле:

$$IBMR = \frac{\sum E_i \times K_i \times Cs_i}{\sum E_i \times K_i},$$

где  $E_i$  – коэффициент стенобионтности вида (от 1 до 3),  $K_i$  – коэффициент обилия вида,  $Cs_i$  – коэффициент олиготрофии вида (от 0 до 20).

Определение коэффициента обилия вида ( $K_i$ ) по проективному покрытию производится с использованием 5-балльной шкалы (таблица 8).

**Таблица 8. Определение коэффициента обилия по проективному покрытию**

$K$	Проективное покрытие, %
1	< 0,1
2	0,1–1
3	1–10
4	10–50
5	> 50

Значения коэффициентов  $E_i$  и  $Cs_i$  определены авторами этого метода для различных видов растений (см. таблицу 9).

Согласно значению индекса выделяют 5 уровней трофии:

IBMR > 14 – очень низкая;

12 < IBMR ≤ 14 – низкая;

10 < IBMR ≤ 12 – средняя;

8 < IBMR ≤ 10 – высокая;

IBMR ≤ 8 – очень высокая.

**Таблица 9. Список таксонов-индикаторов с коэффициентами стенобионтности ( $E_j$ ) и олиготрофии ( $Cs_j$ )**

Таксон	$Cs_j$	$E_j$	Таксон	$Cs_j$	$E_j$
Гетеротрофы					
<i>Leptomitus sp.</i>	0	3	<i>Sphaerotilus</i>	0	3
Водоросли					
<i>Audouinella sp.</i> Bory de St Vincent	13	2	<i>Bangia atropurpurea</i> Lyngbye	10	2
<i>Batrachospermum sp.</i> Roth	16	2	<i>Binuclearia sp.</i> Wittrock	14	2
<i>Chaetophora sp.</i> Schrank	12	2	<i>Chara globularis</i> Thuill.	13	1
<i>Chara hispida</i> (L.) Vaillant	15	2	<i>Chara vulgaris</i> L.	13	1
<i>Cladophora sp.</i> Kutzing	6	1	<i>Diatoma sp.</i> Bory de St Vincent	18	3
<i>Draparnaldia sp.</i> Bory de St Vincent	18	3	<i>Enteromorpha intestinalis</i> Link	3	2
<i>Hildenbrandia rivularis</i> Nardo	15	2	<i>Hydrodictyon reticulatum</i> Roth	6	2
<i>Hydrurus foetidus</i> C. Agardh	16	2	<i>Lemanea gr. fluviatilis</i> Bory de St Vincent	15	2
<i>Lyngbya sp.</i> C. Agardh	10	2	<i>Melosira sp.</i> C. Agardh	10	1
<i>Microspora sp.</i> Thuret	12	2	<i>Monostroma sp.</i> Thuret	13	2
<i>Mougeotia sp.</i> C. Agardh + <i>Mugeotiopsis sp.</i> C. Agardh + <i>Debarya sp.</i> Wittrock	13	2	<i>Nitella flexilis</i> L. Agardh	14	2
<i>Nitella gracilis</i> (Smith) Agardh	14	2	<i>Nitella mucronata</i> (A. Br.) Miquel	14	2
<i>Nostoc sp.</i> Vaucher	9	1	<i>Oedogonium sp.</i> Link	6	2
<i>Oscillatoria sp.</i> Vaucher	11	1	<i>Phormidium sp.</i> Kutzing	13	2
<i>Rhizoclonium sp.</i> Kutzing	4	2	<i>Schizomeris sp.</i> Kutzing	1	3
<i>Sirogonium sp.</i> Kutzing	12	2	<i>Spirogyra sp.</i> Link	10	1
<i>Stigeoclonium sp.</i> Link (eccetto <i>S. tenue</i> )	13	2	<i>Stigeoclonium tenue</i> Link	1	3
<i>Tetraspora sp.</i> Link	12	1	<i>Thorea ramississima</i> Bory de St Vincent	14	3
<i>Tolypella glomerata</i> Leonhardi	12	2	<i>Tolypella prolifera</i> Leonhardi	15	3
<i>Tribonema sp.</i> Derbes A Solier	11	2	<i>Ulothrix sp.</i> Kutzing	10	1



Таксон	C <sub>j</sub>	E <sub>j</sub>	Таксон	C <sub>j</sub>	E <sub>j</sub>
<i>Vaucheria</i> sp. De Candolle	4	1	<i>Zygnema</i> sp. C. Agardh	13	3
Печеночники					
<i>Chiloscyphus pallescens</i> (L.) Corda	14	2	<i>Chiloscyphus</i> gr. <i>polyanthus</i> (L.) Corda	15	2
<i>Marsupella aquatica</i> (Lindenb.) Shiffn	19	2	<i>Marsupella emarginata</i> (Ehrh.) Dum	20	3
<i>Nardia acicularis</i> S. F. Gray	20	3	<i>Nardia compressa</i> (Shook.) Gray	20	3
<i>Porella pinnata</i> L.	12	2	<i>Riccardia multifida</i> (L.) Gray	15	2
<i>Riccardia pinguis</i> (L.) Gray	14	2	<i>Riccardia sinuata</i> (Dicks.) Trev.	15	2
<i>Riccia fluitans</i> (L.)	8	3	<i>Scapania paludosa</i> K. Mull.	20	3
<i>Scapania undulata</i> (L.) Dum	17	3	<i>Solenostoma crenulatum</i> (Sm.) Mitt.	20	3
<i>Solenostoma triste</i> (Nees) K. Mull.	19	3			
Мхи					
<i>Amblystegium fluviatile</i> (Hedw.) B., S., & G. (= <i>Hygroamblystegium fluviatile</i> )	11	2	<i>Amblystegium riparium</i> (Hedw.) B., S., & G. (= <i>Leptodictyum</i> <i>riparium</i> )	5	2
<i>Amblystegium tenax</i> Hedw. Jenn. (= <i>Hygroambly. tenax</i> )	15	2	<i>Brachytecium plumosum</i> (Sw.) B. e.	18	3
<i>Brachytecium rivulare</i> B. e.	15	2	<i>Cinclidotus danubicus</i> Schiffn. A Baumgartner	13	3
<i>Cinclidotus fontinaloides</i> (Hedw.) P. Beauv.	12	2	<i>Cinclidotus riparius</i> (Web. & Mohr.) Arnott	13	2
<i>Cratoneuron commutatum</i> (Hedw.) Roth	15	2	<i>Cratoneuron filicinum</i> Hedw. Spruce	18	3
<i>Drepanocladus aduncus</i> (Hedw.) Warnot.	15	3	<i>Drepanocladus fluitans</i> (Hedw.) Warnot.	14	2
<i>Fissidens crassipes</i> Br. Eur.	12	2	<i>Fissidens minutulus</i>	14	3
<i>Fissidens polyphyllus</i> Br. Eur.	20	3	<i>Fissidens pusillus</i> Wils.	14	2
<i>Fissidens rufulus</i> Br. Eur.	14	3	<i>Fissidens viridulus</i> (Sw.) Wahlemb	11	2
<i>Fontinalis antipyretica</i> Hedw.	10	1	<i>Fontinalis duriaei</i> Schimp.	14	3
<i>Fontinalis squamosa</i> Hedw.	16	3	<i>Hygrohypnum dilatatum</i> (Schimp.) Loeske	19	3
<i>Hygrohypnum luridum</i> (Hedw.) Jenn.	19	3	<i>Hygrohypnum ochraceum</i> (Wils.) Loeske	19	3
<i>Hyocomium armoricum</i> (Brid.) Wijk & Marg. (= <i>H. flagellare</i> )	20	3	<i>Octodiceras fontanum</i> (La Pyl.) Lindb.	7	3
<i>Orthotrichum rivulare</i> Turn	15	3	<i>Pachyfissidens grandifrons</i> (Brid.) Limpr.	15	3

Таксон	C <sub>s</sub>	E <sub>j</sub>	Таксон	C <sub>s</sub>	E <sub>j</sub>
<i>Philonotis gr. fontana</i> Milde	18	3	<i>Philonotis calcarea</i> (B. & S.) Schimp.	18	2
<i>Platyhypnidium rusciforme</i> (Br. Eur.) Fleisch. (= <i>Rhynchostegium riparioides</i> )	12	1	<i>Rhacomitrium aciculare</i> (Hedw.) Brid.	18	3
<i>Sphagnum palustre</i> L.	20	3	<i>Thamnium alopecurum</i> (Hedw.) B. e.	15	2
Папоротникообразные					
<i>Azolla filiculoides</i> Lam.	6	3	<i>Equisetum fluviatile</i> L. (= <i>E. limosum</i> )	12	2
<i>Equisetum palustre</i> L.	10	1			
Покрытосемянные					
<i>Acorus calamus</i> L.	7	3	<i>Agrostis stolonifera</i> L. fo Aq.	10	1
<i>Alisma lanceolatum</i> With	9	2	<i>Alisma plantago-aquatica</i> L.	8	2
<i>Apium inundatum</i> L. (= <i>Sium inundatum</i> )	17	3	<i>Apium nodiflorum</i> (L.) Lag. ( <i>Helosciadium</i> n., <i>Sium</i> n.)	10	1
<i>Berula erecta</i> (Huds.) Coville (= <i>Sium erectum</i> , <i>Siella erecta</i> )	14	2	<i>Butomus umbellatus</i> L.	9	2
<i>Callitriche hamulata</i> Kutzing ex Koch (= <i>C. intermedia</i> ssp. <i>hamulata</i> )	12	1	<i>Callitriche obtusangula</i> Le Gall	8	2
<i>Callitriche platycarpa</i> Kutzing	10	1	<i>Callitriche stagnalis</i> Scop.	12	2
<i>Callitriche truncata</i> ssp. <i>occidentalis</i> (Rouy) Schotsman	10	2	<i>Carex rostrata</i> Stokes	15	3
<i>Carex vesicaria</i> L.	12	2	<i>Catabrosa aquatica</i> (L.) Beauv.	11	2
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	5	2	<i>Ceratophyllum submersum</i> L.	2	3
<i>Eleocharis palustris</i> (L.) Roemer & Schultes	12	2	<i>Elodea canadensis</i> Michx	10	2
<i>Elodea nuttallii</i> (Planchon) St John	8	2	<i>Glyceria fluitans</i> R. Br.	14	2
<i>Groenlandia densa</i> (L.) Fourr. (= <i>Potamogeton densus</i> )	11	2	<i>Helodes palustris</i> Spach ( <i>Hypericum elodes</i> L.)	17	3
<i>Hippuris vulgaris</i> L.	12	2	<i>Hottonia palustris</i> L.	12	2
<i>Hydorcharis morsus-ranae</i> L.	11	3	<i>Hydrocotyle vulgaris</i> L. fo aq.	14	2
<i>Iris pseudacorus</i> L.	10	1	<i>Juncus bulbosus</i> L.	16	3
<i>Juncus subnodulosus</i> Schrank (= <i>J. obtusiflorus</i> ) fo aq.	17	3	<i>Lemna gibba</i> L.	5	3
<i>Lemna minor</i> L.	10	1	<i>Lemna trisulca</i> L.	12	2
<i>Littorella uniflora</i> (L.) Ascherson	15	3	<i>Luronium natans</i> (L.) Rafin (= <i>Alsima natans</i> )	14	3

Таксон	C <sub>j</sub>	E <sub>j</sub>	Таксон	C <sub>j</sub>	E <sub>j</sub>
<i>Lycopus europaeus</i> L.	11	1	<i>Mentha aquatica</i> L.	12	1
<i>Menyanthes trifoliata</i> L.	16	3	<i>Montia fontana</i> L. agg.	15	2
<i>Myosotis</i> gr. <i>palustris</i> (= <i>M. scorpioides</i> L.)	12	1	<i>Myriophyllum alterniflorum</i> DC.	13	2
<i>Najas marina</i> L.	5	3	<i>Najas minor</i> L.	6	3
<i>Nymphaea alba</i> L.	12	3	<i>Nymphoides peltata</i> (S. G. Gmelin) O. Kuntze	10	2
<i>Oenanthe aquatica</i> (L.) Poiret	11	2	<i>Oenanthe crocata</i> L.	12	2
<i>Oenanthe fluviatilis</i> (Bab.) Colerman	10	2	<i>Phalaris arundinacea</i> L.	10	1
<i>Phragmites australis</i> Cav. Trin.	9	2	<i>Polygonum amphibium</i> L. (= <i>Persicaria amphibia</i> L. Gray)	9	2
<i>Polygonum hydropiper</i> L. fo Aq. ( <i>Persicaria hydropiper</i> L. Delarbe)	8	2	<i>Potamogeton acutifolius</i> Link	12	3
<i>Potamogeton alpinus</i> Balbis	13	2	<i>Potamogeton berchtoldii</i> Fieber	9	2
<i>Potamogeton coloratus</i> Hornem.	20	3	<i>Potamogeton compressus</i> L.	6	3
<i>Potamogeton crispus</i> L.	7	2	<i>Potamogeton friesii</i> Rupr. (= <i>P. mucronatus</i> )	10	1
<i>Potamogeton gramineus</i> L.	13	2	<i>Potamogeton lucens</i> L.	7	3
<i>Potamogeton natans</i> L.	12	1	<i>Potamogeton nodosus</i> Poiret (= <i>P. fluitans</i> )	4	3
<i>Potamogeton obtusifolius</i> Mert & Koch	10	2	<i>Potamogeton panormitanus</i> Biv (= <i>P. pusillus</i> L.)	9	2
<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	2	2	<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	9	2
<i>Potamogeton polygonifolius</i> Pourret	17	3	<i>Potamogeton praelongus</i> Wulfen	13	2
<i>Potamogeton trichoides</i> Cham. & Schelcht	7	2	<i>Potentilla palustris</i> (L.) Scop.	16	3
<i>Ranunculus aquatilis</i> L.	11	2	<i>Ranunculus circinatus</i> Sibth. (= <i>R. divaricatus</i> )	10	2
<i>Ranunculus flammula</i> L. (forma <i>acquatica</i> )	16	3	<i>Ranunculus fluitans</i> Lam.	10	2
<i>Ranunculus hederaceus</i> L.	12	3	<i>Ranunculus ololeucos</i> Lloyd	19	3
<i>Ranunculus omiophyllus</i> Ten.	19	3	<i>Ranunculus peltatus</i> Schrank.	12	2
<i>Ranunculus penicillatus</i> (Dumort.) Bab. var. <i>calcareus</i>	13	2	<i>Ranunculus penicillatus</i> (Dumort.) Bab. var. <i>penicillatus</i>	12	1
<i>Ranunculus trichophyllus</i> Chaix	11	2	<i>Rorippa amphibia</i> (L.) Besser	9	1
<i>Sagittaria sagittifolia</i> L.	6	2	<i>Scirpus fluitans</i> L.	18	3

Таксон	$Cs_j$	$E_j$	Таксон	$Cs_j$	$E_j$
<i>Scirpus lacustris</i> L. (= <i>Schoenoplectus lacustris</i> )	8	2	<i>Scirpus sylvaticus</i> L.	10	2
<i>Sparganium angustifolium</i> Michaux	19	3	<i>Sparganium emersum</i> Rehmman короткие листья (< 20 см)	13	2
<i>Sparganium emersum</i> Rehmman длинные листья (> 20 см)	7	1	<i>Sparganium erectum</i> L.	10	1
<i>Sparganium minimum</i> Wallr	15	3	<i>Spirodela polyrhiza</i> (L.) Schleiden	6	2
<i>Trapa natans</i> L.	10	3	<i>Typha angustifolia</i> L.	6	2
<i>Typha latifolia</i> L.	8	1	<i>Vallisneria spiralis</i> L.	8	2
<i>Veronica anagallis-aquatica</i> L.	11	2	<i>Veronica beccabunga</i> L.	10	1
<i>Veronica catenata</i> Pennel	11	2	<i>Wolffia arhiza</i> (L.) Horkel & Wimmer	6	2
<i>Zannichellia palustris</i> L.	5	1			

### Макрофитный индекс для малых рек

Для применения характеристик макрофитов в оценке качества вод малых рек Северо-Запада России разработан балльно-индексный метод (Зуева, 2007). Он включает следующие характеристики: индекс видового разнообразия макрофитов ( $H_{1-5}$ ), число видов истинно водных растений ( $N_1$ ), суммарное обилие макрофитов ( $\Sigma A$ ) (таблица 10).

**Таблица 10. Определение качества воды малых рек по характеристикам макрофитов**

Параметр	Баллы			
	1	2	3	4
$H_{1-5}$	<2,0	2,0–3,9	4,0–4,9	$\geq 5,0$
$N_1$	0	1	2	$\geq 3$
$\Sigma A$	<30	30–39	40–49	$\geq 50$

Для конкретной станции на водотоке, располагая данными о  $H_{1-5}$ ,  $N_1$  и  $\Sigma A$ , последовательно определяют, какому баллу соответствует каждая характеристика. Затем, суммируя три полученных балла, вычисляют индекс Sm. Выделяется четыре градации качества вод:

- «очень грязная» – с суммой баллов (Sm) от 3 до 4;
- «грязная» – от 5 до 7;
- «умеренно загрязненная» – от 8 до 10;
- «чистая» – от 11 до 12.

## **Макрофитный индекс Мельцера**

Для озер Германии Арнульфом Мельцером был разработан макрофитный индекс MI (Melzer, 1999), показывающий степень обогащения водоёма биогенными элементами. Данный индекс первоначально применялся для озер Альп и предальпийских регионов.

При создании перечня видов-индикаторов, автором были исследованы около ста озер. Причем для получения надежных данных о распределении погруженных макрофитов учет растений проводился, в том числе с использованием водолазных работ. Виды, которые существуют только в одном водоеме или же находятся в очень небольших количествах, не учитывались.

Его расчет производится по следующей формуле:

$$MI = \frac{\sum_{i=1}^n I_i \cdot Q_i}{\sum_{i=1}^n Q_i},$$

где  $I_i$  – индикаторное значение  $i$ -го вида,  $Q_i$  – обилие растений  $i$ -го вида,  $n$  – число видов-индикаторов.

Обилие макрофитов оценивается по пятибалльной шкале где: 1 – очень редко, 2 – редко, 3 – часто, 4 – часто и 5 – в изобилии. Индикаторные значения для 45 погруженных и свободно плавающих видов растений приведены в таблице 11. Всего возможно 9 индикаторных значений от 1,0 до 5,0.

Разработчики (Melzer, Schneider, 2001) связывают значения индекса MI с содержанием общего фосфора и дают характеристику степени обогащения озерных вод биогенными веществами (таблица 12).

## **Индексы на основе фитопланктона**

### **Индекс эвтрофикации и/или загрязнения окружающей среды (EPI) по диатомовым водорослям**

Индекс эвтрофикации и/или загрязнения окружающей среды по диатомовым был разработан Антонио Дель Умо (Dell'Uomo, 1996) для биологической оценки качества воды. Этот индекс показывает значительную корреляцию с химическими и физическими свойствами воды (БПК<sub>5</sub>, питательными веществами, электропроводностью, хлоридами, фосфатами и т.д.) и является одним из примеров множества индексов, разработанных на диатомовых.

**Таблица 11. Индикаторные значения видов**

Вид	I	Вид	I	Вид	I
<i>Chara hispida</i>	1,0	<i>Potamogeton gramineus</i>	2,5	<i>Potamogeton pectinatus</i>	4,0
<i>Chara polyacantha</i>		<i>Potamogeton natans</i>		<i>Callitriche cophocarpa</i>	
<i>Chara strigosa</i>		<i>Potamogeton x zizii</i>		<i>Elodea canadensis</i>	
<i>Potamogeton coloratus</i>		<i>Chara vulgaris</i>	3,0	<i>Elodea nuttallii</i>	
<i>Utricularia ochroleuca</i>		<i>Myriophyllum spicatum</i>		<i>Potamogeton crispus</i>	
<i>Chara aspera</i>	1,5	<i>Potamogeton filiformis</i>		<i>Potamogeton obtusifolius</i>	
<i>Chara intermedia</i>		<i>Potamogeton perfoliatus</i>		<i>Ranunculus circinatus</i>	
<i>Utricularia minor</i>	2,0	<i>Myriophyllum verticillatum</i>	3,5	<i>Ranunculus trichophyllum</i>	5,0
<i>Chara delicatula</i>		<i>Potamogeton bertholdii</i>		<i>Ceratophyllum demersum</i>	
<i>Chara tomentosa</i>		<i>Potamogeton lucens</i>	<i>Zannichellia palustris</i>		
<i>Potamogeton alpinus</i>		<i>Potamogeton praelongus</i>	<i>Potamogeton mucronatus</i>		
<i>Chara contraria</i>		2,5	<i>Potamogeton pusillus</i>	<i>Sagittaria sagittifolia</i>	
<i>Chara fragilis</i>	<i>Fontinalis antipyretica</i>		4,0	<i>Lemna minor</i>	
<i>Nitella opaca</i>	<i>Hippuris vulgaris</i>	<i>Spirodela polyrhiza</i>			
<i>Nitellopsis obtusa</i>	<i>Lagarosiphon major</i>	<i>Potamogeton nodosus</i>			

**Таблица 12. Классы макрофитного индекса и содержание биогенов**

Значение общего фосфора, мкг/л	MI	Степень обогащения биогенами
< 10	1,00–2,39	Очень низкая
10–14	2,40–2,69	Низкая
15–19	2,70–2,94	Умеренная
20–29	2,95–3,30	Умеренно высокая
30–39	3,30–3,55	Высокая
40–54	3,55–3,89	Крайне высокая
55 <	3,89–5,00	Огромная

Как и в методе Сладчека (1973; 1986), предложенный индекс рассчитывается на основе сапробиотических величин видов-индикаторов и их численности в водорослевых сообществах, дополненный индивидуальным коэффициентом вида. Индекс загрязнения окружающей среды (*EPI*) рассчитывается следующим образом:

$$EPI = \frac{\sum a_j r_j i_j}{\sum a_j r_j},$$

где  $a_j$  – это численность каждого вида,  $i_j$  – индекс *EPI* каждого вида,  $r_j$  – показывает достоверность  $R$ , согласно списку индикаторных таксонов диатомовых водорослей (Dell'Uomo, 1996).

Соотношение между индексом сообщества диатомовых водорослей *EPI* и различными оценками сапробности и трофности среды изучаемого водного объекта приведены в таблице 13.

**Таблица 13. Соотношение между индексом *EPI* и различными оценками среды (Dell'Uomo, 1996)**

Степень сапробности	Степень трофности	Качество воды	<i>EPI</i>
ксеносапробная	гипотрофная	Уровень 0	0
олигосапробная	олиготрофная	Уровень 1	1
$\beta$ -мезосапробная	мезотрофная	Уровень 2	2
$\alpha$ -мезосапробная	эвтрофная	Уровень 3	3
полисапробная	гипертрофная	Уровень 4	4

Индекс *EPI* – это целое или десятичное число от 0 до 4, увеличение которого свидетельствует об ухудшении качества воды. Системы индикации на основе состава и обилия видов водорослей широко используются при проведении мониторинга в разных странах. Полученные данные об экологических характеристиках видов водорослей позволяют не только проводить биоиндикационный анализ для определенных показателей, но и оценить реакцию водных сообществ на широкий спектр экологических факторов. В то же время показана ограниченность применения индекса *EPI* для более южных регионов, чем бореальная зона, таких как Израиль, Пакистан, Индия, Казахстан, Таджикистан и др., где сообщества водорослей представлены, в большей части, цианобактериями, зелеными и харофитовыми водорослями, нежели диатомовыми, что, таким образом, понижает достоверность результатов анализа (Vaginova et al., 2010). В Европейских странах бентосные диатомовые водоросли повсеместно используются в качестве показателей для

оценки качества воды в речных экосистемах. Однако большинство диатомовых индексов, разработанных в Европе, широко не использовались или не тестировались на других континентах, таких как Азия или Австралия (Баринова и др, 2019).

## **Индексы на основе зоопланктона**

### ***Индексы трофического статуса озер Андрониковой, основанные на соотношении крупных таксономических групп***

Первый из них – соотношение численности Cladocera и Soropoda предложен непосредственно И.И. Андрониковой (1996) на основе анализа большого объема литературных данных. Использование данного показателя обусловлено тем, что Cladocera по сравнению с Soropoda обладают большим репродукционным потенциалом, способны к партеногенезу и, как следствие, преобладают над Soropoda в озерах эвтрофного типа. Для копепод характерны сложные и длительные жизненные циклы, что в значительной степени определяет их узвимость.

Кроме того, кладоцеры, в отличие от копепод, в эвтрофных водоемах хорошо обеспечены пищей, так как они способны кроме фитопланктона потреблять бактерий и взвешенные органические частицы.

$$I_B = \frac{N_{Clad}}{N_{Cop}}$$

Увеличение данного показателя свидетельствует о повышении трофического статуса водоема.

Средние и максимальные значения  $I_T$  приведены ниже:

0,57±0,04 (не превышает 1,10) – олиготрофия;

0,90±0,05 (не превышает 1,75) – мезотрофия;

2,00±0,18 (не превышает 5,50) – эвтрофия;

Второй – соотношение биомассы Cyclozoidea и Calanoida предложен Т. Węgleńska с соавторами в 1983 г. Индекс введен в русскоязычную научную литературу И.И. Андрониковой (1996), обосновавшей его показательность. Группа Calanoida считается наиболее чувствительной к процессу эвтрофирования. Ухудшение кислородного режима, развитие крупных колониальных форм цианобактерий (сине-зеленых водорослей) и увеличение содержания взвешенных органических частиц препятствуют развитию Calanoida.



$$I = \frac{B_{Cycl}}{B_{Cal}}$$

Поскольку Calanoida являются более крупными представителями пресноводного зоопланктона, то соотношение биомасс изменяется в пользу более мелких Cyclopoidea и величина соотношения возрастает.

***Индекс трофности Мяэметса, основанный на соотношении крупных таксономических групп***

Этот показатель, предложенный А.Х. Мяэметс, рассчитывается как соотношение биомассы Crustacea и Rotatoria (Мяэметс, 1980).

$$I = \frac{B_{Cr}}{B_{Rot}}$$

При эвтрофировании биомасса коловраток возрастает, а ракообразных уменьшается, таким образом, значение показателя уменьшается.

Первые три показателя наиболее часто используются при анализе многолетних рядов или при сравнении различных периодов наблюдения за структурными показателями зоопланктона конкретного водоема.

***Индекс трофического статуса озер Хаберман–Андрониковой, основанный на размерной структуре зоопланктона***

Важнейшим показателем размерной структуры зоопланктонного сообщества можно считать среднюю индивидуальную массу зооплактона за вегетационный период (усредненное за период наблюдений отношение общей биомассы к общей численности в пробе). Этот показатель был предложен Ю.Х. Хаберман в 1978 г., данные об его значениях в водоемах озерного типа были обобщены И.И. Андрониковой (1996).

$$w = \frac{B}{N}$$

Средний размер (масса) особи для сообщества в целом дает информацию о преобладании в нем определенных таксономических и размерных групп. Его можно также рассматривать как интегральный показатель, отражающий всю совокупность экологических

условий, свойственных водоему определенного трофического статуса.

При эвтрофировании наблюдаются тенденция на уменьшение линейных размеров в доминантных популяциях ракообразных, а также замена крупных фильтраторов (*Daphnia sp.*, *Eudiaptomus sp.*) более мелкими формами кладоцер (*Chydorus sphaericus*, *Bosmina longirostris*). Кроме того, доля Rotatoria в общей численности и биомассе зоопланктона существенно возрастает, начинают преобладать мелкие формы. В целом, в планктоне преимущественно развиваются мелкие виды с простыми и короткими жизненными циклами. Для водоемов крайних трофических типов рассчитаны следующие значения этого показателя:

$0,0185 \pm 0,0041$  мг – олиготрофия;

$0,0056 \pm 0,0006$  мг – эвтрофия.

Индекс также может быть использован и при анализе процессов acidификации и гумификации в озерах.

### ***Индекс трофического статуса озер Андрониковой, основанный на внутригодовых колебаниях биомассы***

Особое место занимает показатель, характеризующий соотношение усредненных значений биомассы зоопланктона за летний и зимний сезоны. Он так же, как и  $I_T$ , был предложен И.И. Андрониковой (1996) на основе анализа большого объема литературных данных.

$$I = \frac{B_{летн}}{B_{зимн}}$$

В олиготрофных озерах, где преобладают Сорерода, значительное число видов относится к представителям холодноводного комплекса, который функционирует и подо льдом. При эвтрофировании доли Cladocera и Rotatoria в общей биомассе летнего планктона возрастают (это, как правило, представители тепловодного комплекса), однако зимой виды этих групп практически полностью выпадают из сообщества. С повышением уровня продуктивности водоема происходит закономерное возрастание диапазона внутригодовых колебаний биомассы зоопланктона. Средние значения индекса приведены ниже:

$3,8 \pm 0,4$  – олиготрофия;

$13,1 \pm 2,9$  – мезотрофия;

$112,0 \pm 23,2$  – эвтрофия.

***Индекс трофического статуса  
водоемов озерного типа Лазаревой,  
основанный на внутригодовых колебаниях биомассы***

На информативность соотношения экстремальных значений биомассы зоопланктона в годовом цикле для оценки трофического статуса озер впервые обратила внимание И.Н. Андроникова, ею были обобщены публикации по озерам различных трофических типов (Андроникова, 1996). В дальнейшем В.И. Лазарева проанализировала данные не только для озер, но и для водохранилищ, переработав материалы собственных исследований и новые литературные источники (Лазарева, 2010).

$$I = \frac{B_{max}}{B_{min}}$$

Возникновение периодов с экстремально высокими и/или низкими значениями биомассы, не характерными для водоема ранее, приводит к увеличению размаха ее колебаний, а в целом к увеличению значений индекса.

***Фаунистический индекс Nakkarı, основанный  
на индикаторных свойствах видов зоопланктона***

Соотношение числа видов индикаторов эвтрофных и олиготрофных условий было предложено L. Nakkarı в 1972 г. для характеристики трофности водного объекта (Nakkarı, 1972).

$$I = \frac{E}{O}$$

Диапазоны значения индекса приведены ниже:

- < 0,5 – олиготрофия;
- 0,5–1,5 – мезотрофия;
- 1,5–5,0 – эвтрофия;
- > 5,0 – гипертрофия.

***Фаунистический индекс Мязметса, основанный  
на индикаторных свойствах видов зоопланктона***

Этот индекс, часто встречающийся в научной литературе, был впервые предложен в 1979 г. А.Х. Мязметс (Мязметс, 1980). Его расчет базируется на количестве видов-индикаторов эвтрофных и

олиготрофных вод с учетом соотношения таксономических групп планктонных организмов:

$$E = \frac{K(x+1)}{(A+V)(y+1)},$$

где  $K$  – число видов Rotatoria,  $A$  – число видов Copepoda,  $V$  – число видов Cladocera,  $x$  – число мезо-эвтрофных видов,  $y$  – число олиго-мезотрофных видов.

Выделяются следующие градации трофности:

< 0,2 – олиготрофный тип;

0,2 – 1,0 – мезотрофный тип;

1,1–4,0 – эвтрофный тип;

> 4,0 – гипертрофный тип.

Для расчета двух приведенных выше индексов видовой структуры зоопланктона можно использовать таблицу 14, приведенную ниже.

**Таблица 14. Виды-индикаторы крайних трофических типов по Андрониковой (1996) с изменениями**

Таксон	Олиготрофный тип	Эвтрофный тип
Коловратки ( <i>Rotatoria</i> )	<i>Asplanchna herricki</i> <i>Bipalpus hudsoni</i> <i>Synchaeta grandis</i> <i>Keratella cochlearis</i> <i>Conochilus unicornis</i> <i>Gastropus stylifer</i> <i>Trichocerca cavia</i> * <i>Trichocerca intermedia</i> *	<i>Polyartra eurypetra</i> <i>Filinia longiseta</i> <i>Keratella quadrata</i> <i>Cephalodella gibba</i> <i>Cephalodella gracilis</i> <i>Epiphanes senta</i> <i>Brachionus diversicornis</i> <i>Trichocerca cylindrical</i> <i>Anuraeopsis fissa</i> <i>Hexarthra mira</i> <i>Pompholyx sulcata</i>
Отряд Веслоногие ( <i>Copepoda</i> )	<i>Limnocalanus macrurus</i> <i>Cyclops scutifer</i> <i>Cyclops abyssorum</i>	<i>Mesocyclops crassus</i> <i>Cyclops kolensis</i> <i>Cyclops strenuus</i>
Отряд Ветвистоусые ( <i>Cladocera</i> )	<i>Limnosida frontosa</i> <i>Holopedium gibberum</i> <i>Daphnia longispina</i> <i>Bosmina longispina</i> <i>Bythotrephes longimanus</i>	<i>Daphnia pulex</i> <i>Daphnia cucullata</i> <i>Ceriodaphnia pulchella</i> <i>Bosmina longirostris</i> <i>Bosmina coregoni</i> <i>Chydorus spaericus</i>

*Примечание.* \*Приведенные виды в больших озерах входят в состав литорально-го комплекса, однако в малых гумифицированных озерах могут входить в состав планктона.

При использовании данных индексов важно помнить об их ограниченных возможностях, так как распределение зоопланктона связано не только с процессом эвтрофирования, но и с другими факторами. Заметим, что приведенные в таблице виды не всегда занимают положение доминантов в сообществе.

### **Фаунистический индекс трофического статуса водоемов Сладечка**

Владимир Сладечек в 1983 г. предложил индекс, основанный на соотношении числа видов ( $n$ ) двух родов коловраток, р. *Brachionus* и р. *Trichocerca*:

$$Q_B = \frac{N_{Brachionus}}{N_{Trichocerca}}.$$

В олиготрофных водоемах наблюдается наибольшее разнообразие видов р. *Trichocerca*, наименьшее – р. *Brachionus*. С увеличением уровня трофии количество видов р. *Brachionus* возрастает, а количество видов р. *Trichocerca* резко уменьшается. Таким образом, значение индекса возрастает от олиго- к эвтрофным водоемам.

### **Индекс трофического статуса озер Андрониковой, основанный на соотношении биомассы смежных трофических уровней**

На протяжении многих лет используется такой показатель как соотношение биомассы смежных трофических уровней (Андронилова, 1996), в обобщенном виде:

$$I = \frac{B_{хищников}}{B_{мирных}} \times 100.$$

Чаще это соотношение рассчитывается для планктонных ракообразных и характеризует соотношение общей биомассы хищников к таковой фильтраторов ( $B_3 - B_2$ ):

$$I = \frac{B_3}{B_2} \times 100.$$

Для получения более объективной картины рекомендуется использовать средние за вегетационный период значения. Более высокое соотношение характерно для олиготрофных озер, в эвтрофных водоемах этот показатель существенно ниже, что объясняется

значительным увеличением биомассы фильтраторов в более продуктивных водоемах. Средние значения индекса для крайних трофических типов:

37,9 ± 4,1 – олиготрофия;

19,6 ± 1,7 – эвтрофия.

### ***Индекс относительной значимости хищничества и конкуренции Локк-Пимм***

Последние десятилетия в научной литературе часто встречаются показатели, основанные на соотношении числа видов в трофических группах зоопланктона. Это максимальная длина трофической сети или модальное число трофических уровней (Pimm, Lawton, Cohen, 1991), плотность связей хищник-жертва – число хищных взаимодействий на один вид, число хищных и нехищных (мирных) видов (Pimm, 1980), а также их соотношение, чаще называемое индексом относительной значимости хищничества и конкуренции (Locke, Sprules, 1994). С нашей точки зрения этот индекс представляет значительный интерес:

$$I = \frac{N_{\text{хищников}}}{n_{\text{мирных}}} \times 100,$$

где  $n$  – число хищных или мирных видов в сообществе зоопланктона.

При эвтрофировании происходит увеличение видов фильтраторов и седиментаторов, тогда как количество видов хищников уменьшается, что приводит к уменьшению значений индекса.

## **3. Биотестирование**

Биотестирование (bioassay) – это экспериментальный метод определения токсического действия физических, химических и биологических неблагоприятных факторов среды, потенциально опасных для живых организмов. Согласно РД 52.24.868-2017 биологическое тестирование воды – метод оценки качества воды по их токсичности на основе анализа ответных реакций тест-объектов (гидробионтов) в токсикологическом эксперименте.

В основе биотестирования лежит сравнение реакций организмов на воздействие комплекса факторов, содержащихся в анализируемой

пробе по сравнению с контрольной пробой. Существует широкий спектр разнообразных методов биотестирования или биотестов. Различные биотесты используются для разных целей, таких как исследование эффектов комбинированного действия токсикантов, контроль над качеством вод хозяйственно-питьевого назначения, промышленных и сточных вод, определение токсичности природных вод и др. Что касается исследования состояния природных вод, то следует подчеркнуть, что до последнего времени биотестирование с успехом применялось для оценки интегральной токсичности пресных вод, атмосферных осадков (дождевой воды, снегового покрова), почвенной влаги.

Организмы, применяемые в биотестировании, принято называть *тест-организмами* или *тест-объектами*. В качестве тест-объектов используются самые разнообразные организмы, от бактерий до высших растений и позвоночных животных, включая млекопитающих. Выбор тест-объекта определяется задачами, стоящими перед исследователем. Предпочтение, как правило, отдается низкоорганизованным короткоциклическим организмам, достаточно чувствительным к исследуемому фактору.

Ответ тест-объекта на присутствие токсиканта может заключаться в форме одного или нескольких биологических эффектов: биохимических, физиологических, морфологических, генетических, поведенческих и др. Эффекты, выбранные исследователем для оценки состояния испытуемых сред, называют *тест-реакциями*. В последние годы большинство исследователей все более склоняется к использованию в качестве тест-реакций поведенческих и вегетативных реакций тест-объекта взамен традиционной выживаемости. Уже разработаны и применяются тесты, основанные на поведенческих и локомоторных реакциях животных, относящихся к различным группам, таким как простейшие, дафнии, олигохеты, моллюски, рыбы и др. Показатели, на основании которых производят оценку состояния тестируемых сред, называют *критериями токсичности* или *тест-критериями*.

Во многих странах биотестирование стало обязательным элементом определения качества вод. Биотестовые методы и аппаратура для их реализации разрабатываются и широко применяются в Англии, Франции, Швеции, Германии. Наиболее широко биотестирование как метод контроля применяется в США. В нашей стране также ведется активная работа по внедрению биотестирования во многие сферы хозяйственной, природопользовательской

и природоохранной деятельности, по стандартизации биотестов и разработке нормативов качества вод на основе биотестирования. Однако, несмотря на то, что мировой опыт нормирования биотестовых оценок токсичности охватывает несколько десятилетий, до сих пор не существует единых стандартов и нормативов. Это связано, прежде всего, с тем, что не существует универсального тест-объекта, пригодного для использования его при тестировании любых сред, т. к. разные организмы обладают неодинаковой чувствительностью по отношению к тем или иным токсикантам, а также с отсутствием у тест-объектов специфических реакций на отдельные вещества и их сочетания. Все это приводит к тому, что в каждом случае, фактически, разрабатывается новый биотест.

Первые биотесты на дафниях и циклопах были выполнены в 1918 г. В дальнейшем основным тест-организмом длительное время служила *Daphnia magna*. С конца 1930-х годов в качестве тест-организмов стали использовать гидробионты разного систематического уровня и с разными трофическими связями. В 1940–1941 гг. в систему испытаний включили простейших, ракообразных, червей и рыб. За биологические показатели оценки качества воды были приняты выживаемость, репродуктивность (размножение), выживаемость нарождающейся молодежи, дыхательный и сердечный ритмы, потребление кислорода, выделение углекислого газа и аммиака как конечных продуктов обмена, дыхательный коэффициент, темп роста и питания, кормовой коэффициент, увеличение массы и др. (Бубнов и др., 2007).

Результаты биотестирования могут регистрироваться как визуально, так и с помощью приборов. Наиболее перспективным в этом отношении кажется создание биотестовых измерительных систем (Bioassay Measuring System, BMS). BMS – это комплекс аппаратно-методических средств, предназначенных для организации условий проведения тест-реакции, количественного ее измерения и оценки информации. В качестве примера такой BMS можно привести анализатор токсичности Microtox в сочетании с методикой, рекомендованной производителем, основанной на способности некоторых видов бактерий к люминесценции. Тест-реакцией в данном случае является гашение свечения бактерий при помещении их в среду, содержащую токсиканты. Этот метод нашел широкое применение в США, Канаде и ряде западноевропейских стран. Не умаляя несомненных достоинств этого метода, следует отметить, что



у него имеется и ряд недостатков, не последний из которых – его высокая стоимость.

В СССР исследования в области разработки и использования метода биотестирования в водоохранной практике проводились во многих научно-исследовательских институтах и вузах (Бубнов и др., 2007). В 1980 г. была признана необходимость применения биотестирования как показателя оперативной интегральной диагностики качества вод. В 1981–1986 гг. методики биотестирования были апробированы и рекомендованы для определения токсичности сточных и природных вод. По итогам апробации Всесоюзным научно-исследовательским институтом по охране вод (ВНИИВО) – головным институтом по разработке и использованию методов определения токсичности вод в 1990 г. было подготовлено и утверждено Государственным комитетом СССР по охране природы «Методическое руководство по биотестированию воды» (РД 118-02-90). В этот документ вошли методики с использованием тест-организмов – представителей основных трофических звеньев водной экосистемы: водорослей, ракообразных и рыб. Позднее, для целей государственного экологического контроля Минприроды России, а затем Госкомэкологией России были подготовлены и утверждены методики для определения токсичности воды с использованием в качестве тест-организмов инфузорий и ракообразных (ПНД Ф Т 14.1:2:3:4.2-98; ПНД Ф Т 14.1:2:3:4.3-99).

В настоящее время при проведении мониторинговых наблюдений за состоянием водных объектов применяются методики биотестирования с использованием тест-объектов различного таксономического уровня, включенные в Федеральный реестр аттестованных методик (методов) измерений и в перечень Руководящих документов и рекомендаций Федеральной службы по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды.

Для определения токсичности поверхностных вод используются, например, ФР.1.39.2015.19242 «Методика определения токсичности проб природных, питьевых, хозяйственно-питьевых, хозяйственно-бытовых сточных, очищенных, сточных талых, технологических вод экспресс-методом с применением прибора серии «Биотестер» или РД 52.24.868-2017 «Использование методов биотестирования воды и донных отложений водотоков и водоемов». Специализированный фотометр «Биотестер» и комплекс методических решений может служить примером отечественной разработки

BMS оценки токсичности водных сред на базе поведенческих реакций инфузорий.

В целом, широкое применение в лабораторной практике в Российской Федерации получили ряд методик биотестирования, отвечающие следующим требованиям:

- чувствительность тест-организмов к достаточно малым концентрациям загрязняющих веществ;
- отсутствие инверсий ответных реакций тест-объектов на разные значения концентрации загрязняющих веществ;
- возможность получать надежные результаты, метрологическая обеспеченность;
- простота выполнения процедуры и технических приемов биотеста;
- обеспеченность специализированными приборными решениями отечественного производства;
- простота культивирования и содержания в лабораторных условиях;
- низкая себестоимость работ.

Важное условие правильного проведения биотестирования – использование генетически однородных лабораторных культур, так как они проходят проверки чувствительности, содержаться в специальных, оговоренных стандартами лабораторных условиях, обеспечивающих необходимую сходимость и воспроизводимость результатов исследований.

## Основы токсикометрии

В биотестовом анализе используют токсикометрические принципы. Токсикометрия – это совокупность приемов оценки токсичности веществ. Количественные меры токсичности веществ для живых организмов включают показатели острой токсичности устанавливаемые для «чистого» вещества при его лабораторном исследовании. Показатели не имеют универсального значения и устанавливаются для каждого тест-объекта индивидуально. Это следующие параметры:

- NOEC – максимально недействующая концентрация вещества;
- $LC_0$  – минимальный порог чувствительности, при котором отмечаются специфические тест-реакции или смертность тест-объектов;
- $LC_{50}$  – стандартная мера токсичности вещества, показывающая, какая концентрация вещества вызывает гибель 50 % тест-организмов за установленное время (24, 48 или 96 ч);

- $LC_{100}$  – высший смертельный порог для всех животных или тест-культуры водорослей, использованных в опыте.

В основе биотестирования лежит сравнение ответных реакций организмов на воздействие комплекса факторов, содержащихся в анализируемой пробе по сравнению с контрольной пробой.

Ответ тест-организма на присутствие токсиканта может заключаться в форме одного или нескольких биологических эффектов: биохимических, физиологических, морфологических, генетических, поведенческих и др. Тест-реакции, используемые в качестве показателя биотестирования для различных объектов могут быть самыми разными, например: выживаемость, плодовитость, появления аномальных отклонений в развитии и др.

В качестве тест-организмов используются самые разнообразные организмы, от бактерий до высших растений и позвоночных животных, включая млекопитающих. Эти организмы с известной степенью приближения дают количественную оценку уровня токсичности среды.

### **Разнообразие тест-организмов в биотестовом анализе**

Ведущее положение в различных областях мониторинга и охраны окружающей среды, в том числе в системе экологического нормирования химических веществ занимает биотестовые методы на дафниях – ветвистоустых, ракообразных, относящихся к семейству Daphniidae: *Daphnia magna*, *Daphnia longispina*, *Ceriodaphnia dubia* и др. Широкое использование биотеста на дафниях объясняется простотой разведения и содержания дафний в лаборатории, легкостью выполнения технических процедур методики, основанной на простых визуальных наблюдениях, а также достаточно высокой чувствительностью. Особенно важно, что биотесты на дафниях являются одними из самых стандартизованных из всех существующих биотестов. При биотестировании на дафниях можно регистрировать различные тест-реакции, но традиционными остаются выживаемость и плодовитость, среди других чаще всего используются поведенческие реакции, морфометрия и окраска тела, скорость выедания корма и др.

Практическим примером применения токсикометрических характеристик для оценки качества воды является методика определения острой и хронической токсичности растворов отдельных химических веществ, питьевых, грунтовых, поверхностных, сточных вод, а также водных вытяжек из почв, осадков сточных вод и отходов

в лабораторных условиях с использованием в качестве тест-объекта низших ракообразных дафний. Методика основана на определении смертности и изменений в плодовитости дафний (*Daphnia magna* Straus, *Cladocera*, *Crustacea*) при воздействии токсических веществ, присутствующих в исследуемой водной среде, по сравнению с контрольной культурой в пробах, не содержащих токсических веществ (контроль). Острое токсическое действие растворов отдельных химических веществ, исследуемой воды или водной вытяжки из почв, осадков сточных вод и отходов на дафний определяется по их смертности (летальности) за определенный период экспозиции. Критерием острой токсичности служит гибель 50 % и более дафний за 96 часов в исследуемой воде при условии, что в контрольном эксперименте гибель не превышает 10 %. В краткосрочных экспериментах по определению острого токсического действия устанавливают:

– острую токсичность или среднюю летальную концентрацию отдельных веществ (кратность разбавления вод или водной вытяжки из почв, осадков сточных вод и отходов, содержащих смеси веществ), вызывающую гибель 50 % и более тест-организмов (ЛК<sub>50-96</sub>, ЛКР<sub>50-96</sub>);

– безвредную (не вызывающую эффекта острой токсичности) концентрацию отдельных веществ (кратность разбавления вод или водной вытяжки из почв, осадков сточных вод и отходов, содержащих смеси веществ), вызывающую гибель не более 10 % тест-организмов (БК<sub>10-96</sub>, БКР<sub>10-96</sub>).

Хроническое токсическое действие растворов отдельных химических веществ, исследуемой воды или водной вытяжки из почв, осадков сточных вод и отходов на дафний определяется по смертности и изменению их плодовитости за период до 24 суток в исследуемой воде по сравнению с контрольным экспериментом. Критерием хронической токсичности служит гибель 20 % и более и (или) достоверное отклонение в плодовитости из числа выживших тест-организмов по сравнению с контрольным экспериментом.

Среди простейших приоритет принадлежит представителям типа инфузории (*Ciliophora*) *Tetrachymena pyriformis*, *Paramecium caudatum*, *Euplotes balteatus* и др. Инфузории как тест-объекты обладают рядом достоинств: высокая чувствительность к токсикантам различной природы, короткий жизненный цикл, высокая скорость размножения, сочетание признаков эукариотной клетки и целостного организма, ярко выраженные таксисы, простота содержания в лабораторных условиях. Культура инфузорий легко подвергается

стабилизации при проточном культивировании, когда скорость роста культуры регулируется скоростью протока среды. При биотестировании на инфузориях о токсичности исследуемой пробы судят по выживаемости, интенсивности размножения, изменению двигательной активности, поведенческим реакциям и др.

Одним из наиболее чувствительных тест-организмов являются водоросли. Важность для тестирования определяется тем, что являясь первичными продуцентами, водоросли представляют собой основу пищевых цепей в природных экосистемах. В качестве тест-объектов используют представителей разных отделов водорослей, различные тест-реакции и критерии токсичности. Токсичность воды оценивается по прекращению фотосинтеза (водоросли обесцвечиваются или приобретают коричневую или желтую окраску), по отмиранию клеток, по изменению формы окраски хроматофора и другим показателям.

Особый интерес представляют биотесты на рыбах в связи с их важностью как высшего звена в трофической цепи водных экосистем. Существует ряд биотестов, основанных на использовании в качестве тест-организмов различных видов рыб. На первом месте среди них стоит методика для тестирования на гуппи – *Poecilia reticulata*. Этот вид живородящих тропических рыбок, удобный для культивирования и наблюдений, можно отнести к чувствительным по отношению к целому ряду загрязняющих веществ. Набор регистрируемых тест-реакций весьма разнообразен. Наряду с выживаемостью регистрируют различные физиологические, биохимические и поведенческие реакции.

## **Токсикологические параметры поверхностных вод**

В качестве токсикологических параметров поверхностных вод, исследуемых в рамках летней практики студентов Кафедры прикладной и системной экологии РГГМУ, при мониторинговых исследованиях малых водотоков Санкт-Петербурга чаще всего используют ряд показателей.

### ***Индекс токсичности T (y.e.) для простейших – инфузорий *Paramecium caudatum* Ehrenberg, 1838***

Для определения индекса токсичности для инфузорий используется методика ФР.1.39.2015.19242 «Методика определения токсичности проб природных, питьевых, хозяйственно-питьевых,

хозяйственно-бытовых сточных, очищенных, сточных талых, технологических вод экспресс-методом с применением прибора серии «Биотестер» с использованием в качестве тест-объекта инфузорий – *Paramecium caudatum*.

В соответствие с этой методикой оценку токсичности пробы производят по относительной разнице количества клеток в верхних зонах кювет в контрольной и анализируемой пробе.

Индекс токсичности определяется как:

$$T = |I_{cp.k} - I_{cp.a}| \cdot K / I_{cp.k},$$

где  $I_{cp.k}$ ,  $I_{cp.a}$  – средние показания прибора для контрольных и анализируемых проб соответственно,  $K$  – коэффициент разбавления пробы. Индекс  $T$  изменяется от 0,0 до 1,0 условных единиц (у.е.).

По величине индекса токсичности для простейших анализируемые пробы классифицируются по степени их токсичности на 3 группы:

- допустимая степень токсичности ( $0,00 \text{ у.е.} < T \leq 0,40 \text{ у.е.}$ );
- умеренная степень токсичности ( $0,40 \text{ у.е.} < T \leq 0,70 \text{ у.е.}$ );
- высокая степень токсичности ( $T > 0,70 \text{ у.е.}$ ).

### ***Изменение оптической плотности культуры зеленой водоросли (*Chlorella vulgaris* Beijer, 1890) по сравнению с контролем***

Определение выполняется в соответствии с ПНД Ф Т 14.1:2:3:4.10-04 Методика определения токсичности проб поверхностных пресных, грунтовых, питьевых, сточных вод, водных вытяжек из почв, осадков сточных вод и отходов по изменению оптической плотности культуры водоросли хлорелла (*Chlorella vulgaris*).

Методика основана на регистрации различий в величине оптической плотности тест-культуры водоросли хлорелла, выращенной на среде, не содержащей токсических веществ (контроль) и тестируемых проб донных отложений, в которых эти вещества могут присутствовать. Измерение оптической плотности суспензии водоросли позволяет оперативно контролировать изменение численности клеток в контрольном и опытном вариантах острого токсикологического эксперимента, проводимого в специализированном многокюветном культиваторе. Критерием токсичности является снижение на 20 % и более (подавление роста) или увеличение на 30 % и более (стимуляция роста) величины оптической плотности культуры

водоросли, выращиваемой в течение 22 часов на тестируемой среде по сравнению с ее ростом на контрольной среде.

Изменение оптической плотности рассчитывалось по формуле:

$$A_{\text{опт}} = \frac{(X_k - X_o)}{Xk} \times 100,$$

где  $A_{\text{опт}}$  – изменение оптической плотности, %;  $X_k$  и  $X_o$  – средние значения оптической плотности в контроле и в опыте соответственно, ед. опт. пл.;

### ***Реализация репродуктивного потенциала ряски малой *Lemna minor* L., 1758***

Подсчет реализации репродуктивного потенциала ряски малой выполняется в соответствии с методом, разработанным Л.В. Цаценко.

Представителей семейства Рясковые традиционно используют при биоиндикационных исследованиях и для проведения фитотестирования. Чаще всего в качестве тест-объекта и вида-индикатора выступает ряска малая (*Lemna minor* L., 1758). Для оценки качества воды выбрано время удвоения численности ( $t_{\text{удв}}$ ), рассчитываемое через коэффициент мгновенного роста популяции ( $r$ ), изменение которого отражает сопротивление среды, т. е. характеризует сумму всех лимитирующих факторов среды, препятствующих реализации репродуктивного потенциала ( $r_{\text{max}}$ ), который рассчитывается по контролю. По истечении времени экспозиции в контроле и в исследуемой пробе просчитывается общее количество листецов, включая, материнские особи и листецы, отделившиеся от материнской особи.

Ввиду того, что все рясковые размножаются преимущественно вегетативным путем, то популяции растений представляют собой клоны (генетически однородные растения). Для тестирования были взяты колонии ряски, т. е. материнское растение и дочерние листецы. Отбирались только здоровые растения, не имеющие деформированных листецов и корней.

В тестировании используется 7-дневный цикл развития растений. В качестве контрольной среды используется ростовой раствор. В чашки Петри объемом 45 мл приливают по 30 мл исследуемой среды (контроль и анализируемые пробы). Используя пинцет, переносят по 5 рясок в каждую чашку. Используют зеленые, здоровые растения с 2–3 дочерними листецами и приблизительно одинаковых

размеров. После чего чашки закрывают пленкой и помещают на 24 часа под лампу дневного света. Спустя 7, 14 и 21 дней учитывают количество листецов в каждой чашке с пометками об изменениях их цвета, о наличии или отсутствии корней, об общем виде тест-организмов.

Затем рассчитывают коэффициент мгновенного роста популяции ( $r$ ) по формуле:

$$r = \frac{N_t - N_o}{t},$$

где  $N_o$  – начальная численность листецов;  $N_t$  – конечная численность листецов;  $T$  – время экспозиции (сутки).

Показатель токсичности среды по отношению к контрольной пробе рассчитывается для каждого образца по результатам трех параллельных опытов и выражается в процентах ( $D_t$ ):

$$D_t = \frac{r_k - r_p}{r_k} \times 100,$$

где  $r_k$  – коэффициент роста в контроле,  $r_p$  – коэффициента роста в тестируемой водной вытяжке.

При  $|D_t| \leq 20\%$  тестируемый образец поверхностных вод не токсичен, при  $20\% \leq |D_t| \leq 50\%$  – умеренно токсичен, при  $|D_t| \geq 50\%$  тестируемый образец оказывает высокое токсичное действие.

### ***Острое и хроническое токсическое действие по смертности и изменению плодовитости дафний *Daphnia magna* Straus, 1820***

Определение острого и хронического токсического действия поверхностных вод для дафний *Daphnia magna* проводится согласно ФР.1.39.2007.03222 «Методика определения токсичности воды и водных вытяжек их почв, осадков сточных вод, отходов по смертности и изменению плодовитости дафний». Методика основана на определении смертности и изменений в плодовитости дафний (*Daphnia magna* Straus, *Cladocera*, *Crustacea*) при воздействии токсических веществ, присутствующих в исследуемой водной среде, по сравнению с контрольной культурой в пробах, не содержащих токсических веществ (контроль).

Острое токсическое действие растворов отдельных химических веществ, исследуемой воды или водной вытяжки из почв, осадков



сточных вод и отходов на дафний определяется по их смертности (летальности) за определенный период экспозиции. Критерием острой токсичности служит гибель 50 % и более дафний за 96 ч в исследуемой воде при условии, что в контрольном эксперименте гибель не превышает 10 %.

В краткосрочных экспериментах по определению острого токсического действия устанавливают:

– острую токсичность или среднюю летальную концентрацию отдельных веществ (кратность разбавления вод или водной вытяжки из почв, осадков сточных вод и отходов, содержащих смеси веществ), вызывающую гибель 50 % и более тест-организмов ( $LK_{50-96}$ ,  $LKP_{50-96}$ );

– безвредную (не вызывающую эффекта острой токсичности) концентрацию отдельных веществ (кратность разбавления вод или водной вытяжки из почв, осадков сточных вод и отходов, содержащих смеси веществ), вызывающую гибель не более 10 % тест-организмов ( $BK_{10-96}$ ,  $BKP_{10-96}$ ).

Хроническое токсическое действие растворов отдельных химических веществ, исследуемой воды или водной вытяжки из почв, осадков сточных вод и отходов на дафний определяется по смертности и изменению их плодовитости за период до 24 суток в исследуемой воде по сравнению с контрольным экспериментом. Критерием хронической токсичности служит гибель 20 % и более и (или) достоверное отклонение в плодовитости из числа выживших тест-организмов по сравнению с контрольным экспериментом.

Во время острого и хронического опытов оценивают процент погибших организмов (смертность) в тестируемой воде ( $A$ , %) по сравнению с контролем по формуле:

$$A = \frac{X_K - X_T}{X_K} \times 100\%,$$

где  $X_K$  – количество выживших тест-объектов в контроле, экз.;  $X_T$  – количество выживших тест-объектов в тестируемой воде, экз.

## 4. Интегральные индексы

Одним из основных вопросов при решении проблемы оценки качества вод является выбор параметров и критериев оценивания. При этом они характеризуются значительным разнообразием и разнокачественностью самих критериев и оценочных шкал. Это приводит к несравнимости оцениваемых объектов.

Часто отсутствует объективная шкала измерений оценок по отдельным критериям, а сами критерии по данным разных авторов измеряются по различным оценочным шкалам. Частое использование в последние годы балльных и балльно-индексных оценок привело к тому, что многие критерии стали задаваться в виде баллов или же баллы оценивания получались по сумме индексов, определяемых на предварительном этапе (Снакин и др., 1992).

Отсутствует однозначный выбор правил перехода от отдельных оценок к интегральной оценке. Существует мнение, что интегральная экологическая оценка экосистем может быть только качественной, чему способствует и неразработанность количественных оценочных параметров (Исаченко, 1991). Она во многом определяется опытом и интуицией исследователя. В то же время отмечается что оценка, безусловно, должна носить количественный характер.

Интуитивно ясно, что из бесконечного набора критериев, по которым можно оценивать экологическое состояние водного объекта, одни более важны, другие – менее. Нельзя взять слишком много или слишком мало критериев. В первом случае это приведет к многократному усложнению решаемой проблемы (трудно найти натурные данные, увеличивается вероятность оценивания по «ненужным» критериям и т.д.), во втором случае полученные результаты будут не соответствовать реальному положению дел.

В обобщающем труде В.К. Шитикова, Г.С. Розенберга и Т.Д. Зинченко «Количественная гидроэкология: методы, критерии, решения», авторы отмечают, что оценка состояния изучаемого объекта по всему комплексу измеренных и расчетных показателей вследствие принципиальной сложности экосистем является особенно актуальной, поскольку, «желая учесть все множество тенденций и явлений, исследователи стремятся использовать не один, а несколько (иногда 7–8) частных критериев из тех, что были известны ранее». Авторы разъясняют, что с градациями класса качества вод, в принципе, можно связать неограниченное количество показателей и расчетных критериев. Если все они дают одинаковую картину (что

бывает редко), то уверенность в правильности оценки возрастает. Однако, каждый из индексов, выделяя ту или иную особенности биотического сообщества, может недоучитывать другие, в результате чего возникает «естественный феномен несовпадения в оценках качества экосистем по разным показателям».

Выход из сложившейся ситуации может быть найден путем вычисления обобщенных показателей, которые основаны на том, что выбранные исходные показатели нормируются в некоторой единой шкале, после чего суммируются. При этом появляется еще один индекс (интегральный показатель, комбинированный индекс и т.п.), используя который, пытаются обобщить и представить одним числом все множество процессов и факторов развития экосистемы.

Построение интегральных показателей может основываться на *методе сводных показателей* (МСП), общая структура которого была разработана А.Н. Крыловым еще в 1908 г. Данный метод хорошо зарекомендовал себя как инструмент построения интегральных показателей, синтезирующих информацию о различных свойствах водных экосистем (Дмитриев, 1995, 2000).

Применение данного метода сопряжено с реализацией следующих этапов (Дмитриев, 2007):

- обоснование и выбор репрезентативных критериев и уровней оценивания;
- нахождение градаций оценочных шкал и набора классов состояний изучаемого объекта;
- выбор вида интегрального показателя для свертки информации;
- выбор нормирующих функций и проведение процедуры нормирования исходных параметров;
- установление приоритетов (весов) для оценочных критериев и уровней;
- выполнение первого и последующих уровней обобщения информации для разработанных классификаций, получение оценочных шкал для интегральных показателей;
- формирование мониторинговой информационной базы оценочных исследований;
- построение интегральных показателей на основе созданной информационной базы натурных данных.

На *первом этапе* отбирается обоснованная система критериев состояния биоты и абиотической среды, при использовании которых возможно диагностирование экологического состояния водной

экосистемы. При этом нужно стремиться к тому, чтобы каждый из параметров был необходим, а все параметры вместе были достаточны для описания качества (свойства) рассматриваемой системы. При этом могут существовать характеристики, увеличение значений которых приводит к улучшению значения качества или свойства экосистемы (первый тип), а также характеристики, увеличение значений которых приводит к его ухудшению (второй тип). Кроме того, возможно существование характеристик, критические значения которых (например, значение  $pH = 7,0$ ) разбивают шкалу изменений характеристики на два интервала с противоположными свойствами влияния переменной на состояние объекта.

Одновременно с введением признаков (критериев) оценивания вводятся классы состояния, качества. В связи с этим стоит обратить внимание на существующие классификации. На данном этапе всегда полезно проанализировать шкалы изменения параметров по классам состояния. Затем вводим левую и правую границы для всех исходных характеристик, хотя заметим, что данная процедура не является строго обязательной.

На *втором этапе* с помощью несложных преобразований избавимся от размерности исходных характеристик так, чтобы наилучшим условиям по каждому критерию соответствовало значение равное 0, а наихудшим – равное 1 (можно наоборот). Такое преобразование выполним следующим образом.

Для критериев первого типа введем правило перевода в виде:

$$q_i = q_i(x_i) = \begin{cases} 1, & \text{при } x_i \leq \min_i, \\ \left( \frac{\max_i - x_i}{\max_i - \min_i} \right)^\lambda, & \text{при } (\min_i < x_i \leq \max_i), \\ 0, & \text{при } x_i > \max_i. \end{cases}$$

Для критериев второго типа введем правило перевода в виде:

$$q_i = q_i(x_i) = \begin{cases} 0, & \text{при } x_i \leq \min_i, \\ \left( \frac{x_i - \min_i}{\max_i - \min_i} \right)^\lambda, & \text{при } (\min_i < x_i \leq \max_i), \\ 1, & \text{при } x_i > \max_i. \end{cases}$$

Здесь:  $q$  – нормированное значение параметра;  $x_i$  – текущее значение критерия;  $\max_i$  ( $\min_i$ ) – максимальное (минимальное)

встречающееся значение критерия;  $\lambda$  – параметр, определяющий конкретный вид: ( $\lambda < 1$  – выпуклость вверх,  $\lambda > 1$  – выпуклость вниз) функций.

Особенно просто построение нормирующих кусочно-линейных функций, получается при подстановке в формулы значения параметра  $\lambda = 1$ . Далее мы будем использовать именно такие простейшие нормирующие функции, учитывая, что выбор линейной функции для нормирования всегда может быть оправдан на первом этапе исследования.

Диапазон изменения  $q_i$  всегда находится в пределах от 0 до 1. Таким образом, исходные параметры в различных шкалах измерения (абсолютные и средние величины в конкретных единицах измерения, относительные или балльные оценки и т.п.) приводятся к единой безразмерной шкале, после чего над их значениями можно производить математические действия с целью получения интегрального показателя. Зададим минимальные и максимальные значения параметров. Для этого, как правило, используются минимальное и максимальное значения из каждой оценочной шкалы исходных характеристик.

В качестве *min* в практике оценочных исследований может приниматься нулевое значение характеристики, а также фоновое, предельно допустимое (ПДК) и др. В каждом случае это особо оговаривается в работе.

В качестве *max* не всегда целесообразно использовать правое значение  $x_i$  последнего класса (прямая связь характеристики с оцениваемым свойством). Часто это значение достаточно велико и редко достижимо на практике. Кроме того, при его использовании в качестве *max* в последний класс может попасть 40–60 % всей оценочной шкалы. В этом случае в качестве *max* можно ввести не абсолютный максимум характеристики, а «региональный максимум» (меньший абсолютного) или задать *max* с учетом изменения по классам величины  $\Delta x_i$  (например, как в предыдущем классе). Так, например, используя оценочную шкалу прозрачности воды, в качестве *max* не обязательно выбирать абсолютно большую прозрачность (Саргасово море, прозрачность 64 м), а можно взять максимальное региональное значение для района исследования.

На *третьем этапе* выбирается вид интегрального показателя  $Q(q,p)$ . Комплексный показатель строится таким образом, что зависит не только от показателей  $q_p$ , но и от их значимости, определяемой весовыми коэффициентами  $p_p$ , сумма которых должна

равняться 1,0 ( $0 \leq p_i \leq 1$ ). В качестве выражения для интегрального показателя чаще всего используется линейная свертка показателей вида:

$$Q_i = \sum_{i=1}^n q_i p_i, \quad i = 1, \dots, n,$$

где  $n$  – число критериев оценивания;  $q_i$  – нормированное значение параметров;  $p_i$  – вес параметра.

Данная функция часто использовалась в качестве основной синтезирующей функции в работах Н.В. Хованова (1996, 1998); Дмитриева (2000); Примака (2009) и др.

На *четвертом этапе* вводятся оценки весовых коэффициентов  $p_i$ . Как правило, уже само составление программы оценочных исследований является первичным «взвешиванием» параметров, компонентов и их свойств. Однако такое взвешивание оказывается недостаточным, так как влияние отобранных главных факторов также неравнозначно, что вызывает необходимость придавать при оценке различным параметрам (свойствам, компонентам) разные приоритеты, веса или коэффициенты значимости. Нередко при этом вес вводится без какого-либо четкого обоснования. Чаще всего применяются следующие способы учета «веса» отдельных критериев экологического состояния и качества природной среды: вес каждого из отобранных параметров принимается равным; вес наиболее важных параметров увеличивается или вес второстепенных показателей уменьшается в условное число раз; вес определяется с помощью мнений экспертов; вес каждого показателя определяется с помощью дополнительных расчетов.

В самом простом случае, при равенстве весов исходных параметров, вес определяется простой формулой:

$$p_i = \frac{1}{n},$$

где  $n$  – число критериев оценивания.

На *пятом этапе* для левой и правой границ каждого класса по утвержденным правилам рассчитывается значение  $Q$ . Таблица 15 поясняет этот расчет. В результате выполнения этого этапа получена шкала интегрального показателя (при условии равновесного учета всех параметров оценивания).

На *шестом этапе* по собранным данным определяются значения интегрального показателя.

**Таблица 15. Построение интегрального показателя качества воды (Дмитриев, 2002)**

Признаки	Классы					
	Очень чистые	Чистые	Умеренно загрязненные	Загрязненные	Грязные	Очень грязные
Индекс загрязнения воды	0 – 0,02	0,02–0,1	0,1–0,2	0,2–0,4	0,4–0,6	0,6–1
Индекс сапробности по Пантле и Букку в модификации Сладечека	0 – 0,22	0,22–0,32	0,33–0,55	0,55–0,78	0,78–0,89	0,89–1
Биотический индекс по Вудивиссу в баллах	0 – 0,1	0,1–0,3	0,4–0,5	0,6–0,7	0,7–0,8	0,9–1
	0,333×      ×0,333					
Интегральный показатель качества $Q$	0 – 0,113	0,113–0,234	0,243–0,416	0,416–0,626	0,626–0,763	0,763–1

Примечание: 0,333 – вес ( $P_i$ ).

Таким образом, метод сводных показателей – удобный инструмент для исследователя для оценки состояния водной экосистемы. Однако он, как сказано выше, не устраняет проблемы выбора критериев оценивания и процедуры отнесения их к тому или иному классу качества. Как отмечает В.В. Дмитриев (2009), всегда легче опираться на существующие классификации. Хотя иногда просто необходимо бывает формировать авторские классификации для оценки состояния экосистем или различных их свойств. Иногда выбор существующей классификации обусловлен наличием ГОСТа на оценочные шкалы. В связи с этим стоит упомянуть ряд классификаций, которые с легкостью могут использоваться в расчете интегрального индекса описанным методом.

### **Классификация качества воды водоемов и водотоков по гидробиологическим и микробиологическим показателям**

Классы качества воды по гидробиологическим и микробиологическим показателям могут определяться согласно ГОСТ 17.1.3.07-82. «Охрана природы. Гидросфера. Правила контроля качества воды водоемов и водотоков». Используемые показатели и их разбиение на классы приведены в таблице 16.

**Таблица 16. 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	Биотический индекс по Вудливусу, баллы	Общее количество бактерий, $10^6$ кл/см <sup>3</sup> (кл/мл)	Количество сапрофитных бактерий, $10^3$ кл/см <sup>3</sup> (кл/мл)	Отношение общего количества бактерий к количеству сапрофитных бактерий, $10^3$ кл/см <sup>3</sup> (кл/мл)
		Индекс сапробности по Пангле и Букку (в модификации Сладечека)	Отношение общей численности олигохет к общей численности донных организмов, %					
I	Очень чистые	Менее 1,00	1–20	10	Менее 0,5	Менее 0,5	Более 103	
II	Чистые	1,00–1,50	21–35	7–9	0,5–1,0	0,5–5,0		
III	Умеренно загрязненные	1,51–2,50	36–50	5–6	1,1–3,0	5,1–10,0	103–102	
IV	Загрязненные	2,51–3,50	51–65	4	3,1–5,0	10,1–50,0	Менее 102	
V	Грязные	3,51–4,00	66–85	2–3	5,1–10,0	50,1–100,0		
VI	Очень грязные	Более 4,00	86–100 или макробентос отсутствует	0–1	Более 10,0	Более 100,0		

*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).

## **Оценка состояния пресноводных экосистем по комплексу показателей**

В рекомендациях Р 52.24.763-2012 «Оценка состояния пресноводных экосистем по комплексу химико-биологических показателей» приводятся характеристики и параметры 3-х различных состояний водных экосистем. А именно «относительно удовлетворительного», «чрезвычайной экологической ситуации» и «экологического



бедствия». Каждому состоянию соответствует набор биологических и физико-химических показателей. Нужно отметить, что набор биологических показателей содержит гидробиологические, микробиологические и токсикологические характеристики и параметры (таблицы 17–19). Однако есть некоторая неопределенность в классификации из-за отсутствия класса между «относительно удовлетворительным состоянием» и «чрезвычайной экологической ситуацией».

**Таблица 17. Характеристики и параметры относительно удовлетворительного состояния по комплексу биологических показателей**

Наименование показателя	Характеристики и параметры
Гидробиологические показатели	
Класс качества воды по планктонным показателям	I и II класс – вода «условно чистая» и «слабо загрязненная»
Индекс сапробности	До 1,5
Класс качества воды по макрозообентосу	I и II класс – вода «условно чистая» и «слабо загрязненная»
Биотический индекс Вудивисса	5–10
Индекс Гуднайта-Уитли, %	Менее 30
Состояние сообществ фитопланктона, зоопланктона, перифитона, макрозообентоса	Естественное развитие сообществ, ненарушенные сезонные циклы развития – по сравнению с условно фоновым участком
Биомасса фитопланктона (среднегодовая или медиана), мг/дм <sup>3</sup>	Менее 1,0 и 1,0
Доля сине-зеленых в общей биомассе водорослей (среднегодовая или медиана), %	Не более 25
Концентрация хлорофилла «а» (среднегодовая или медиана), мкг/ дм <sup>3</sup>	0,1–1,0 (воды олиготрофные)
Площадь зоны «цветения», % от общей площади водоема (превалирующие значения)	Незначительная (менее 25)
Трофность	Воды олиготрофные
Индекс самоочищения или самозагрязнения. A/R (отношение продукции фитопланктона А к деструкции R)	0,9–1,1
Сапробность / Индекс сапробности	Ксеносапробные–олигосапробные воды / от 0,50 до 1,50
Микробиологические показатели	
Общее количество микроорганизмов (а) (общая численность), 10 <sup>6</sup> кл/см <sup>3</sup>	до 3,0 включ.

Наименование показателя	Характеристики и параметры
Количество сапрофитов (б) (КС), $10^3$ кл/см <sup>3</sup>	До 10,0 включ.
Отношение а/б	Более $10^3$
Класс качества воды по микробиологическим показателям	I и II класс – вода «условно чистая» и «слабо загрязненная»
Показатели токсичности	
Токсичность воды при биотестировании на дафниях, цериодафниях	Смертность <i>Daphnia magna</i> St. или <i>Ceriodaphnia affinis</i> отсутствует или менее 10 % на протяжении 48 ч биотестирования
Токсичность донных отложений при биотестировании на хиромоидах или дафниях	Смертность отсутствует на протяжении 96 ч у хиромид или 48 ч биотестирования у дафний

**Таблица 18. Характеристики и параметры чрезвычайной экологической ситуации по комплексу биологических показателей**

Наименование показателя	Характеристики и параметры
Гидробиологические показатели	
Класс качества воды по планктонным показателям	IV класс – вода «грязная»
Индекс сапробности	3,6–4,0
Класс качества воды по макрозообентосу	IV класс – вода «грязная»
Биотический индекс Вудивисса	3–2
Индекс Гуднайта-Уитли, %	66–85
Состояние сообществ фитопланктона, зоопланктона, перифитона, макрозообентоса	Слабое развитие сообществ; нарушенные сезонные циклы развития по сравнению с условно фоновым участком
Биомасса фитопланктона (среднегодовая или медиана), мг/дм <sup>3</sup>	10,1–50,0
Доля сине-зеленых в общей биомассе водорослей (среднегодовая или медиана), %	Не более 50
Концентрация хлорофилла «а» (среднегодовая или медиана), мкг/ дм <sup>3</sup>	10,0 (воды эвтрофные)
Площадь зоны «цветения», % от общей площади водоема (превалирующие значения)	От 25 до 50 включ
Трофность	Эвтрофные воды
Индекс самоочищения или самозагрязнения. A/R (отношение продукции фитопланктона A к деструкции R)	0,5 или 2,1–2,5 включительно

Наименование показателя	Характеристики и параметры
Сапробность / Индекс сапробности	а-мезосапробные воды / от 3,6 до 4,0
Микробиологические показатели	
Общее количество микроорганизмов (а) (общая численность), $10^6$ кл/см <sup>3</sup>	5,1–10
Количество сапрофитов (б) (КС), $10^3$ кл/см <sup>3</sup>	51–100
Отношение а/б	$10^2$ и менее
Класс качества воды по микробиологическим показателям	IV класс – вода «грязная»
Показатели токсичности	
Токсичность воды при биотестировании на дафниях, периодафниях	Смертность до 50 % у <i>Daphnia magna</i> St. на протяжении 48 ч биотестирования или у <i>Ceriodaphnia affinis</i> на протяжении 24 ч
Токсичность донных отложений при биотестировании на хирономидах или дафниях	Смертность хирономид от 10 % и до 50 % до 96 ч биотестирования

**Таблица 19. Характеристики и параметры экологического бедствия по комплексу биологических показателей**

Наименование показателя	Характеристики и параметры
Гидробиологические показатели	
Класс качества воды по планктонным показателям	V класс – вода «экстремально грязная»
Индекс сапробности	Более 4,0
Класс качества воды по макрозообентосу	V класс – вода «экстремально грязная»
Биотический индекс Вудивисса	1–0
Индекс Гуднайта-Уитли, %	91–100
Состояние сообществ фитопланктона, зоопланктона, перифитона, макрозообентоса	Отсутствие организмов или единичные экземпляры. Нарушенные сезонные циклы развития
Биомасса фитопланктона (среднегодовая или медиана), мг/дм <sup>3</sup>	Более 50,0
Доля сине-зеленых в общей биомассе водорослей (среднегодовая или медиана), %	Более 50
Концентрация хлорофилла «а» (среднегодовая или медиана), мкг/ дм <sup>3</sup>	Порядка 20,0 (воды гипертрофные)

Наименование показателя	Характеристики и параметры
Площадь зоны «цветения», % от общей площади водоема (превалирующие значения)	50–100
Трофность	Гипертрофный
Индекс самоочищения или самозагрязнения. A/R (отношение продукции фитопланктона A к деструкции R)	Менее 0,5 или более 2,5
Сапробность / Индекс сапробности	Полисапробные воды / более 4,0
Микробиологические показатели	
Общее количество микроорганизмов (а) (общая численность), $10^6$ кл/см <sup>3</sup>	Более 10,0
Количество сапрофитов (б) (КС), $10^3$ кл/см <sup>3</sup>	Более 100
Отношение а/б	Менее $10^2$
Класс качества воды по микробиологическим показателям	V класс – вода «экстремально грязная»
Показатели токсичности	
Токсичность воды при биотестировании на дафниях, цериодафниях	Смертность <i>Daphnia magna</i> St. Более 50 % на протяжении 24 ч биотестирования
Токсичность донных отложений при биотестировании на хирономидах или дафниях	Смертность хирономид 50 % и более на протяжении до 96 ч биотестирования

## **5. Примеры использования биоиндикации и биотестирования в экологической оценке**

### **Использование макрофитов в оценке экологического состояния малой реки (Зуева, Бобров, 2018)<sup>1</sup>**

В работе использованы результаты подробных полевых исследований низовьев р. Охта, выполненных сотрудниками и студентами Кафедры прикладной и системной экологии Российского государственного гидрометеорологического университета (РГГМУ). В июле 2010 г. на участке этого водотока внутри городских границ проведены работы на 13 станциях (см. рис. 3). Для каждой станции описаны характеристики макрофитов по методикам, изложенным в работах (Бобров, Чемерис, 2006; Катанская, 1981). Исследовали участок протяженностью ~50 м, «от берега – до берега», что при средней ширине реки 30 м достигает ~1500 м<sup>2</sup>. На месте составляли глазомерную схему зарастания участка реки, отмечали степень его зарастания в процентах, проводили первичную видовую идентификацию растений, в соответствии с проективным покрытием вида фиксировали их обилие в баллах, собирали гербарные образцы, а также фотографировали участок для дальнейшего уточнения характеристик зарастания. Параллельно на каждой станции отбирали пробы воды и грунта для определения соответственно гидрохимических показателей и характеристик макрозообентоса водотока.

Для оценки качества вод по гидрохимическим параметрам в соответствии с методикой (Методические рекомендации..., 1988) вычисляли индекс загрязнённости воды (ИЗВ) по материалам одной съемки. Полученный показатель считали рекогносцировочным индексом загрязнённости воды.

Экологические группы водных растений даны по классификации В.Г. Папченкова (2001). Для количественной оценки разнообразия водных растений на различных участках реки использовали

---

<sup>1</sup> Зуева Н.В., Бобров А.А. Использование макрофитов в оценке экологического состояния малой реки (на примере р. Охта, г. Санкт-Петербург) // Биология внутренних вод. – 2018. – № 1. – С. 45–54.

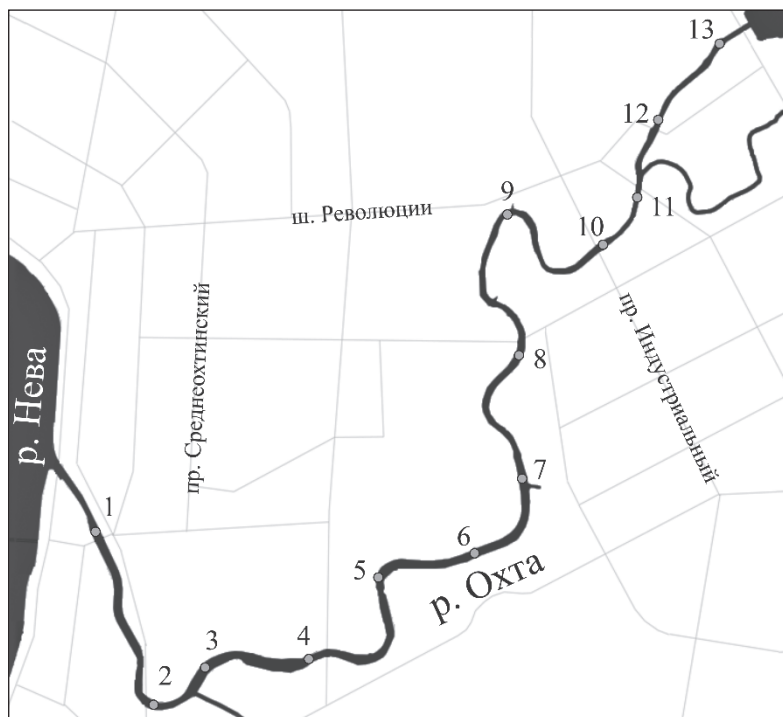


Рис. 3. Схема расположения станций (1–13) гидробиологической съёмки на р. Охта

индекс Шеннона. «Уровень трофии» водотока определяли с помощью индексов MTR – среднее значение трофии (Holmes et al, 1999), IBMR – биологический индекс макрофитов для рек (AFNOR, 2003) и TIM – трофический индекс макрофитов (Schneider, Melzer, 2003). Для применения характеристик макрофитов в оценке качества вод малых рек использовали авторский балльно-индексный метод (Зуева, 2007), который включал следующие параметры: индекс видового разнообразия на станции, число видов истинно водных растений, суммарное обилие макрофитов (таблица 10).

Для конкретной станции на водотоке, располагая данными о  $H_{1-5}$ ,  $N_1$  и  $\Sigma A$ , последовательно определяли, какому баллу соответствует каждая характеристика. Затем, суммируя три полученных балла, вычисляли индекс  $Sm$ . Выделено четыре класса качества вод:

- «очень грязная» – с суммой баллов ( $Sm$ ) от 3 до 4;

- «грязная» – от 5 до 7;
- «умеренно загрязненная» – от 8 до 10;
- «чистая» – от 11 до 12.

В период исследований воды р. Охта характеризовались по жёсткости как мягкие, по реакции среды – как нейтральные (см. таблицу 20). Поскольку содержание фенолов, хлоридов, кальция, магния и значение щёлочности находились в допустимых пределах, они не приведены в таблице 20. Величины пяти гидрохимических параметров (БПК<sub>5</sub>, перманганатной окисляемости, суммарного содержания железа, концентрации нитритов и фосфатов) были высокими. Кроме того, содержание растворенного кислорода в воде было всегда ниже нормы, причем от ст. 13 к устью его концентрация снижалась, достигая минимального значения на ст. 2.

Загрязненность воды нарастала к устью, наибольший ее уровень был в нижней части исследованного отрезка реки. Так, на ст. 5 зафиксировано наибольшее содержание нитритов и суммарного железа, на ст. 6 отмечены высокие концентрации фосфатов, на участке от ст. 2 до ст. 4 и на ст. 6 – кислородная гипоксия в поверхностном слое воды (таблица 20).

**Таблица 20. Гидрохимическая характеристика исследованных станций р. Охта**

Показатель	Станции												
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
рН	7,14	7,19	7,15	7,18	7,24	7,26	7,33	7,40	7,42	7,28	7,35	7,30	7,44
Жёсткость, мг-экв/дм <sup>3</sup>	2,7	2,7	2,6	2,7	3,5	3,6	3,5	3,4	1,8	3,1	3,0	3,1	3,0
Кислород, мг/дм <sup>3</sup>	2,21	1,01	1,49	1,39	2,32	1,81	2,50	2,88	4,14	3,11	3,30	3,67	4,90
БПК <sub>5</sub> , мг/дм <sup>3</sup>	3,48	4,39	4,29	4,94	5,15	5,35	4,27	4,35	4,77	4,90	3,97	4,90	6,20
Окисляемость перманганатная, мг/дм <sup>3</sup>	18,1	19,7	19,4	19,4	20,2	20,2	20,5	20,3	20,0	18,6	19,9	20,7	20,5
Железо общее, мг/дм <sup>3</sup>	2,0	2,6	3,1	2,9	8,0	2,9	4,0	3,3	2,8	3,2	3,1	2,4	2,2
Марганец, мг/дм <sup>3</sup>	0,34	–	0,39	–	–	0,28	–	0,37	–	–	0,35	–	0,29
Нитриты, мг/дм <sup>3</sup>	0,69	0,83	0,81	0,87	1,25	1,05	1,19	1,09	0,87	0,93	0,85	0,75	1,05
Фосфаты, мг/дм <sup>3</sup>	1,06	1,38	1,49	1,52	1,74	3,83	2,10	1,20	0,96	0,99	0,96	0,92	1,06

Приустьевой участок реки (ст. 1) менее загрязнен, чем предшествующие. Здесь наблюдались наименьшие значения БПК<sub>5</sub>, перманганатной окисляемости, общего железа и нитритов. Объяснить это можно влиянием вод р. Невы, которые разбавляют крайне загрязненные охтинские водные массы. Описанные особенности подтверждаются рассчитанными значениями индекса загрязненности воды (таблица 21).

**Таблица 21. Индекс загрязненности воды исследованных станций р. Охта**

Показатель	Станции												
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
ИЗВ	9,1	15,8	13,9	14,2	20,4	14,7	13,7	11,4	8,4	9,4	8,9	7,5	7,0
Качество вод	Очень грязные	Чрезвычайно грязные							Очень грязные				

В оценке экологического состояния водотоков используют характеристики сообществ макрозообентоса. Донные сообщества р. Охта и оценка качества вод с их помощью проанализированы в работах (Бажора, Беляков, 2014; Беляков, 2015; Гальцова, Полковницкая, 2002; Куличенко, 2012). Данные о зообентосе получены на 13 станциях реки в год исследования.

Выявлены значительные различия в распределении организмов по станциям (таблица 22). На восьми станциях в пробах донные животные отсутствовали. Если на ст. 13 это могло быть связано со сбросом вод через плотину Охтинского водохранилища, то на остальных участках (ст. 1–4, 7, 8) отсутствие бентосных организмов объясняется в основном загрязненностью воды и донных осадков. Высокие значения биомассы макрозообентоса наблюдали на ст. 9 и на ст. 10, где основной вклад в биомассу дают двустворчатые и брюхоногие моллюски. Тем не менее, значительная доля олигохет сем. *Tubificidae* (*Limnodrilus hoffmeisteri* Claparède, 1862, *Tubifex tubifex* (Müller, 1774)) указывает на загрязненность этого участка реки органическими веществами. Донные животные на ст. 5 и 6 представлены исключительно олигохетами.

**Таблица 22. Характеристика макрозообентоса исследованных станций р. Охта**

Показатель	Станции									
	1–4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
<i>N</i> , экз./м <sup>2</sup>	–	173	1240	–	–	4120	1520	–	1147	–
<i>B</i> , г/м <sub>2</sub>	–	1,7	2,8	–	–	213,3	20,2	–	6,4	–

*Примечание.* *N* – численность организмов, *B* – биомасса, «–» – отсутствие организмов в пробе.



По величине индекса сапробности Пантле–Букка–Сладечека воды р. Охта характеризуются как полисапробные и  $\alpha$ -мезосапробные (таблица 23). Прослеживается ухудшение сапробиологических условий вниз по течению реки.

**Таблица 23. Сапробность исследованных станций р. Охта**

Показатель	Станции										
	1–4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	
<i>S</i>	–	4,00	3,58	–	–	2,88	3,50	–	3,36	–	
Зона сапробности	–	П	П	–	–	A	A	–	A	–	

*Примечание.* *S* – индекс сапробности Пантле–Букка–Сладечека, «–» – отсутствие организмов в пробе; П – полисапробная, A –  $\alpha$ -мезосапробная.

Макрофиты р. Охта в год наблюдения представлены 18 видами, из которых в русле развиваются 10 (таблица 24). Самые распространенные растения в воде – ежеголовник простой (*Sparganium emersum*), кубышка желтая (*Nuphar lutea*), стрелолист обыкновенный (*Sagittaria sagittifolia*) и рдест Берхтольда (*Potamogeton berchtoldii*). Все растения в русле реки устойчивы к присутствию в воде органических веществ. Среди береговых видов наиболее обычны двукисточник тростниковый (*Phalaroides arundinacea*) и щавель водный (*Rumex aquaticus*). В русле на ст. 2–4 и 6 растения отсутствовали. Эти участки по ИЗВ отнесены к классу «чрезвычайно грязные», и именно на них зафиксированы наиболее неблагоприятные кислородные условия: в поверхностном слое воды содержание растворенного кислорода  $\leq 2$  мг/дм<sup>3</sup>. По урезу воды не обнаружено растений на ст. 1, 4 и 5, самого загрязненного нижнего участка реки. Здесь, помимо загрязнения, развитие растений лимитировало наличие набережных по обоим берегам на ст. 1 и 4 и сильная затененность берегов на ст. 4.

Вниз по течению реки происходило уменьшение видового богатства и разнообразия (таблица 25), начиная со ст. 6 растения были крайне угнетены. Сходная тенденция наблюдалась по общему проективному покрытию на станции (таблица 25). Наибольшие его значения зарегистрированы на ст. 10 и 13, где развивались обширные и плотные заросли *Nuphar lutea*. На ст. 11 и 12 площадь русла, занятая водными растениями, была меньше, чем на соседних станциях, так как это одни из самых узких и поэтому почти полностью затененных прибрежными деревьями отрезков реки. Из-за полного отсутствия растений на станции или обитания их лишь на урезе воды выделяются площадки, где значение проективного покрытия равно 0, это станции самого загрязненного нижнего течения р. Охта – 2–4 и 6.

**Таблица 24. Обилие видов макрофитов на станциях р. Охта**

Вид	Эко- груп- па	Станции													Встр.
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	
В русле:															
<i>Nuphar lutea</i> (L.) Smith	1	-	-	-	-	-	-	1	2	3	3	2	2	4	7
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	1	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	-	1	3
<i>Callitriche palustris</i> L.	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	2	2	3	5
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	1
<i>Sparganium emersum</i> Rehm.	2	-	-	-	-	1	-	2	2	3	3	3	2	3	8
<i>Potamogeton alpinus</i> Balb.	1	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	1
<i>P. berchtoldii</i> Fieb.	1	-	-	-	-	2	-	3	2	2	2	-	2	-	6
<i>P. natans</i> L.	1	2	-	-	-	-	-	1	2	-	1	-	-	-	4
<i>P. perfoliatus</i> L.	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	1
<i>Sagittaria sagittifolia</i> L.	2	-	-	-	-	-	-	1	1	3	3	3	3	2	7
По урезу воды:															
<i>Rumex aquaticus</i> L.	3	-	1	1	-	-	-	2	2	1	3	1	1	2	9
<i>Persicaria amphibia</i> (L.) S. F. Gray (наземный)	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2	2
<i>Ranunculus repens</i> L.	4	-	-	1	-	-	-	-	-	1	-	-	1	1	4
<i>Filipendula ulmaria</i> (L.) Maxim.	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	1
<i>Lysimachia vulgaris</i> L.	4	-	-	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	1	3
<i>Phalaroides arundinacea</i> (L.) Rauschert	4	-	2	1	-	-	2	3	3	2	3	4	3	4	10
<i>Carex acuta</i> L.	3	-	-	1	-	-	-	-	2	-	-	3	4	4	5
<i>Juncus effusus</i> L.	4	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	1
Всего видов		1	2	5	-	2	2	7	11	8	9	9	10	12	18

*Примечание.* Экогруппы: 1 – гидрофиты, 2 – гелофиты, 3 – гигрогелофиты, 4 – гигрофиты, 5 – гигромезо- и мезофиты. Обилие: 1 – <0,1 %, 2 – 0,1–2,5 %, 3 – 2,5–10 %, 4 – 10–25 %, Встр. – встречаемость по станциям, «-» – вид отсутствует.

**Таблица 25. Характеристики макрофитов исследованных станций р. Охта**

Показатель	Станции												
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
$S_{\text{мп}}$ , %	<5	0	0	0	<5	0	<5	<5	10	30	5	5	25
$N_1$	1	0	0	0	1	0	3	5	3	5	3	3	4
$H_{1-5}$ , бит	0	0,9	2,3	0	0,9	0,9	2,7	3,2	2,9	3,1	3,1	3,2	3,4

*Примечание.*  $S_{\text{мп}}$  – общее проективное покрытие макрофитов на станции,  $N_1$  – количество видов гидрофитов;  $H_{1-5}$  – индекс видового разнообразия всех макрофитов (экогруппы 1–5).

Определение качества вод обследованных участков на основе данных о макрофитах с помощью индекса  $Sm$  показало, что качество воды реки ухудшается при продвижении к устью и в целом оценивается довольно низко (таблица 26).

**Таблица 26. Макрофитный индекс качества вод исследованных станций р. Охта**

Показатель	Станции												
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
$Sm$ , баллы	4	3	4	3	4	3	7	7	7	7	7	7	7
Качество вод	Очень грязные						Грязные						

Сопоставляя классы качества, полученные по данным о макрофитах, с оценкой по гидрохимическим характеристикам, можно отметить, что они довольно близки. Об этом свидетельствует высокий коэффициент корреляции рядов данных по Спирмену: ИЗВ с  $Sm$  –  $-0,76$  при  $p < 0,01$ , т. е. характеристики растительного покрова чувствительны к загрязнению реки.

Следующим шагом стало определение «уровня трофии» и «трофического статуса» участков р. Охта с помощью характеристик водных макрофитов по методикам работ (AFNOR, 2003; Holmes et al., 1999; Schneider, Melzer, 2003). Термины взяты в кавычки, поскольку они традиционно применяются для озер, а водотоки принципиально отличаются по характеру происходящих в них экологических процессов (River and stream..., 2006). Однако ряд исследователей употребляют эти термины и по отношению к рекам.

При определении уровня трофии исследованных водотоков с помощью индексов  $MTR$ ,  $IBMR$  и  $TIM$  выявлено, что их применение в условиях очень высокой антропогенной нагрузки не всегда возможно. На ст. 2–4 и 6 макрофиты, необходимые для анализа, отсутствовали. На ст. 1 (в устьевой зоне) встречен лишь один

индикаторный вид, поэтому оценка вод этой станции не приведена. Зонирование исследованного отрезка русла реки согласно индексам представлено в таблице 27. Воды тех станций, для которых выполнена оценка, обладают довольно высокой трофией, причем вниз по течению она убывает.

**Таблица 27. Индексы трофии для исследованных станций р. Охта**

Показатель	Станции										
	1–4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	
<i>TIM</i>	–	2,44	–	2,52	2,39	2,97	2,95	2,96	2,94	3,02	
Трофность		Мезо- / эвтрофия		Мезо- / эвтрофия	Эвтрофия						
<i>IBMR</i>	–	8,6	–	8,4	8,5	7,5	7,9	6,7	4,0	7,5	
Уровень трофии		Высокий		Высокий	Очень высокий						
<i>MTR</i>	–	37	–	36	37	32	32	30	32	31	
Трофность		Эвтрофия / риск эвтрофии		Эвтрофия / риск эвтрофии							

Для 13 станций р. Охта в городской черте г. Санкт-Петербурга проведен анализ гидрохимических показателей, данных о макрозообентосе и характеристик макрофитов. Значения БПК<sub>5</sub>, перманганатной окисляемости, железа общего, концентрации нитритов и фосфатов очень высокие. Содержание растворенного кислорода ниже нормы на всех станциях. Река отличается очень высоким содержанием биогенных и органических веществ и весьма неблагоприятным кислородным режимом. По длине реки прослеживается увеличение уровня загрязненности, хотя приустьевой участок реки менее загрязнен, чем предшествующие, по-видимому, из-за разбавления водами р. Невы. Расчет индекса загрязненности воды показал, что качество охтинских вод по гидрохимическим характеристикам весьма низко: его можно оценить в диапазоне от очень грязных вод до чрезвычайно грязных.

Данные авторов хорошо согласуются с общей тенденцией загрязненности реки, описанной другими исследователями (Игнатьева, 2014; Мухина И.М., Дмитричева, 2012; Урсова и др., 2016; Шелутко, 2006; Шелутко, Колесникова, 2004), и материалами Государственной сети мониторинга поверхностных вод (Качество..., 2011). Отмечено, что для большинства веществ характерно увеличение их концентраций к устью, а концентрация растворенного кислорода снижается вниз по течению реки. Кроме того, Е.С. Урсова (2015)

показала, что с 1998 по 2013 г. имели место периоды или отдельные годы, когда значения концентраций загрязняющих веществ резко возрастали.

При анализе характеристик макрозообентоса выявлены значительные различия в распределении организмов по станциям. На ряде участков бентосные животные отсутствовали в пробах, что, скорее всего, объясняется существенной загрязненностью воды и донных осадков. В работе (Беляков и др., 2015) также отмечается, что по показателям зообентоса водная система р. Охта демонстрирует устойчивую тенденцию к деградации.

По величине индекса сапробности Пантле–Букка–Сладечека воды исследованных участков водотока отнесены к полисапробным и  $\alpha$ -мезосапробным, причем вниз по течению реки сапробиологические условия ухудшаются. По этому индексу воды р. Охта в 2002–2011 гг. характеризуются, в основном как  $\alpha$ -мезосапробные, в 2009–2011 гг. олигохеты были массово распространены на исследуемых участках, что косвенно свидетельствует об увеличении загрязнения биогенными соединениями (Куличенко и др., 2012), т. е. все исследователи, включая авторов, оценивают качество вод реки по показателям макрозообентоса как низкое.

Макрофиты р. Охта в год наблюдения были представлены 18 видами, из которых в русле развивалось 10. Вниз по течению уменьшалось проективное покрытие, видовое богатство и разнообразие, вплоть до того, что на некоторых станциях (2–4, 6) истинно-водные растения полностью отсутствовали. Это весьма низкие показатели по сравнению с водотоками Ленинградской обл. Например, сопоставляя флористический состав р. Охта и рек Ордеж и Чулковка, можно сделать вывод о бедности флоры исследованной реки. Так, максимальное число обнаруженных на одной станции видов на р. Ордеж составляет 21, на р. Чулковка – 36 (Зуева и др., 2007), в то время как на р. Охта максимальное число видов на одной станции не превышает 12.

Выявленное по гидрохимическим показателям улучшение качества вод на приустьевом участке подтверждали и данные о растительном покрове. Несмотря на то, что на ст. 2–4 гидрофиты полностью отсутствовали, на ст. 1 вновь развивалось сообщество рдеста плавающего.

Величины макрофитного индекса продемонстрировали довольно низкое качество вод и уже ожидаемую тенденцию к его ухудшению при продвижении к устью. Оценка, выполненная с помощью

этого индекса в 2004 г. дала аналогичные результаты – вниз по течению реки качество воды изменялось от категории «грязные» до «очень грязные» (Зуева, 2007).

Базируясь на данных о характеристиках макрофитов изученных станций, выполнено определение уровня их трофии. Значения индексов *MTR*, *IBMR* и *TIM* свидетельствуют о высокой трофии участков водотока. Обращает на себя внимание тот факт, что наиболее трофными признаны те станции р. Охта (9–13), которые по ИЗВ охарактеризованы как относительно менее загрязненные. И, в целом, трофность убывает по течению реки вместе с ростом загрязненности. По-видимому, для такого антропогенно трансформированного водотока с существенным химическим загрязнением вод использование индексов затруднено. Возможно, сильное токсическое загрязнение отдельных участков р. Охта оказывает неблагоприятное воздействие на макрофиты и препятствует повышению уровня трофии, несмотря на высокое содержание биогенных соединений в водах реки.

Применимость описанных индексов трофности для оценки водотоков северо-западного региона России нуждается в дополнительном исследовании, так как они разработаны для стран с другими природными условиями – Франции, Германии и Великобритании. Тем не менее, есть положительный опыт использования их на территории Восточной Европы (Савицкая, 2014; Szoszkiewicz et al., 2009), а первая попытка выявить уровень трофии р. Охта в 2004 г. с помощью *IBMR* охарактеризовала его как очень высокий (Зуева, 2007).

Совместный анализ всех материалов показывает, что они, в целом, согласуются между собой. Общая тенденция, выявленная анализом гидрохимических материалов, данных о макрозообентосе и макрофитах, сходная – ухудшение качества вод вниз по течению. Характеристики макрофитов отражают изменение гидрохимических показателей по длине реки, причем макрофитный индекс качества вод проявляет заметную связь с ИЗВ.

В итоге, результаты всех проведённых исследований показали, что р. Охта, протекающая по г. Санкт-Петербургу, – очень загрязненный водоток. По ИЗВ водоток охарактеризован как очень и чрезвычайно грязный. Индекс сапробности Пантле–Букка–Сладчека позволил отнести участки реки к категории  $\alpha$ -мезо- и полисапробных. Оценка по индексу, рассчитанному на основе данных о макрофитах, выявила категории вод от грязных до очень грязных.

Индексы трофии *IBMR*, *MTR* и *TIM* продемонстрировали высокий и очень высокий уровни трофии, или мезо-эвтрофный и эвтрофный статус разных участков водотока. Показана возможность применения характеристик макрофитов в оценке качества вод реки. Для этого может быть использован макрофитный индекс качества речных вод. Все рассчитанные на основе данных о макрофитах индексы дают формализованную, числовую информацию. Таким образом, их удобно в дальнейшем использовать в многокритериальной или интегральной оценке экологического состояния малых водотоков.

## **Изменения структуры и биоразнообразия фитопланктона как индикаторы acidификации<sup>1</sup> (Воякина, 2017)**

Работа проводилась на 11 озерах Валаамского архипелага, расположенного в глубоководной части Ладожского озера. Все озера различаются по происхождению, глубине, особенностям гидрохимического и гидробиологического режимов. Гидрохимические показатели в озерах варьировали в широком диапазоне, значения pH изменялись от 4,0 (полиацидное оз. Германовское) до 8,6 (нейтрально-щелочное оз. Крестовое).

Цель работы – проанализировать изменения структуры и видового разнообразия фитопланктона в озерах Валаамского архипелага с различной степенью кислотности.

Гидрохимические параметры в исследованных озерах варьировали значительно, наибольший диапазон был характерен для pH и цветности. Минимальные значения pH были характерны для оз. Германовское, максимальные – для озер Крестовое и Сисяярви. В то же время невысокие значения цветности отмечены в озерах Сисяярви, Игуменское и Лещевое, максимальные – в оз. Германовское (таблица 28).

Наибольший объем материала был собран для полиацидного оз. Германовское. Германовское озеро – типичный водоем верховых болот. Несмотря на небольшую глубину, озеро хорошо стратифицировано в течение всего лета. Значения прозрачности в озере варьировали незначительно. Кислородный режим неблагоприятный,

<sup>1</sup> Воякина Е.Ю. Изменения структуры и биоразнообразия фитопланктона как индикаторы acidификации // «Биоиндикация в мониторинг пресноводных экосистем». Материалы III Международной конференции. – СПб, 2017. – С. 68–72.

**Таблица 28. Лимнологические параметры озер Валаамского архипелага, 1998–2016 гг.**

Озеро	$S$ , км <sup>2</sup>	$h_{\text{макс}}$ , м	$SD$ , м	pH	Электропроводность, мкСм/см	Цветность, °Pt-Co	ПО, мгО/л
Сисяярви	0,805	19,0	1,0–4,6	6,6–8,5	63–128	27–64	10,8–16,7
Игуменское	0,022	8,0	1,2–2,8	6,5–7,5	28–52	55–90	11,8–28,6
Черное	0,008	8,5	1,4–2,6	6,4–7,5	29–52	60–90	8,0–28,2
Оссиёво	0,003	2,4	0,9–1,4	5,6–7,1	48–58	60–110	7,0–26,9
Лещевое	0,240	7,5	0,5–1,7	6,4–8,2	44–56	55–94	16,0–47,6
Крестовое	0,014	3,1	0,7–1,7	7,3–8,6	32–50	80–212	29,1–53,5
Антониевское	0,028	3,5	0,5–1,7	5,5–7,5	23–34	150–275	22,0–58,2
Симняховское	0,019	2,1	0,3–1,2	5,2–6,5	26–33	97–172	24,3–45,4
Витальевское	0,005	1,9	0,4–1,1	6,2–7,1	36–63	130–223	21,1–44,0
Никоновское	0,011	4,0	0,3–1,2	5,8–7,6	55–63	90–260	20,1–42,9
Германовское	0,010	3,7	0,4–1,1	4,0–5,9	30–42	92–296	17,4–42,5

в летний период на дне часто наблюдаются заморные явления (Степанова и др., 2016). Значения электропроводности и pH очень низкие и находятся в узком диапазоне (таблица 28).

Была проведена классификация исследованных озер по лимнологическим параметрам. Все озера разделились на три группы. Для озера Германовское, составившего отдельный класс, характерно минимальное значение pH среди всех озер о. Валаам, наименьшее значение прозрачности (0,6 м) и максимальные значения цветности (таблица 28). Кроме того, здесь отмечена минимальная средняя концентрация хлорофилла-*a* (3,9 мкг/л).

Для озер второго класса (Оссиёво, Витальевское, Крестовое, Никоновское) были характерны максимальные концентрации железа (0,83 мг/л), средние значения прозрачности (0,8 м), а также максимальные значения содержания хлорофилла-*a* (16,4 мкг/л).

В третий класс объединились озера, для которых отмечены высокие значения прозрачности (1,2 м) и наименьшие значения цветности (90 °Pt-Co). По содержанию хлорофилла-*a* (8,6 мкг/л) озера третьего класса заняли промежуточное положение между озерами первого и второго класса.

В составе фитопланктона водной системы Валаамского архипелага за исследованный период определено 343 вида, разновидностей и форм водорослей, принадлежащих к 9 отделам, из них: *Cyanoprokaryota* – 38, *Euglenophyta* – 59, *Dinophyta* – 17, *Cryptophyta* – 13,



*Raphidophyta* – 1, *Chrysophyta* – 30, *Bacillariophyta* – 73, *Xanthophyta* – 7, *Chlorophyta* – 105. По числу видов на всех участках акватории Валаамского архипелага преобладали зеленые (31 %), диатомовые (22 %), эвгленовые (18 %) водоросли и цианопрокариоты (11 %).

Озера отличались значительным диапазоном показателей обилия фитопланктона (численность – от 0,1 до 676,6 млн кл/л, биомасса – от 0,1 до 105,2 мг/л). При анализе показателей обилия фитопланктона были выявлены значительные диапазоны численности и биомассы, как в конкретном озере, так и для всех малых озер. Наименьшие средние значения численности отмечены для озер Витальевское, Никоновское, Черное, Осиево. Наибольшие – для оз. Симняховское. Среднепогодное значение численности в озерах различается на два порядка.

Структура фитопланктона существенно варьировала от озера к озеру. В большинстве озер отмечено доминирование цианопрокариот и (или) рафидофитовых водорослей. Отличительная черта фитопланктона озер архипелага – высокие значения биомассы *Gonyostomum semen* (Ehr.) Diesing. Во всех малых озерах о. Валаам *G.semen* присутствовал практически постоянно и создавал максимальную биомассу. В состав доминантного комплекса этот вид не входил только в полигумусных и кислых озерах Германовское и Симняховское. Во всех остальных он формировал осенний пик развития, значения биомассы колебались от 1,1 до 82,3 мг/л. Максимальные значения биомассы были отмечены в оз. Витальевское (Воякина, 2010).

В кислых полигумусных озерах было отмечено упрощение структуры и доминирование видов зеленых водорослей в летний период. В сезонной динамике фитопланктона чаще всего наблюдался один пик показателей обилия, приходившийся на разное время в различные годы (Воякина, 2007).

Состав доминирующих видов в большинстве озер значительно различался. Чаще всего в состав доминант входили виды родов *Gonyostomum*, *Aulacoseira* Thw., *Cyclotella* Kütz., *Stephanodiscus* Ehr., *Aphanizomenon* Morr. ex Born. et Flah., *Planktolingbya* Anagn. et Kom., *Dinobryon* Ehr., *Cryptomonas* Ehr., *Botryococcus* Kütz., *Elakatothrix* Wille, *Monoraphidium* Kom.-Legn., *Oocystis* A. Br.

Наибольшее влияние pH на структуру фитопланктона прослеживается в поликислом оз. Германовское. Как во всех кислых водоемах, состав фитопланктона обеднен. Здесь было обнаружено

всего 89 таксонов водорослей рангом ниже рода из девяти отделов. По числу видов здесь превалировали диатомовые, зеленые и криптофитовые водоросли. В озере отмечено минимальное по сравнению с другими озерами среднее значение биомассы фитопланктона. В сезонной динамике фитопланктона чаще всего отмечался один пик вегетации в середине лета. Максимальные показатели обилия вызваны активной вегетацией хлорококковых водорослей. В планктоне отмечено преобладание мелкоклеточных форм и стабильный состав доминирующих видов водорослей. В оз. Германовское, наряду с хлорококковыми, которые присутствовали в планктоне практически постоянно, активно вегетировали и улотриковые водоросли.

В годы с экстремально низкими значениями pH, наибольшую роль в планктоне оз. Германовское играли виды *Elakatothrix genevensis* (Reverd.) Hind., *Chroomonas acuta* Uterm. и *Cryptomonas erosa* Ehr. Эти виды – типичные представители кислотных лесных озер Европейской части России (Корнева, 1994; Никулина, 1999). Несмотря на то, что в других озерах о. Валаам эти три вида встречались постоянно, они никогда не достигали высоких значений показателей обилия. По-видимому, в полигумусных озерах Валаамского архипелага эти виды могут выступать как индикаторы кислотных условий (Воякина, 2007).

Был отмечен широкий диапазон содержания хлорофилла *a* в оз. Германовское (0,03–10,74 мкг/л). В разные годы в зависимости от структуры фитопланктона, уровня инсоляции и степени прогрева воды максимальные значения отмечались или в интегральных, или поверхностных горизонтах.

Во всех исследованных озерах значения индекса Шеннона колебались в широком диапазоне (от 0,1 до 4,1 бит/мг). Минимальные средние значения были характерны для озер Витальевское и Осиево, максимальное – для оз. Игуменское. Низкое видовое разнообразие в этих озерах вызвано монодоминированием крупноклеточного вида рафидофитовых водорослей (*Gonyostomum semen* (Ehr.) Diesing). Высокое видовое разнообразие в оз. Игуменское связано со значительным количеством видов в пробе от 18 до 36 (в среднем 31) (Степанова и др., 2016).

Таким образом, было показано, что активная реакция среды – важнейший экологический фактор, определяющий направленность межгодовых изменений структурных и функциональных показателей фитопланктона малых озер о. Валаам. Было показано, что колебания этого параметра зависели от метеорологических

условий, в первую очередь от количества осадков. В озерах Валаамского архипелага, как и в других водоемах Европейской части России и Скандинавии, в кислотных условиях происходит упрощение структуры фитопланктона. В исследованных водоемах из состава планктона выпадали виды отделов *Dinophyta*, *Xanthophyta* и *Raphidophyta*.

## **Опыт использования токсикологических характеристик в интегральной оценке экологического состояния водного объекта (Зуева, Козлова, Куличенко, 2018)<sup>1</sup>**

Для осуществления оценки экологического состояния водного объектов использован метод сводных показателей. Выбрано 3 приоритетных признака: гидрохимический, гидробиологический – биоиндикационный и биотестовый (токсикологический). Это, во-первых, удельный комбинаторный индекс загрязненности воды (УКИЗВ) введенный в 2002 г. (РД 52.24.643, 2002). Данный метод используется для комплексной оценки степени загрязненности поверхностных вод по гидрохимическим показателям. Во-вторых, индекс сапробности Пантле и Букка в модификации Сладечека (S) (Руководство..., 1992). Данный метод широко применяется в оценке загрязнения природных вод по фито-, зоопланктону и зообентосу. В предложенной модели-классификации используется сапробность, рассчитанная по индикаторным видам фитопланктона. Третий признак – токсикологический, в него включены: острая токсичность, определяемая по изменению смертности дафний *Daphnia magna* в тестируемой пробе за 48 часов (А), токсичность, определяемая по изменению оптической плотности тест-объекта *Chlorella vulgaris* за 22 часа (J), а также индекс токсичности для *Paramecium caudatum* (Т) (ПНД Ф Т 14.1:2:3:4.12-06, 2016; ПНД Ф Т 14.1:2:3:4.10-04; 2014; ФР.1.39.2015.19242, 2015).

*Выделение диапазонов значений категорий в модели-классификации.*

Предложенная классификация (таблица 29) предусматривает 5 категорий состояния водной экосистемы: катастрофическое,

<sup>1</sup> Зуева Н.В., Козлова А.В., Куличенко А.Ю. Опыт использования токсикологических характеристик в интегральной оценке экологического состояния водного объекта // Труды Карельского научного центра РАН. – 2018. – № 3. – С. 43–56.

кризисное, неудовлетворительное, удовлетворительное и благополучное.

Классификация по значению УКИЗВ проводилась в соответствии с методикой (РД 52.24.643, 2002). Таким образом, каждому из 5 классов качества вод выделенным по значению УКИЗВ соответствует своя категория экологического состояния водного объекта (таблица 29).

**Таблица 29. Модель-классификация экологического состояния водного объекта**

Признак		Категории экологического состояния				
		Кагастро-фическое	Кризисное	Неудовлетворительное	Удовлетворительное	Благополучное
		V	IV	III	II	I
1	УКИЗВ Класс качества	16,0–11,1 экстремально грязная	11,0–4,1 грязная	4,0–2,1 загрязненная	2,0–1,1 слабо загрязненная	1,0–0,0 условно чистая
2	S Класс качества	6,00–4,01 очень грязные	4,00–3,51 грязные	3,50–2,51 загрязненные	2,50–1,51 умеренно загрязненные	1,50–0,00 очень чистые и чистые
3	A, % наличие т.д.	100–91 о.т.д.	90–50 о.т.д.	49–11 т.д.	10–6 не оказывает о.т.д.	5–0 не оказывает о.т.д.
	J, % наличие т.д.	100–91 –100–(–91) т.д.	90–71 –90–(–61) т.д.	70–30 –60–(–20) т.д.	29–16 –19–(–11) не оказывает т.д.	15–0 –10–0 не оказывает т.д.
	T степень токсичности	1,00–0,91 высокая	0,90–0,71 высокая	0,70–0,41 умеренная	0,40–0,21 допустимая	0,20–0,00 допустимая

*Примечание.* Здесь и в таблице 31: УКИЗВ – удельный комбинаторный индекс загрязненности воды; S – индекс сапробности Пантле-Букка в модификации Сладечека (по фитопланктону); A – смертность *Daphnia magna* в 48 ч опыте, J – изменение оптической плотности *Chlorella vulgaris*; T – индекс токсичности для *Paramecium caudatum*; т.д. – токсическое действие; о.т.д. – острое токсическое действие.

Авторы рекомендаций (2012) также относят 5 класс качества вод по УКИЗВ к наихудшей категории «экологического бедствия», а четвертый – «чрезвычайной экологической ситуации». Однако к относительно удовлетворительному состоянию в рекомендациях включены лишь воды 1 класса.

Распределение значений индекса сапробности по указанным категориям проводилось следующим образом. При оценке водоема

по индексу Пантле–Букка предусматривается 6 классов качества воды (ГОСТ 17.1.3.07-82, Руководство по гидробиологическому мониторингу..., 1992). Для того чтобы получить шкалу для 5 категорий экологического состояния из этой шестибальной шкалы, к «благополучному» состоянию были отнесены воды с сапробностью соответствующей классам «очень чистые» и «чистые», то есть ксено- и олигосапробные воды.

Описанное распределение хорошо согласуется с классификацией качества поверхностных вод суши по В.Д. Романенко с соавторами (1990). Когда ксеносапробные и олигосапробные воды относятся, соответственно, к классам предельно чистых и чистых вод,  $\beta$ -мезосапробные – удовлетворительной чистоты,  $\alpha$ -мезосапробные – загрязненные, а полисапробные входят в класс «грязные».

Отметим, что в рекомендациях Гидрохимического института (2012) лишь ксено- и олигосапробные воды отнесены к наилучшей категории «относительно удовлетворительное состояние» в отличие от классификации Минприроды (1992), где в такую же категорию входит и  $\beta$ -мезосапробная зона. В предложенной классификации (таблица 29)  $\beta$ -мезосапробные воды так же отнесены к категории удовлетворительного экологического состояния, вследствие того, что такие значения индекса Пантле–Букка могут соответствовать природным водам, не испытывающим антропогенного загрязнения. Так, монография Л.П. Рыжкова (1999) позволяет судить о характеристиках незагрязненных водоемов северного Приладожья. Сапробность, оцененная по фитопланктону, в олиготрофных и олигомезотрофных озерах этой территории изменяется в пределах 0,88–1,91.

Токсикологические характеристики, включенные в модель-классификацию – результаты совместных биотестов для организмов различного таксономического уровня. По мнению многих авторов это необходимо для обеспечения валидности результатов (Брагинский и др., 1979; Лесников, 1983; Филенко, 1989; Бакаева и др., 2009; Бакаева, 2015). Учитывая, что данные трех параллельных токсикологических опытов на различных тест-объектах – редкость, при недостатке информации предложенная классификация может быть ограничена признаками, полученными с использованием меньшего числа тест-объектов.

При построении интегрального индекса, для расчетов должна быть выбрана одна токсикологическая характеристика. Используется биотестовый показатель, демонстрирующий большой уровень токсичности.

В методике по определению токсичности с использованием дафний (ПНД Ф Т 14.1:2:3:4.12-06, 2016) выделяют области, когда тестируемая проба, в 48 часовом опыте, не оказывает острого токсического действия (при  $A \leq 10\%$ ) и когда наблюдается острое токсическое действие (при  $A \geq 50\%$ ). Более подробная классификация пресноводных экосистем по уровню токсического загрязнения по данным биотестирования на дафниях была предложена Л.П. Брагинским (1985). Для пяти классов вод автор выделяет следующие уровни токсического загрязнения: олиготоксичность,  $\beta$ -мезотоксичность,  $\alpha$ -мезотоксичность, политоксичность и гипертоксичность.

Основываясь на указанных в методике диапазонах и классификации Л.П. Брагинского предложенная нами модель-классификация с использованием дафний строится следующим образом. К категориям экологического состояния «благополучное» и «удовлетворительное» (таблица 29) относят воды, для которых смертность дафний составляет менее 10%. По шкале Брагинского данному диапазону соответствует олиготоксичность. Граница между 1 и 2 категориями выделена в значительной мере условно, делением области пополам.

Следующая 3 категория «неудовлетворительное состояние» (более 10%, но менее 50% смертности), выделена с учетом области отсутствия острого токсического действия согласно методике. По классификации (Брагинский, 1985) в неё входят области  $\beta$  и  $\alpha$ -мезотоксичности.

Для остальных двух категорий – кризисного и катастрофического состояния – смертность дафний в тестируемой пробе будет находиться в диапазоне от 50 до 100%, где 50% и более – критерий острой токсичности (ПНД Ф Т 14.1:2:3:4.12-06, 2014). По классификации Брагинского это зоны политоксичности и гипертоксичности. Выделение четких границ в этой области затруднительно. Однако можно считать, что «мгновенная или в течение 1–2 часов» (Брагинский, 1985) гибель дафний при гипертоксичности будет соответствовать 100% смертности в остром опыте. Так же, как и 100% смертность в течение менее 1 часа, отнесенная по классификации (Оксиук и др., 1993) к уровню «чрезвычайно токсичная». Поэтому данный диапазон ( $> 90\%$ ) был отнесен к пятой категории «катастрофическое» экологическое состояние.

В случае определения токсичности по изменению оптической плотности тест-объекта *Chlorella vulgaris*, теоретически возможно изменение характеристики в границах от –100 до 100%. В методике

(ПНД Ф Т 14.1:2:3:4.10-04; 2014) критерием токсичности пробы воды является снижение средней величины оптической плотности по сравнению с контрольным вариантом на 20 % и более в случае подавления роста тест-культуры или ее повышение на 30 % и более при стимуляции ростовых процессов.

Таким образом, водам, не оказывающим острого токсического действия, будет соответствовать отрезок от  $-19$  до  $29$  %, то есть наилучшее экологическое состояние соответствует примерно середине диапазона. Поэтому для включения в модель-классификацию весь диапазон был разделен на 2 части: положительную и отрицательную. К благополучному состоянию отнесены отрезки от 0 до 15 % и от  $-10$  до 0 %. Остальная часть значений в области без острого токсического действия вошла в категорию удовлетворительного экологического состояния.

Так же, как в модель-классификации с использованием дафний, катастрофическому состоянию были отнесены значения близкие в  $\pm 100$  %, (с абсолютными значениями  $> 90$  %), а оставшаяся часть диапазона поровну поделена между категориями «кризисное» и «неудовлетворительное».

По величине индекса токсичности, полученного для *Paramecium caudatum*, воды делятся по степени их токсичности на 3 группы: допустимая степень токсичности ( $0,00 < T \leq 0,40$ ); умеренная степень токсичности ( $0,41 < T \leq 0,70$ ); высокая степень токсичности ( $T > 0,71$ ) (ФР.1.39.2015.19242, 2015).

Исходя из этого, в разработанной модели-классификации предполагается, что допустимая токсичность ( $0-0,40$ ) присуща категориям «благополучное» и «удовлетворительное» экологическое состояние. Умеренная токсичность отнесена к неудовлетворительной градации, а высокая – кризисному и катастрофическому экологическому состоянию.

В итоге, получена модель-классификация, в которую вошли три токсикологические характеристики. Далее, как описано в материалах и методах, проводилась процедура нормирования исходных значений с помощью нормирующих функций и расчет границ категорий интегрального показателя Q (таблица 30).

Полученная классификация для оценки экологического состояния была апробирована для 6 случаев (таблица 31). Для 4 озер Псковской области, а также для центральной части бухты Петрокрепость Ладожского озера (рис. 4). При апробации для этого водного объекта использованы данные за 2012 и 2013 гг.

**Таблица 30. Значения интегрального индекса экологического состояния водного объекта (Q) при использовании разных токсикологических характеристик**

Индекс	Катастрофическое	Кризисное	Неудовлетворительное	Удовлетворительное	Благополучное
$Q_A$	1–0,75	0,75–0,44	0,44–0,21	0,21–0,12	0,12–0
$Q_{J^+}$	1–0,75	0,75–0,51	0,51–0,28	0,28–0,15	0,15–0
$Q_{J^-}$	1–0,75	0,75–0,48	0,48–0,24	0,24–0,14	0,14–0
$Q_T$	1–0,75	0,75–0,51	0,51–0,31	0,31–0,17	0,17–0

*Примечание.* Нижний индекс Q: A – смертность *Daphnia magna*,  $J^+$  – изменение оптической плотности *Chlorella vulgaris* (положительная часть диапазона);  $J^-$  – изменение оптической плотности *Chlorella vulgaris* (отрицательная часть диапазона); T – индекс токсичности для *Paramecium caudatum*.

**Таблица 31. Исходные данные для оценки экологического состояния на примере озер Северо-запада России**

Водный объект	УКИЗВ	S	A, %	J, %	T
оз. Балаздынь	0,55	2,05	0	15,0	–
оз. Большой Иван	0,27	2,10	0	6,0	–
оз. Черетвицы	0,68	2,20	0	8,0	–
оз. Урицкое	0,94	2,14	0	18,0	–
бух. Петрокрепость 2012 г.	1,47	2,06	–	–	0,26
бух. Петрокрепость 2013 г.	1,52	1,95	–	–	0,51

*Примечание:* «–» – отсутствие данных.

Для озер Псковской области были известны 2 токсикологические характеристики (таблица 31). Из них в оценке, наряду с гидрохимическими и гидробиологическими показателями, использовалось изменение оптической плотности *Chlorella vulgaris* так как по этому токсикологическому показателю получена оценка хуже, чем по второму (смертность *Daphnia magna*). Таким образом, рассчитывался интегральный показатель  $Q_{J^+}$  (таблица 32). Для бухты Петрокрепость в оценке использовался индекс токсичности для *Paramecium caudatum*, соответственно рассчитывался интегральный индекс  $Q_T$ . Ранжированные результаты оценки экологического состояния исследованных водных объектов по предложенному интегральному показателю представлены в таблице 32.

В результате работы была построена модель-классификация для оценки состояния водных экосистем. Предусматривается выделение 5 категорий экологического состояния водоема: катастрофическое,



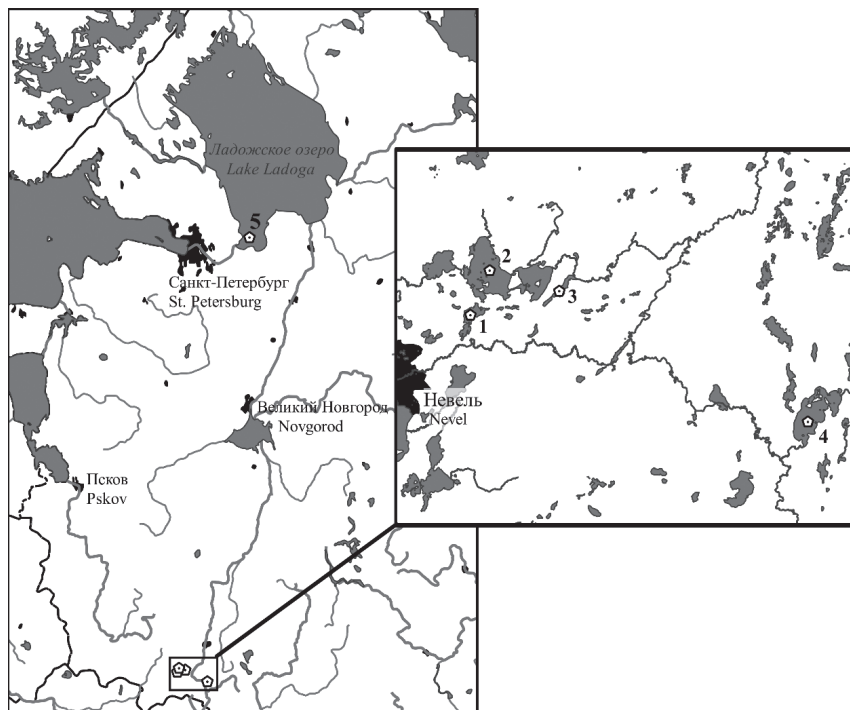


Рис. 4. Исследованные водные объекты: 1 – оз. Черетвицы; 2 – оз. Большой Иван; 3 – оз. Балаздынь; 4 – оз. Урицкое; 5 – бухта Петрокрепость Ладожского озера

**Таблица 32. Оценка экологического состояния исследованных водных объектов по интегральному показателю Q**

Водный объект	Q	Экологическое состояние
оз. Большой Иван	0,14	Благополучное
оз. Черетвицы	0,16	Удовлетворительное
оз. Балаздынь	0,18	
оз. Урицкое	0,20	
бух. Петрокрепость 2012 г.	0,23	
бух. Петрокрепость 2013 г.	0,31	

кризисное, неудовлетворительное, удовлетворительное и благополучное.

В качестве приоритетных признаков в модели использованы удельный комбинаторный индекс загрязненности воды, индекс

сапробности Пантле-Букка в модификации Сладечека (по фитопланктону) и токсикологические характеристики.

Токсикологический признак в модели-классификации вариативен, то есть для расчетов, из всех биотестовых результатов, должен быть выбран тот, который демонстрирует больший уровень токсичности. Это позволит гарантированно подтвердить наличие или отсутствие интегрального токсического действия природных вод. Использовались, во-первых, острая токсичность, определенная по изменению процента погибших *Daphnia magna* в тестируемой пробе, во-вторых, токсичность, определенная по изменению оптической плотности тест-объекта *Chlorella vulgaris*, а также индекс токсичности для *Paramecium caudatum*.

Строгое выделение категорий экологического состояния водоемов по трем перечисленным показателям токсичности несколько затруднительно. Методические руководства предусматривают лишь определение токсического действия или его отсутствия (для *Daphnia magna* и *Chlorella vulgaris*), либо установление степени токсичности (для *Paramecium caudatum*). Однако базируясь на действующих методиках и классификациях изложенных в работах Л.П. Брагинского, О.П. Оксьюка, В.Н. Жукинского с соавторами (1993) были назначены границы для всех 5 категорий состояния. При этом категориям «благополучное» и «удовлетворительное» экологическое состояние соответствует область с отсутствием острого токсического действия или для инфузорий – область допустимой степени токсичности. Категория «катастрофическое» экологическое состояние соответствует практически 100 % смертности дафний и 100 % стимуляции (или подавлению) роста культуры хлореллы, а также верхней половине диапазона «высокая степень токсичности» для инфузорий. На две оставшиеся категории «неудовлетворительное» и «кризисное» экологическое состояние приходится оставшаяся часть шкалы токсикологических характеристик.

Следует отметить, что подобное выделение диапазонов изменения выбранных токсикологических характеристик не является строго обязательным. Так в данной работе предложено выделение 5 категорий экологического состояния. Однако возможно выделение и 4, и 6 и т.д. категорий, в зависимости от цели исследования. Изменения в нормативных документах также могут вызвать необходимость корректировки предложенных диапазонов. Модель-классификация может быть расширена путем включения в нее признаков токсикологических характеристик для других тест-объектов.

Результат интегральной оценки экологического состояния озер с использованием 3 приоритетных признаков (гидрохимического, гидробиологического и токсикологического) показал, что состояние лишь одного из исследованных озер – оз. Большой Иван в Псковской области является благополучным. Остальные водные объекты характеризуются удовлетворительным экологическим состоянием.

Обращает на себя внимание ухудшение экологического состояния бухты Петрокрепость Ладожского озера. Несмотря на то, что по данным обоих лет оно признано «удовлетворительным», за 2013 г. рассчитанный интегральный индекс находится на границе классов. Таким образом, состояние приблизилось к категории «неудовлетворительное».

## Литература

1. *Абакумов В.А.* Контроль качества вод по гидробиологическим показателям // Разработка и внедрение на комплексных фоновых станциях методов биологического мониторинга. – Рига: Зинатне, 1983. – Т. 2. – С. 11–32.

2. *Алексеев Д.К., Гальцова В.В., Дмитриев В.В.* Экологический мониторинг: современное состояние, подходы и методы. – Часть 1: учебное пособие. – СПб.: РГТМУ, 2011. – 302 с.

3. *Алексеев Д.К., Гальцова В.В., Куличенко А.Ю., Гречаник Т.В.* Мониторинг экологического состояния водотоков и водоемов Санкт-Петербурга // Вестник Российской военно-медицинской академии. – 2008. – № S2-2 3(23). – С. 452–453.

4. *Андроникова И.Н.* Структурно-функциональная организация зоопланктона озерных экосистем разных трофических типов. – СПб.: Наука, 1996. – 189 с.

5. *Бажора А.И., Беляков В.П.* Сезонные изменения экологического состояния р. Охта: оценка по показателям зообентоса // Вестн. Гос. полярн. акад. – 2014. – Т. 1. – № 18. – С. 14–16.

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

7. *Бакаева Е.Н., Никаноров А.М.* Гидробионты в оценке качества вод суши. – М.: Наука, 2006. – 240 с.

8. Бакаева Е.Н. Методологические подходы к оценке экотоксичности малых рек в районе влияния техногенных шахтных вод Восточного Донбасса // Геоэкологические проблемы углепромышленных территорий. – Ростов-на-Дону: Изд-во ЮФУ, 2015. – С. 26–35.

9. Бакаева Е.Н., Игнатова Н.А. К методологии экотоксикологического изучения формирования и восстановления качества вод в условиях антропогенных нагрузок в поверхностных водных объектах // Научное обеспечение реализации «Водной стратегии Российской Федерации на период до 2020 г.»: Сборник научных трудов всероссийской научной конференции. – Т. 1. – Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2015. – С. 223–230.

10. Баканов А.И. Использование зообентоса для мониторинга пресноводных водоемов // Биология внутренних вод. – 2000. – № 1. – С. 68–82.

11. Балушкина Е.В. Функциональное значение личинок хирономид в континентальных водоемах. – Л.: Гидрометеиздат, 1987.

12. Баринова С.С., Белоус Е.П., Царенко П.М. Альгоиндикация водных объектов Украины: методы и перспективы. – Хайфа, Киев, 2019. – 367 с.

13. Баринова С.С., Медведева Л.А., Анисимова О.В. Водоросли-индикаторы в оценке качества окружающей среды // Методические аспекты анализа биологического разнообразия водорослей. – М.: ВНИИ природы, 2000. – 150 с.

14. Баринова С.С., Медведева Л.А., Анисимова О.В. Биоразнообразие водорослей – индикаторов окружающей среды. – Тель-Авив: PiliesStudio, 2006. – 498 с.

15. Беляков В.П., Бажора А.И., Сотников И.В. Мониторинг экологического состояния городских водоемов Санкт-Петербурга по показателям зообентоса // Изв. Самар. науч. центра РАН. – 2015. – Т. 17. – № 6. – С. 51–56.

16. Биоиндикация: теория, методы, приложения / под. ред. Г.С. Розенберга. – Тольятти: Интер-Волга, 1994. – 266 с.

17. Биологический контроль окружающей среды: биоиндикация и биотестирование: учеб. пособие для студ. высш. учеб. заведений / О.П. Мелехова, Е.И. Егорова, Т.И. Евсеева и др.: под. ред. О.П. Мелеховой и Е.И. Егоровой. – М.: Издательский центр «Академия», 2007. – 288 с.

18. Бубнов А.Г., Буймова С.А., Гуцин А.А., Извекова Т.В. Биотестовый анализ – интегральный метод оценки качества объектов окружающей среды: учебно-методическое пособие. – Иваново: Иван. гос. хим.-технол. ун-т, 2007. – 112 с.

19. Бобров А.А., Чемерис Е.В. Изучение растительного покрова ручьёв и рек: методика, приёмы, сложности // Гидробиотаника 2005: Матер. VI Всерос. шк.-конф. – Рыбинск: Дом печати, 2006. – С. 181–203.

20. Бобров А.А., Чемерис Е.В. Растительный покров малой южно-таёжной реки и его изменение при зарегулировании стока (на примере реки Куекша, Костромская область) // Тр. Карельск. науч. центра РАН. – Сер. Биогеография. – 2012. – Вып. 13. – № 1. – С. 33–47.

21. Бородулина Т.С., Полонский В.И., Шашкова Т.Л., Власов Е.С., Григорьев Ю.С. Влияние загрязнения воды нефтью на замедленную флуоресценцию водоросли *Chlorella vulgaris* Beijer и выживаемость рачков *Daphnia magna* Str. // Сибирский экологический журнал. – 2011. – № 1. – С. 107–111.

22. Брагинский Л.Л., Буртная И.Л., Щербань Э.П. Токсичность синтетических моющих средств для массовых форм пресноводных беспозвоночных // Экспериментальные исследования влияния загрязнений на водные организмы. – Апатиты: Кольский филиал АН СССР, 1979. – С. 24–30.

23. Брагинский Л.П. Некоторые принципы классификации пресноводных экосистем по уровням токсической загрязнённости // Гидробиологический журнал. – 1985. – Т. 21. – № 6. – С. 65–74.

24. Виноходов Д.О. Токсикологические исследования кормов с использованием инфузорий. – СПб., 1995. – 80 с.

25. Водные объекты Санкт-Петербурга. – СПб.: Символ, 2002. – 348 с.

26. Воякина Е.Ю. Динамика структурных показателей *Gonyostomum semen* (Ehr.) Dies. в малых лесных озёрах о. Валаам (Ладожское озеро) // Современные проблемы гидроэкологии: Тезисы докл. 4-й Межд. науч. конф. – СПб., 2010. – С. 41

27. Воякина Е.Ю. Фитопланктон водной системы Валаамского архипелага: автореф. дисс. ... канд. биол. наук. – СПб., 2007. – 22 с.

28. Воякина Е.Ю. Изменения структуры и биоразнообразия фитопланктона как индикаторы ацидофикации // Биоиндикация в мониторинг пресноводных экосистем. III Материалы Международной конференции. – СПб., 2017. – С. 68–72.

29. Гальцова В.В., Дмитриев В.В. Практикум по водной экологии и мониторингу состояния водных экосистем. – СПб., 2007. – 267 с.

30. Гальцова В.В., Алексеев Д.К., Дмитриев В.В. Многокритериальная оценка экологического состояния шельфовой зоны

арктических морей России // Географические и геоэкологические аспекты развития природы и общества. – СПб.: СПбГУ, 2008. – С. 242–251.

31. *Гальцова В.В., Алексеев Д.К., Куличенко А.Ю.* Экологический мониторинг состояния водных экосистем // Экологические и гидрометеорологические проблемы больших городов и промышленных зон. – СПб.: РГГМУ, 2009. – С. 55–56.

32. *Гальцова В.В., Алексеев Д.К.* Экологический мониторинг рек и каналов Санкт-Петербурга // Экологические и гидрометеорологические проблемы больших городов и промышленных зон. – СПб.: РГГМУ, 2010. – С. 135–140.

33. *Гальцова В.В., Алексеев Д.К., Куличенко А.Ю.* Экологические проблемы водотоков и водоемов Санкт-Петербурга и пути их решения // Географические и экологические аспекты гидрологии. – СПб., 2010. – С. 116–121.

34. *Гальцова В.В., Полковническая А.В.* Оценка экологического состояния реки Охта на основе гидрохимических методов и биоиндикации // Вопросы прикладной экологии. – СПб.: РГГМУ, 2002. – С. 39–45.

35. География и мониторинг биоразнообразия. – М.: Издательство Научного и учебно-методического центра, 2002. – 432 с.

36. ГОСТ 27065-85 Качество вод. Термины и определения. – М.: ИПК Издательство стандартов, 2003.

37. *Грибовский Ю.Г., Нохрин Д.Ю., Торчицкий А.Н., Давыдова Н.А.* Результаты комплексного обследования экологического состояния Магнитогорского водохранилища // Проблемы ветеринарной санитарии, гигиены и экологии. – 2009. – № 1. – С. 64–69.

38. *Дмитриев В.В.* Экологическое нормирование состояния и антропогенных воздействий на природные системы // Вестник СПбГУ. – 1994. – Сер. 7, вып. 2 (№ 14). – С. 60–70.

39. *Дмитриев В.В.* Методика диагностики состояния и устойчивости водных экосистем // Эколого-географический анализ состояния природной среды: проблема устойчивости геоэкосистем / под ред. П.П. Арапова и Ю.П. Селиверстова. – СПб.: Изд-во РГО, 1995. – С. 41–67

40. *Дмитриев В.В.* Эколого-географическая оценка состояния внутренних водоемов: автореф. дис. ... д-р геогр. наук. – СПб., 2000. – 52 с.

41. *Дмитриев В.В.* Что такое экологическая оценка и как построить интегральный показатель состояния природной или

антропогенно-трансформированной экосистемы // Вопросы прикладной экологии. – СПб.: РГГМУ, 2002. – С. 23–30.

42. *Дмитриев В.В.* Интегральная оценка экологического состояния и качества природной и антропогенно-трансформированной среды // Успехи современного естествознания. – 2007. – № 8. – С. 56.

43. *Дмитриев В.В.* Определение интегрального показателя состояния природного объекта как сложной системы // Общество. Среда. Развитие. – 2009. – № 4 (13). – С. 146–165.

44. *Дмитриев В.В., Мякишева Н.В., Третьяков В.Ю., Хованов Н.В.* Многокритериальная оценка экологического состояния и устойчивости геосистем на основе метода сводных показателей // Трофический статус водных экосистем. Вестник СПбГУ. – 1997. – Сер. 7. Вып. 1 (№ 7). – С. 51–67.

45. *Дмитриев В.В., Фрумин Г.Т.* Экологическое нормирование и устойчивость природных систем: учебное пособие. – СПб.: Наука, 2004. – 294 с.

46. Доклад об экологической ситуации в Ленинградской области в 2013 году / Комитет по природным ресурсам Ленинградской области. – СПб., 2014. – 108 с.

47. *Жмур Н.С.* Токсикологический мониторинг источников загрязнения водных объектов // Токсикологический вестник. – 1999. – № 3. – С. 7–13.

48. *Зуева Н.В.* Оценка экологического состояния малых рек Северо-Запада России на основе структурных характеристик сообществ макрофитов (на примере Ленинградской области): автореф. дис. ... канд. геогр. наук. – СПб., 2007. – 24 с.

49. *Зуева Н.В., Бобров А.А.* Использование макрофитов в оценке экологического состояния малой реки (на примере р. Охта, г. Санкт-Петербург) // Биология внутренних вод. – 2018. – № 1. – С. 45–54.

50. *Зуева Н.В., Гальцова В.В., Дмитриев В.В., Степанова А.Б.* Использование структурных характеристик сообществ макрофитов как индикатора экологического состояния малых рек запада Ленинградской области // Вестн. С.-Петербург. ун-та. – Сер. 7. Геол. Геогр. – 2007. – Вып. 4. – С. 60–71.

51. *Зуева Н.В., Козлова А.В., Куличенко А.Ю.* Опыт использования токсикологических характеристик в интегральной оценке экологического состояния водного объекта // Труды Карельского научного центра РАН. – 2018. – № 3. – С. 43–56.

52. *Игнатьева Н.В.* Гидрохимическая характеристика трех озерно-речных систем Санкт-Петербурга и Ленинградской области



// Экосистемы малых рек: биоразнообразие, экология, охрана: Матер. лекций II Всерос. шк.-конф. – Ярославль: Филигрань, 2014. – Т. 2. – С. 165–168

53. *Игнатьева Н.В., Петрова Т.Н., Сусарева О.М., Щербак В.А.* Оценка экологического состояния озера и качества его вод по гидрохимическим показателям // Ладога. – СПб.: Нестор-История, 2013. – С. 333–341.

54. *Ильющенко В.П.* Быстрое тестирование токсичности, основанное на определении респираторной активности инфузорий // Экология. – 1995. – № 1. – С. 63–67.

55. *Исаченко А.Г.* Ландшафтоведение и физико-географическое районирование. – М.: Высшая школа, 1991. – 366 с.

56. *Исидоров В.А.* Введение в химическую экотоксикологию: учебное пособие. – СПб.: Химиздат, 1999. – 144 с.

57. *Катанская В.М.* Высшая водная растительность континентальных водоемов СССР. Методы изучения. – Л.: Наука, 1981. – 187 с.

58. Качество поверхностных вод Российской Федерации: Ежегодник. 2010. – Ростов-на-Дону: ФГБУ «Гидрохимический институт», 2011. – 571 с.

59. *Куличенко А.Ю., Аксарина А.А., Румянцева А.А.* Особенности использования биологических методов при оценке состояния донных отложений малых рек // Экологические и гидрометеорологические проблемы больших городов и промышленных зон «Экогидромет»: Матер. VI Междунар. науч. конф. – СПб.: РГГМУ, 2012. – С. 102–104.

60. *Кимстач В.А.* Классификация качества поверхностных вод в странах ЕЭС. – СПб.: Гидрометеиздат, 1993. – 48 с.

61. *Кондакова Г.В.* Биоиндикация. Микробиологические показатели: учеб. пособие. – Ярославль: ЯрГУ, 2007. – 136 с.

62. *Кондратьев С.А., Поздняков Ш.Р.* Озеро как источник водных ресурсов // Ладога. СПб.: Нестор-История, 2013. – С. 394–397.

63. *Константинов А.С.* Общая гидробиология. – М.: Высшая школа, 1986. – 472 с.

64. *Корнева Л.Г.* Фитопланктон как показатель кислотных условий // Структура и функционирование экосистем кислотных озер. – СПб., 1994. – С. 65–98.

65. *Крайнюкова А.Н.* Система интегральной токсикологической оценки природных и сточных вод // Восточно-Европейский журнал передовых технологий. – 2009. – № 37. – С. 30–33.



66. *Кривоулицкий Д.А., Степанов А.М., Тихомиров Ф.А., Федоров Е.А.* Экологическое нормирование на примере радиоактивного и химического загрязнения экосистем // *Методы биоиндикации окружающей среды в районах АЭС.* – М.: Наука, 1988. – С. 4–16.

67. *Кулангиева Л.В., Гальцова В.В.* Оценка экологического состояния водотоков Санкт-Петербурга методом биотестирования // *Водные объекты Санкт-Петербурга.* – СПб.: Символ, 2002. – С. 60–64.

68. *Лазарева В.И.* Структура и динамика зоопланктона Рыбинского водохранилища / под ред. А.И. Копылова. – М.: Товарищество научных изданий КМК, – 2010. – 183 с.

69. *Леменовский Д.А.* Соединения металлов в биологии и медицине // *Соросовский образовательный журнал.* – Т. 9. – 1997. – С. 48–53.

70. *Лесников Л.А.* Основные задачи, возможности и ограничения биотестирования // *Теоретические вопросы биотестирования.* – Волгоград, 1983. – С. 3–12.

71. *Лозовик П.А., Платонов А.В.* Определение региональных предельно допустимых концентраций загрязняющих веществ на примере Карельского гидрографического района // *Журнал Геоэкология. Инженерная экология. Гидрология. Геокриология.* – 2005. – № 6. – С. 527–532.

72. *Макрушин А.В.* Биологический анализ качества вод. – Л.: Зоол. ин-т АН СССР, 1974. – 59 с.

73. Методика «Критерии оценки экологической обстановки территорий для выявления зон чрезвычайной экологической ситуации и зон экологического бедствия» (утв. Минприроды РФ 30.11.1992).

74. Методические рекомендации по формализованной комплексной оценке качества поверхностных и морских вод по гидрохимическим показателям. – М.: Госкомитет СССР по гидрометеорологии, 1988. – 9 с.

75. *Мухина И.М., Дмитричева Л.Е.* Загрязнение донных отложений реки Охта и ее притоков тяжелыми металлами // *Экологические и гидрометеорологические проблемы больших городов и промышленных зон «Экогидромет»:* Матер. VI Междунар. науч. конф. – СПб.: РГГМУ, 2012. – С. 191–193.

76. *Моисеенко Т.И., Родюшкин И.В., Даувальтер В.А., Кудрявцева Л.П.* Формирование качества вод и донных отложений в условиях антропогенных нагрузок на водосборы Арктического бассейна. – Апатиты: Изд-во Кольск. науч. центра РАН, 1996. – 263 с.

77. Мязметс А.Х. Изменения зоопланктона // Антропогенное воздействие на малые озера / под ред.: Коплан-Дикс И.С., Стравинская Е.А. – Л.: Наука, 1980. – С. 54–64.

78. Никаноров А.М., Хоружая Т.А., Бражникова Л.В., Жулидов А.В. Мониторинг качества вод: оценка токсичности. – СПб.: Гидрометеоиздат. 2000. – 159 с.

79. Никулина В.Н. Структурно-функциональные характеристики фитопланктона разнотипных озер // Структурно-функциональная организация пресноводных экосистем разного типа: Сб. науч. тр. ЗИН РАН /отв.ред. А.Ф. Алимов. – СПб., 1999. – Т. 279. – С. 135–152.

80. Оксийок О.П., Жукинский В.Н., Брагинский Л.П., Линник П.Н., Кузьменко М.И., Кленус В.Г. Комплексная экологическая классификация качества поверхностных вод суши // Гидробиологический журнал. – 1993. – Т. 29, вып. 4. – С. 62–76.

81. Опекунова М.Г. Биоиндикация загрязнений: учеб. пособие. – СПб.: СПбГУ, 2004. – 266 с.

82. Основы экогеологии, биоиндикации и биотестирования водных экосистем: учебное пособие для студ. геологических специальностей университетов / под ред. В.В. Куриленко. – СПб.: Изд-во СПбГУ, 2004. – 444 с.

83. Охрана окружающей среды, природопользование и обеспечение экологической безопасности в Санкт-Петербурге в 2010 году. – СПб.: Сезам-Принт, 2011. – 434 с.

84. Папченков В.Г. Растительный покров водоёмов и водотоков Среднего Поволжья. – Ярославль: ЦМП МУБиНТ, 2001. – 200 с.

85. Пашкевич М.А., Шуйский В.Ф. Экологический мониторинг: учебное пособие. – СПб., 2002. – 89 с.

86. ПНД Ф Т 14.1:2:3:4.12-06 Т 16.1:2:2.3:3.9-06. Методика измерений количества *Daphnia magna* Straus для определения токсичности питьевых, пресных природных и сточных вод, водных вытяжек из грунтов, почв, осадков сточных вод, отходов производства и потребления методом прямого счета. – М., 2014. – 38 с.

87. ПНД Ф Т 14.1:2:3:4.10-04 Т 16.1:2:2.3:3.7-04. Методика измерений оптической плотности культуры водоросли хлорелла (*Chlorella vulgaris* Beijer) для определения токсичности питьевых, пресных природных и сточных вод, водных вытяжек из грунтов, почв, осадков сточных вод, отходов производства и потребления. – М., 2014. – 36 с.

88. Примак Е.А. Интегральная оценка устойчивости и экологического благополучия водных объектов: дис. ... канд. геогр. наук: 25.00.36. – СПб.: РГГМУ, 2009. – 188 с.

89. *Примак Е.А., Зуева Н.В.* Интегральная оценка экологического благополучия водных экосистем // Водные ресурсы: изучение и управление: Материалы V международной конференции молодых ученых. – Т. 2. – Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2016. – С. 338–343.

90. *Протасов А.А.* Биоразнообразие и его оценка. Концептуальная диверсиконология. – Киев, 2002. – 105 с.

91. Р 52.24.690-2006 Рекомендации. Оценка токсического загрязнения вод водотоков и водоемов различной солености и зон смешения речных и морских вод методами биотестирования. – Ростов-на-Дону: Росгидромет, 2006.

92. Р 52.24.763-2012 Рекомендации. Оценка состояния пресноводных экосистем по комплексу химико-биологических показателей. – Ростов-на-Дону, 2012

93. *Рамад Ф.* Основы прикладной экологии. – Л.: Гидрометеоздат, 1981. – 543 с.

94. РД 52.24.643-2002 Методические указания. Метод комплексной оценки степени загрязненности поверхностных вод по гидрохимическим показателям. Росгидромет. – СПб: Гидрометеоздат, 2003.

95. РД 52.24.868-2017 Использование методов биотестирования воды и донных отложений водотоков и водоемов. – Ростов-на-Дону, 2017. – 57 с.

96. *Реймерс Н.Ф.* Природопользование: словарь-справочник. – М.: Мысль, 1990. – 637 с.

97. *Романенко В.Д., Окснюк О.П., Жукинский В.Н., Стольберг Ф.В., Лаврик В.И.* Экологическая оценка воздействия гидротехнического строительства на водные объекты. – Киев: Наукова Думка, 1990. – 256 с.

98. Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем / под ред. В.А. Абакумова. – СПб.: Гидрометеоздат, 1992. – 318 с.

99. *Рыжов Л.П.* Озера бассейна северной Ладоги. – Петрозаводск: Изд-во ПетрГУ, 1999. – 204 с.

100. *Савицкая К.Л.* Оценка экологического состояния малых рек на основе биологического индекса макрофитов // Вестн. Белорусского государственного университета. Сер. 2. Хим. Биол. Геогр. – 2014. – № 3. – С. 22–27.

101. *Садчиков А.П.* Методы изучения пресноводного фитопланктона: методическое руководство. – М: Университет и школа, 2003. – 157 с.

102. *Семенченко В.П.* Принципы и системы биоиндикации текучих вод. – Минск: Орех, 2004. – 125 с.

103. *Семерной В.П.* Санитарная гидробиология. – Ярославль: Ремдер, 2002. – 147 с.

104. *Снакин В.В., Мельченко В.Е., Бутовский Р.О. и др.* Оценка состояния и устойчивости экосистем. – М.: ВНИИприроды, 1992. – 127 с.

105. *Степанов А.М.* Методология биоиндикации и фонового мониторинга экосистем // Экотоксикология и охрана природы: сборник статей. – М.: Наука, 1988. – С. 28–108.

106. *Степанова А.Б., Бабин А.В., Воякина Е.Ю., Зуева Н.В., Зуев Ю.А., Семадени И.В.* Анализ антропогенного воздействия на водную систему Валаамского архипелага // Экосистемы Валаамского архипелага (Ладожское озеро) на рубеже 20 и 21 веков. Черты уникальности и современное состояние: Атлас / под ред. А.Б.Степановой. – СПб.: РГГМУ, 2016. – С. 32–41.

107. *Стом Д.И., Гиль Т.А., Балаян А.Э.* Бактериальная люминесценция и биотестирование. – Иркутск: Изд-во Иркутского Университета, 1993. – 152 с.

108. *Строганов Н.С., Колосова Л.В.* Ведение лабораторной культуры и определение плодовитости дафний в ряде поколений // Методики биологических исследований по водной токсикологии. – М.: Наука, 1971.

109. *Тихановская Г.А., Машихина Ю.В.* Оценка экологического состояния водотоков Рыбинского водохранилища // Вестник Вологодского государственного университета. – 2016. – Сер. 11. – № 1 (15). – С. 33–40.

110. *Урусова Е.С.* Оценка загрязненности реки Охта в пределах Санкт-Петербурга на основе применения интегральных кривых // Общество. Среда. Развитие. – 2015. – Т. 4. – № 37. – С. 171–175.

111. *Урусова Е.С., Козырева Е.О., Козлов Е.* Загрязненность малых рек Санкт-Петербурга и Ленинградской области биогенными веществами // Водные ресурсы: изучение и управление (лимнологическая школа-практика): Матер. V Междунар. конф. – Петрозаводск: Карельск. науч. центр РАН, 2016. – Т. 2. – С. 379–383.

112. *Филенко О.Ф., Лазарева В.В.* Влияние токсических агентов на общебиологические и цитогенетические показатели у дафний // Гидробиологический журнал. – 1989. – Вып. 3. – С. 56–60.

113. *Флеров Б.А.* Эколого-физиологические аспекты токсикологии пресноводных животных. – Л.: Наука, 1989. – 144 с.

114. ФР.1.39.2015.19242. Методика определения токсичности проб природных, питьевых, хозяйственно-питьевых, хозяйственно-бытовых сточных, очищенных сточных, сточных, талых, технологических вод экспресс-методом с применением прибора серии «Биотестер». – СПб.: Спектр-М, 2015. – 21 с.

115. *Хованов Н.В.* Анализ и синтез показателей в условиях информационного дефицита. – СПб: Изд-во СПб ун-та, 1996. – 196 с.

116. *Хоружая Т.А., Минина Л.И.* Оценка экологического состояния Цимлянского, Пролетарского и Веселовского водохранилищ // Метеорология и гидрология. – 2017. – № 5. – С. 116–122.

117. *Черкашин С.А.* Биотестирование: терминология, задачи, основные требования и применение в рыбохозяйственной токсикологии // Известия ТИНРО. – 2001. – № 13. – С. 1020–1035.

118. *Фрумин Г.Т.* Экологическая химия и экологическая токсикология. – СПб.: РГГМУ, 2000. – 197 с.

119. *Хованов Н.В.* Анализ и синтез показателей в условиях информационного дефицита. – СПб: Изд-во С.-Петербур. ун-та, 1996. – 196 с.

120. *Хованов Н.В.* Математические модели риска и неопределенности. – СПб.: Изд-во С.-Петербур. ун-та, 1998. – 204 с.

121. *Чертонруд М.В.* Модификация метода Пантле–Букка для оценки загрязнения водотоков по качественным показателям макробентоса // Водные ресурсы. – Т. 29. – № 3. – 2002. – С. 337–342.

122. *Шелутко В.А.* Оценка экстремальных уровней химического загрязнения речной сети урбанизированной территории // Экологическое состояние водных объектов. Качество воды и научные основы их охраны: Сб. тр. IV Всерос. гидрол. съезда. – СПб.: Метеоагентство Росгидромета, 2006. – Ч. 1. – С. 114–120.

123. *Шелутко В.А., Колесникова Е.В.* Характеристика основных источников загрязнения поверхностных вод в бассейне р. Охты // Экологические и гидрометеорологические проблемы больших городов и промышленных зон: Сб. тр. Междунар. науч. конф. – СПб.: РГГМУ, 2004. – С. 64–68.

124. *Шелутко В.А., Урусова Е.С.* Методические основы учета особенностей геоэкологической информации при оценке пространственно временной динамики загрязненности речных вод // Современные проблемы гидрохимии и мониторинга качества поверхностных вод. – Ростов-на-Дону: Гидрохимический институт, 2015. – С. 337–339.

125. Шитиков В.К., Розенберг Г.С., Зинченко Т.Д. Количественная гидроэкология: методы системной идентификации. – Тольятти: ИЭВБ РАН, 2003. – 463 с.

126. Шитиков В.К., Розенберг Г.С., Зинченко Т.Д. Количественная гидроэкология: методы, критерии, решения: в 2 кн. – М.: Наука, 2005. – Кн. 1. – 281 с.; Кн. 2. – 337 с.

127. Цаценко Л.В., Малюга Н.Г. Чувствительность различных тестов на загрязнение воды тяжелыми металлами и пестицидами с использованием ряски малой. *Lemna minor* L. // Экология. – 1998. – № 5. – С. 407–409.

128. AFNOR, Norme NF T90-395, Octobre 2003. Qualité de l'eau. Détermination de l'Indice Biologique Macrophytique en Rivière (IBMR), Saint-Denis, Association Française de Normalisation (AFNOR). – 2003. – 28 p.

129. Barinova S.S., Yehuda G., Nevo E. Comparative analysis of algal communities of northern and southern Israel as bearing on ecological consequences of climate change // Journal of Arid Environments, 74. – 2010. – Pp. 765–776.

130. Dell'Uomo A. Assessment of water quality of an Apennine river as a pilot study for diatom-based monitoring of Italian watercourses. In: Whitton, B.A., Rott, E. (Eds.), Use of algae for monitoring rivers II, Innsbruck: Institut für Botanik Univ. Press. 1996. – Pp. 65–72.

131. Fabris M., Schneider S., Melzer A. Macrophyte-based bioindication in rivers – A comparative evaluation of the reference index (RI) and the trophic index of macrophytes (TIM) // Limnologica. – 2009. – V. 39. – № 1. – P. 40–55.

132. Ferreira M.T., Rodriguez-González P.M., Aguiar F.C., Albuquerque A. Assessing biotic integrity in Iberian rivers: Development of a multimetric plant indice // Ecol. Indic. – 2005. – V. 5. – № 2. – P. 137–149.

133. Fisher S.G., Carpenter S.R. Ecosystem and macrophyte primary production of the Fort River, Massachusetts // Hydrobiologia. – 1976. – V. 49. – № 2. – P. 175–187.

134. Hakkari L. Zooplankton species as indicator of environment // Aqua Fenn. – 1972. – P. 46–54.

135. Hauru J., Peltre M.C., Muller S., Tremolieres M., Barbe J., Dutatre A., Guerlesguim M. Des indices macrophytiques pour estimer la qualite des courdd'eaufrançais: premieres propositions – Ecologie, 27 (4). – 1996. – P. 233–244.

136. Holmes N.T.H., Newman J.R., Chadd L.S. et al. Mean Trophic Rank: A User's Manual. Environmental Agency: Bristol, UK, 1999. – P. 134.

137. *Locke A., Sprules W.G.* Zooplankton communities and water chemistry of Sudbury Area Lakes: changes related to pH recovery // *Canad. J. Fish. Aquat. Sci.* – 1994. – V. 51. – P. 151–160.

138. *Melzer A., Schneider S.* Submerese Macrophytes als Indikatoren der Nährstoffbeastung. In: Steinberg C., Calmano W., Klapper H. & Wilken R.-D. (eds), *Handbuch Angewandte Limnologie* ecomed Verlagsgesellschaft, Landsberg, Kap. VIII–1.2.1. 2001. – P. 1–13

139. *Melzer A.* Aquatic macrophytes as tools for lake management // *Hydrobiologia* 395/396. – 1999. – P. 181–190.

140. *Newman J.R., Dawson F.H., Holmes N.T.H., Chadd S., Rouen K.J., Sharp L.* Mean Trophic Rank: a user's manual – Environment Agency, R&D Technical Report E38, 1997. – 129 p.

141. *Onaindia M., Amezaga I., Garbisu C., García-Bikuña B.* Aquatic macrophytes as biological indicators of environmental conditions of rivers in north-eastern Spain // *Ann. Limnol. Int. J. Lim.* – 2005. – V. 41. – № 3. – P. 175–182.

142. *Pimm S.L.* Properties of food webs // *Ecology.* – 1980. – V. 61. – No 2. – P. 219–225.

143. *Pimm S.L., Lawton J.H., Cohen J.E.* Food web patterns and their consequences (a review) // *Nature.* – 1991. – V. 350. – P. 669–674.

144. *River and stream ecosystems of the world.* Ed. with a new introduction. – L.: Uni. California Press, 2006. – 825 p.

145. *Schneider S., Melzer A.* The Trophic Index of Macrophytes (TIM) – a new tool for indicating the trophic state of running waters // *Int. Rev. Hydrobiol.* – 2003. – V. 88. – № 1. – P. 49–67.

146. *Shannon C.E.* A Mathematical theory of communication // *The Bell System Technical Journal.* – Vol. 27. – 1948. – P. 379–423.

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

148. *Sládeček V.* Rotifers as indicators of water quality // *Hydrobiologia.* – 1983. – V. 100. – P. 169–201.

149. *Sládeček V.* Diatoms as indicators of organic pollution. *Acta Hydroch // Hydrobiol.*, 14. – 1986. – P. 555–566.

150. *Szozkiewicz K., Zbierska J., Jusik S., Zgoła T.* Makrofitowa Metoda Oceny Rzek. Podręcznik metodyczny do oceny i klasyfikacji stanu ekologicznego wo'd płynących w oparciu o ros'liny wodne. *Bo-gucki Wydawnictwo Naukowe*, 2010. Poznan. – 82 S.

151. *Szozkiewicz K., Ferreira T., Korte T. et al.* European river plant communities: the importance of organic pollution and the usefulness of



existing macrophyte metrics // *Hydrobiologia*. – 2006. – V. 566. – № 1. – P. 211–234.

152. *Szoszkiewicz K., Karolewicz K., Ławniczak A., Dawson F.H.* An assessment of the MTR aquatic plant bioindication system for determining the trophic status of Polish rivers // *Pol. J. Environ. Stud.* 2002. – V. 11. – № 4. – P. 421–427.

153. *Szoszkiewicz K., Zbierska J., Staniszewski R., Jusik S.* The variability of macrophyte metrics used in river monitoring // *Oceanol. Hydrobiol. Stud.* – 2009. – V. 38. – № 4. – P. 117–126.

154. *Vis C., Hudon C., Carignan R., Gagnon P.* Spatial analysis of production by macrophytes, phytoplankton and epiphyton in a large river system under different water-level conditions // *Ecosystems*. – 2007. – V. 10. – № 2. – P. 293–310.

155. WFD 2000, Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 Establishing a framework for community action in the field of water policy. CELEX EUR Official Journal 327: 1–72.

156. *Wiegleb G., Gebler D., Van De Weyer K., Birk S.* Comparative test of ecological assessment methods of lowland streams based on long-term monitoring data of macrophytes // *Sci. Total Environ.* – 2016. – V. 541. – P. 1269–1281.

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

## Приложение

**Список видов-индикаторов для пресных вод** (Гальцова, Дмитриев, 2007)

(S – предпочитаемая зона сапробности, x – ксеносапробность, o – олигосапробность, β – β-мезосапробность, α – α-мезосапробность, p – полисапробность, j – индикаторный вес, s – сапробная валентность вида, + – редко)

N п/п	Таксон	S	x	o	β	α	p	j	s
Царство <b>Bacteria</b> – бактерии									
Отдел <b>Cyanobacteria</b> – цианобактерии									
Класс <b>Chroococcophyceae</b> – хроококковые									
1	<i>Aphanothece chlathrata</i>	β-o		3	7			4	1,7
2	<i>Gloeocapsa sanguinea</i>	o		10				5	1,0
3	<i>Microcystis aeruginosa</i>	β		3	6	1		3	1,75
4	<i>Microcystis viridis</i>	β		2	8			4	1,8



N п/п	Таксон	S	x	o	$\beta$	$\alpha$	p	j	s
Класс <b>Gormogoniophyceae</b> – гормогониевые									
Порядок <b>Oscillatoriales</b> – осцилляториевые									
5	<i>Lyngbya sp.</i>	$\beta$			10			5	2,0
6	<i>Oscillatoria sp.</i>	$\alpha$		1	2	5	2	2	2,8
7	<i>Spirulina jenniferi</i>	p- $\alpha$				5	5	3	3,5
Порядок <b>Nostocales</b> – ностоковые									
8	<i>Anabaena sp.</i>	$\beta$		2	8			4	1,8
9	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	$\beta$ - $\alpha$		1	6	3		3	2,25
10	<i>Calothrix sp.</i>	o		10				5	1,0
11	<i>Gloeotrichia sp.</i>	$\beta$ -o		3	7			4	1,9
12	<i>Nodularia spumigena</i>	$\beta$			10			5	2,0
13	<i>Nostoc sp.</i>	$\beta$			10			5	2,0
14	<i>Rivularia aquatica</i>	$\beta$			10			5	2,0
15	<i>Tolypothrix sp.</i>	o	2	8				4	0,8
Царство <b>Plantae</b> – растения									
Отдел <b>Chlorophyta</b> – зеленые водоросли									
Класс <b>Chlorophyceae (Isocontae)</b> – собственно зеленые (равножгутиковые)									
Порядок <b>Volvocales</b> – вольвоксовые									
16	<i>Chlamydomonas simplex</i>	$\beta$			7	3		4	2,3
17	<i>Eudorina elegans</i>	$\beta$		2	7	1		3	1,85
18	<i>Gonium sp.</i>	$\beta$ -p			3	5	2	2	2,9
19	<i>Pandorina morum</i>	$\beta$		2	6	2		3	2
20	<i>Volvox globator</i>	o- $\beta$		6	4			3	1,4
Порядок <b>Chlorococcales</b> – хлорококковые									
21	<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	$\beta$ - $\alpha$		1	5	4		2	2,35
22	<i>Chlorella vulgaris</i>	p- $\alpha$				4	6	3	3,6
23	<i>Chlorococcum humicola</i>	$\beta$		1	8	1		4	2
24	<i>Hydrodictyon reticulatum</i>	$\beta$		3	6	1		3	1,85
25	<i>Pediastrum biradiatum</i>	$\beta$ -o		4	6			3	1,6
26	<i>Scenedesmus sp.</i>	$\beta$		1	8	1		4	2
27	<i>Tetrastrum sp.</i>	$\beta$		1	8	1		4	2
Порядок <b>Ulothrichales</b> – улотриковые									
28	<i>Enteromorpha intestinalis</i>	$\alpha$							
29	<i>Ulothrix sp.</i>	o- $\beta$		4	3	3		2	1,9
Порядок <b>Chaetophorales</b> – хетофоровые									
30	<i>Chaetophora elegans</i>	$\beta$ -o		4	6			3	1,6
31	<i>Draparnaldia glomerata</i>	o-x	4	5	1			3	0,65
Порядок <b>Siphonocladales</b> – сифонокладовые									
32	<i>Cladophora glomerata</i>	$\beta$	1	3	4	2		1	1,65
Класс <b>Conjugatophyceae</b> – конъюгаты, или сцеплянки									
Порядок <b>Zygnematales</b> – зигнемовые									
33	<i>Mougeotia genuflexa</i>	o		10				5	1

N п/п	Таксон	S	x	o	β	α	p	j	s
34	<i>Spirogyra porticalis</i>	o-β		6	4			3	1,4
35	<i>Zygnema stellinum</i>	o		10				5	1
<b>Порядок Desmidiiales – десмидиевые</b>									
36	<i>Closterium sp.</i>	β		3	5	2		2	1,85
37	<i>Cosmarium sp.</i>	o-β		6	4			3	1,4
38	<i>Desmidium swartzii</i>	o		10				5	1
39	<i>Euastrum sp.</i>	o		10				5	1
40	<i>Micrasterias rotata</i>	o		10				5	1
41	<i>Staurastrum commutatum</i>	β-o		4	6			3	1,6
<b>Класс Charophyceae – харовые водоросли</b>									
<b>Порядок Charales – харовые</b>									
42	<i>Chara sp.</i>	o	2	7	1			3	0,95
43	<i>Nitella gracilis</i>	o		9	1			5	1,1
<b>Отдел Chrysophyta – золотистые водоросли</b>									
44	<i>Chromulina sp.</i>	o		8	2			4	1,2
45	<i>Chrysamoeba radians</i>	o	1	8	1			4	1
46	<i>Dinobryon sp.</i>	o		7	3			4	1,3
47	<i>Mallomonas sp.</i>	o		6	4			3	1,4
48	<i>Ochromonas sp.</i>	β		1	9			5	1,9
49	<i>Synura petersenii</i>	β		1	6	3		3	2,25
<b>Отдел Xantophyta (Heterocontae) – желтозеленые (разножгутиковые) водоросли</b>									
50	<i>Botrydiopsis sp.</i>	o	+	10	+			5	1
51	<i>Tribonema viride</i>	o-α		3	4	3		2	2
<b>Отдел Bacillariophyta – диатомовые водоросли</b>									
52	<i>Cyclotella comta</i>	o	1	7	2			3	1,15
53	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	α-β			4	6		3	2,6
54	<i>Diatoma elongatum</i>	o-β		5	5			3	1,5
55	<i>Diatoma hiemale</i>	x	10	+				5	0
56	<i>Fragilaria sp.</i>	β		3	7			4	1,7
57	<i>Gomphonema sp.</i>	x-α	1	3	5	1		1	1,7
58	<i>Gyrosigma acuminatum</i>	β			8	2		4	2,2
59	<i>Melosira sp.</i>	o-β		4	6			3	1,6
60	<i>Navicula sp.</i>	α-β			5	5		3	1,5
61	<i>Nitzschia sp.</i>	β			7	3		4	2,3
62	<i>Pinnularia sp.</i>	x-β	2	5	3			2	1,1
63	<i>Synedra sp.</i>	β		2	7	1		3	1,85
64	<i>Tabellaria flocculosa</i>	x-β	2	6	2			3	1
<b>Отдел Pyrrophyta – пиррофитовые водоросли</b>									
65	<i>Ceratium sp.</i>	o		9	1			5	1,1
66	<i>Gymnodinium sp.</i>	o-β		6	4			3	1,4
67	<i>Peridinium sp.</i>	o		9	1			5	1,1

N п/п	Таксон	S	x	o	β	α	p	j	s
<b>Отдел Euglenophyta – эвгленовые водоросли</b>									
68	<i>Euglena viridis</i>	p-α			1	4	5	2	3,55
69	<i>Phacus sp.</i>	β		1	7	2		3	2,15
70	<i>Trachelomonas sp.</i>	β		1	8	1		4	2
<b>Отдел Rhodophyta – красные водоросли</b>									
71	<i>Audouinella chalybaea</i>	o	3	5	2	+		2	0,85
72	<i>Batrachospermum moniliforme</i>	o	3	5	2			2	0,85
73	<i>Lemanea annulata</i>	x-o	3	6	1			3	0,8
<b>Отдел Bryophyta – моховидные</b>									
74	<i>Fontinalis antipyretica</i>	o-β	1	5	4			2	1,35
75	<i>Marchantia polymorpha</i>	o	1	8	1			4	1
76	<i>Riccia fluitans</i>	o		7	3			4	1,3
77	<i>Riccia glauca</i>	o		7	3			4	1,3
78	<i>Sphagnum sp.</i>	o		10				5	1
<b>Отдел Lycopodiophyta – плауновидные</b>									
79	<i>Isoetes lacustris</i>	x	9	1				5	0,1
<b>Отдел Equisetophyta – хвощевидные</b>									
80	<i>Equisetum fluviale</i>	o	2	8				4	0,8
<b>Отдел Polypodiophyta – папоротниковидные</b>									
81	<i>Salvinia natans</i>	o		9	1			5	1,1
<b>Отдел Anthophyta</b>									
<b>Класс Liliopsida (Monocotyledones) – однодольные</b>									
82	<i>Elodea canadensis</i>	β		2	7	1		3	1,85
83	<i>Hydrocharis morsus ranae</i>	o-β		5	5			3	1,5
84	<i>Lemna gibba</i>	β		1	8	1		4	2
85	<i>Lemna minor</i>	β		1	6	3		3	2,25
86	<i>Potamogeton alpinus</i>	o		10				5	1
87	<i>Potamogeton crispus</i>	β		2	8			4	1,8
88	<i>Potamogeton gramineus</i>	β		3	7			4	1,7
89	<i>Potamogeton lucens</i>	β-o		6	4			3	1,4
90	<i>Potamogeton perfoliatus</i>	β		3	7			4	1,7
91	<i>Sagittaria sagittifolia</i>	o-β		6	4			3	1,4
92	<i>Spirodela polyrrhiza</i>	β		1	8	1		4	2
93	<i>Typha latifolia</i>	β		3	7			4	1,7
<b>Класс Magnoliopsida (Dicotyledones) – двудольные</b>									
94	<i>Batrachium aquatile</i>	β		3	7			4	1,7
95	<i>Batrachium fluitans</i>	o		7	3			4	1,3
96	<i>Bidens tripartitus</i>	o-β		6	4			3	1,4
97	<i>Ceratophyllum demersum</i>	β		1	9			5	1,9
98	<i>Drosera rotundifolia</i>	o		10				5	1
99	<i>Myriophyllum spicatum</i>	β		2	8			4	1,8
100	<i>Parnassia palustris</i>	o		9	1			5	1,1

N п/п	Таксон	S	x	o	$\beta$	$\alpha$	p	j	s
101	<i>Polygonum amphibium</i>	$\beta$		3	6	1		3	1,75
102	<i>Utricularia vulgaris</i>	$\beta$		2	8			4	1,8
Царство <b>Animalia</b> – животные									
Тип <b>Sarcomastigophora</b> – саркомастигофоры									
Класс <b>Sarcodina</b> – саркодовые									
Отряд <b>Amoebina</b> – амебы									
103	<i>Amoeba guttula</i>	$\alpha$ -p				4	6	3	3,6
104	<i>Amoeba proteus</i>	$\beta$			8	2		4	2,2
105	<i>Amoeba verrucosa</i>	$\beta$		2	8			4	1,8
Отряд <b>Testacea</b> – раковинные амебы									
106	<i>Arcella dentata</i>	o		7	3			4	1,3
107	<i>Arcella hemisphaerica</i>	$\beta$		2	5	3		2	2,15
108	<i>Arcella vulgaris</i>	$\beta$	1	2	5	2		1	1,85
109	<i>Diffugia sp.</i>	$\alpha$ - $\beta$		5	5			3	1,5
110	<i>Euglypha ciliata</i>	$\beta$		3	7			4	1,7
111	<i>Nebella colaris</i>	o		8	2			4	1,2
Класс <b>Mastigophora</b> – жгутиконосцы									
112	<i>Astasia sp.</i>	$\alpha$ -p				6	4	3	3,4
113	<i>Bikocoeca sp.</i>	$\beta$			8	2		4	2,2
114	<i>Bodo sp.</i>	p				1	9	5	3,9
115	<i>Cercobodo sp.</i>	m					10	5	4
116	<i>Diploeca flava</i>	$\beta$			10			5	2
117	<i>Diplosiga sp.</i>	$\beta$ -o		4	6			3	1,6
118	<i>Euglenopsis vorax</i>	p				1	9	5	3,9
119	<i>Mastigamoeba sp.</i>	p					10	5	4
120	<i>Monas sp.</i>	m			2	2	6	3	3,4
121	<i>Monosiga ovata</i>	$\alpha$ - $\beta$		5	5			3	1,5
122	<i>Parabodo sacculiferus</i>	m-i					10	5	4
123	<i>Petalomonas sp.</i>	$\alpha$ - $\beta$			4	6		3	2,6
124	<i>Rhabdomonas sp.</i>	$\alpha$			2	6	2	3	3
125	<i>Sphenomonas sp.</i>	$\alpha$				8	2	4	3,2
126	<i>Urceolus sp.</i>	$\alpha$ - $\beta$			2	8		4	2,8
Тип <b>Ciliophora</b> – инфузории									
127	<i>Bursaria truncatella</i>	$\beta$			9	1		5	2,1
128	<i>Campanella umbellaria</i>	$\beta$ - $\alpha$			5	5		3	2,5
129	<i>Coleps hirtus</i>	$\beta$ - $\alpha$		+	5	5	+	3	2,5
130	<i>Colpidium campylum</i>	p				1	9	5	4,7
131	<i>Colpidium colpoda</i>	p				3	7	4	4,5
132	<i>Colpoda cucculus</i>	$\alpha$				8	2	4	3,2

N п/п	Таксон	S	x	o	β	α	p	j	s
133	<i>Didinium nasutum</i>	β-α			5	5		3	2,5
134	<i>Dileptus anser</i>	β-o		4	6			3	1,6
135	<i>Euplotes patella</i>	β			8	2		4	2,2
136	<i>Paramecium bursaria</i>	β			7	3		4	2,3
137	<i>Paramecium caudatum</i>	α			+	7	3	4	3,3
138	<i>Paramecium putrinum</i>	p-i				2	8	4	4,45
139	<i>Paramecium trichium</i>	p-i				2	8	4	3,8
140	<i>Spirostomum sp.</i>	α		1	2	7		3	2,6
141	<i>Stentor sp.</i>	β-α		1	5	4		2	2,3
142	<i>Stylonichia sp.</i>	β-α			5	5		3	1,5
143	<i>Tetrahymena pyriformis</i>	p					10	5	5
144	<i>Tintinnidium fluviatile</i>	o-β		6	4			3	1,4
145	<i>Vorticella sp.</i>	β-p		1	4	2	3	1	2,7
Тип <b>Spongia</b> – губки									
Класс <b>Demospongia</b> – обыкновенные губки									
146	<i>Spongilla lacustris</i>	β		3	7			4	1,7
Тип <b>Coelenterata</b> , или <b>Cnidaria</b> – кишечнополостные									
Класс <b>Hydrozoa</b> – гидрозои									
147	<i>Hydra sp.</i>	o-β		5	5			3	1,5
148	<i>Pelmatohydra oligactis</i>	β		3	6	1		3	1,75
Тип <b>Tentaculata</b> – щупальцевые									
Класс <b>Bryozoa</b> – мшанки									
149	<i>Cristatella mucedo</i>	o		8	2			4	1,2
150	<i>Paludicella articulata</i>	o-β		5	5			3	1,5
151	<i>Plumatella repens</i>	β		3	7			4	1,7
Тип <b>Plathelminthes</b> , или <b>Platodes</b> – плоские черви									
Класс <b>Turbellaria</b> – турбеллярии, или ресничные черви									
152	<i>Dendrocoelum lacteum</i>	β		2	6	2		3	2
153	<i>Planaria gonocephala</i>	x-o	7	3	+			4	0,3
154	<i>Planaria lugubris</i>	o-β		4	6			3	1,6
155	<i>Planaria polychroa</i>	β-α		+	6	4		3	2,4
156	<i>Planaria torva</i>	β-α			6	4		3	2,4
157	<i>Polycelis cornuta</i>	x-o	9	1				5	0,1
158	<i>Polycelis migra</i>	o-β		5	5			3	1,5
Тип <b>Nemathelminthes</b> – круглые, или первичнополостные черви									
Класс <b>Nematoda</b> – собственно круглые черви (нематоды)									
159	<i>Nematoda gen. sp.</i>	o-p		2	3	3	2	1	1,55
Класс <b>Rotatoria</b> – коловратки									
160	<i>Asplanchna brightwelli</i>	β			7	3		4	2,3

N п/п	Таксон	S	x	o	$\beta$	$\alpha$	p	j	s
161	<i>Brachionus sp.</i>	$\beta$			8	2		4	2,2
162	<i>Collotheca mutabilis</i>	o		10				5	1
163	<i>Dicranophorus sp.</i>	o		8	2			4	1,2
164	<i>Encentrum sp.</i>	o- $\beta$		6	4			3	1,4
165	<i>Euchlanis parva</i>	o		8	2			4	1,2
166	<i>Floscularia ringens</i>	$\beta$		1	9			5	1,9
167	<i>Keratella sp.</i>	$\beta$	2	3	5			2	1,55
168	<i>Lecane sp.</i>	o- $\beta$	1	4	4	1		1	1,55
169	<i>Limnias melicerta</i>	o		10				5	1
170	<i>Microcodon clavus</i>	x-o	5	5				3	0,5
171	<i>Notholca labis</i>	o		7	3			4	1,3
172	<i>Rotaria citrina</i>	o	2	6	2			3	1
173	<i>Rotaria neptunia</i>	p				2	8	4	3,8
174	<i>Trichocerca sp.</i>	o		8	2			4	1,2
Тип <b>Annelida</b> – кольчатые черви									
Класс <b>Oligochaeta</b> – малощетинковые черви									
175	<i>Aelosoma tenebrarum</i>	$\beta$		2	6	2		3	2
176	<i>Chaetogaster limnaei</i>	$\beta$		2	7	1		3	1,95
177	<i>Chaetonotus maximus</i>	o- $\beta$		6	4			3	1,4
178	<i>Stylaria lacustris</i>	$\beta$		1	8	1		4	2
179	<i>Tubifex tubifex</i>	p			+	2	8	4	3,8
Класс <b>Hirudinea</b> – пиявки									
180	<i>Glossiphonia complanata</i>	$\beta$ - $\alpha$		+	6	4		3	2,4
181	<i>Erpobdella octoculata</i>	$\alpha$			2	6	2	2	3
182	<i>Piscicola geometra</i>	$\beta$		3	4	3		2	2
Тип <b>Tardigrada</b> – тихоходки									
183	<i>Hypsibius sp.</i>	o	1	8	1			4	1
184	<i>Macrobiotus sp.</i>	o	2	6	2			3	1
185	<i>Pseudechiniscus tridentifer</i>	x-o	6	4				3	0,4
Тип <b>Arthropoda</b> – членистоногие									
Класс <b>Crustacea</b> – ракообразные									
Отряд <b>Notostraca</b> – щитни									
186	<i>Triops cancriformis</i>	o- $\beta$		5	5			3	1,5
Отряд <b>Ostracoda</b> – ракушковые раки									
187	<i>Cypria ophthalmica</i>	o- $\beta$		4	5	1		2	1,75
188	<i>Eucypris lutaria</i>	o- $\beta$		5	5			3	1,5
Отряд <b>Cladocera</b> – ветвистоусые раки									
189	<i>Alona costata</i>	o		7	3			4	1,3
190	<i>Daphnia cucullata</i>	$\beta$	+	4	5	1		2	1,75

N п/п	Таксон	S	x	o	$\beta$	$\alpha$	p	j	s
191	<i>Daphnia hyalina</i>	o		7	3			4	1,3
192	<i>Daphnia longispina</i>	$\beta$	1	2	4	3		1	2,05
193	<i>Daphnia magna</i>	$\alpha$ -p				6	4	3	3,4
194	<i>Daphnia pulex</i>	$\alpha$			2	8		4	2,8
195	<i>Daphnia similis</i>	o- $\beta$		5	5			3	1,5
196	<i>Leptodora kindti</i>	o- $\beta$		4	5	1		2	1,65
197	<i>Moina sp.</i>	$\alpha$			4	4	2	2	2,8
198	<i>Polyphemus pediculus</i>	o		7	3			4	1,3
199	<i>Sida crystallina</i>	o		7	3			4	1,3
<b>Отряд Copepoda – веслоногие раки</b>									
200	<i>Acanthocyclops languidus</i>	o		9	1			5	1,1
201	<i>Cyclops strenuus</i>	$\beta$ - $\alpha$		2	4	4	+	2	2,25
203	<i>Eucyclops serrulatus</i>	o- $\beta$		4	4	2		2	1,85
<b>Отряд Isopoda – равноногие раки</b>									
204	<i>Asellus aquaticus</i>	$\alpha$			2	8	+	4	2,8
<b>Отряд Amphipoda – разноногие, или бокоплавы раки</b>									
205	<i>Gammarus pulex fossarum</i>	x- $\beta$	4	3	3			2	0,65
<b>Отряд Decapoda – десятиногие</b>									
206	<i>Astacus sp.</i>	x- $\beta$	3	4	3			2	1,05
<b>Отряд Branchiura – карпоеды</b>									
207	<i>Argulus foliaceus</i>	$\beta$		1	6	3		3	2,25
<b>Класс Insecta – насекомые</b>									
<b>Отряд Collembola – ногохвостки</b>									
208	<i>Podura aquaticus</i>	o- $\beta$		6	4			3	1,4
209	<i>Sminthurides aquatica</i>	o- $\beta$		6	4			3	1,4
<b>Отряд Odonata – стрекозы</b>									
210	<i>Aeschna sp.</i>	$\beta$		2	6	2		3	2
211	<i>Agrion splendens</i>	o- $\beta$		5	5			3	1,5
212	<i>Agrion virgo</i>	o		9	1			5	1,1
213	<i>Coenagrion sp.</i>	$\beta$		3	4	3		2	2
214	<i>Gomphus sp.</i>	$\beta$ - $\alpha$			5	5		3	2,5
215	<i>Lestes sp.</i>	$\beta$ - $\alpha$			5	5		3	2,5
216	<i>Platycnemis pennipes</i>	o- $\beta$		5	4	1		2	1,55
<b>Отряд Ephemeroptera – поденки</b>									
217	<i>Baetis rhodani</i>	x- $\beta$	3	3	3	1		1	1,05
218	<i>Baetis sp.</i>	x- $\beta$	3	3	3	1		1	1,15
219	<i>Baetis vernus</i>	$\beta$		2	5	3		2	2,15
220	<i>Caenis horaria</i>	o		8	2			4	1,2
221	<i>Cloeon sp.</i>	o- $\alpha$		3	4	3		2	2

N п/п	Таксон	S	x	o	$\beta$	$\alpha$	p	j	s
222	<i>Ephemera sp.</i>	o- $\beta$	1	4	4	1		1	1,55
223	<i>Ephemera vulgata</i>	o- $\beta$	+	6	4			3	1,4
224	<i>Ephemerella ignita</i>	o- $\alpha$	1	3	3	3		1	1,95
225	<i>Habrophlebia sp.</i>	o- $\beta$	1	4	4	1		1	1,55
226	<i>Leptophlebia sp.</i>	$\beta$		3	6	1		3	1,75
227	<i>Oligoneuriella rhenana</i>	$\beta$		3	6	1		3	1,75
228	<i>Palingenia longicauda</i>	o		7	3			4	1,3
229	<i>Paraleptophlebia submarginata</i>	o- $\beta$		5	5			3	1,5
<b>Отряд Plecoptera – веснянки</b>									
230	<i>Amphinemura sulcicollis</i>	o	3	5	2			2	0,85
231	<i>Brachyptera risi</i>	x-o	5	5				3	0,5
232	<i>Capnia bifrons</i>	o	1	6	3			3	1,25
233	<i>Leuctra geniculata</i>	o	1	6	3			3	1,25
234	<i>Leuctra hippopus</i>	x	7	3				4	0,3
235	<i>Leuctra nigra</i>	o- $\beta$	1	5	4			3	1,35
236	<i>Nemoura marginata</i>	o	2	5	3			2	1,15
237	<i>Perla bipunctata</i>	o	1	6	3			3	1,25
238	<i>Perla maxima</i>	x	8	2				4	0,2
239	<i>Taeniopteryx nebulosa</i>	o- $\beta$		5	5			3	1,5
<b>Отряд Megaloptera – большескрылые</b>									
240	<i>Sialis lutaria</i>	$\beta$ - $\alpha$		1	5	4		2	2,35
<b>Отряд Trichoptera – ручейники</b>									
241	<i>Agapetus sp.</i>	x-o	5	5				3	0,5
242	<i>Anabolia nervosa</i>	o- $\beta$		3	4	3		2	2,05
243	<i>Apatania sp.</i>	o	1	8	1			4	1
244	<i>Chaetopteryx sp.</i>	o	2	6	2			3	1
245	<i>Halesus sp.</i>	o	2	6	2			3	1,05
246	<i>Hydropsyche instabilis</i>	x-o	6	4				3	0,4
247	<i>Limnephilus extricatus</i>	o- $\beta$		4	6			3	1,6
248	<i>Limnephilus decipiens</i>	o- $\beta$		4	6			3	1,6
249	<i>Limnephilus stigma</i>	o- $\beta$		5	5			3	1,5
250	<i>Limnephilus vittatus</i>	o- $\beta$		5	5			3	1,5
251	<i>Molanna angustata</i>	o		10				5	1
252	<i>Mystacides sp.</i>	$\beta$		3	6	1		3	1,75
253	<i>Neureclipsis bimaculata</i>	o- $\beta$	+	6	4			3	1,4
254	<i>Phryganea grandis</i>	o		7	4			4	1,4
255	<i>Phryganea striata</i>	o- $\beta$		6	4			3	1,4
256	<i>Rhyacophila sp.</i>	o- $\beta$	1	5	4			2	0,85



N п/п	Таксон	S	x	o	$\beta$	$\alpha$	p	j	s
257	<i>Silo pallipes</i>	o	1	6	3			3	1,25
258	<i>Stenophylax sp.</i>	o- $\beta$	2	4	4			2	1,25
259	<i>Trianenodes bicolor</i>	o		7	3			4	1,3
<b>Отряд Heteroptera – полужесткокрылые (клопы)</b>									
260	<i>Corixa sp.</i>	o- $\beta$		4	4	2	+	2	1,85
261	<i>Gerris sp.</i>	o- $\beta$	1	4	4	1		1	1,55
262	<i>Gyrinus sp.</i>	o- $\alpha$		3	4	3		2	2
263	<i>Hydrometra stagnorum</i>	o- $\beta$	1	4	4	1		1	1,55
264	<i>Nepa cinerea</i>	o- $\beta$		4	5	1		2	1,65
265	<i>Notonecta sp.</i>	$\beta$		3	5	2		2	1,85
266	<i>Ranatra linearis</i>	$\beta$		2	6	2		3	2
<b>Отряд Coleoptera – жесткокрылые (жуки)</b>									
267	<i>Acilius sp.</i>	o- $\alpha$		3	4	3		2	2
268	<i>Dytiscus sp.</i>	o- $\beta$		2	5	3		2	2,15
269	<i>Gyrinus sp.</i>	o- $\alpha$		3	4	3		2	2
270	<i>Haliphus sp.</i>	o- $\beta$		5	5			3	1,5
271	<i>Hydrophilus sp.</i>	o- $\beta$		4	4	2		2	1,75
272	<i>Hydrous sp.</i>	o- $\beta$		5	5			3	1,5
273	<i>Platambus sp.</i>	o- $\beta$		5	5			3	1,5
<b>Отряд Diptera – двукрылые</b>									
274	<i>Atherix ibis</i>	o	2	5	3	+		2	1,15
275	<i>Chaoborus sp.</i>	o-p		2	4	2	2	1	2,25
276	<i>Chironomus plumosus</i>	p			+	2	8	4	3,8
277	<i>Chironomus thummi</i>	p		+	1	2	7	3	3,65
278	<i>Culex sp.</i>	$\beta$ - $\alpha$		1	4	4	1	1	1,55
279	<i>Eristaliomyia tenax</i>	p-h				+	10	5	4
280	<i>Simulium sp.</i>	x-o	3	3	2	2		1	1,15
281	<i>Tabanus sp.</i>	$\beta$ - $\alpha$		1	5	4		2	2,35
282	<i>Taeniopteryx nebulosa</i>	o- $\beta$		5	5			3	1,5
<b>Класс Arachnida – паукообразные</b>									
<b>Отряд Acariformes (Hydrachnidia) – водяные клещи</b>									
283	<i>Eylais meridionalis</i>	o- $\beta$		4	6			3	1,6
284	<i>Feltria minuta</i>	x	8	2				4	0,2
285	<i>Lebertia rivalis</i>	$\beta$		2	5	3		2	2,15
286	<i>Torrenticola elliptica</i>	o	4	5	1			2	0,65
<b>Тип Mollusca – моллюски</b>									
<b>Класс Bivalvia – двусторчатые моллюски</b>									
287	<i>Anodonta cygnea</i>	$\beta$		2	8			4	1,8
288	<i>Dreissensia polymorpha</i>	o- $\beta$		6	4			3	1,4

N п/п	Таксон	S	x	o	$\beta$	$\alpha$	p	j	s
289	<i>Margaritana margaritifera</i>	o	1	9				5	0,9
290	<i>Pisidium casertanum</i>	o	2	5	3			2	1,15
291	<i>Pisidium obtusale</i>	o		8	2			4	1,2
292	<i>Sphaerium corneum</i>	$\beta$ - $\alpha$			6	4		3	2,4
293	<i>Unio pictorum</i>	$\beta$		3	6	1		3	1,75
<b>Класс Gastropoda – брюхоногие моллюски</b>									
294	<i>Anculus fluviatilis</i>	o- $\beta$	1	4	3	2		1	1,35
295	<i>Anisus septemgyratus</i>	o		8	2			4	1,2
296	<i>Armiger crista</i>	o		7	3			4	1,3
297	<i>Bythinella austriaca</i>	x	10					5	0,1
298	<i>Bythinia tentaculata</i>	$\beta$		1	7	2		3	2,15
299	<i>Gyraulus albus</i>	$\beta$		3	7			4	1,7
300	<i>Lymnaea stagnalis</i>	$\beta$		2	7	1		3	1,85
301	<i>Physa acuta</i>	$\beta$		2	6	2		3	2,05
302	<i>Physa fontinalis</i>	o- $\beta$		4	6			3	1,6
303	<i>Planorbis corneus</i>	$\beta$		3	7			4	1,7
304	<i>Theodoxus fluviatilis</i>	o		7	3			4	1,3
305	<i>Valvata piscinalis</i>	$\beta$		3	7			4	1,7
306	<i>Viviparus viviparus</i>	$\beta$		2	8			4	1,8
<b>Тип Chordata – хордовые</b>									
<b>Класс Osteichties – костные рыбы</b>									
307	<i>Abramis brama</i>	$\beta$		3	5	2		2	1,9
308	<i>Barbus barbus</i>	$\beta$		3	4	3		2	2
309	<i>Carassius carassius</i>	$\beta$ - $\alpha$			5	5	+	3	2,5
310	<i>Cottus gobio</i>	x-o	5	4	1			2	0,6
311	<i>Cyprinus carpio</i>	$\beta$		1	6	3		3	2,2
312	<i>Esox lucie</i>	$\beta$		3	6	1		3	1,8
313	<i>Leuciscus cephalus</i>	$\beta$		3	4	3		2	2
314	<i>Lucioperca lucioperca</i>	o- $\beta$		5	5			3	1,5
315	<i>Perca fluviatilis</i>	$\beta$		3	6	1		3	1,8
316	<i>Rutilus rutilus</i>	$\beta$		2	6	2		3	2
317	<i>Salmo trutta</i>	x-o	6	4	+			3	0,4

# Содержание

Введение . . . . .	3
1. Загрязнение водных объектов . . . . .	4
Источники и виды загрязнения поверхностных вод суши . . . . .	6
Влияние загрязнений на жизнедеятельность гидробионтов . . . . .	13
Методы определения загрязнения водоемов . . . . .	15
2. Биоиндикация . . . . .	19
Система сапробности водоемов . . . . .	25
Видовое разнообразие . . . . .	33
Методы расчета биотических индексов . . . . .	39
3. Биотестирование . . . . .	70
Основы токсикометрии . . . . .	74
Токсикологические параметры поверхностных вод . . . . .	77
4. Интегральные индексы . . . . .	82
5. Примеры использования биоиндикации и биотестирования в экологической оценке . . . . .	93
Использование макрофитов в оценке экологического состояния малой реки (Зуева, Бобров, 2018) . . . . .	93
Изменения структуры и биоразнообразия фитопланктона как индикаторы ацидофикации (Воякина, 2017) . . . . .	103
Опыт использования токсикологических характеристик в интегральной оценке экологического состояния водного объекта (Зуева, Козлова, Куличенко, 2018). . . . .	107
Литература . . . . .	115
Приложение . . . . .	128

*Учебное издание*

**Зуева Надежда Викторовна**, канд. геогр. наук  
**Алексеев Денис Константинович**, канд. геогр. наук  
**Куличенко Анастасия Юрьевна**  
**Примак Екатерина Алексеевна**, канд. геогр. наук  
**Зуев Юрий Алексеевич**, канд. биол. наук  
**Воякина Екатерина Юрьевна**, канд. биол. наук  
**Степанова Анастасия Борисовна**, канд. биол. наук

**Биоиндикация и биотестирование  
в пресноводных экосистемах**

*Начальник РИО А.В. Ляхтейнен  
Редактор Л.Ю. Кладова  
Верстка М.В. Ивановой*

---

Подписано в печать 30.12.2019. Формат 60×90 <sup>1</sup>/<sub>16</sub>. Гарнитура Times New Roman.  
Печать цифровая. Усл. печ. л. 8,75. Тираж 100 экз. Заказ № 893.  
РГГМУ, 192007, Санкт-Петербург, Воронежская ул., 79.

---