

**НАЦИОНАЛЬНАЯ АКАДЕМИЯ НАУК БЕЛАРУСИ
ИНСТИТУТ ЗООЛОГИИ**

В. П. СЕМЕНЧЕНКО

**ПРИНЦИПЫ И СИСТЕМЫ
БИОИНДИКАЦИИ
ТЕКУЧИХ ВОД**

**ИЗДАТЕЛЬСТВО «ОРЕХ»
МИНСК 2004**

УДК 504.064.36:574

Рецензенты:

академик НАН Беларуси Л. М. Сущеня,
член-корр. НАН Беларуси А. П. Остапеня

Принципы и системы биоиндикации текучих вод: Семенченко В. П.
Мн.: Орех, 2004, 125 с.

Цель данной монографии – ознакомить широкий круг специалистов, работающих в области мониторинга, с современными системами и принципами биоиндикации текучих вод, основанной на использовании донной фауны. В книге подробно рассмотрены основные принципы и понятия, используемые в мониторинге поверхностных вод, методы расчета и применения биотических индексов и других показателей, отражающих качество воды. Рассмотрены структура и основные подходы двух наиболее широко используемых систем биоиндикации: RBPs и RIVPACs, проведен сравнительный анализ различных биотических индексов.

Монография предназначена для специалистов, работающих в области мониторинга и охраны окружающей среды, гидробиологов, экологов, а также для преподавателей и студентов ВУЗов.

Таблиц 47. Иллюстраций 18. Библиография – 79 названий.

УДК 504.064.36:574

ISBN 985-6716-04-7

**Оформление, составление
издательство «Орех», 2004**

СОДЕРЖАНИЕ

Предисловие	5
Введение	7
Глава 1. Основные принципы и системы биоиндикации	
1.1. Европейская Рамочная водная директива и биоиндикация поверхностных вод	9
1.2. Основные принципы и понятия в системе биоиндикации	13
1.2.1. Понятия экологического статуса и состояния водного объекта	14
1.2.2. Принцип речного бассейна	16
1.2.3. Принцип интегрального подхода	17
1.2.4. Метрика	18
1.2.5. Основные принципы выбора биоиндикаторов	23
1.2.6. Эталонные створы	26
1.2.7. Международные стандарты	33
1.3. Американская система RBPs (Rapid Bioassessment Protocols)	35
1.4. Британская система RIVPACS (River Invertebrate Prediction and Classification System)	41
1.5. Сравнительный анализ систем RBPs и RIVPACS	44
Глава 2. Биотические индексы	
2.1. Индексы, основанные на видовом богатстве и соотношении таксономических групп	50
2.2. Биотические индексы	56
2.2.1. Trent Biotic Index	57
2.2.2. Extended Biotic Index	59
2.2.3. Family Biotic Index	60
2.2.4. Biological Monitoring Working Party Index	64
2.2.5. Average Score Per Taxon Index	66
2.2.6. Belgian Biotic Index	67
2.2.7. Goodnight & Whitley Index	71
2.2.8. Индекс Балушкиной	72

2.2.9. Index of Biotic Integrity	75
2.2.10. Invertebrate Community Index	79
2.2.11. Index of Well-Being	81
2.2.12. Indice Biologique Global Normalize	83
2.2.13. Citizen Monitoring Biotic Index	87
2.2.14. Stream Condition Index	88
2.2.15. Izaak Walton League of America Index	90
2.2.16. CCME Water Quality Index	91
Глава 3. Сравнительный анализ различных метрик и проблемы их адаптации	
3.1. Сравнительный анализ структурных показателей макрозообентоса	96
3.2. Сравнительный анализ биотических индексов	98
3.3. Проблемы региональной адаптации биотических индексов	104
Заключение	107
Литература	109
Список сокращений	117
Глоссарий	119

ПРЕДИСЛОВИЕ

Мониторинг является неотъемлемой и необходимой составляющей контроля за качеством среды. После принятия Европейским Союзом Рамочной водной директивы (WFD) в 2000 г. в странах ЕС началась поэтапная разработка и внедрение ее положений. Это, соответственно, отразилось на системах биоиндикации водных объектов как одной из основ мониторинга поверхностных вод.

В Республике Беларусь, так же, как и в Российской Федерации, система биоиндикации осталась неизменной со времен СССР. Во многих своих аспектах она не только не соответствует требованиям WFD, но и является мало показательной. За прошедшее десятилетие в странах ЕС и США система биоиндикации претерпела значительные изменения и в настоящее время является одним из главных инструментов для определения качества воды.

Основная цель этой книги – ознакомить широкий круг специалистов, занимающихся мониторингом и проблемами качества поверхностных вод с современными подходами и системами биоиндикации. Основное внимание удалено биоиндикации текущих вод, основанной на использовании донной фауны, методам расчета биотических индексов и других показателей, отражающих качество воды. Рассмотрены также структура и основные подходы двух наиболее широко используемых систем биоиндикации – RBPs и RIVPACS – и проведен их сравнительных анализ.

Книга предназначена для специалистов, работающих в области охраны окружающей среды, мониторинга, гидробиологов, экологов, ихтиологов, а также для преподавателей и студентов ВУЗов.

Автор считает своим долгом выразить глубокую признательность к.б.н. Морозу М. Д. и Тицикову Г. М. за консультативную помощь и ряд предоставленных материалов, доктору Холли Такер за ряд предоставленных отчетов Агентства по защите окружающей среды штата Огайо (США), а также Рыбкиной Т. Н. за помощь в проведении расчетов и техническом оформлении рукописи.

ВВЕДЕНИЕ

Контроль за состоянием качества поверхностных вод в первую очередь важен для разработки эффективных мер по их использованию и для принятия управленческих решений относительно водных ресурсов. Эти решения должны основываться на научно обоснованной оценке текущего состояния и основных тенденций в изменении качества водных ресурсов. Материальные и технические проблемы, связанные с мониторингом поверхностных вод, не должны заслонять необходимость получения знаний о возможных последствиях для будущего.

В настоящее время, системы мониторинга поверхностных вод, как в США, так и в странах ЕС претерпели существенные изменения. Основа этих изменений – переход от чисто химического контроля на биологический, который основан на системе биоиндикации. Биологический контроль – это оценка состояния водных объектов с использованием биологических свойств и других прямых измерений резидентной биоты.

Основной причиной перехода на биологический контроль является тот факт, что сообщества водных организмов отражают совокупное воздействие факторов среды на качество поверхностных вод.

Там, где критерии для определения воздействий не существуют (например, воздействие источника загрязнения вне пункта наблюдения, деградация среды обитания), сообщества могут быть единственными практическими средствами оценки таких воздействий. Установившаяся зарубежная практика по контролю за состоянием сообществ показывает, что он может быть относительно недорогим, по сравнению с химическим контролем.

Основные принципы биоиндикации были разработаны Kolkwitz и Marsson (1902, 1908, 1909), которые ввели понятия сапробности и биологического самоочищения вод. С тех пор биоиндикация является неотъемлемой частью мониторинга поверхностных вод и оценки качества воды.

Результаты мониторинга требуют перевода научных данных в управленческие решения относительно водного ресурса. Подход, основанный на анализе биологических и других экологических данных, позволяет существенно облегчить их использование в системе управления.

Согласно Рамочной водной директиве Европейского Союза к 2006 году должны быть разработаны и вступить в силу мониторинговые программы, которые будут являться основой для управления водными ресурсами. При этом основная цель Директивы – достижение хорошего экологического статуса для всех водных систем. Очевидно, что для определения экологического статуса биологическая составляющая, основанная на данных о сообществах водных организмов, является решающей.

ГЛАВА 1.

ОСНОВНЫЕ ПРИНЦИПЫ И СИСТЕМЫ БИОИНДИКАЦИИ

В разных странах существуют различные системы биоиндикации текущих вод, которые адаптированы к условиям региона и его специфике. Однако это не означает, что разработка системы биоиндикации в конкретной стране начинается с чистого листа. В настоящее время существуют, по меньшей мере, две системы, которые в той или иной степени используются различными странами. Это американская система RPBs (Rapid Bioassessment Protocols) и британская RIVPACS (River Invertebrate Prediction and Classification System).

Европейская Рамочная водная директива (WFD) дала существенный толчок развитию и совершенствованию систем биоиндикации в странах ЕС. В частности, это относится к созданию сети эталонных створов, процессам интеркалибровки, унификации методов отбора проб, их обработки и последующему анализу. При этом следует отметить, что многие положения WFD, относящиеся к биоиндикации, основываются на системах RPBs и RIVPACS.

1.1. Европейская Рамочная водная директива (WFD) и биоиндикация поверхностных вод

Европейская Рамочная водная директива (Directive of the European Parliament and of the Council establishing a framework for Community action in the field of water policy) была принята в 2000 году. Этот документ регламентирует подходы в политике охраны, использования и управления водными ресурсами и призван к 2015 г. гармонизировать и унифицировать подходы стран ЕС к управлению водными ресурсами и их охране.

Экологические цели, установленные для поверхностных вод, направлены на то, чтобы достичь:

1. хорошего качества поверхностных вод;
2. хорошего экологического потенциала и химического состояния искусственных и сильно измененных водных объектов;
3. полного соответствия всем нормам и требованиям, которым должны удовлетворять охраняемые зоны.

Биологические показатели, которые используются при оценке экологической ситуации в бассейне реки, включают состав и численность водной флоры, состав и численность донной беспозвоночной фауны, состав, численность и возрастную структуру рыбной фауны.

Для обеспечения сопоставимости результатов биоиндикации вводится специальная процедура, основанная на создании интеркалибровочной сети для оценки биологического состояния каждого типа водного объекта. Сеть строится таким образом, чтобы по репрезентативным биологическим образцам можно было установить четкую границу переходов между высоким и хорошим качеством, а также хорошим и невысоким качеством. Каждая страна привязывает результаты, полученные в рамках национальной системы мониторинга, к интеркалибровочной сети. Процесс интеркалибровки в рамках WFD будет рассмотрен ниже – в разделе 1.2.6.

Реестр интеркалибровочной сети стран ЕС должен быть утвержден в 2004 г. Следует специально отметить, что согласно WFD страны ЕС должны стремиться к «хорошему качеству» воды, а не к естественному. Там, где хороший уровень качества воды уже существует, его следует поддерживать.

Отсюда следует, что невозможно избежать влияния человека на окружающую среду. Однако требования к качеству

поверхностных вод должны быть сформулированы так, чтобы с учетом местных условий добиться такого их состояния, когда влияние человека сводится к минимально возможному.

Если водные объекты подвергаются настолько сильному воздействию антропогенного характера, а их состояние является таким, что достижение хорошего состояния невозможно или чрезмерно дорого, могут быть установлены менее строгие экологические цели на основе определенных критериев, и должны быть предприняты все меры для предотвращения дальнейшего ухудшения состояния этих вод.

Европейская Рамочная водная директива тесно связана с европейской системой EUROWATERNET. Система EUROWATERNET – это процесс, посредством которого страны ЕС получают информацию о водных ресурсах (их качестве и количестве), которая необходима им для представления ответов на вопросы, заданные потребителями. Фактически EUROWATERNET – это информационная система, которая:

- использует данные из существующих национальных баз данных мониторинга и информационных баз;
- сравнивает подобное с подобным;
- имеет статистически стратифицированную конструкцию, приспособленную для решения конкретных задач и получения ответов на поставленные вопросы;
- обладает заданной мощностью и точностью.

Следует отметить, что требования EUROWATERNET к сетям мониторинга поверхностных вод гораздо шире, чем в WFD. В первую очередь это относится к количеству станций наблюдения и типу объектов наблюдения. В частности, согласно EUROWATERNET как эталонные, так и репрезентативные створы должны охватывать не только крупные водные объекты, но и реки 3 и 4 порядка и небольшие озера.

1.2. Основные принципы и понятия в системе биоиндикации

В системе мониторинга поверхностных вод существует ряд принципов и понятий, которые позволяют в значительной мере унифицировать понятийный аппарат и являются необходимыми при разработке и реализации мониторинговых программ независимо от региона, страны или системы биоиндикации.

Следует отметить, что существует три типа оценки (индикации) экосистем: биомаркеры, биоиндикаторы и оценка экологических рисков.

Биомаркеры – это организмы и их характеристики, которые позволяют диагностировать текущее состояние окружающей среды. В качестве характеристик могут выступать физиологические, биохимические, иммунологические и другие свойства (процессы) организмов.

В отличие от биомаркеров, биоиндикаторы не могут мгновенно реагировать на изменение экологических условий, так как их индикаторными свойствами являются популяционные процессы и процессы в сообществе в целом. Основным преимуществом биоиндикаторов по сравнению с биомаркерами является тот факт, что далеко не всегда кратковременное изменение условий, на которое реагируют биомаркеры, приводит к негативным изменениям в популяциях, сообществах и экосистемах.

В общем виде реакцию биомаркеров и биоиндикаторов на изменение условий среды можно представить следующим образом (табл. 1.1).

Различного рода индикаторные показатели имеют различное экологическое значение, так как характеризуются сво-

Таблица 1.1.
Сравнительный анализ реакции биоиндикаторов и
биомаркеров на изменение условий среды
(по Oak Ridge National Laboratory, USA)

	Биомаркеры	Биоиндикаторы
Тип реакции	Биомолекулярная, биохимическая	Особи через сообщество
Чувствительность к нарушениям	Высокая	Низкая
Причинная связь	Высокая	Низкая
Изменчивость реакции	Высокая	Низкая-Средняя
Специфичность к нарушениям	Средняя-Высокая	Низкая-Средняя
Экологическое значение	Низкое	Высокое

ими интеграционными характеристиками с точки зрения экосистемы. В этом отношении индикаторные показатели могут быть выстроены в следующем порядке: генетические, биохимические, физиологические, иммунологические, репродуктивные, популяционные и характеристики сообществ. Отсюда следует, что характеристики сообществ являются ключевыми для оценки состояния экосистемы и дальнейшего расчета экологических рисков.

1.2.1. Понятия экологического статуса и состояния водного объекта

Несмотря на тот факт, что выражение «экологический статус» очень широко используется в литературе, существует целый ряд разнотечений этого понятия. В качестве примера можно привести определения и высказывания различных авторов о том, что такое экологический статус («здоровье» экосистемы) (табл. 1.2).

Таблица 1.2.
Некоторые определения экологического статуса
(«здоровья») экосистемы (по Chessman, 2002)

Автор	Определение
Haskell et al. (1991)	Экологическая система здоровая... если она стабильна и устойчива, т.е. если она активная и способна поддерживать свою организацию и автономию в течение времени и устойчива к стрессу.
Ulanowicz (1992)	Здоровая экосистема – это такая экосистема, чья траектория по направлению к климаксу относительно беспрепятственна и чья структура гомеостатична к воздействиям. Это позволяет ей возвращаться назад, к более ранним сукцессионным стадиям.
Suter (1993)	Здоровье экосистемы – это метафора, а не наблюдаемое свойство.
Karr (1996)	Здоровье... подразумевает под собой процветающее состояние, благосостояние и жизнеспособность.
Schofield and Davies (1996)	Здоровье реки означает степень сходства с эталонной рекой того же типа, особенно в терминах биологического разнообразия и экологического функционирования.
Meyer (1997)	Экосистема, которая является жизнеспособной и упругой, поддерживая экологическую структуру и функционирование в течение времени...
Hawkins (2000)	Здоровье – это стенография хороших условий.

Как следует из таблицы 1.2, экологический статус в основном связывают с устойчивостью экосистемы, и если данная устойчивость нарушена, то такая экосистема теряет свой исходный (здоровый) экологический статус.

Таким образом, для определения экологического статуса необходимо оценить степень нарушения экосистемы. Это положение является основным в различных системах мониторинга поверхностных вод. Однако, как указывают Schofield и Davies (1996), существует целый ряд проблем, связанных с реализацией данного положения. Во-первых, естественность не является реалистичной целью для управления речными бассейнами, так как это требовало бы социально и

экономически недопустимого устранения человеческой деятельности из бассейнов рек. Во-вторых, приравнивание здоровья экосистемы к естественности не позволяет установить цели управления (Norris и Thoms, 1999). В третьих, в целом ряде регионов Европы фактически не осталось речных систем, которые могли бы классифицироваться как здоровые или естественные.

Тем не менее, понятие экологического статуса присутствует во всех системах мониторинга поверхностных вод. В первую очередь это связано с тем, что оценка состояния с одной стороны, и управление водными ресурсами, с другой, имеют различные цели. Оценка состояния является основой для создания плана управления водным бассейном, однако это не означает, что экологическое состояние водных ресурсов, согласно плану управления, будет соответствовать или приближаться к естественному. Согласно WFD следует стремиться к хорошему статусу водных ресурсов, который по критериям WFD не является естественным.

1.2.2. Принцип речного бассейна

Принцип речного бассейна является основополагающим в системе мониторинга текущих вод. В основе данного принципа лежит положение о том, что описание экологического статуса водных объектов в определенном регионе возможно только на основании данных, полученных для речного бассейна в целом. Таким образом, принцип речного бассейна является чисто холистическим подходом к анализу экологической ситуации, возникающей в данном бассейне.

Согласно WFD достижение хорошего состояния воды для речного бассейна должно происходить таким образом, что-

бы меры в отношении поверхностных и подземных вод, относящихся к одной и той же экологической, гидрологической и гидрогеологической системе, были согласованы (скоординированными).

Большинство исследователей и экспертов полагают, что это лучший подход для сохранения и защиты водных ресурсов и их биотической компоненты. Кроме того, данный подход важен и с экономической точки зрения, когда водные ресурсы используются для различных целей.

Выделение речного бассейна происходит на основании идентификации и типологизации отдельных водных объектов, при этом данные объекты должны быть объединены в относительно «гомогенные» группы.

Экологический статус устанавливается на основании данных по экологической характеристике отдельных водных объектов и суммировании результатов мониторинга, в результате чего определяется состояние экологических объектов. Для более детального анализа возможно выделение отдельных суббассейнов, особенно в тех случаях, когда наблюдается значительная концентрация источников загрязнений на определенной территории или водные объекты значительно отличаются друг от друга. Экологический статус является основой для создания плана управления речным бассейном.

1.2.3. Принцип интегрального подхода

Согласно WFD интегральный подход к речному бассейну основан на следующих принципах:

- совместное рассмотрение всех типов вод с учетом их взаимодействия;

- экосистемный подход к водным объектам, учитывающий как абиотическую, так и биотическую компоненту;
- учет и оценка взаимодействия всех типов водопользования, включая саму экосистему.

Для процесса биоиндикации эти принципы имеют важное значение не только при разработке самой системы, но и при ее реализации. Так, например, наличие водохранилищ на какой-либо реке требует совместного рассмотрения двух различных водных объектов. Без экосистемного подхода невозможно создание сети эталонных створов и т. д.

1.2.4. Метрика

Процесс биоиндикации фактически представляет собой классификацию участков на основании определенных показателей и последующего сравнения их метрик. Метрика – это характеристика биоты, которая изменяется некоторым предсказуемым путем с увеличением антропогенной нагрузки. Из данного определения следует, что в качестве метрики могут быть использованы различные показатели, характеризующие отдельные сообщества, входящие в речную биоту.

Важность оценки состояния сообществ и ее преимущество по сравнению с другими подходами вызваны следующими причинами:

- состояние сообществ отражает их экологическую целостность;
- состояние сообществ объединяет эффекты различных нарушений, что отражает меру их совокупного воздействия на сообщества;
- сообщества отражают экологическую меру предела колебаний при изменении условий окружающей среды.

Процесс выбора метрики имеет несколько стадий (табл. 1.3)

Таблица 1.3.
Процесс выбора метрики (по Ohio EPA, 1987)

Процесс	Необходимые действия
Классификация речного участка	Использование биологических данных для выбора створов, в том числе эталонных
Идентификация метрик	Сравнение различных метрик для выбора наиболее пригодных
Калибровка метрик	Оценка чувствительности и информативности метрики по отношению к экологическим условиям
Расчет показателей (индексов) и их интеркалибровка	Расчет показателей (индексов) для конкретных створов и их сравнение
Определение пороговых значений показателей (индексов)	Оценка пределов изменения показателей (индексов) для установления пороговых значений

Основное требование к метрике – низкая вариабельность в пределах нормы (оцениваемая по коэффициенту вариации) и чувствительность к различным нарушениям.

Кроме того, некоторые авторы не рекомендуют использовать простые метрики (например, число видов) при мониторинговых исследованиях (Karr, 1991).

Очевидно, что важным моментом при использовании метрики является определение пороговых значений, т. е. тех величин метрики, которые являются критическими и свидетельствуют об ухудшении экологической обстановки. В США для этих целей применяют методику, разработанную Ohio Environmental Protection Agency (1990). В ее основе лежит использование персентиляй для оценки вариабельности метрики в градиенте изменений экологических условий (рис. 1.1). Если метрика имеет свойство уменьшаться с увеличением антропогенной нагрузки, то отклонение ниже 25% (по сравнению с нормой) свидетельствует об ухудшении экологической обстановки.

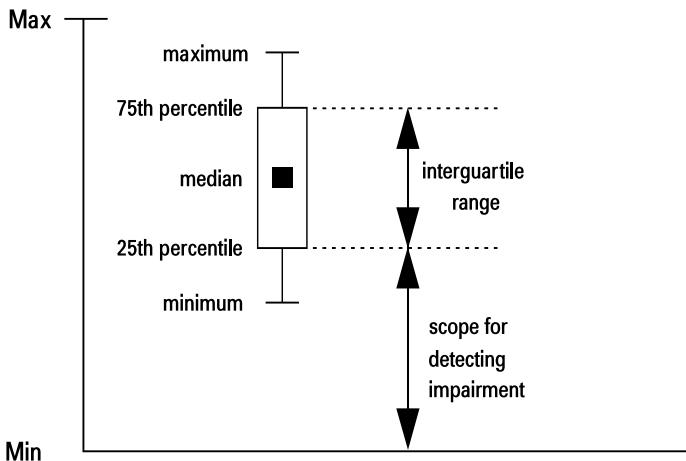


Рис. 1.1. Оценка метрики по методу Ohio EPA (1990).

На рис. 1.2 представлены данные по изменению метрики ЕРТ для различных створов бассейна р. Березина. Видно, что створы 2 и 7 характеризуются с одной стороны высокими значениями метрики, с другой — ее минимальной изменчивостью.

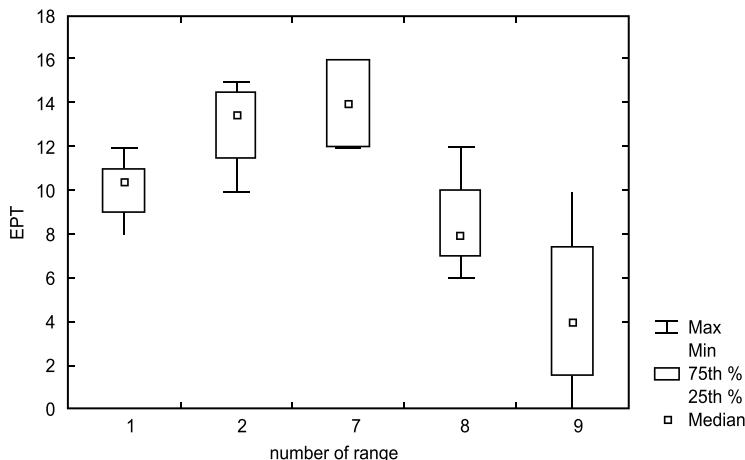
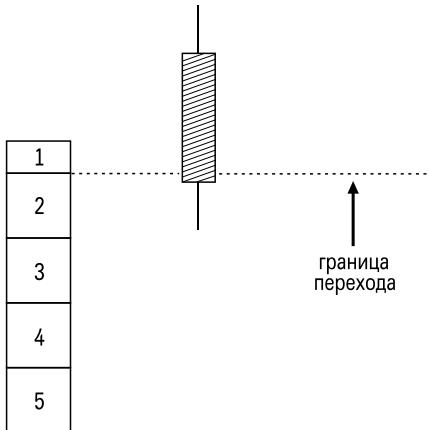


Рис. 1.2. Оценка изменения метрики ЕРТ на створах р. Березина по методу Ohio EPA (1990).

Сходное предложение по оценке метрик было сделано Johnson (2000) в рамках проекта REFCOND (рис. 1.3).



**Рис. 1.3. Схема выделения классов чистоты воды
(по Johnson, 2000).**

Примечание. 1, 2, 3, 4, 5 – классы чистоты воды (соответственно высокий, хороший, посредственный, плохой, очень плохой). Зона ниже штриховой линии разделена на четыре равнозначных диапазона. Зона выше штриховой линии – эталонные условия.

Так же, как и в схеме, предложенной Ohio EPA (1990), за основу выделения классов принят 25-й персентиль, т. е. зона метрики, находящаяся ниже эталонной, делится на 4 группы по 25 персентилям.

В дальнейшем процесс выбора метрики в рамках Ohio EPA был модифицирован и в настоящее время он сводится к следующему (Barbour et al, 1996).

Значение индекса для створа – это суммирование множества метрик. Оно имеет конечный диапазон в пределах каждой метрики и для индекса в целом, в зависимости от максимально возможной величины метрики (индекса)

(Barbour et al, 1996). Этот диапазон может быть подразделен на любое число категорий, соответствующих различным уровням нарушения. Поскольку метрика нормализована относительно условий эталонного створа, выбор количества диапазонов должен отражать распределение метрики.

Имея данные по распределению метрики для различных створов, включая и эталонные, используется 95-й персентиль для определения верхнего значения и 5-й персентиль для нижнего значения. Внутри этого диапазона метрики и происходит выделение отдельных диапазонов качества воды. Отметим, что количество диапазонов связано с распределением метрики.

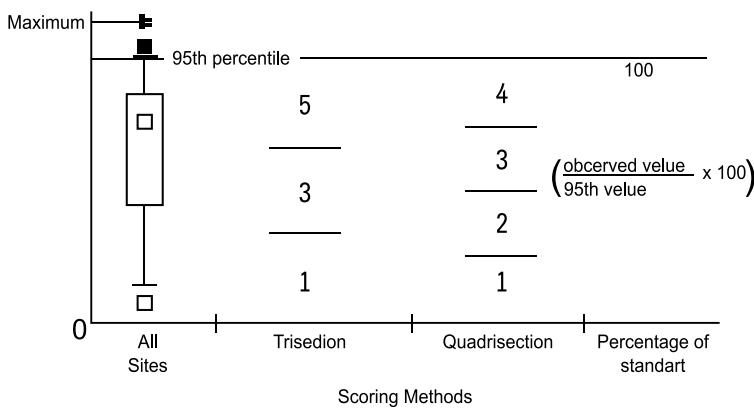


Рис. 1.4. Выделение диапазонов качества воды в системе RPBs (Barbour et al, 1996).

Несколько иной принцип к определению критических (переходных) значений метрики используется в странах ЕС. Для определения соответствующих пределов используется метод кумулятивного частотного распределения (см. рис. 1.5).

Максимальное значение метрики, как и в системе RPBs, принимается равным 95-му персентилю, минимальное – очень плохому качеству воды, где значения метрики минимальны или равны нулю. Эта зона разделяется на пять эк-

вивалентных секций: соответственно 1 – высокое, 2 – хорошее, 3 – невысокое, 4 – низкое и 5 – плохое качество воды.

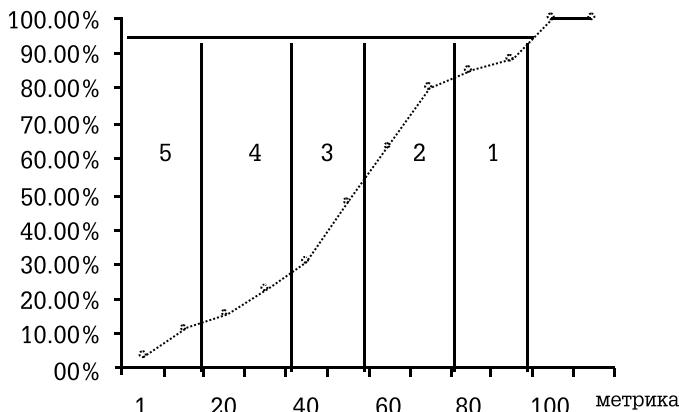


Рис. 1.5. Схема использования метода кумулятивного частотного распределения для определения критических (переходных) значений метрики.

Сравнивая европейский и американский подходы к определению критических значений, видим, что первый из них определяет критические значения при отклонении метрики на 19%, а количество диапазонов постоянно. Американский подход, во-первых, устанавливает нижнее значение метрики, во-вторых, количество диапазонов качества воды определяется распределением метрики на изученных створах.

В качестве метрики могут выступать различные показатели: видовое разнообразие, структура сообщества и др.

1.2.5. Основные принципы выбора биоиндикаторов

Процесс выбора биоиндикаторов является достаточно сложной задачей, решение которой осуществляется через ряд последовательных этапов.

Наиболее важные требования к биоиндикаторам можно свести к следующему:

1. высокое таксономическое и экологическое разнообразие (много видов в локальной экосистеме);
2. тесная связь с идентификационными условиями;
3. высокая экологическая точность реакции на изменение факторов среды;
4. относительно высокая численность и минимум ее флюктуации;
5. широкое распространение;
6. легкость в определении таксономической принадлежности;
7. наличие хорошей информации об их экологии;
8. функциональная важность в экосистеме.

Кроме указанных требований, выбор видов-индикаторов в значительной степени определяется наличием квалифицированного персонала, так как во многих случаях требуется таксономическое определение видов до семейства, а иногда и до вида.

Биоиндикаторы выбираются на основании наших общих знаний о причинных связях между ними и экологическими факторами. В общем виде все биоиндикаторы могут быть разделены на следующие группы:

1. Индивидуальные: размер особей, плодовитость, наличие аномальных особей и т. д.
2. Процессы: увеличение или уменьшение скоростей процессов (например, скорости фотосинтеза).
3. Структурные: видовая структура, число толерантных (интолерантных) видов, биотические индексы и т. д.
4. Экосистемные: видовое разнообразие, функциональная структура.

Carignan и Villard (2002), суммировав обширную литературу

туру, касающуюся видов-индикаторов, приходят к выводу, что их использование может быть полезным, когда:

- много видов представляют различные таксоны, и их жизненные циклы включаются в мониторинговые программы;
- их выбор преимущественно основан на обширных базах данных для изучаемого региона;
- необходима осторожность при интерпретации популяционных трендов для определения изменений, которые могут быть не связаны с ухудшением условий среды.

Как указывают авторы, крайне важным моментом процесса биоиндикации является выбор соответствующих таксонов.

На рис. 1.6 представлены данные об использовании различных таксонов для биоиндикации в странах ЕС. Хорошо видно, что подавляющее большинство стран использует бентос как основу для биоиндикации. При этом основное внимание уделяется использованию чувствительных таксонов бентоса, т.е. фактически – системы видов-индикаторов и биотических индексов.

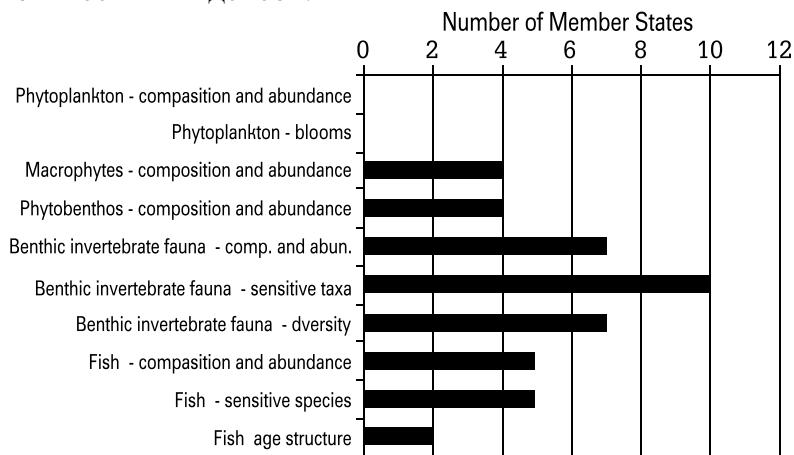


Рис. 1.6. Использование различных таксонов для биоиндикации текущих вод в странах ЕС.

Подход, основанный на видах-индикаторах, делит виды на две группы: толерантные (чувствительные) виды, численность которых уменьшается по мере увеличения степени загрязнения, и интолерантные (мало чувствительные) виды, численность увеличивается при загрязнении. К видам первой группы можно отнести личинок насекомых отрядов Ephemeroptera, Trichoptera, Plecoptera. Примерами видов второй группы могут быть водяной ослик (*Asellus aquaticus*), гаммарус (*Gammarus pulex*), карась (*Carassius carassius*) и целый ряд других видов беспозвоночных и рыб.

1.2.6. Эталонные створы

Экологический статус реки или речного бассейна в целом определяется по отношению к эталонным створам. Эталонные створы (reference sites) – одно из необходимых и ключевых понятий в системе мониторинга поверхностных вод. Под речным эталонным створом понимают гидроморфологические, биологические, физико-химические условия на ненарушенных участках реки.

Согласно Barbour et al. (1996) существуют два типа эталонных створов: специфические и региональные. Первый тип состоит из створов вверх по течению от источника загрязнения. Второй тип – створы в относительно гомогенном регионе со сходными типами местообитаний. Очевидно, что первый тип эталонных створов может быть использован только для ограниченных целей. В то же время этот тип имеет ряд преимуществ по сравнению с региональным. По мнению Hughes (1995), эти преимущества заключаются в следующем:

- при тщательном выборе различия в местообитаниях сводятся к минимуму;

- загрязнения, которые могут присутствовать на таких створах, всегда учтены.

Как указывают Bode, Novak (1995), подход, основанный на измерениях «вверх-вниз» по течению от источника загрязнений, позволяет определять влияние специфических загрязнителей и увеличивает точность измерений.

В том случае, когда необходимо определить экологический статус реки или речного бассейна, используется региональный тип эталонных створов.

Для разработки основных принципов создания сети эталонных створов в Европейском Сообществе в рамках WFD был создан специальный проект – REFCOND, в рамках которого регламентируются основные требования к сети эталонных створов с учетом специфики той или иной страны ЕС. Ниже рассматриваются только основные этапы и требования к созданию сети эталонных створов.

Процесс создания сети эталонных створов состоит из четырех основных фаз:

1. дифференциация речного бассейна;
2. определение сети эталонных створов;
3. установление эталонных показателей;
4. спецификация эталонных показателей для оценки экологического статуса речного бассейна.

Первая фаза включает в себя процесс дифференциации речного бассейна на реки первого, второго и т.д. порядка, так как биологические эталонные показатели достаточно тесно связаны с гидроморфологическими условиями.

В качестве примера можно привести данные по изменению числа видов рыб в зависимости от порядка реки (см. рис. 1.7).

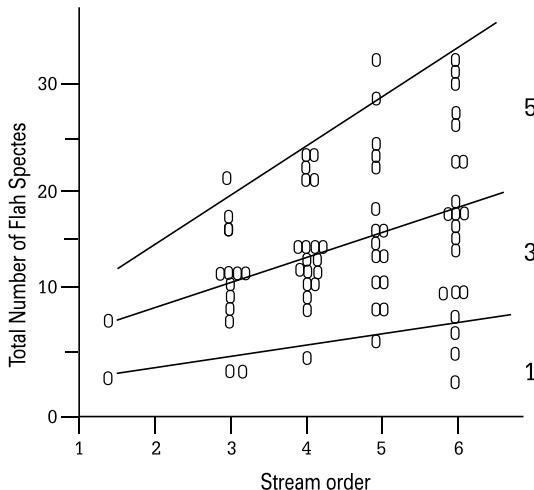


Рис. 1.7. Изменение числа видов рыб в зависимости от порядка реки (по Fausch et al, 1984).

Выделение эталонных створов в странах ЕС и США различается по классификации речного бассейна. Так, в странах ЕС за основу берутся реки различного порядка внутри бассейна, тогда как в США – площадь водосбора.

Вторая фаза – выбор участков (створов) реки или в речном бассейне, которые могли бы выступать в качестве эталонных. Основные требования к процессу отбора сводятся к следующему:

- типичность створов для данной реки или бассейна по своим физико-химическим и гидроморфологическим характеристикам;
- отсутствие антропогенной трансформации на данных участках (створах) в историческом прошлом и в будущей перспективе.

Buffagni et al (2001), проанализировав информацию, касающуюся эталонных створов, предлагает следующие основные требования к их выбору:

1 – эталонные условия должны отражать действительно неповрежденные участки рек одного и того же типа;

2 – эталонные створы должны размещаться на слабо урбанизированных, не подверженных сельскохозяйственному воздействию участках, особенно на водосборе; должны присутствовать естественная растительность и незатронутый лес;

3 – не должен удаляться грубый растительный детрит;

4 – русло реки не должно быть изменено в результате хозяйственной деятельности;

5 – гидрография и перенос седиментов должны быть естественными;

6 – на водосборе не должно быть точек с прямым или диффузным загрязнением;

7 – биологические условия должны быть естественными.

После того, как установлен перечень возможных эталонных створов, окончательный выбор может осуществляться двумя путями: случайным или преднамеренным (исходя из наших знаний об экологической ситуации). Американская система RBPs основана на первом типе выбора, тогда как британская RIVPACS – на втором. Более подробно этот вопрос будет рассмотрен в разделе 1.4.

Третья фаза связана с установлением эталонных показателей: гидрохимических и гидробиологических. Основное требование с точки зрения гидрохимии – типичность основных гидрохимических характеристик и, желательно, полное отсутствие различного рода загрязнителей. Более сложным является процесс выбора гидробиологических показателей. Для речных экосистем в качестве таких показателей могут выступать или простые метрики, например, содержание хлорофилла «а», или более сложные, основанные на анализе сообществ. В частности, такими показателями могут

быть структурные характеристики сообществ и (или) биотические индексы.

Заключительная, четвертая фаза – спецификация эталонных показателей для последующей оценки экологического статуса речного бассейна. Данная фаза фактически представляет собой детальное описание эталонных показателей и методик их получения и их сравнение с аналогичными метриками, полученными для разных створов речного бассейна (табл. 1.3). Это сравнение проводится путем расчета показателя EQR (ecological quality ratio), который является частным от деления метрики для какого-либо створа на метрику эталонного створа. Главная проблема в использовании этого показателя – пределы его изменения для конкретного качества речных вод (см. табл. 1.4).

Таблица 1.4.

Общая классификация экологического состояния речного бассейна или реки согласно WFD

Качество	Высокое качество	Хорошее качество	Невысокое качество	Низкое качество	Плохое качество
Цвет	синий	зеленый	желтый	оранжевый	красный
Степень отклонения	Отсутствие или очень незначительные изменения биологических, физико-химических и гидроморфологических элементов качества (эталонный створ)	Слабые отклонения биологических элементов качества от <u>эталонных</u> значений	Умеренные отклонения биологических элементов качества от <u>эталонных</u> значений	Значительные отклонения биологических элементов качества от <u>эталонных</u> значений	Критические отклонения биологических элементов качества от <u>эталонных</u> значений

В странах ЕС принята определенная цветовая градация качества воды, которая используется при создании картографического материала (см. табл. 1.4).

В том случае, когда для определения качества воды используются биотические индексы, классификация речного бассейна, на первый взгляд, не составляет больших затруднений, так как сами индексы, как правило, имеют соответствующую балльную оценку, характеризующую качество воды. Однако разные индексы могут иметь различную градацию. В ЕС принята пятибалльная градация состояния качества вод (табл. 1.4). В США используется как пяти-, так и шестибалльная градация, а для картографического представления — четырехбалльная.

Ряд биотических индексов имеет четырех- или даже трехбалльную градацию (см. гл. 2). Таким образом, возникает проблема интеркалибровки индексов. Она является крайне важной, так как ее решение позволяет проводить адекватное сравнение качества воды на основании различных биотических индексов.

Когда метрика не имеет соответствующей балльной градации (например, число видов в каком-либо сообществе), интеркалибровка может быть осуществлена на основании сравнения с эталонными створами и последующего выделения соответствующих секций (градаций) качества воды.

Существует и другой подход к выделению таких секций. Он может быть основан на параллельном использовании уже рассчитанных биотических индексов, для которых установлены соответствующие градации, или на экспертной оценке.

В конечном итоге согласно WFD процесс интеркалибровки направлен на решение двух основных задач:

1. согласования критериев экологического качества для створов с высоким и хорошим качеством воды как основы для планирования действий по сохранению и восстановлению качества вод;

2. согласования абсолютных (численных) значений ЕQR для двух пограничных классов качества воды (высокое/хорошее, хорошее/невысокое) (см. табл. 1.4).

Следует отметить, что создание сети эталонных створов имеет ряд проблем.

Во-первых, во многих регионах стран ЕС практически не осталось рек, которые могли бы характеризоваться естественным режимом. В этих случаях эталонные условия могут быть выбраны или путем моделирования, или на основании экспертной оценки. В ряде случаев используются палеолимнологические данные, на основании которых устанавливаются эталонные условия.

Во-вторых, река может характеризоваться естественным режимом, но видовое разнообразие оказывается низким. Такие случаи характерны для рек, водосбор которых затрагивает болота. По мнению Boon (2000), такие реки должны оцениваться более высоким экологическим статусом по сравнению с реками, где видовое разнообразие более высокое, но сама река характеризуется нарушенным режимом.

Эталонные створы могут быть также использованы как основа для создания сети охраняемых территорий. Так, в британской системе SERCON (British System for Evaluation of Rivers for Conservation) данные по эталонным створам (видовое разнообразие, видовое богатство биоты, естественность условий среды и др.) являются одним из необходимых элементов.

В заключение следует отметить, что существует и ряд других проблем, связанных с созданием сети эталонных створов, решение которых зависит от конкретного региона или отдельной страны.

1.2.7. Международные стандарты

Проблемы интеркалибровки и сравнимости результатов, полученных при использовании макрозообентоса как показателя качества воды, могут быть решены только при использовании одинаковых или сравнимых методов. В связи с этим был разработан ряд международных стандартов (ISO), которые используются различными странами или являются основой для создания национальных стандартов. Так, например, во Франции это стандарты AFNOR, в Латвии – LVS и др.

Согласно WFD следует разработать технические спецификации для обеспечения последовательного подхода в работе в ЕС в этом направлении. Важно создание критериев для оценки состояния воды.

В 1995 году в ЕС был создан Технический комитет, получивший название CEN TC 230 Water Quality, который отвечает за разработку и установление стандартов измерения химического, биологического и микробиологического качества воды. Основная задача Комитета – адаптация и разработка согласованно принятых стандартов на основании Венской конвенции.

Доработка определенных элементов, связанная с техническим развитием, и стандартизация методов мониторинга, отбора проб и анализа должны проводиться в соответствии с порядком, установленным Комитетом. Это необходимо для понимания и последовательного применения критериев для определения характеристик районов речных бассейнов и для оценки состояния воды.

Большинство из этих стандартов используется в ЕС и входит в перечень European Standards Organization (CEN). Кроме указанных стандартов в ЕС разрабатываются стандарты

Таблица 1.5.
Некоторые стандарты ISO по использованию
макрозообентоса как индикатора качества воды
(по Official Journal of the European Communities)

Стандарт	Год	Название
ISO 5667-3	1995	Качество воды – Отбор проб – Часть 3: Руководство по фиксации и обработке проб
ISO 7828	1985	Качество воды – Методы отбора биологических проб: Руководство по отбору макрозообентоса ручным сачком
ISO 8265	1988	Качество воды – Описание и использование количественных пробоотборников для макрозообентоса на каменистом субстрате в мелководных водоемах
ISO/DIS 8689-1	1998	Качество воды – Биологическая классификация рек – Часть 1: Руководство по интерпретации биологических данных на основании обследования макрозообентоса в текущих водах
ISO 9391	1993	Качество воды – Отбор проб макрозообентоса в глубоководных водоемах: Руководство по использованию количественных и качественных пробоотборников
ISO 8689-2	1999	Качество воды – Биологическая классификация рек – Часть 2: Руководство по представлению количественных биологических данных обследования макрозообентоса для текущих вод

по использованию диатомовых водорослей, макрофитов и рыб как биоиндикаторов качества воды.

Следует отметить, что если стандарт CEN ссылается на директивы ЕС, это означает, что он становится обязательным и замещает национальные стандарты членов ЕС, касающихся той же самой процедуры или действия.

Согласно данным Davies (2001), стандарт «Классификация рек – Часть III – Руководство по определению биологических границ качества воды» рассматривается в CEN TC 230, но продвижение данного руководства является очень медленным вследствие первоначального отклонения Европейской Комиссией потребности в таком руководстве. Это в первую очередь связано с тем, что при его рассмотрении

Комиссия может нарушить свои полномочия в области принятия стандартов. Тем не менее, учитывая, что интеркалибровка эталонных створов стран ЕС должна быть завершена в 2004 году, принятие такого руководства является необходимым элементом для создания интеркалибровочной сети.

1.3. Американская система RBPs (Rapid Bioassessment Protocols)

Американская система RBPs представляет собой синтез существующих методов, которые используются различными агентствами по водным ресурсам США. В своем первоначальном виде она сформировалась в 1989 г. (Plafkin et al., 1989) и далее претерпела ряд модификаций и дополнений. Понятие Biological Assessment в системе RBPs сформулировано как оценка состояния водных объектов, на основе использования биологических наблюдений и других прямых измерений резидентной биоты поверхностных вод. Концептуальные понятия, лежащие в основе RBPs, сводятся к следующему:

- низкие по стоимости, но научно обоснованные процедуры для биологических оценок;
- обеспечение обследований большого числа створов в полевой сезон;
- быстрая обработка результатов для принятия управленческих решений;
- понятность научных отчетов для менеджмента и населения;
- «мягкость» процедур для окружающей среды.

Так же, как и в WFD, в основе RBPs лежит бассейновый подход.

RBPs состоит из четырех протоколов, три из которых описывают состояние сообществ (перифитон, макрозообен-

тос, рыбы) и четвертый – оценку условий обитания. В данном разделе мы уделим основное внимание протоколу по оценке состояния сообщества макрозообентоса.

Согласно RBPs основные преимущества использования макрозообентоса состоят в следующем:

- макрозообентос достаточно быстро реагирует на изменение условий среды;
- виды макрозообентоса достаточно легко могут быть определены до уровня семейства;
- виды макрозообентоса обитают в широком наборе условий среды;
- отбор проб относительно простой и не требует большого персонала;
- макрозообентос является основным источником пищи для рыб;
- макрозообентос имеет высокую численность в различных реках.

Для достижения сравнимости результатов, полученных различными организациями, в RBPs сформулирована система PBMS (Performance-Based Methods System) (см. табл. 1.6). Получаемые характеристики должны обладать точностью, объективностью, способностью к классификации, помехоустойчивостью, чувствительностью.

Вышеуказанные требования отражают два фундаментальных свойства биологической оценки:

- взятые пробы и их анализ должны быть репрезентативными для сообщества или изучаемого створа;
- полученные данные являются точным отражением пробы.

Система PBMS дает два преимущества при биологических оценках качества среды: фокусирование на наиболее

Таблица 1.6.
Процедуры в системе PBMS (из Ohio EPA, 1990)

Процедура	Примеры характеристик
Устройства для отбора проб	Воспроизводимость, исключение определенных таксономических групп, различная эффективность на разных типах субстратов, физические ограничения
Метод отбора проб	Изменчивость различных показателей внутри повторностей, исключение определенных таксономических групп или местообитаний, ограничения для определенных субстратов или местообитаний, обучаемость персонала
Процесс полевых исследований	Изменчивость различных показателей внутри субповторностей, эффективность сбора малых организмов, методы фиксации, погодные условия
Лабораторный анализ	Создание субпроб, сортировка таксономических групп, методы, учитывающие наличие детрита или ила, оборудование
Таксономическое определение	Создание субпроб, подсчет и идентификация определенных таксономических групп, связь числа таксономических групп с их численностью, согласованность таксономических ключей, связь таксономических групп с типом воздействия на среду обитания

важных задачах (тип отбора проб и их последующий анализ) и возможность комбинированного использования данных, полученных различными сравнимыми методами.

Система PBMS следующим образом классифицирует последовательные шаги при биологической оценке качества среды (табл. 1.7).

В системе RBPs специальное внимание уделено протоколу описания условий среды обитания макрозообентоса. Основные требования к данному протоколу были разработаны Barbour and Stribling (1991, 1994) с учетом специфики RBPs. Все параметры среды оцениваются по 20-балльной шкале для каждой точки отбора проб. Затем производится их сравнение с эталонным створом для выработки окончательного ранжирования условий обитания.

Таблица 1.7.
Последовательные шаги при биологической оценке
качества вод (по Diamond et al, 1996)

Последовательные шаги	Действия
1	Отбор проб с повторностями на одном створе и повтор процедуры для различных створов с разными условиями
2	Отбор проб на различных створах, в местах с одинаковыми условиями
3	Фиксация и определение организмов
4	Компьютерный анализ для каждого створа и каждого места
5	Сравнение различных створов, в местах с одинаковыми условиями, для определения точности измерений
6	Сравнение различных створов с разными условиями
7	Сравнительный анализ данных для определения чувствительности (ошибки) метода и установления изменчивости

Основные требования к параметрам среды согласно RBPs сводятся к следующему:

- выбранные параметры должны отражать различные свойства среды обитания;
- для каждого параметра должен существовать континuum изменчивости;
- окончательный критерий для каждого параметра должен быть минимизирован или количественно, или путем специального отбора;
- персонал должен обладать определенным опытом для получения адекватных результатов;
- должна поддерживаться соответствующая документация для исправления возможных ошибок или повторных оценок.

В системе RBPs существует два подхода к методике получения данных: односторонний и мультисторонний.

Односторонний подход основан на оценке показателей только для одного створа с одним типом местообитания, как

правило, на участке с быстрым течением реки и наличием крупных камней. Такой выбор обусловлен тем, что данные участки характеризуются наибольшим видовым разнообразием макрозообентоса. В тех случаях, когда скопление крупных камней составляет менее 30% площади обследуемого участка, выбирается другой участок реки.

Процедура отбора проб при моностворном подходе следующая:

- выбирается 100-метровый участок реки, не содержащий притоков;
- определяются химические и физические характеристики;
- составляется карта участка с указанием его структуры, состояния прибрежной зоны, растительности и т.д.
- выбираются отдельные субучастки для взятия проб (обычно 2 м²);
- пробы отбираются вверх по течению на выбранных субучастках, протягивая ручной сачок на расстояние 1 м;
- из сачка удаляются камни и крупные частицы дегрита, сачок промывается в текучей воде 2–3 раза;
- проба перемещается в контейнер и фиксируется 95% раствором спирта;
- заполняются соответствующие формы, описывающие время, условия и другую необходимую информацию.

Мультистворный подход.

В тех случаях, когда река характеризуется широким набором различных местообитаний, используется мультистворный подход, разработанный рабочей группой MACS в 1996 году. В основе подхода лежит специальная схема отбора проб пропорционально представленным местообитаниям. Проводится 20 отборов сачком из расчета 3,1 м² на одно местообитание. Например, если на исследуемом участке 50% его

площади составляют коряги или затопленные деревья, то количество проб на данном участке должно быть 10.

В остальном процедура отбора проб такая же, как и при одностороннем подходе, за исключением того, что при отборе проб в богатых местообитаниях расстояние между отдельными точками, где проводится протягивание сачка, должно быть 0,5 м вверх по течению.

Особое внимание в системе RBPs уделяется созданию субпроб, их последующей обработке и анализу, хотя существуют различные точки зрения о необходимости проведения данной процедуры: как за (Vinson, Hawkins, 1996; Barbour, Gerritsen, 1996), так и против (Courtemanch, 1996).

Биологический анализ макрозообентоса в системе RBPs проводится для следующих основных метрик (табл. 1.8).

Таблица 1.8.

Основные метрики макрозообентоса, используемые в RBPs

Видовое разнообразие	Структура сообществ	Толерантные группы	Функциональные группы
общее число видов;	% EPT %	число интолерантных видов;	число видов-соскребателей;
число видов EPT;	Ephemeroptera	% толерантных видов;	% собирателей;
число видов: Ephemeroptera Plecoptera Trichoptera	% Chironomidae	Family Biotic Index (FBI); Invertebrate Community Index (ICI); % доминантных таксонов	% фильтраторов; % соскребателей

Однако в зависимости от региона и специфики речного бассейна могут быть использованы и другие метрики.

Для разделения полученных данных на соответствующие классы по качеству воды в системе RBPs используется дискриминантный анализ. Итоговый выход анализа – функция, которая является линейной комбинацией входных переменных. В результате этого получают максимальное разде-

ление (дискриминацию) среди тестируемых створов, а модель функции идентифицирует переменные, которые разделяют эталонные створы и другие местообитания.

После того, как произведено разделение створов на соответствующие классы, производится их соответствующая калибровка. Данная процедура подробно описана в работе Davies et al (1993).

Заключительным этапом является интеграция полученных данных, которая включает в себя установление взаимосвязей между биологическими показателями и экологическими условиями створов, а также представление соответствующего картографического материала по бассейну исследуемой реки.

1.4. Британская система RIVPACS (River Invertebrate Prediction and Classification System)

Система RIVPACS как единое целое впервые была разработана в Институте пресноводной экологии (Великобритания) в 1984 г. (Wright et al, 1984) и в дальнейшем претерпела целый ряд модификаций. Ее основы в последнем варианте опубликованы в монографии Assessing the biological quality of fresh waters (2000). Модификация RIVPACS (AusRIVAS – Australian River Assessment Scheme) является основной в мониторинге текущих вод Австралии и Новой Зеландии (Norris, 1995).

Ниже мы рассмотрим только основные принципы и подходы системы RIVPACS.

В общем виде подход, используемый в системе RIVPACS, можно свести к следующим основным положениям:

- эталонные створы створы выбираются на основании качества воды и экспертных оценок;
- данные по гидрохимии, гидрологии и макрозообентосу собираются с большого числа местообитаний весной, летом и осенью на каждом створе;
- сообщество макрозообентоса с каждого створа обрабатывается согласно процедуре Biological Monitoring Working Party (BMWP), представляющей собой систему биоиндикации;
- макрозообентос идентифицируется до уровня вида;
- для группировки створов со сходными условиями используется мультивариантный анализ данных по сообществу макрозообенетоса;
- условия обитания определяются для каждой группы эталонных створов;
- сообщество макрозообентоса на тестируемых створах сравнивается с эталонными створами с наиболее сходными условиями обитания.

Как уже указывалось, на каждом створе собирается информация об экологических, гидрологических, гидрохимических и других условиях (см. табл. 1.9).

Основной показатель качества воды – EQI (Ecological Quality Index), разработанный в рамках программы National Rivers Authority (1994).

В качестве показателей для оценки качества воды используются:

$EQIBMWP = BMWP$, наблюдаемое на изучаемом створе / $BMWP$, полученное на эталонном створе согласно процедуре RIVPACS;

$EQIASPT = ASPT$, наблюдаемое на изучаемом створе / $ASPT$, полученное на эталонном створе согласно процедуре RIVPACS.

Таблица 1.9.
Показатели условий,
определение которых необходимо согласно RIVPACS

Показатель	Описание
Метод отбора проб	Сачок, дночерпатель и т. д.
Тип створа	Каменистый, заиленный песок и т. д.
Число мест отбора	Указывается число мест отбора проб для створа
Температура	
Растворенный кислород	Выражается в мг/л
Расход воды	
pH	
Электропроводность	Выражается в microsiemens / см (uS/cm) при 25°C
Наклон (%)	Для каменистых створов
Площадь отбора проб	
Максимальная глубина	
Средняя скорость течения % закрытых местообитаний	Измеряется на глубине 0,6 м
Наличие высшей водной растительности	
Тип субстрата	Гранулометрическое описание

Как следует из изложенных выше положений, в основе системы RIVPACS лежит сравнение сообщества макрозообентоса на тестируемых и эталонных створах согласно про-

Таблица 1.10.
Значения EQI для величин ASPT и BMWP

Качество воды	EQI для ASPT	EQI для BMWP
очень хорошее	1.00 и выше	менее чем 0.85 или выше
хорошее	0.90-0.99	0.70-0.84
вполне хорошее	0.77-0.89	0.55-0.69
посредственное	0.65-0.76	0.45-0.54
плохое	0.50-0.64	0.30-0.44
очень плохое	менее чем 0.50	менее чем 0.3

цедуре BMWP/ASPT. Этот подход (сравнение эталонных и тестируемых створов) позже был использован как основной в WFD.

Следует отметить, что понятие «эталонный створ» не означает полностью ненарушенный участок реки с исходно естественными условиями, так как в реках Великобритании не существует створов, условия которых могли бы быть охарактеризованы как естественные. В США, по мнению некоторых экологов, ненарушенные условия могли существовать до колонизации Америки европейцами.

Система RIVPACS, так же, как и ее протоколы, подвергалась различным модификациям. Однако ее основной подход (сравнение тестируемых створов с эталонными) остается неизменным и в настоящее время.

1.5. Сравнительный анализ систем RBPs и RIVPACS

Несмотря на внешнюю схожесть, системы RBPs и RIVPACS имеют ряд принципиальных различий, которые, в первую очередь, связаны с системами классификации данных (*a priori* и *a posteriori*).

Как следует из таблицы 1.11, разделение на классы внутри гомогенных групп может быть основано на наших изначальных знаниях (*a priori*) или *a posteriori*, с использованием методов оценки распределения данных.

Аналитики, которые используют мультиметрические индексы, предпочитают классификацию *a priori*, в то время как аналитики, использующие мультивариантные подходы, предпочитают классификацию *a posteriori*. Однако нет оснований полагать, что классификация *a priori* не может быть использована при мультивариантном подходе и наоборот.

Таблица 1.11.
Сравнение систем RBPs и RIVPACS по различным
стадиям проведения мониторинга
(по Ohio EPA, 1990 с изменениями)

Стадия	RIVPACS	RBPs
Сбор данных	Сбор данных по сообществам беспозвоночных, среды обитания для ранжирования эталонных и тестируемых створов	
Тип классификации	Классификация <i>a priori</i> : классы идентифицируются на основании наших знаний и гипотез	Классификация <i>a posteriori</i> : классы выбираются на основании распределения данных
Методы классификации	Тестирование и подтверждение классификации с использованием моно- или мультивариантных методов (кластеризация, ординация, анализ сходства, MANOVA)	Классификация створов на группы с использованием кластерного анализа, основанного на сходстве видовой структуры
Предназначение тестирования створов	Создание дискриминантной модели для предсказания кластерных групп с использованием небиологических данных (физико-химических и др.)	Выбор тестовых створов для подтверждения модели распределения классов на основании кластерного анализа
Эталонные условия для сравнения	Эталонные условия створов для совокупной видовой структуры, полученной при кластеризации, взвешиваются относительно вероятности числа видов	Совокупная информация по балльной оценке биологических метрик для каждого створа оценивается исходя из распределения классов
Окончательная оценка	Сравнение отношения «наблюдаемые/ожидаемые таксономические группы» для эталонных и тестовых створов	Сравнение тестовых и эталонных створов с использованием распределения балльных оценок аддитивных метрик

Как система RIVPACS и ее протокол BMWP, так и система RBPs и ее основной протокол IBI подвергались критике. Так, Suter (1993), рассматривая систему RBPs и ее основной протокол IBI, указывает следующие основные недостатки:

1. одинаковые значения IBI могут быть результатом различных значений отдельных метрик;
2. высокое значение некоторых метрик может нивелировать низкие значения других метрик;

3. индекс IBI не представляет собой независимую переменную;
4. отсутствие априорного анализа;
5. предположение о том, что простая переменная, отражающая структуру, адекватно описывает ответ экосистемы на нарушение;
6. индекс IBI может увеличиваться в ответ на одно воздействие, и при этом уменьшаться в ответ на другое;
7. ошибочные аналогии со структурными индексами, используемыми в экономике.

Taylor (1997), присоединяясь к вышеперечисленным недостаткам, указывает также на то, что мультиметрический подход и мультиметрические индексы являются весьма произвольными комбинациями отдельных измерений, без какого-либо объяснения, как и почему они скомбинированы.

Проанализировав преимущества и недостатки использования макрозообентоса в RPBs, Resh (1995) следующим образом характеризует систему RPBs (табл. 1.12).

Имеется достаточно много критических замечаний и по системе RIVPACS и ее производной – AusRIVAS. Эти недостатки и критические замечания можно свести к следующему (Calow, 1992; Karr, Chu, 2000):

1. выбор эталонных стволов часто делается на основании узких критериев, которые внутренне противоречивы, в частности, в регионах с очень широким диапазоном антропогенного воздействия;
2. отклонения от ожидаемой структуры биоты могут быть связаны с антропогенным стрессом, который воздействует комплексно;
3. модели, используемые в RIVPACS, скорее эмпирические, а не основаны на экологической теории и понимании причинно-следственных связей;

Таблица 1.12.
Преимущества и недостатки использования
макрозообентоса в системе RPBs (по Resh, 1995)

Преимущества	Недостатки
<p>1. Виды макрозообентоса широко распространены во всех типах пресных вод.</p> <p>2. Большое число видов предполагает широкий спектр ответов на нарушения.</p> <p>3. Сидячий характер жизни позволяет проводить пространственный анализ влияния нарушений.</p> <p>3. Длинные жизненные циклы позволяют получать результаты влияния регулярного или неустойчивого воздействия, т. е. исследовать во временном аспекте.</p> <p>4. Взятие качественных проб и их анализ хорошо развиты и могут быть выполнены с использованием простого и недорогого оборудования.</p> <p>5. Таксономия многих групп известна, и доступны ключи для идентификации видов.</p> <p>6. Существует много методов анализа данных для сообществ.</p> <p>7. Известны реакции многих видов на различного типа загрязнения.</p> <p>8. Макробеспозвоночные хорошо подходят для экспериментального изучения нарушений.</p> <p>9. Развиваются биохимические и физиологические методы оценки реакции организмов на различного рода нарушения.</p>	<p>1. Требуется большое количество проб для осуществления достаточной выборки, что может оказаться дорогостоящим.</p> <p>2. Факторы, действующие не прямым образом на качество воды, могут влиять на распределение и изобилие организмов.</p> <p>3. Сезонные колебания могут усложнять интерпретацию и сравнение данных.</p> <p>4. Явление дрифта может вносить существенный вклад в распределение организмов.</p> <p>5. Слишком много методов используется для анализа.</p> <p>6. Для некоторых групп неизвестна таксономия.</p> <p>7. Макрозообентос не чувствителен к некоторым нарушениям, типа болезнестворных организмов и некоторых загрязняющих веществ.</p>

4. подход предполагает только структурное сходство (присутствие или отсутствие соответствующих семейств и видов), а не уровень биологической организации, выраженной через мультиметрические индексы;

5. протоколы часто игнорируют редкие таксоны;

6. метод требует очень большого числа эталонных створов.

Как следует из вышеприведенной критики систем RPBs и RIVPACS, ее основа касается различных методов: *a posteriori*

и *a priori*. В связи с этим следует еще раз отметить, что классификация *a priori* может быть использована при мультивариантном (*a posteriori*) подходе и наоборот. Следовательно, нет оснований полагать, что системы RPBs и RIVPACS несовместимы между собой. В подтверждение этого можно привести тот факт, что в WFD используется как система RIVPACS (*a priori*), так и система, использующая комбинированный подход (*a priori + a posteriori*).

По данным Комиссии ЕС по внутренним и морским водам, при выборе эталонных створов распределение стран ЕС, использующих классификацию *a priori* и комбинированную классификацию, оказалось следующим (табл. 1.13).

Таблица 1.13.

**Распределение стран ЕС по типу подхода
к выбору эталонных створов (по данным на 2002 г.)**

классификация <i>a priori</i>		комбинированная классификация		нет решения
есть решение	вероятно	есть решение	вероятно	
0	2	5	5	2
	Греция, Италия	Бельгия, Дания, Германия, Ирландия, Норвегия	Финляндия, Голландия, Португалия, Испания, Швеция	Франция, Великобритания

Как следует из таблицы, большинство стран предпочтут комбинированный подход к выбору эталонных створов. Вердимо, это же будет и в отношении системы биоиндикации.

Следует отметить, что существует целый ряд региональных протоколов отбора и анализа проб макрозообентоса, в основе которых лежит или система RIVPACS, или комбинированный подход. В частности, это чешский протокол PERLA, шведский протокол NORDIC, европейский протокол AQEM, EBEOSWA в Голландии и др.

ГЛАВА 2.

БИОТИЧЕСКИЕ ИНДЕКСЫ

Существуют различные индексы и показатели, с помощью которых оценивают качество воды. Это может быть видовое богатство или число видов в определенных таксономических группах, структурные показатели сообществ (таксономическая и возрастная структура), функциональные показатели (например, выделение групп по типу питания) и собственно биотические индексы.

Следует специально отметить, что таксономические, структурные и функциональные показатели макрозообентоса используются, как правило, по отношению к эталонным створам.

В качестве иллюстрации динамики различных биотических индексов нами были использованы материалы, касающиеся бассейна р. Березина, полученные главным образом на территории Березинского биосферного заповедника.

2.1. Индексы, основанные на видовом богатстве и видовой структуре сообществ

Видовое богатство.

Видовое богатство как индекс качества воды используется в системах мониторинга текущих вод подавляющего числа стран ЕС. Очевидно, что чрезвычайно сложно оценить видовое богатство речной биоты в целом. В связи с этим оценка проводится для отдельных сообществ или, что чаще всего, систематических групп. Основным недостатком такого способа биоиндикации является отсутствие разработанных и общепринятых систем балльной градации.

Одним из наиболее широко распространенных индексов, в основе которого используется видовое богатство, является EPT Index. Этот индекс основан на числе видов трех от-

рядов водных насекомых: Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, представители которых являются высоко чувствительными видами к различного рода загрязнениям.

На рис. 2.1 приведены данные по изменению EPT Index на различных створах р. Березина в осенний период и на различных створах реки Big Walnut Creek в США.

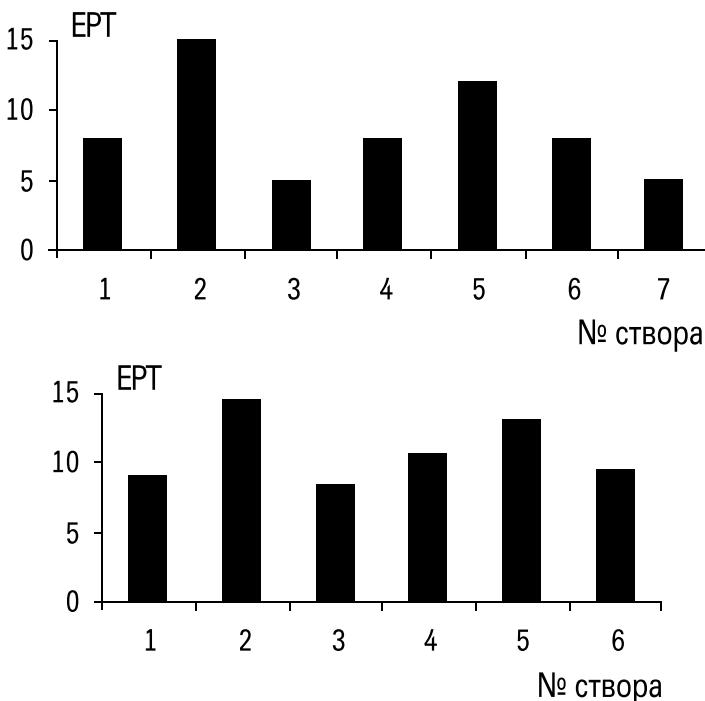


Рис. 2.1. Изменение EPT Index на различных створах рек бассейна Березины (вверху) и реки Big Walnut Creek (по данным Landfill, 1997) (внизу).

Как следует из вышеприведенных данных, максимальные значения EPT достаточно близки, хотя и получены для различных регионов. В целом можно полагать, что для эталонных створов величина индекса EPT должна находиться в пределах от 13 до 15.

Наряду с преимуществами, индекс EPT обладает рядом недостатков. Во-первых, для расчета индекса требуется определение животных до видовой принадлежности. Соответственно, это требует высококвалифицированного персонала. Во-вторых, индекс EPT может использоваться только для чистых и слабо загрязненных вод. В умеренно и сильно загрязненных водах представители *Ephemeroptera*, *Plecoptera* и *Trichoptera* отсутствуют, за исключением семейств *Baetidae* и *Caenidae*.

Кроме индекса EPT, в некоторых случаях используется ETO Index (*Ephemeroptera*+*Trichoptera*+*Odonata*) (рис. 2.2). Данный индекс является, с одной стороны, менее чувствительным по сравнению с EPT, так как отряд *Odonata* содержит менее толерантные виды по сравнению с отрядом *Plecoptera*, с другой – может применяться для более широкого диапазона загрязненных вод. Так же, как и EPT, данный индекс не имеет общепринятой балльной градации.

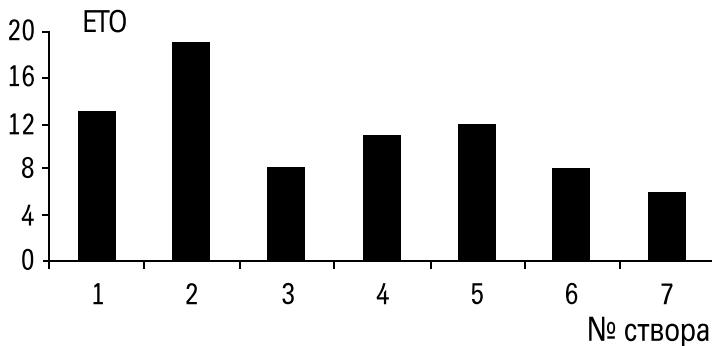


Рис. 2.2 Изменение индекса ЕТО на различных створах бассейна р. Березина

Buffagni (1997) предложил индекс MAS (Mayfly Average Score) для текущих вод Италии, основанный только на числе родов в отряде *Ephemeroptera*. В основе индекса лежит балльная оценка различных родов и их общее число в пробе.

Индекс имеет классификацию качества воды, а его калибровка произведена относительно трех других индексов: BMWP, EBI и ASPT.

Поскольку фауна Ephemeroptera рек Италии содержит целый ряд специфических родов, применение этого индекса в других регионах возможно только при его существенной модификации. Однако основной принцип этого индекса может быть использован и для других стран Европы.

Таксономическая структура.

Существует достаточно много показателей, характеризующих таксономическую структуру: соотношение численностей различных систематических групп, доминирующие комплексы видов, абсолютная и удельная численность толерантных (интолерантных) видов, ранговое распределение видов и др.

Одним из наиболее часто используемых показателей в системе мониторинга является соотношение численностей или числа видов различных систематических групп. Эти соотношения, как правило, построены на отношении численности высоко чувствительных видов к численности интолерантных видов (табл. 2.1). Кроме таксономического подхода, в качестве метрики используются и функциональные группы зообентоса (табл. 2.1).

В качестве примеров некоторых из вышеприведенных метрик на рис. 2.3 представлены данные по характеристике различных створов бассейна р. Березина.

Как следует из рисунка, структурные показатели имеют достаточно сходное изменение в градиенте изученных створов.

К структурным показателям можно также отнести и ряд характеристик, отражающих структуру сообщества в целом. Это видовое богатство, индекс видового разнообразия Шен-

Таблица 2.1.
Различные метрики, используемые для биоиндикации
(по Ohio EPA, 1990 с изменениями)

Метрика		Реакция при загрязнении
<i>на основании таксономических групп</i>		
1	EPT / Chironomidae	увеличение
2	Tanytarsini / общая численность	уменьшение
3	Diptera / общая численность	увеличение
4	Oligochaeta / общая численность	увеличение
5	Chironomidae / общая численность	увеличение
6	Hydropsychidae / Trichoptera	увеличение
7	Corbicula / общая численность	увеличение
<i>на основании функциональной роли</i>		
1	сокребатели / фильтраторы (собиратели)	уменьшение
2	настоящие хищники / общая численность функциональных групп	изменчива
3	генералисты / общая численность функциональных групп	увеличение
4	фильтраторы (собиратели) / общая численность функциональных групп	изменчива

нона, индекс доминирования Симпсона, индекс Маргалефа, ранговое распределение видов и другие.

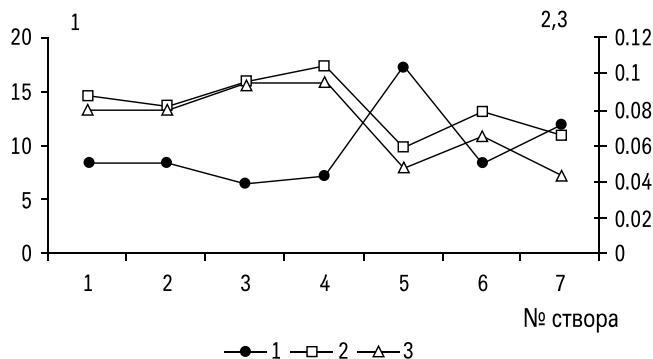


Рис. 2.3. Изменение индексов EPT / Chironomidae (1) Diptera / общая численность (2) Chironomidae / общая численность (3) на различных створах бассейна р. Березина

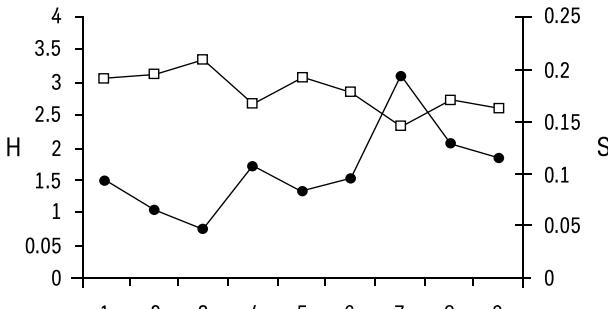


Рис. 2.4. Изменение индекса Шеннона (H) и индекса Симпсона (S) для сообщества макрозообентоса на различных створах бассейна р. Березина в летний период

На рис. 2.4 представлено изменение индекса Шеннона и индекса Симпсона для сообщества макрозообентоса на различных створах бассейна р. Березина в летний период.

Как следует из рисунка, изменение индексов по створам имеет противоположный характер, что и следовало ожидать исходя из способов расчета индексов. В целом индекс Симпсона оказался более чувствительным к изменениям условий среды по сравнению с индексом Шеннона.

Одним из методов, позволяющих сравнивать различные речные створы и степень их загрязнения, является построение рангового распределения видов. Метод основан на том факте, что при снижении качества воды прямая в координатах «логарифм численности вида – ранг» увеличивает угол наклона.

Фактически увеличение угла наклона свидетельствует о возрастании степени доминирования, что и наблюдается для нарушенных сообществ.

В целом использование структурных характеристик сообществ макрозообентоса как метода биоиндикации имеет ряд как преимуществ, так и недостатков.

К преимуществам следует отнести:

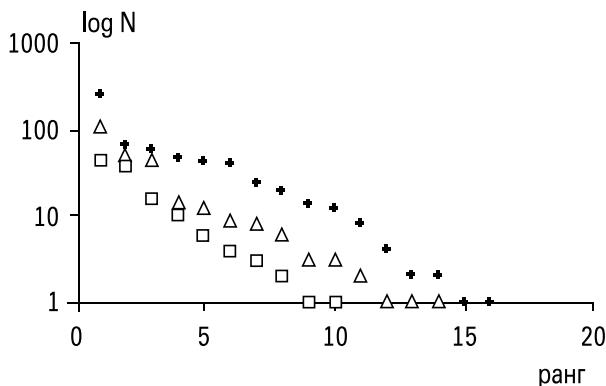


Рис. 2.5. Ранговое распределение бентосных видов на различных створах р. Березина

- относительную простоту расчета и определения;
- широкий выбор структурных характеристик.

К недостаткам:

- отсутствие единой общепринятой балльной градации;
- узкий диапазон видов-индикаторов, используемых для конкретного расчета.

Структурные характеристики сообщества макрозообентоса обычно используются параллельно с различными биотическими индексами, что позволяет комплексно отражать качество воды, а их балльная оценка возможна путем сравнения с эталонными створами через показатель EQR.

2.2. Биотические индексы

Рассмотренные в разделе 2.1 метрики оценивают качество воды по отношению к эталонным створам и не имеют общепринятой балльной градации. Для их использования необходим расчет коэффициента EQR (ecological quality ratio), на основании которого можно судить о качестве воды на том или ином створе.

В отличие от приведенных выше метрик, большинство биотических индексов имеют собственную балльную градацию и, соответственно, прямым образом могут оценивать качество воды. В действительности ситуация не так проста, как это кажется на первый взгляд. Проблема заключается в том, что существует региональная специфика видового состава макрообентоса, которая может накладывать свой отпечаток на величины балльной градации соответствующих индексов. В этих случаях проводится адаптация (модификация) индексов к особенностям региона и их последующая интеркалибровка.

Ниже будут рассмотрены основные биотические индексы, которые наиболее широко применяются в странах ЕС и США, методы их расчета, а также соответствующие балльные оценки качества воды.

2.2.1. Trent Biotic Index (TBI)

Индекс ТВИ был разработан Woodiwiss (1964) для индикации воды английской реки Trent и является одним из наиболее распространенных индексов, используемых в странах ЕС, СНГ и в остальном мире.

Индекс основан на двух параметрах бентосного сообщества: общее разнообразие беспозвоночных и наличие в водоеме организмов, принадлежащих к «индикаторным» группам. При повышении степени загрязненности водоема представители этих групп исчезают из сообщества в определенном порядке (таблица 2.2).

Определив количество обнаруженных в пробе групп, находим соответствующий столбец таблицы. На перекрестке столбца и строки в таблице находим значение индекса TBI, характеризующее исследуемый створ реки.

Таблица 2.2.
Таблица для расчета индекса TBI

Наличие видов-индикаторов	Кол-во видов-индикаторов	Общее количество присутствующих групп бентосных организмов					
		0–1	2–5	6–10	11–15	16–20	более 20
Личинки веснянок (Plecoptera)	более 1 1 вид	- -	7 6	8 7	9 8	10 9	11 - ... 10 - ...
Личинки поденок (Ephemeroptera)*	более 1 1 вид	- -	6 5	7 6	8 7	9 8	10 - ... 9 - ...
Личинки ручейников (Trichoptera)	более 1 1 вид	- 4	5 4	6 5	7 6	8 7	9 - ... 8 - ...
Gammarus sp.		3	4	5	6	7	8 - ...
Водяной ослик (Asellus aquaticus)		2	3	4	5	6	7 - ...
Олигохеты или личинки звонцов		1	2	3	4	5	6 - ...
Отсутствуют все приведенные выше группы		0	1	2	-	-	-

* – кроме вида *Baetis rhodani*.

Индекс TBI имеет четырехбалльную градацию и характеризует сапробность водоема.

Таблица 2.3.
Классификация качества воды по индексу TBI

К-во баллов	Тип водоема
0–2 балла	полисапробный
3–5 баллов	альфа-мезосапробный
6–7 баллов	бета-мезосапробный
8–10 баллов	олигосапробный

Основным недостатком индекса TBI является малое число градаций. Кроме того, виды-индикаторы представляют собой достаточно крупные таксономические группы. В свя-

зи с этим данный индекс был модифицирован в Extended Biotic Index (EBI) (Woodiwiss, 1978).

Тем не менее, индекс TBI и до настоящего времени является одним из основных в системах биоиндикации различных стран, в том числе стран СНГ.

2.2.2. Extended Biotic Index (EBI)

Индекс EBI был разработан как модификация индекса TBI (Woodiwiss, 1978) и имеет ряд изменений. Метод расчета индекса аналогичен таковому для TBI (см. табл. 2.4). Однако внесен ряд изменений в индикаторные группы видов, а также увеличено количество градаций индекса: от 4 до 5 (см. табл. 2.5).

**Таблица 2.4.
Таблица для расчета индекса EBI**

Виды-индикаторы	К-во видов	Количество организмов в пробе							
		0–1	2–5	6–10	11–15	16–20	26–30	31–35	>35
Plecoptera + Leuctra	>1	-	-	8	9	10	12	13	14
	1	-	-	7	8	9	11	12	13
Ephemeroptera исключая Baetidae и Caenidae	>1	-	-	7	8	9	11	12	-
	1	-	-	6	7	8	10	11	
Trichoptera + Baetidae и Caenidae	1	-	5	6	7	8	10	11	-
		-	4	5	6	7	9	10	
Gammaridae		-	4	5	6	7	9	10	-
Asellidae		-	3	4	5	6	8	9	-
Oligohaeta + Chironomidae		1	2	3	4	5	-	-	-
Все организмы отсутствуют		-	-	-	-	-	-	-	-

На рис. 2.6 представлены данные по изменению индексов TBI и EBI на различных створах бассейна р. Березина. Видно, что реакция индекса EBI на изменение экологичес-

Таблица 2.5.
Классификация качества воды по индексу EBI

Значение EBI	Качество воды
10-12...	Высокое качество
8-9	Хорошее качество
6-7	Невысокое качество
4-5	Низкое качество
1-3	Плохое качество

ких условий несколько больше по сравнению с TBI. С другой стороны, для некоторых створов наблюдается противоположное изменение индексов. Следовательно, для окончательного выбора индексов необходима их калибровка для некоторых стандартных условий.

Индекс EBI подвергался различным региональным модификациям. Более подробно вопрос о модификации EBI будет рассмотрен в главе 3.

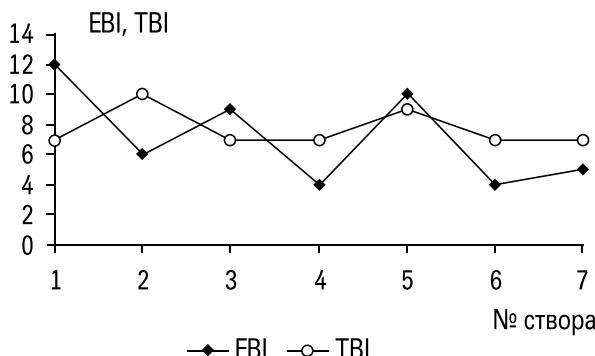


Рис. 2.6. Изменение индексов ТВИ и ЕБИ на различных створах бассейна р. Березина.

2.2.3. Family Biotic Index (FBI)

Индекс FBI был разработан Hilsenhoff (1987) для рек штата Висконсин (США) и является одним из стандартных

индексов в Американском агентстве защиты окружающей среды. Индекс содержит большое количество различных таксонов водных беспозвоночных и имеет шесть балльных градаций. Одно из требований к данному индексу – количество особей в пробе не должно быть менее 100 экз. Как правило, индекс FBI применяется для индикации вод с органическим загрязнением.

Индекс подвергался различным модификациям (Plafkin et al, 1989; Bode et al, 1997), которые были связаны с увеличением числа таксономических групп.

Таблица 2.6.
Таблица для расчета индекса FBI
(по Hilsenhoff, 1987; Plafkin et al, 1989; Bode et al, 1997)

Таксон	Баллы	Таксон	Баллы
Collembola			
Isotomurus sp.	5		
Ephemeroptera		Odonata	
Baetidae	4	Aeshnidae	3
Baetiscidae	3	Calopterygidae	5
Caenidae	7	Coenagrionidae	9
Ephemerellidae	1	Cordulegastridae	3
Ephemeridae	4	Corduliidae	5
Heptageniidae	4	Gomphidae	1
Leptophlebiidae	2	Lestidae	9
Metretopodidae	2	Libellulidae	9
Oligoneuriidae	2	Macromiidae	3
Polymitarcyidae	2		
Potamanthidae	4		
Siphlonuridae	7		
Tricorythidae	4		
Plecoptera		Trichoptera	
Capniidae	1	Brachycentridae	1
Chloroperlidae	1	Calamoceratidae	3

Таксон	Баллы	Таксон	Баллы
Leuctridae	0	Glossosomatidae	0
Nemouridae	2	Helicopsychidae	3
Perlidae	1	Hydropsychidae	4
Perlodidae	2	Hydroptilidae	4
Pteronarcyidae	0	Lepidostomatidae	1
Taeniopterygidae	2	Leptoceridae	4
		Limnephilidae	4
Lepidoptera		Molannidae	6
Pyralidae	5	Odontoceridae	0
		Philpotamidae	3
Coleoptera		Phryganeidae	4
Dryopidae	5	Polycentropodidae	6
Elmidae	4	Psychomyiidae	2
Psephenidae	4	Rhyacophilidae	0
		Sericostomatidae	3
		Uenoidae	3
Megaloptera		Neuroptera	
Corydalidae	0	Sisyridae	
Sialidae	4	Climacia <i>sp.</i>	5
Diptera		Amphipoda	
Athericidae	2	Gammaridae	4
Blephariceridae	0	Hyalellidae	8
Ceratopogonidae	6	Talitridae	8
Chironomidae (красные)	8		
Other Chironomidae (включая розовые)	6	Isopoda	
Dolochopodidae	4	Asellidae	8
Empididae	6		
Ephydriidae	6	Decapoda	6
Muscidae	6		
Psychodidae	10	Acariformes	4
Simuliidae	6		

Syrphidae	10	Coelenterata	
Tabanidae	6	Hydridae	
Tipulidae	3	<i>Hydra</i> sp.	5
Mollusca	Hirudinea		
Lymnaeidae	6	Bdellidae	10
Physidae	8	<i>Helobdella</i>	10
Sphaeridae	8		
Oligochaeta	8	Polychaeta	6

Расчет величины индекса производится по следующей формуле:

$$FBI = \sum(x_i \cdot t_i) / n,$$

где:

x_i = число особей внутри таксона;

t_i = значение толерантности (балльная оценка) для таксона;

n = общее число организмов в пробе.

В своей последней модификации индекс FBI следующим образом отражает качество воды (табл. 2.7).

Таблица 2.7.

Пределы изменения индекса FBI и качество воды (по RPBs)

Значения индекса	Качество воды	Степень органического загрязнения
0.00-3.5	прекрасное	органическое загрязнение отсутствует
3.51-4.5	очень хорошее	вероятно слабое орг. загрязн.
4.51-5.5	хорошее	вероятно некоторое орг. загрязн.
5.51-6.5	посредственное	вероятно среднее орг. загрязн.
6.51-7.5	ниже посредственного	существенное орг. загрязн.
6.51-8.5	плохое	очень существенное орг. загрязн.
8.51-10.00	очень плохо	сильное орг. загрязн.

Следует отметить, что в США принято четырехцветное обозначение градаций качества воды для всех индексов, в том числе и для индекса FBI. Эта градация имеет следующие цвета:

зеленый – качество воды прекрасное;
 синий – хорошее;
 коричневый – посредственное;
 красный – плохое.

Одним из недостатков индекса FBI является чрезвычайно большое количество таксонов, служащих индикаторами, что затрудняет его определение. Кроме того, по данным Mackie (2001), индекс FBI обычно показывает большее загрязнение чистых вод по сравнению с другими индексами.

2.2.4. *Biological Monitoring Working Party Index (BMWP)*

Индекс разработан Институтом пресноводной экологии (Великобритания) в рамках системы RIVPACS, которая является основной для оценки состояния текущих вод в Великобритании и Австралии. Данный индекс также широко используется в странах ЕС.

Таблица 2.8.
Таблица для расчета BMWP Index
(по Wright et al, 1993; Leeds-Harrison P.B. et al, 1996)

	Таксоны	Баллы
Ephemeroptera	Siphlonuridae, Hepageniidae, Leptophlebiidae, Ephemerallidae, Potamanthidae, Ephemeridae	10
Ephemeroptera	Taeniopterygidae, Leuctridae, Capniidae, Perlodidae, Chloroperidae	
	Aphelocheiridae	
Trichoptera	Phryganeidae, Molannidae, Beraedae, Odontoceridae, Leptoceridae, Goeridae, Leipdostsmatidae, Brachycentridae, Sericostomatidae	
Decapoda	Astacidae	8
Odonata	Lestidae, Agriidae, Gomphidae, Cordulgasteridae, Aeshnidae, Corduliidae, Libellulidae	
Trichoptera	Psychomyiidae, Philopotamiidae	

	Таксоны	Баллы
Ephemeroptera	Caenidae	7
Plecoptera	Nemouridae	
Trichoptera	Rhyacophilidae, Polycentropidae, Limnephilidae	
	Neritidae, Viviparidae, Ancyliidae	6
	Hydroptilidae	
Bivalvia	Unionidae	
Amphipoda	Corophiidae, Gammaridae	
Odonata	Platycnemididae, Coenagrionidae	5
Heteroptera	Mesovelidae, Hydrometridae, Gerridae, Nepidae, Naucoridae, Notonectidae, Pleidae, Corixidae	
Coleoptera	Haliplidae, Hygrobiidae, Dytiscidae, Gyrinidae, Hydrophilidae, Clambidae, Helodidae, Dryopidae, Elminthidae, Chrysomelidae, Curculionidae	
Trichoptera	Hydropsychidae	
Diptera	Tipulidae	4
Diptera	Simuliidae	
	Planariidae, Dendrocoelidae	
Ephemeroptera	Baetidae	
Megaloptera	Sialidae	3
Hirudinea	Pisciicolidae	
Mollusca	Valvatidae, Hydrobiidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae	
Mollusca	Sphaeriidae	
Hirudinea	Glossiphoniidae, Hirudidae, Erpobdellidae	2
Isopoda	Asellidae	
	Chironomidae	
	Oligochaeta (класс целиком)	1

Полученные баллы суммируются, и данная сумма представляет собой значение индекса (табл. 2.9).

Индекс подвергался различным региональным модификациям: для Испании (Alba-Tercedor, Sanchez-Ortega, 1988), Германии (Tittizer, 1981) и других стран.

Таблица 2.9.
Величины индекса BMWP и качество воды

Значение индекса	Качество воды
> 150	Исключительное
101–150	Очень хорошее
51–100	Хорошее
26–50	Невысокое
<25	Плохое

2.2.5. Average Score Per Taxon Index (ASPT)

Данный индекс является производным от BMWP и рассчитывается по следующей формуле:

ASPT = BMWP / число обнаруженных таксономических групп.

В отличие от BMWP, данный индекс имеет семь градаций качества воды (табл. 2.10).

Таблица 2.10.
Величины индекса ASPT и качество воды

ASPT	Качество воды	Рейтинг
5+	прекрасное	7
4.5–4.9	очень хорошее	6
4.1–4.4	хорошее	5
3.6–4.0	посредственное	4
3.1–3.5	скорее плохое	3
2.1–3.0	плохое	2
0–2.0	очень плохое	1

Индекс ASPT имеет свойство уменьшать вклад случайных таксономических 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.

На рис. 2.7 представлены данные по изменению индексов BMWP и ASPT на различных створах бассейна р. Березина. Как следует из рис. 2.7, индекс BMWP обладает несколько более высокой чувствительностью по сравнению с ASPT.

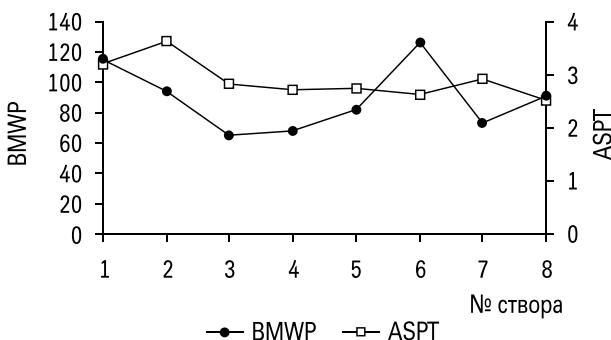


Рис. 2.7. Изменение индексов BMWP и ASPT на различных створах бассейна р. Березина.

Pinder и Farr (1987), анализируя чувствительность индексов BMWP и ASPT, пришли к выводу, что они являются лучшей системой биоиндикации. В то же время авторы рекомендуют исключить Oligochaeta и Chironomidae из списка видов, так как их численность очень сильно изменяется на загрязненных участках.

С другой стороны, по данным Kampa et al (2000), эти индексы при определенных условиях переоценивают качество воды, так как не содержат достаточного количества устойчивых к загрязнению видов.

2.2.6. Belgian Biotic Index (BBI)

Индекс BBI был разработан DePauw и Vannevel (1993) для индикации текущих вод Бельгии как стандартный показатель качества воды. Этот индекс, кроме Бельгии, доста-

точно широко применяется в Люксембурге, Греции и Франции как один из стандартных индексов. На первый взгляд, индекс BBI схож с TBI и EBI, однако он имеет иной способ расчета и достаточно большое число индикаторных таксономических групп.

Основные отличия от индекса TBI заключаются в следующем:

- Большее число индикаторных групп.
- Расщепление поденок на Ecdynuridae и других.
- Не отделение *Nais* от других Naididae.
- Не отделение *Baetis* от других Ephemeroptera.
- Таксономические группы, представленные одной особью, не учитываются.

Таблица 2.11.
Индикаторные таксоны и их балльная оценка
для расчета BBI

Таксон	Баллы	Таксон	Баллы
Odonata		Plecoptera	
<i>Aeschna</i>	4	<i>Amphinemoura</i>	1
<i>Anax</i>	4	<i>Brachyptera</i>	1
<i>Brachytron</i>	4	<i>Capnia</i>	1
<i>Calopteryx</i>	4	<i>Chloroperla</i>	1
<i>Cercion</i>	4	<i>Dinocras</i>	1
<i>Ceriagrion</i>	4	<i>Isogenus</i>	1
<i>Coenagrion</i>	4	<i>Isoperla</i>	1
<i>Cordulegaster</i>	4	<i>Leuctra</i>	1
<i>Cordulia</i>	4	<i>Marthamea</i>	1
<i>Crocothemis</i>	4	<i>Nemura</i>	1
<i>Enallagma</i>	4	<i>Nemurella</i>	1
<i>Epitheca</i>	4	<i>Perla</i>	1
<i>Erythromma</i>	4	<i>Perlodes</i>	1
<i>Gomphus</i>	4	<i>Protonemoura</i>	1
<i>Ischnura</i>	4	<i>Rhabdiopteryx</i>	1

Таксон	Баллы	Таксон	Баллы
<i>Lestes</i>	4	<i>Taeniopteryx</i>	1
<i>Leucorrhinia</i>	4		
<i>Libellula</i>	4	Tubificidae	6
<i>Nehalennia</i>	4		
<i>Onychogomphus</i>	4	Hirudinea	5
<i>Ophiogomphus</i>	4		
<i>Orthetrum</i>	4	Crustacea	
<i>Oxygastra</i>	4	<i>Asellidae</i>	5
<i>Platycnemis</i>	4	<i>Gammaridae</i>	4
<i>Pyrrhosoma</i>	4		
<i>Somatochlora</i>	4	Diptera	
<i>Sympetrum</i>	4	<i>Chironomidae</i>	6
<i>Sympetrum</i>	4	<i>Syrphidae</i>	7
instar Anisoptera	4		
instar Zygoptera	4	Hemiptera	
		<i>Aphelocheirus</i>	4
Ephemeroptera		<i>Acrtocorisa</i>	5
<i>Baetis</i>	3	<i>Callicorixa</i>	5
<i>Brachycercus</i>	3	<i>Corixa</i>	5
<i>Caenis</i>	3	<i>Cymatia</i>	5
<i>Centroptilum</i>	3	<i>Gerris</i>	5
<i>Cloeon</i>	3	<i>Glaenocorisa</i>	5
<i>Ecdyonurus</i>	1	<i>Hebrus</i>	5
<i>Epeorus</i>	1	<i>Hesperocorixa</i>	5
<i>Ephemera</i>	3	<i>Hydrometra</i>	5
<i>Ephemerella</i>	3	<i>Ilyocoris</i>	5
<i>Ephoron</i>	3	<i>Mesovelia</i>	5
<i>Habrophlebia</i>	3	<i>Micronecta</i>	5
<i>Habroleptoides</i>	3	<i>Microvelia</i>	5
<i>Heptagenia</i>	1	<i>Naucoris</i>	5
<i>Isonychia</i>	3	<i>Nepa</i>	5
<i>Leptophlebia</i>	3	<i>Notonecta</i>	5
<i>Metreletus</i>	3	<i>Paracorixa</i>	5
<i>Oligoneuriella</i>	3	<i>Plea</i>	5

Таксон	Баллы	Таксон	Баллы
Paraleptophlebia	3	Ranatra	5
Potamanthus	3	Sigara	5
Procloeon	3	Velia	5
Rhitrogena	1		
Siphlonurus	3	Mollusca	
		Acroloxus	3
Trichoptera		Ancylus	3
Beraeidae	2	Anisus	4
Branchycentridae	2	Anodonta	4
Goeridae	2	Aplexa	4
Glossosomatidae	2	Armiger	4
Hydroptilidae	2	Bithinia	4
Lepidostomatidae	2	Bythinella	4
Leptoceridae	2	Dreissena	4
Limnephilidae	2	Ferrisia	3
Molannidae	2	Lymnaea	4
Odontoceridae	2	Physa	4
Phryganeidae	2	Pisidium	5
Sericostomatidae	2	Planorbis	4
		Planorbarius	4
		Unio	4
		Sphaerium	5
		Valvata	4

Определение качества воды (см. табл. 2.12) производится следующим образом. Вначале подсчитывается число таксономических групп. При этом если число экземпляров в таксономической группе меньше двух, то данная группа не включается в общий подсчет. Далее находятся индикаторные группы с наименьшим значением балльной оценки. После этого подсчитывается число таких таксономических групп и по таблице определяется качество воды.

Индекс ВВI имеет пять градаций качества воды (табл. 2.13).

Таблица 2.12.
Метод расчета индекса ВВИ

Индикаторные группы по балльной оценке	Число такс. групп с min баллов	Общее число учтенных таксономических групп				
		0–1	2–5	6–10	11–15	>=16
1	>= 2	-	7	8	9	10
	1	5	6	7	8	9
2	>= 2	-	6	7	8	9
	1	5	5	6	7	8
3	<2	-	5	6	7	8
	1–2	3	4	5	6	7
4	>=1	3	4	5	6	7
5	>=1	2	3	4	5	-
6	>=1	1	2	3	-	-
7	>=1	0	1	1	-	-

2.2.7. *Goodnight & Whiley Index (G&WI)*

Индекс Гуднайта и Уитли (Goodnight, Whiley, 1961), используемый в практике гидробиологического анализа в странах СНГ (Руководство, 1992), относится к группе методов, оценивающих степень загрязнения поверхностных вод с использованием в качестве биоиндикаторов крупных таксонов. Авторы характеризуют состояние водных экосистем по отношению численности олигохет к общей численности

Таблица 2.13.
Величины индекса ВВИ и качество воды

Число баллов	Качество воды	Цвет
9–10	высокое	голубой
7–8	хорошее	зеленый
5–6	посредственное	желтый
3–4	плохое	оранжевый
1–2	очень плохое	красный

организмов зообентоса. Метод основан на том, что некоторые группы донных макробеспозвоночных встречаются преимущественно в чистых водах, а малощетинковые черви, напротив, не только легко переносят загрязнение, но достигают большой численности в грунтах, обогащенных легкоусвояемой органикой.

Авторы метода предложили следующую систему оценок: если величина индекса менее 60% – река в хорошем состоянии, при 60–80% – в сомнительном, более 80% – в тяжелом состоянии.

Индекс G&WI прост и удобен в обращении. Вместе с тем его результаты достаточно приблизительны, поскольку крупные таксоны не всегда выявляют небольшие различия в уровне загрязнения, так как отдельные систематические группы внутри таксонов высокого ранга имеют разную степень устойчивости к загрязнению. 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.

Индекс G&WI практически не используется в странах ЕС, так как имеет малое число градаций.

2.2.8. Индекс Балушкиной (IB)

Индекс Балушкиной (1976) основан на использовании в качестве биоиндикаторов представителей семейства хирономид. Автором было показано, что под влиянием загрязнения происходит снижение числа видов хирономид и смена их видового состава.

Под влиянием загрязнения закономерно изменяется соотношение численности личинок, принадлежащих к подсемействам Chironomidae, Orthocladiinae, Tanypodinae. Предложенный индекс, отражающий это соотношение, может служить для качественной оценки загрязненности вод.

$$IB = a_t + 0.5 a_{ch} / a_{or},$$

где a_t , a_{ch} и a_{or} – индикаторные значения представителей каждого из подсемейств. Величина $a = N+10$, где N – относительная численность особей каждого из подсемейств.

Таблица 2.14.

Величины индекса Балушкиной (IB) и качество воды

Значения индекса (IB)	Степень загрязнения воды
0.136 – 1.08	чистые
1.08 – 6.5	умеренно загрязненные
6.5 – 9.0	загрязненные
9.0 – 11.5	грязные

Преимуществом предложенного 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 Балушкиной используется только в странах СНГ.

На рис. 2.7 представлена динамика индексов G&WI и IB на различных створах бассейна р. Березина. Видно, что в раз-

ные сезоны характер изменения индексов может быть различен. Так, индекс IB в весенний период имеет максимум на створе 9, а в осенний – на створе 6. Индекс G&WI показывает более единообразную реакцию по большинству створов.

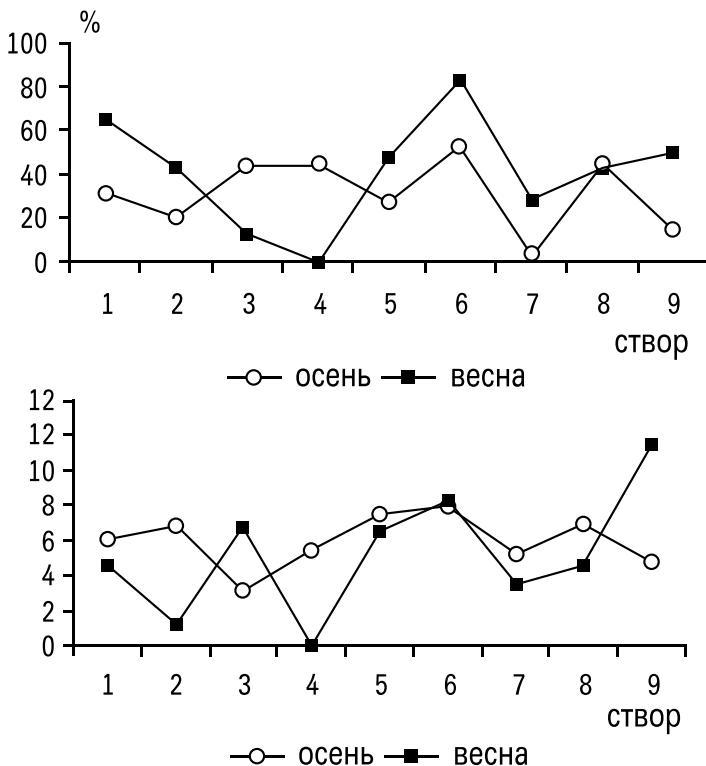


Рис. 2.8. Динамика индекса G&WI (вверху) и IB (внизу) на различных створах бассейна р. Березина

Как следует из рис. 2.8, индексы G&WI и IB для отдельных створов равны или приближаются к нулю. В то же время согласно другим индексам качество воды для этих створов оценивается как достаточно хорошее. Следовательно, индексы G&WI и IB дают значительную погрешность при определении качества воды.

2.2.9. Index of Biotic Integrity (IBI)

Индекс IBI был разработан Karr (1981, 1986) и использует рыб в качестве индикаторной группы. Данный индекс является основным стандартом в США и используется параллельно с индексами FBI и ICI.

Индекс содержит 12 метрик:

1. Число нативных видов.
2. Число нативных видов-дартеров (этеостомы).
3. Число видов ушастых окуней.
4. Число нативных чукучановых (исключая горбатых) видов.
5. Процент интолерантных видов рыб.
6. Процент толерантных видов рыб.
7. Процент всеядных и перифитоноядных видов.
8. Процент рыб, специализирующихся на питании насекомыми.
9. Процент хищников, питающихся рыбами.
10. Процент улова (среднее число на стандартизированное промысловое усилие).
11. Процент гибридных видов рыб.
12. Процент рыб с болезнями, повреждениями тела, опухолями и другими аномалиями.

Каждая метрика имеет три градации условий: 1 – плохие, 3 – посредственные, 5 – хорошие.

Число баллов для каждой метрики рассчитывается путем деления значения метрики на эталонном створе на значение метрики на изучаемом створе и последующей оценкой условий (три градации). Далее проводится общее суммирование рассчитанных баллов и определяется качество воды исходя из приведенной ниже таблицы.

Таблица 2.15.
Величины индекса IBI и качество воды

Сумма баллов по метрикам	Качество воды
12–22	очень плохое
28–34	плохое
40–44	посредственное
48–52	хорошее
58–60	очень хорошее

Значения индекса находятся в пределах от 12 до 60 и зависят от экологических условий на изучаемом створе. Эти пределы определяются исходя из таких возможных вариантов: максимум числа баллов (12 метрик) · 5 (наиболее высокие значения)=60, минимум числа баллов (12 метрик) · 1 (наиболее низкие значения)=12.

Индекс IBI подвергался различным модификациям. Как следует из перечисленных выше метрик, для Европы в индекс IBI следует внести существенные изменения, связанные с отсутствием или крайне малым числом видов в целом ряде таксономических групп (ушастые окунь, этиостомы, чукучановые).

Первая модификация индекса была проведена в Ohio EPA в 1987 г. и была связана с тем фактом, что на створах разного типа видовой состав рыб может существенно различаться. Таблица с метриками в модификации Ohio EPA (1987) имеет следующий вид:

Таблица 2.16.
Модифицированные метрики индекса IBI в зависимости от типа створа (по Ohio EPA, 1987)

	Метрика	Тип створа
1	Общее число видов	H W B
2	Число видов-дarterов (этиостомы)	H W
	Процент чукучановых видов	B

	Метрика	Тип створа
3	Число видов ушастых окуней	W B
	Число видов, приуроченных к обитанию в верховьях рек	H
4	Число чукчановых видов	W B
	Число мелких карповых видов	H
5	Число интолерантных видов	W B
	Число чувствительных видов	H
6	Процент толерантных видов	H W B
7	Процент мирных видов	H W B
8	Процент видов, потребляющих насекомых	H W B
9	Процент верховных хищников	W B
	Процент пионерных видов	H
10	Количество особей	H W B
11	Процент гибридных видов	W B
12	Процент видов с аномалиями	H W B

где H – створы в верховьях рек, W – створы на мелководных участках рек, B – створы на глубоких (судоходных) участках рек.

Соответственно, пределы изменения индекса для трех типов створов также различаются (табл. 2.17). Кроме того, было увеличено число градаций качества воды: от 5 до 7.

Таблица 2.17.
Пределы изменения индекса IBI для створов разного типа
(по Ohio EPA, 1987)

Качество воды	Створы типа В	Створы типа W	Створы типа Н
исключительное	48–60	50–60	50–60
очень хорошее	44–47	46–49	46–49
хорошее	38–43	40–45	40–45
вполне хорошее	34–37	36–39	36–39
посредственное	26–33	28–35	28–35
плохое	16–25	18–27	18–27
очень плохое	12–15	12–17	12–17

Для упрощения и унификации расчетов индекса IBI в Ohio EPA (1987) разработано специальное приложение, содержащее описание более 100 видов рыб, которое характеризует их по семи параметрам: таксономическому, трофическому, уровню толерантности, частоте встречаемости, приуроченности к обитанию на разных участках рек и др.

Как уже указывалось выше, американский вариант индекса IBI не может быть применен к странам ЕС ввиду специфики ихтиофауны США. В 1999 г. Harris и Silviera (1999) разработали модификацию IBI для штата Новый Южный Уэльс в Австралии. Основное достоинство этой модификации заключается в том, что индикаторные группы рыб, выступающие в качестве метрик, являются типичными как для Нового, так и для Старого Света.

Перечень метрик по Harris и Silviera (1999) имеет следующий вид:

1. общее число нативных видов;
2. число бентосных видов, приуроченных к обитанию на стремнинах;
3. число видов, приуроченных к обитанию в заводях;
4. число пелагических видов;
5. число интолерантных видов;
6. процент нативных особей;
7. процент нативных видов;
8. удельный вес особей мирных микрофагов;
9. удельный вес особей хищных микрофагов;
10. число особей в пробе;
11. удельный вес особей с болезнями, паразитами и другими аномалиями.

Значение каждой метрики преобразуется в баллы от 1 до 5 согласно установленным критериям. Например, для метрики 6 (процент нативных особей) пробы, где эти особи составляют более чем 67%, имеют балльную оценку, равную 5,

пробы с 33–65% – 3 и пробы с процентом менее 33 – 1 балл. Для метрик 1–5 и 11 критерии могут варьироваться в зависимости от размера реки и региона.

Качество воды определяется по Karr et al (1986), как и в табл. 2.15.

Существуют и другие модификации индекса IBI. В частности, для штата Мэриленд разработана модификация индекса в рамках Montgomery County Biological Monitoring Program (Roth et al, 2001), которая предназначена для оценки качества воды для локальных водосборов.

Индекс IBI подвергался значительной критике (см. раздел 3.2), однако его основа осталась практически неизменной.

2.2.10. Invertebrate Community Index (ICI)

Индекс ICI был разработан в Ohio EPA (1987) и содержит десять метрик:

1. Общее число таксонов.
2. Общая численность Ephemeroptera.
3. Общая численность Trichoptera.
4. Общая численность Diptera.
5. Процент Ephemeroptera.
6. Процент Trichoptera.
7. Процент трибы Tanytarsini.
8. Процент других (не насекомых) видов.
9. Процент интолерантных организмов.
10. Общая численность EPT.

Метрика 9 (процент интолерантных организмов) включает в себя следующие группы: Oligochaeta, Mollusca (Ferrissia, Physella), Diptera (Psectrotanypus, Cricotopus, Nanocladius, Chironomus, Dicrotendipes, Glyptotendipes, Parachironomus, Polypedium).

Методика расчета индекса сходна с таковой для IBI. Однако, в отличие от индекса IBI, индекс ICI имеет иную балльную градацию условий: 6, 4, 2 и 0. Пределы изменения индекса такие же, как и для IBI: от 0 до 60 (см. табл. 2.18).

Таблица 2.18.
Величины индекса ICI и качество воды

Сумма баллов по метрикам	Качество воды
0	отсутствие жизни
2–12	плохое
14–30	посредственное
32–46	хорошее
>48	очень хорошее

Существует модификация индекса ICI (QCTV – Qualitative Community Tolerance Values), которая учитывает численность различных видов и частоту их встречаемости (De Shon, 1995). На основании этого видам (всего 314 видов макрозообентоса) присваивается определенная балльная оценка. Однако учитывая тот факт, что в этом случае требуется определение макрозообентоса до уровня вида, данная модификация не получила распространения.

Следует отметить, что индекс ICI является достаточно устойчивым при сравнении различных эталонных створов, а его среднее значение для этих створов в США составляет 41 ± 0.5 (рис. 2.9).

Индекс ICI имеет одно существенное преимущество перед другими индексами, которое связано с тем, что в основе его расчета лежит не только число чувствительных к загрязнению видов, но и их численность. Так, по данным Christian и Guttman (1999), при изменении индекса EPT в пределах от 2 до 4 индекс ICI изменялся от 16 до 46.

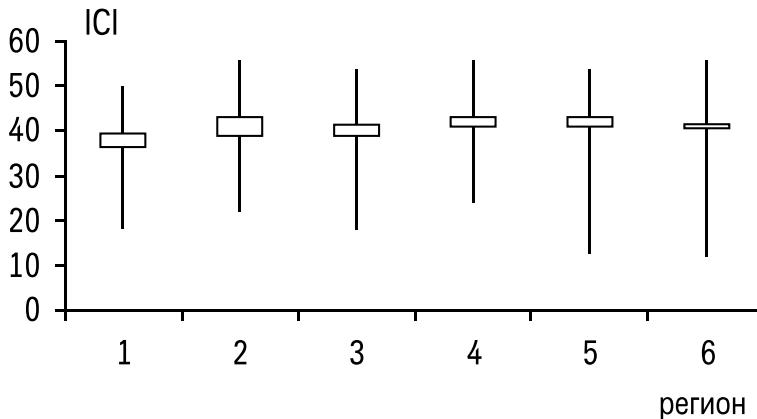


Рис. 2.9. Изменение индекса ICI на эталонных створах различных регионов США (по данным Ohio EPA, 1989, с изменениями)

Примечание. Вертикальные линии – max – min значения. Регион 6 – средняя для всех регионов. Общее число эталонных створов – 232.

2.2.11. Index of Well-Being (IWB)

Индекс IWB, или сводный индекс, был разработан Gammon (1976) для оценки реакции речных видов рыб на различного рода загрязнения и достаточно широко используется в США. Индекс состоит из четырех метрик: число особей, биомасса особей, индекс Шеннона (по численности), индекс Шеннона (по биомассе). Расчет индекса производится по следующей формуле:

$$IWB = 0.5 \ln N + 0.5 \ln B + H_{\text{number}} + H_{\text{biomass}}.$$

Индекс имеет пять градаций качества воды (см. табл. 2.19).

Одним из недостатков индекса IWB являются его достаточно высокие значения для деградированных участков. В

Таблица 2.19.
Значения индекса IWB и качество воды

Значения индекса	Качество воды
> 9.5	Высокое
>7.4–8.6<9.4	Хорошее
>5.3–6.3<7.4	Посредственное
>4.5–5.0<5.3	Плохое
<4.5–5.0	Очень плохое

первую очередь это вызвано тем, что в таких местообитаниях наблюдается высокая численность видов, устойчивых к деградации, что соответственно влияет на абсолютные значения $\ln N$ и $\ln B$. В связи с этим индекс IWB был модифицирован Ohio EPA (1987). Данная модификация заключается в том, что из расчета компонентов численности и биомассы исключаются высоко толерантные виды, экзотические виды и гибриды. Однако все эти виды включаются в расчет индекса Шеннона. На рис. 2.10 представлены данные о связь

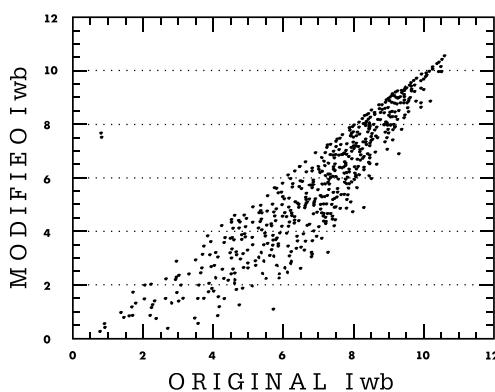


Рис. 2.10. Связь между модифицированным и оригинальным индексом IWB (из Ohio EPA, 1987).

зи между оригинальным и модифицированным индексом IWB. Видно, что наибольшие расхождения наблюдаются в области низких значений индексов.

2.2.12 Indice Biologique Global Normalize (IBGN)

Индекс IBGN был разработан во французской системе мониторинга и является стандартом для текущих вод Франции (AFNOR, 1992). Этот индекс заменил Indice Biotique de France (Verneaux, Tuffery, 1967), который был основным стандартом до 1992 г. Индекс также используется в Бельгии.

Индекс IBGN содержит большое число таксономических групп макрозообентоса, среди которых выделены индикаторные группы (см. табл. 2.20).

Таблица 2.20.
Таксономический лист различных групп макрозообентоса
для индекса IBGN

PLECOPTERA	EPHEMEROPTERA	COLEOPTERA
Capniidae	Baetidae	Curculionidae
Chloroperlidae	Caenidae	Donaciidae
Leuctridae	Ephemerellidae	Dryopidae
Nemouridae	Ephemeridae	Dystiscidae
Perlidae	Heptageniidae	Eubriidae
Perlodidae	Leptophlebiidae	Elmidae
Taeniopterygidae	Oligoneuriidae	Gyrinidae
	Polymitarcidae	Haliplidae
TRICHOPTERA	Potamanthidae	Helodidae
Beraeidae	Prosopistomatidae	Helophoridae
Brachycentridae	Siphlonuridae	Hydraenidae
Ecnomidae		Hydrochidae
Glossosomatidae		Hydrophilidae
	HETEROPTERA	

Goeridae	Aphelocheiridae	Hydroscaphidae
Helicopsychidae	Corixidae	Hygrobiidae
Hydropsychidae	Gerridae	Limnebiidae
Hydoptilidae	Hebridae	Spercheidae
Lepidostomatidae	Hydrometridae	
Leptoceridae	Naucoridae	MOLLUSCA
Limnephilidae	Nepidae	BIVALVIA
Molannidae	Notonectidae	Corbiculidae
Ondotoceridae	Mesoveliidae	Dreissenidae
Philopotamidae	Pleidae	Sphaeriidae
Phryganeidae	Veliidae	Unionidae
Polycentropodidae		
Psychomyiidae		HIRUDINEA
Rhyacophilidae		Erpobdellidae
Sericostomatidae		Glossiphoniidae
Thremmatidae		Hirudidae
		Piscicolidae
DIPTERA	ODONATA	DECAPODA
Anthomyiidae	Aeschnidae	Astacidae
Athericidae	Calopterygidae	Atyidae
Blephariceridae	Coenagrionidae	Grapsidae
Ceratopogonidae	Cordulegasteridae	
Chaoboridae	Corduliidae	GASTROPODA
Chironomidae	Gomphidae	Ancylidae
Culicidae	Lestidae	Bithynidae
Dixidae	Libellulidae	Bythinellidae
Dolichopodidae	Platycnemididae	Hydrobiidae
Empididae		Limnaeidae
Ephydriidae	MEGALOPTERA	Neritidae
Limoniidae	Sialidae	Physidae
Psychodidae		Planorbidae
Ptychopteridae	PLANIPENNES	Valvatidae
Rhagionidae	Osmylidae	Viviparidae
Scatophagidae	Sysyridae	
Sciomyzidae		TRICLADA

Simuliidae	HYMENOPTERA	Dendrocoelidae
Stratiomyidae	Pyralidae	Dugesiidae
Syrphidae	CRUSTACEA	Planariidae
Tabanidae	AMPHIPODA	OLIGOCHAETA
Thaumaleidae	Gammaridae	NEMATHELMINTHES
Tipulidae	ISOPODA	HYDRACARINA
	Asellidae	HYDROZOA
	Cambaridae	SPONGIAIRIA
		BRYOZOA
		NEMERTINA

Расчет индекса производится следующим образом. Вначале подсчитывается общее количество таксономических групп VT (variety of taxa), даже если в группе обнаружен всего один экземпляр на пробу, и эта величина ранжируется по баллам исходя из следующей таблицы:

Таблица 2.21.
Ранжирование числа таксономических групп макрозообентоса

VT	Ранг VT
>50	14
49–45	13
44–41	12
40–37	11
36–33	10
32–29	9
28–25	8
24–21	7
20–17	6
16–13	5
12–10	4
9–7	3
6–4	2
3–1	1

Далее рассчитывается сумма баллов (GI) для индикаторных таксономических групп.

Таблица 2.22.
Балльная оценка для индикаторных групп
видов макрозообентоса

VT	GI	VT	GI	VT	GI
Chloroperlidae Perlidae Perlodidae Taeniopterygidae	9	Nemouridae Lepidostomatidae Sericostomatidae Ephemeridae	6	Limnephilidae Hydropsychidae Ephemerellidae Aphelocheiridae	3
Capniidae Brachycentridae Odontoceridae Philopotamidae	8	Hydroptilidae Heptageniidae Polymitarcidae Potamanthidae	5	Baetidae Caenidae Elmidae Gammaridae Mollusca	2
Leuctridae Glossosomatidae Beraeidae Goeridae Leptophlebiidae	7	Leptoceridae Polycentropodidae Psychomyidae Rhyacophilidae	4	Chironomidae Asellidae Hirudinea Oligochaonta	1

Значение индекса IGBN = GI + VT – 1.

Качество воды определяется исходя из таблицы 2.23:

Таблица 2.23.
Величины индекса IGBN и качество воды

IBGN	Качество воды	Цвет
20–17	Очень хорошее	голубой
16–13	Хорошее	зеленый
12–9	Посредственное	желтый
8–5	Плохое	оранжевый
4–0	Очень плохое	красный

Индекс IGBN, несмотря на достаточно большое количество групп видов макрозообентоса, обладает существенным недостатком, не позволяющим широко использовать его для других регионов Европы. Этот недостаток в первую очередь

касается специфичности и малого числа чувствительных семейств, особенно в индикаторных группах, которые характеризуются высокой балльной оценкой. В частности, такие семейства, как Brachycentridae, Odontoceridae и Philopotamidae, не обнаружены на территории Беларуси. Тем не менее, этот индекс показывает достаточно высокую корреляцию с другими биотическими индексами (см. глава 3).

2.2.13. Citizen Monitoring Biotic Index (CMBI)

Данный индекс был разработан в Висконсинском университете (США) в рамках программы «Water Action Volunteers – Volunteer Monitoring Factsheet Series» и предназначен для использования достаточно широким кругом людей, не являющихся специалистами в области биоиндикации. Индекс основан на четырех группах зообентоса, ранжированных по чувствительности к загрязнениям. Для каждой группы в руководстве по расчету CMBI приведены соответствующие рисунки, позволяющие легко определить индикаторные группы даже неспециалистам в области изучения макрозообентоса, и бальная оценка для группы.

Эти группы содержат следующие виды (табл. 2.24).

Таблица 2.24.
Индикаторные группы видов, используемые
при расчете индекса СMBI

№ группы	Индикаторные группы
1	Plecoptera, Coridalidae, Sialidae,
2	Trichoptera, Decapoda, Anisoptera, Odonata (Aeshna, Colopterix) Ephemeroptera, Coenagrionidae
3	Simuliidae, Amphipoda, Mollusca (лево закрученная раковина), личинки Culicidae
4	Mollusca (право закрученная раковина), Isopoda, Chironomidae, Hirudinea, Tubifex

Расчет индекса производится следующим образом:

число особей первой группы х 4;

число особей второй группы х 3;

число особей третьей группы х 2;

число особей четвертой группы х 1.

Далее производится подсчет общего числа особей (A) и общая сумма баллов, полученных при умножении (B). Величина индекса равна:

$$\text{CMBI} = B / A.$$

Качество воды определяется исходя из следующей таблицы:

**Таблица 2.25.
Величина индекса СМВИ и качество воды**

Число баллов	Качество воды
> 3.6	очень хорошее
3.5–2.6	хорошее
2.5–2.1	посредственное
2.0–1.0	плохое

Индекс СМВИ может быть использован при экспресс-оценках качества воды, а также достаточно широким кругом людей, работающих в природоохранных органах местного значения.

2.2.14. Stream Condition Index (SCI)

Данный индекс был разработан в Агентстве защиты окружающей среды штата Флорида (Florida EPA) и достаточно широко используется и в других штатах США. В некоторых публикациях данный индекс известен как Florida's Stream Condition Index.

Его последняя модификация произведена в 2003 г. Индекс содержит 6 метрик:

1. процент доминирования (процент семейств, имеющих наибольший вклад в общую численность; Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera исключаются из расчета);
2. процент EPT (процент семейств EPT в общем количестве семейств);
3. видовое богатство EPT (число семейств EPT);
4. процент толерантных таксономических групп (процент организмов с балльной оценкой ≥ 8 исходя из бальных оценок FBI);
5. Family Biotic Index;
6. видовое богатство (общее число семейств).

Величина индекса равна среднему значению из суммы вышеприведенных метрик.

Индекс SCI имеет следующие градации:

Таблица 2.26.
Значения индекса SCI и качество воды

Значение индекса	Качество воды	Цвет
>95	прекрасное	голубой
95–75	хорошее	зеленый
74.9–55	посредственное	желтый
<55	плохое	красный

Индекс SCI имеет дополнение, известное как Save Our Streams Score (SOS). Основу данного дополнения составляют балльные оценки различных таксономических групп. Данное дополнение является основой для расчета индекса IWLA (Izaak Walton League of America).

Так же, как и другие индексы, SCI подвергался различным региональным модификациям (см., например, Frydenborg, 2003).

2.2.15. Индекс IWLA

Индекс IWLA (Izaak Walton League of America) разработан в Вирджинском университете США для экспресс-оценки качества текучих вод в рамках программы Save Our Streams.

Данный индекс имеет значительное сходство с индексом CMBI. В основе его расчета лежат три группы макрозообентоса, которые разделяются на высоко чувствительные, средне чувствительные и слабо чувствительные к загрязнениям.

**Таблица 2.27.
Группы видов макробес позвоночных, используемые
при расчете индекса IWLA**

Высоко чувствительные	Средне чувствительные	Слабо чувствительные
Plecoptera	Astacidae	Oligochaeta
Elmidae (имаго)	Sialidae	Hirudinea
Mollusca (Bivalvia)	Diptera	Simuliidae
Planaria	Elmidae (личинки)	Chironomidae
Ephemeroptera	Calopterygidae	Mollusca (Gastropoda)
Trichoptera	Tabanidae	
Hydrophilidae	Isopoda	
	Amphipoda	
	Anisoptera	
	Mollusca (исключая Gastropoda)	

Так же, как и для индекса CMBI, в руководстве для расчета индекса IWLA приводятся соответствующие рисунки таксономических групп.

Расчет индекса производится следующим образом. Подсчитывается число таксонов для каждой группы. Далее число таксонов в каждой группе умножается:

для высоко чувствительных – на 3;

для средне чувствительных – на 2;

для слабо чувствительных – на 1.

Величина индекса равна сумме баллов для всех трех групп.

Индекс имеет четыре градации, отражающие качество воды.

**Таблица 2.28.
Величины индекса IWLA и качество воды**

Величина индекса	Качество воды	Цвет
> 22	прекрасное	голубой
17 – 22	хорошее	зеленый
11 – 16	посредственное	желтый
< 11	плохое	красный

2.2.16. Canadian Council of Ministers of the Environment Water Quality Index (CCME WQI)

Индекс CCME WQI был разработан большой группой канадских ученых в 2001 г. по заданию Министерства окружающей среды Канады. Данный индекс как по своему назначению, так и по методам расчета существенно отличается от других индексов. Основная идеология этого индекса может быть представлена следующим образом.

Представим себе, что существует точка мониторинга, на которой периодически проводится отбор проб для анализа по целому ряду показателей.

Во-первых, при отборе проб в данной точке в силу каких-либо причин могут быть не получены данные по какому-либо показателю. Во-вторых, существует определенная частота, с которой часть проб может оказаться необработанной или испорченной. В-третьих, количество необработанных проб для разных съемок может также различаться.

Эти три причины или фактора, которые в индексе CCME WQI соответственно именуются как scope, frequency,

amplitude, могут оказывать существенное влияние на интегральную оценку качества воды (см. рис. 2.11).

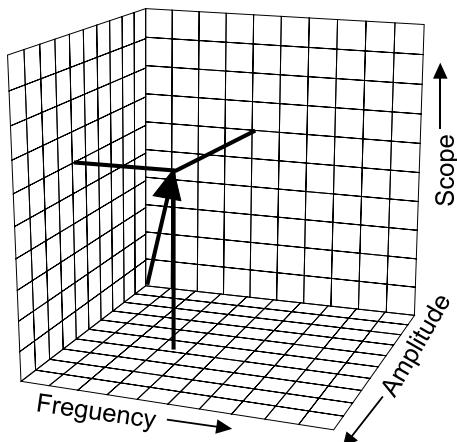


Рис. 2.11 Концептуальная модель индекса CCME WQI.

Метод расчета каждого из факторов является следующим.

$$F_1 = \frac{\text{число пропущенных переменных}}{\text{общее число переменных}} \cdot 100.$$

$$F_2 = \frac{\text{число невыполненных тестов}}{\text{общее число тестов}} \cdot 100.$$

Фактор 3 (F_3) рассчитывается в следующей последовательности. Когда число проб не превышает требуемой величины, тогда время (excursion) равно:

$$\text{excursion}_1 = \frac{\text{число неотобранных проб}}{\text{требуемое число проб}} - 1.$$

Для случаев, в которых число проб не должно падать ниже требуемого, время будет равно:

$$\text{excursion}_2 = \frac{\text{требуемое число проб}}{\text{число неотобранных проб}} - 1.$$

Нормализованная сумма этого времени (nse) будет равна:

$$nse = \frac{\sum \text{excursion}}{\# \text{ проб}}.$$

$$\text{Тогда } F_3 = \frac{nse}{0.01 nse + 0.01}.$$

В итоге величина индекса CCME WQI будет равна:

$$\text{CCME WQI} = 100 - [(\sqrt{F_1^2} + \sqrt{F_2^2} + \sqrt{F_3^2}) / 1.732].$$

Индекс имеет 5 градаций качества воды (см. табл. 2.29).

**Таблица 2.29.
Величина индекса CCME WQI и качество воды**

Величина индекса	Качество воды
95 – 100	прекрасное
80 – 94	хорошее
65 – 79	посредственное
45 – 64	пределальное
44 – 0	плохое

При использовании индекса следует соблюдать следующие правила:

1. Индексные сравнения должны применяться только тогда, когда преследуются одни и те же цели.
2. Индексные сравнения могут быть сделаны только при использовании тех же самых наборов параметров.
3. Ранее полученные данные должны быть тщательно проверены.

4. Индекс может быть рассчитан только на тех наборах параметров, которые характеризуют водный объект.

5. Не могут быть использованы данные, содержащие минимум характеристик.

Несмотря на эти ограничения, по мнению разработчиков индекса, он содержит доступную информацию о трендах и пространственном распределении нарушенных и не нарушенных створов.

Приведенные в данном разделе данные по различным биотическим индексам далеко не исчерпывают их перечень. Из других известных индексов можно указать следующие:

Chandler Biotic Index (Chandler, 1970) – используется в Великобритании;

K-Index (Gardeniers, Tolkamp, 1976) – используется в Голландии;

River Oligochaeta-Chironomidae Index (ROCI) (Paasavirta, 1990) – используется в Финляндии;

Danish Stream Fauna Index (DSFI) (Skriver et al, 2001) – используется в Дании и Швеции.

Однако, как будет показано в следующей главе, проблема заключается не в количестве индексов, которые использует тот или иной регион, а в возможности их интеркалибровки и специфичности используемых для расчета метрик.

ГЛАВА 3.

СРАВНИТЕЛЬНЫЙ АНАЛИЗ РАЗЛИЧНЫХ МЕТРИК И ПРОБЛЕМЫ ИХ АДАПТАЦИИ

Большое число различных показателей, метрик и биотических индексов, используемых для определения качества воды, требует их сравнительного анализа. Как уже указывалось ранее, основные требования к индексам (метрикам) сводятся к следующему:

1. величина коэффициента вариации (CV) индекса для каждого конкретного створа должна быть минимальной, т.е. должен быть минимум флюктуации при некоторых стандартных условиях;
2. величина коэффициента вариации (CV) индекса для разных створов (в один и тот же момент времени) должна быть максимальной, т. е. индекс должен быть высоко чувствительным.

Кроме того, выбранные индексы должны иметь однаковую реакцию на изменение экологических условий.

Для сравнительного анализа мы использовали данные, полученные для бассейна р. Березина, в основном на территории Березинского биосферного заповедника (Беларусь). Отметим, что специальной адаптации рассматриваемых метрик к условиям Беларуси не проводилось.

3.1. Сравнительный анализ структурных показателей макрозообентоса

Для сравнительного анализа были использованы следующие структурные показатели:

1. число видов макрозообентоса;
2. индекс Шеннона;
3. индекс Симпсона;

4. EPT;
5. ETO;
6. EPT / Chironomidae;
7. Diptera / общая численность;
8. Chironomidae / общая численность.

Для оценки чувствительности структурных показателей были рассчитаны величины коэффициента вариации в весенний и осенний периоды (табл. 3.1).

Таблица 3.1.
Величины коэффициента вариации (CV)
для различных структурных показателей сообщества
макрозообентоса на изученных створах р. Березина

Показатель	CV (%) весна	CV (%) осень
Число видов (n)	21.9	33.4
Индекс Шеннона (H)	10.6	13.0
Индекс Симпсона (S)	32.8	36.8
EPT	24.6	41.8
ETO	41.8	71.6
EPT / Chironomidae (EPT/Ch)	76.4	71.5
Diptera / общая численность (Dip/N)	101.6	60.7
Chironomidae / общая численность (Ch/N)	103.2	65.3

Как следует из табл. 3.1, наименьшей чувствительностью характеризуются первых три структурных показателя (число видов, индексы Шеннона и Симпсона). С другой стороны, эти показатели совместно с EPT, ETO, EPT/Ch достаточно устойчивы в сезонном аспекте. Следует отметить, что EPT и индекс Симпсона показывают наибольшую устойчивость по сезонам. Индексы Dip/N и Ch/N имеют высокую чувствительность, но крайне неустойчивы.

Для оценки связи между структурными показателями была рассчитана корреляционная матрица (табл. 3.2).

Таблица 3.2.
Корреляционные связи между
различными структурными показателями сообщества
макрозообентоса бассейна р. Березина

	n	H	S	EPT	ETO	EPT/Ch	Dip/N	Ch/N
n	1.000							
H	0.737	1.000						
S	-0.519	-0.933	1.000					
EPT	0.638	0.298	-0.225	1.000				
ETO	0.706	0.325	-0.238	0.865	1.000			
EPT/Ch	-0.102	-0.113	0.226	-0.110	-0.341	1.000		
Dip/N	-0.087	-0.138	0.045	0.381	0.315	-0.654	1.000	
Ch/N	-0.093	-0.171	0.074	0.369	0.333	-0.693	0.996	1.000

Примечание: n = 15; жирным шрифтом выделены достоверные значения при Р=0.05.

Как следует из таблицы, наибольшее число достоверных корреляций получено для числа видов (n). Из остальных показателей можно отметить EPT/Ch и EPT. Следовательно, число видов является необходимым показателем при оценке качества воды, особенно в тех случаях, когда данная оценка производится по отношению к эталонному створу.

3.2. Сравнительный анализ биотических индексов

Для сравнительного анализа индексов была проведена оценка качества воды для разных створов в весенний период (табл. 3.3). Учитывая тот факт, что число градаций индексов различно (от 4 до 7), оценка дана в соответствии с 7-балльной шкалой, учитывая переходные значения.

Как следует из таблицы 3.3, большинство индексов дают относительно сходные значения качества воды для одного

Таблица 3.3.
Оценка качества воды на разных створах р. Березина
по различным биотическим индексам в весенний период

Индекс	Номер створа							
	1	2	3	5	6	7	8	9
TBI	Vg	Vg	G	G	G	Vg	G	G
FBI	Ex	Fg	G	Fp	Fg	Ex	Vg	Vg
BMW P	Vg	G	Fg	Fg	Fg	Vg	Fg	Fg
ASPT	Vg	Vg	Fg	G	G	Ex	Vg	Vg
EBI	Vg	G	G	Fp	Fp	Fp	P	Ex
IBGN	Vg	G	G	Fp	G	Vg	G	Vg
BBI	Vg	Vg	G	G	G	G	Vg	Vg
IB	Fg	Vg	Fp	Fp	P	G	Fg	Vp
G&WI	Fp	Fg	Ex	Fg	P	Vg	G	Fg

Примечание. Качество воды: Ex – превосходное, Vg – очень хорошее, G – хорошее, Fg – довольно хорошее, Fp – довольно плохое, P – плохое, Vp – очень плохое.

и того же створа. Исключением являются индексы G&WI и IB, качество воды по которым для ряда створов значительно отличается от такового для других индексов. Отметим, что эти индексы основаны на двух таксономических группах: Chironomidae и Oligochaeta. Наименьшие различия качества воды получены для створа 1, который является одним из наиболее чистых в изученном бассейне.

Следует подчеркнуть, что чувствительность индексов рассчитана в основном для территории, являющейся биосферным заповедником. Это означает, что полученные результаты должны отражать реакцию индексов на изменение достаточно высокого качества воды.

Если принять, что створ 1 является наиболее чистым, т.е. качество воды – превосходное, а створ 5 (ниже г. Борисова, вне пределов биосферного заповедника) – наиболее заг-

рязненным (качество воды – довольно хорошее), то сравнительный анализ индексов показывает:

1. индексы FBI, EBI, IBGN и IB склонны преуменьшать качество воды;
2. индексы TBI, ASPT и BVI склонны преувеличивать качество воды.

По данным Mackie (2001), индекс FBI обычно показывает большее загрязнение чистых вод по сравнению с другими индексами. Согласно данным Катра и др. (2000), индексы BMWP и ASPT при определенных условиях переоценивают качество воды.

Сравнительный анализ величин коэффициента вариации для изученных створов приведен в таблице 3.4. Так как число наблюдений на каждом створе не превышало двух, для расчета коэффициента вариации в один и тот же момент времени были использованы данные по створам № 1, 2 и 7, как наиболее близкие по своим характеристикам.

Как следует из таблицы 3.4, максимальной чувствительностью как в весенний, так и осенний периоды обладает индекс EBI, а также, в определенной мере, индекс G&WI.

Что касается других индексов, то их чувствительность в значительной мере зависит от сезона. Так, индекс TBI четко реагирует на изменение качества воды в осенний период, но весной величины CV резко снижаются. Наименее чувствительным как в весенний, так и осенний периоды оказались индексы BBI и ASPT.

Известно, что в основе расчета большинства индексов лежат три отряда водных беспозвоночных: Ephemeroptera, Plecoptera и Trichoptera. Эти отряды и их семейства, как правило, имеют наиболее высокую балльную оценку и, соответственно, оказывают существенное влияние на абсолютную величину индекса. С другой стороны, в целом ряде индексов (FBI, BMWP и, в определенной мере, BBI) влияние

указанных отрядов компенсируется большим количеством других групп бентосных животных. В связи с этим можно предполагать, что эти индексы должны более точно отражать качество воды. Однако, как показывает проведенный нами анализ, данное явление происходит не всегда. Так, изменения индекса FBI, основанного на большом количестве различных систематических групп, не всегда совпадают с таковыми для других индексов. Это же подтверждается и данными таблицы 3.3 для створов 2, 5 и 6.

Таблица 3.4
Коэффициенты вариации (CV,%) для различных биотических индексов

Биотический индекс	CV (%) для всех изученных створов		CV (%) для створов 1, 2 и 7	
	весна	осень	весна	осень
TBI	8.6	16.2	0	17.6
FBI	26.5	15.8	38.7	23.9
EPT	24.6	41.8	22.9	30.1
BMW	24.7	34.8	13.8	34.5
ASPT	15.9	16.1	20.0	17.6
IBGN	18.4	16.2	4.0	6.7
G&WI	46.3	57.8	41.5	79.5
IB	53.6	23.4	56.0	13.3
EBI	63.2	75.4	32.7	41.9
BBI	10.7	12.3	6.7	6.9

Как уже указывалось ранее, индекс должен обладать не только высокой чувствительностью, но и относительным постоянством в пределах некоторых стандартных условий. Согласно таблице 3.4, это характерно для индексов IBGN, BBI и ASPT, а также, в определенной мере, для BMW. Однако, учитывая региональные особенности индекса IBGN, его относительное постоянство может быть связано со специфичностью индикаторных групп.

Следующим шагом для выбора индексов был расчет корреляционной матрицы для оценки связи между индексами, к которым был также добавлен индекс ЕРТ (табл. 3.5).

Таблица 3.5

Корреляционные связи между различными биотическими индексами для макрозообентоса бассейна р. Березина

	EPT	TBI	HBI	EBI	IBGN	BMW	ASPT	BBI	IB	G&WI
EPT	1.000									
TBI	0.875	1.000								
HBI	-0.216	-0.348	1.000							
EBI	-0.054	0.134	-0.156	1.000						
IBGN	0.606	0.686	-0.520	0.338	1.000					
BMW	0.789	0.846	-0.428	0.100	0.746	1.000				
ASPT	-0.047	0.196	-0.261	0.252	0.162	0.094	1.000			
BBI	0.437	0.406	0.220	0.321	0.353	0.492	0.006	1.000		
IB	-0.142	-0.144	0.025	0.201	-0.015	-0.018	-0.389	-0.184	1.000	
G&WI	-0.172	-0.157	0.375	-0.063	-0.021	0.020	-0.321	0.376	0.194	1.000

Примечание: df = 13; жирным шрифтом выделены достоверные значения при Р=0.05.

Было установлено, что максимальные коэффициенты корреляции получены для следующих комбинаций: ЕРТ-TBI (0.87), TBI-BMW (0.85), ЕРТ-BMW (0.79). Достоверные коэффициенты корреляции получены для ряда комбинаций индекса IBGN. Несколько неожиданным оказалось отсутствие достоверной связи индекса EBI с другими индексами. Наиболее низкие коэффициенты корреляции получены для индексов G&WI и Балушкиной (IB).

Недостоверной также оказалась связь индексов BBI и ASPT с другими индексами. Согласно данным Mogurgo (1996), индекс BBI показывает наиболее слабую корреляцию с другими биотическими индексами.

Sharma и Moog (1996), проведя корреляционный анализ шести различных индексов, показали, что наименьшие ко-

эффективности корреляции получены для индексов ASPT и FBI, а наиболее высокие – для индексов TBI и BMWP. Этот вывод практически полностью совпадает с нашими данными по корреляционному анализу.

Таким образом, исходя из корреляционного анализа индексы EPT, TBI, BMWP можно считать наиболее пригодными для биоиндикации бассейна р. Березина ввиду их единобразной реакции на изменение условий обитания.

Следует отметить, что индекс EPT достаточно удобен для получения исходных данных, так как требует учета всего трех отрядов личинок насекомых (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera). По данным Mandaville (2002), индекс EPT показывает наиболее сильную корреляцию с другими биотическими индексами. Однако для расчета данного индекса необходимо определение личинок насекомых до вида, что не требуется для индексов TBI и BMWP.

Pinder и Farr (1987), анализируя чувствительность индексов BMWP и ASPT, пришли к выводу, что они являются лучшей системой биоиндикации. С другой стороны, по данным Кампа и др. (2000), эти индексы при определенных условиях могут переоценивать качество воды, так как не содержат достаточного количества устойчивых к загрязнению видов.

Armitage et al (1983), рассмотрев данные по различным незагрязненным створам, которые различались по своим физическим и химическим характеристикам, показал, что множественная регрессионная модель объясняет 65% изменчивости ASPT и только 22% – BMWP.

Таким образом, выбор тех или иных индексов для системы биоиндикации качества воды должен основываться на целом ряде последовательных шагов с обязательным учетом региональной специфики бассейна (по гидрологии и гидрохимии) и фауны макробеспозвоночных.

3.3. Проблемы региональной адаптации биотических индексов

При использовании каких-либо индексов в условиях определенного региона очень часто возникает проблема их адаптации (модификации). В главе 2 уже рассматривались некоторые модифицированные варианты биотических индексов. В целом же проблемы адаптации могут быть сведены к следующему:

1. индекс содержит группы макрозообентоса, которые являются весьма специфичными и характерны только для определенного региона;
2. индекс не содержит группы макрозообентоса, которые характерны для данного региона, и требует дополнения;
3. включение дополнительных групп требует их балльной оценки;
4. модификация индекса требует его последующей интеркалибровки.

В качестве примера можно привести индекс TBI и его модификацию EBI, которые широко используются в различных странах мира. В частности, существует испанская (Prat et al, 1983), итальянская (Ghettos, 1986), французская (Verneaux, 1967), датская (Andersen et al, 1984), непальская (Sharma, Moog, 1996) и другие модификации индексов TBI и EBI. В основе этих модификаций, как правило, лежит включение дополнительных групп макрозообентоса, которые характерны для изучаемого региона, и приданье им соответствующей балльной оценки.

В частности, для рек Италии модификация индекса EBI была проведена Ghettos (1995) и главным образом была связана с включением в перечень видов-индикаторов ряда

семейств амфипод: Attiidae, Palemonidae, Niphargidae, развитые которых характерно для рек Италии.

С другой стороны, существует ряд индексов, которые требуют достаточно существенной ревизии исходных метрик для использования в других регионах. К ним можно отнести индекс IBI, который в качестве метрик содержит специфические для американской фауны группы видов рыб, и, в определенной мере, индекс IBGN, содержащий ряд обычных для фауны Франции, но достаточно редко встречающихся в других регионах Европы групп макрозообентоса.

Существуют и другие методы модификации индексов. Так, Sharma, Moog (1996) предлагают при расчете индекса BBI включать в расчет этого индекса даже те группы видов, для которых обнаружен всего один экземпляр в пробе. По данным авторов, такой подход увеличивает величины корреляции этих индексов с другими.

Pinder и Farr (1987), рекомендуют исключить Oligochaeta и Chironomidae из списка видов при расчете индексов BMWP и ASPT, так как их численность очень сильно изменяется на загрязненных участках.

Rabeni и Wang (2001) провели анализ различных индексов (Шеннона, Симпсона, FBI и др.) для двух случаев: при включении хирономид в расчет индексов и при их игнорировании. Авторы приходят к выводу, что при исключении хирономид индексы или не меняли свою чувствительность, или даже ее увеличивали. В связи с чем авторы предлагают при расчете индексов не учитывать хирономид.

Любая модификация индекса требует его последующей интеркалибровки. Данная проблема уже рассматривалась в разделе 1.1.6. Следует только отметить, что интеркалибровка, как правило, происходит относительно класса качества

воды. Например, согласно исходным британским значениям, хорошее качество воды характеризуется пределами индекса BMWP от 51 до 100. Германская модификация индекса BMWP (Coring, Kuchenhoff, 1994) предполагает пределы индекса для данного качества воды от 101 до 150.

Подводя итог вышесказанному, следует отметить, что проблема адаптации и модификации индексов к условиям определенного региона является достаточно сложной задачей и требует не только включения (исключения) определенных таксономических групп, но и подробных сведений о видовом составе и экологии видов макрозообентоса.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В мониторинге текущих вод биологическая составляющая является неотъемлемой и необходимой частью контроля за качеством среды. После принятия Европейским Сообществом Рамочной водной директивы стало очевидным, что ее многие положения и экологические цели могут быть реализованы только при интегрированном подходе к водным объектам. С другой стороны, перечень основных задач WFD во многих случаях является не чем иным, как некоторой перспективой, реализация которой потребует не только времени, но и значительных финансовых вложений и затрат.

Рассматривая с этих позиций проблему биоиндикации поверхностных вод, необходимо отметить, что по целому ряду причин как объективного, так и субъективного характера ряд задач в странах ЕС или уже решен, или находится в стадии решения. В первую очередь это связано с тем, что многие страны ЕС решали эти задачи и до принятия WFD. В частности, это относится к разработке методологии использования биотических индексов и созданию сетей эталонных створов, принятию национальных стандартов или их разработке.

Гораздо сложнее складывается ситуация в бывших странах СССР и, в частности, в Беларуси, где и до настоящего времени действуют стандарты времен Советского Союза. Вполне очевидно, что необходимо целенаправленное движение к европейским стандартам. Это обусловлено целым рядом причин:

- необходимостью обмена мониторинговой информацией;

- идентичностью методов оценки экологической ситуации в речном бассейне, имеющем трансграничный характер со странами ЕС;
- исключением различных трактовок экологической ситуации, которые могут привести к межгосударственным конфликтам и др.

Следует также четко понимать, что Директива ЕС носит рамочный характер, в связи с чем не требуется внедрение всех ее положений. Соответственно, требуется выделение приоритетных задач, решение которых является некоторым необходимым минимумом на начальных этапах. К таким задачам следует отнести создание в Беларуси сети эталонных створов и выбору и последующей интеркалибровке биологических показателей и индексов качества воды. Первоначально это можно осуществить на одном речном бассейне для подробной отработки методологии, и в дальнейшем отработанную схему реализовать для других речных бассейнов.

Автору монографии хотелось бы надеяться, что ее содержание поможет решить указанные задачи.

ЛИТЕРАТУРА

1. Балушкина Е. В. Хирономиды как индикаторы степени загрязнения воды // В кн. Методы биологического анализа пресных вод. Л., 1976. С. 106–118.
2. Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем. СП.б. Гидрометеоиздат. 1992.
3. Alba-Tercedor J., Sanchez-Ortega A. Un metodo rapido u simple para evaluar la calidad bioljgica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell // Limnetica, 1988. Vol. 4. P. 51–56.
4. Andersen M. M., Right F. F., Sparholt H. A. modification of the Trent Biotic Index for use in Denmark // Water Res., 1984. Vol.18 (2). P. 145–151.
5. AFNOR (Association Francaise de Normalisation) Essais des eaux. Determination de la indice biologique global normalise (IBGN). // AFNOR, NF T90-350, Paris. 1992.
6. Armitage P. D., Moss D., Wright J. F., Furse M. T. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running water sites // Water Research, 1993. Vol. 17. P. 333–347.
7. Barbour M. T., Stribling J. B. Use of habitat assessment in evaluating the biological integrity stream communities // In: Proc. Biological criteria: Research and regulation, U. S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440-5-91-005. 1991.
8. Barbour M.T., et al. Evaluation of EPA's rapid bioassessment benthic metrics: Metric redundancy and variability among reference stream sites // Environmental Toxicology and Chemistry, 1992. Vol. 11(4). P. 437–449.
9. Barbour M. T., Stribling J. B. A technique for assessing stream habitat structure // In: Proc.: Riparian ecosystems in the humid U. S.: Functions, values and management. National Association of Conservation Districts, Washington, D. C., 1994. P. 156–178.
10. Barbour M.T., Gerritsen J. Subsampling of benthic samples:

- A defense of the fixed-count method // Journal of the North American Benthological Society, 1996. Vol. 15(3). P. 386–391.
11. Barbour M. T. J. et al. A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates // Journal of the North American Benthological Society, 1996. Vol. 15(2). P. 185–211.
12. Bode R. W., Novak M. A. Development and application of biological impairment criteria for rivers and streams in New York State // In: Biological assessment and criteria: Tools for water resource planning and decision making. Lewis Publishers: 1995. P. 97–107
13. Bode R. W., Novak M. A., Abele L. E. Biological Stream Testing. NYS Department of Environmental Conservation, Albany, NY. 1997. 14 pp.
14. Boon P. J. The development of integrated methods for assessing river conservation value // Hydrobiologia, 2000. Vol. 422/423. P. 413–428.
15. Buffagni A. Mayfly community composition and the biological quality of streams. In: Ephemeroptera and Plecoptera: Biology-Ecology-Systematics. MTL, Fribourg, 1997. 235 pp.
16. Buffagni A. et al. A Europe-wide system for assessing the quality of rivers using macroinvertebrates: the AQEM Project and its importance for southern Europe (with special emphasis on Italy) // J. Limnol., 2001. Vol. 60 (1). P. 39–48.
17. Calow P. Can ecosystems be healthy? Critical consideration of concepts // Journal of Aquatic Ecosystem Health, 1992. Vol. 1. P. 1–5.
18. Carignan V., Villard M-A. Selecting indicator species to monitor ecological integrity: a review // Environmental Monitoring and Assessment. 2002. Vol. 78. P. 45–61.
19. Chandler J.R. A biological approach to water quality management // Water Pollut. Control. 1970. Vol. 69. P. 415–422.
20. Christian A.D., Guttman S.I. Invertebrate community index assessment of the East folk little Miami river // Ohio summer sampling. Clermont Co. 1999.

21. Coring E., Kuchenhoff B. Vergleich verschiedener europäischer Untersuchungs und Bewertungsmethoden für Fliegewasser // Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, 1994. N. 18.
22. Chessman B. Assessing conservation value and health of New South Wales rivers // Centre for Natural Resources New South Wales Department of Land and Water Conservation. Parramatta, 2002. 63 pp.
23. Courtemanch D.L. Commentary on the subsampling procedures used for rapid bioassessments // Journal of the North American Benthological Society, 1996. Vol.15. P. 381–385.
24. Davies A. The use and limits of various methods of sampling and interpretation of benthic macroinvertebrates // J. Limnol, 2001. Vol. 60 (1). P. 1–6.
25. Davies S. P., Tsomides L., Courtemanch D. L., Drummond F. Maine Biological Monitoring and Biocriteria Development Program // In: Maine Department of Environmental Protection, Bureau of Water Quality Control, Division of Environmental Evaluation and Lake Studies. Augusta, Maine. 1993.
26. Roth N. E., Volstad J.H., Mercurio G. and Southerland M.T. Biological Indicator Variability and Stream Monitoring Program Integration: A Maryland Case Study. Prepared by Versar, Inc., Columbia, MD, for U.S. Environmental Protection Agency, Office of Environmental Information and the Mid-Atlantic Integrated Assessment Program. EPA/903/R-02/008. 2001. 92 pp.
27. DePauw N., Vannevel R. Macroinvertebrates and water quality. Antwerp. 1993. 316 pp.
28. DeShon J. E. Development and application of the invertebrate community index (ICI). // In: Biological assessment and criteria: Tools for water resource planning and decision making. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida. 1995. P. 217–243.
29. Diamond J. M., Barbour M. T., Stribling J. B. Characterizing and comparing bioassessment methods and their results: A perspective. // Journal of the North American Benthological Society, 1996. Vol.15. P. 713–727.

30. Edwards D. E., Landfill D. Biological and Water Quality Study of Big Walnut Creek // In: Ohio EPA Technical Report MAS. 1997. P.1–57.
31. Fausch D. D., Karr J. R., Yant P. R. Regional application of an index of biotic integrity based on stream fish communities // Transactions of the American Fisheries Society, 1984. Vol. 113. P. 39–55.
32. Frydenborg R. Recalibration Florida's Stream Condition Index // In: National Biological Assessment and Criteria Workshop, 2003.
33. Gammon J. R. The fish populations of the middle 340 km of the Wabash River // In: Purdue Univ. Water Resources Res. Cen. Tech. Rep. 1976. 73 pp.
34. Ghettos P. F. The macroinvertebrates in the analysis of quality of the water course. Handbook of application Index modified Extensive Biotico EBI. Independent province of Trento. 1986.
35. Ghettos P. F. Index Extensive Biotico (IBE). Methods of analysis acclimatizes them of running waters // Notiziario of the Analytical Methods – Institute of Search on Waters – CNR. 1995.
36. Gardeniers J. J. P., Tolkamp H.H. Hydrobiologische kartering, waadering en schade aan de beekfauna in Achterhoekse beken // In: Modelonderzoek 71–74, Comm.Best. Waterhuish. Gld. 1976. P. 26–29.
37. Goodnight C. Y., Whitley L. S. Oligochaetas as indicators of pollution // Proc. 15th Int. Waste Conf., 1961.Vol. 106.
38. Harris J. H., Silviera R. Large-scale assessments of river health using an Index of Biotic Integrity with low-diversity fish communities // Freshwater Biology, 1999. Vol. 41. P. 235–252.
39. Hilsenhoff W. L. An improved biotic index of organic stream pollution // Great Lakes Entomologist, 1987. Vol. 20. P. 31–39.
40. Hughes R. M. Defining acceptable biological status by comparing with reference conditions // In: Biological assessment and criteria: Tools for water resource planning and decision making. Lewis Publishers, 1995. P. 31–47.

41. Johnson R. K. Defining reference condition and setting class boundaries in ecological monitoring and assessment // In: REFCOND, Swedish University of Agricultural Sciences, 2000. 13 pp.
42. Kampa E., Artemiadou V., Lazaridou-Dimitriadou M. Ecological quality of the River Axios (N. Greece) during spring and summer // Belg. J. Zool. 2000. Vol. 130. P. 21.
43. Karr J.R. Assessment of biotic integrity using fish communities // Fisheries, 1981. Vol. 6. P. 21–27.
44. Karr J. R. Biological monitoring and environmental assessment: A conceptual framework // Environmental Management, 1987. Vol. 11. P. 249–256.
45. Karr J. R. Biological integrity: A long-neglected aspect of water resource management // Ecological Applications, 1991. Vol.1. P. 66–84.
46. Karr J. R., Chu E.W. Sustaining living rivers // Hydrobiologia, 2000. Vol. 422/423. P. 1–14.
47. Karr J. R., Fausch K. D., Angermeier P. L., Yant P. R., Schlosser I. J. Assessing Biological Integrity in Running Waters // In: A Method and its Rationale. Illinois Natural History Survey, Special Publication, 1986. N. 5.
48. Kolkwitz R., Marsson M. Grundsaze fur die biologische Beurteilung des Wassers nach seiner Flora und Fauna // Mitt a. d. Kgl. Pruungsanstalt f. Wasservers und Abwasserbeseitigung zu Berlin. 1902. Vol. 1. P. 33–72.
49. Kolkwitz R., Marsson M. Ekologie der pflanzlichen Saprobien // Ber. Deutsch. Bot. Ges., 1908. Vol.22. P.505–519.
50. Kolkwitz R., Marsson M. Okologie der tierischen Saprobien. Beitrage zur Lehre von der biologische Gewasserbeurteilung // Int. Rev. Hydrobiol. 1909. Vol. 2. P. 126–152.
51. Leeds-Harrison P. B., Quinton J. N., Walker M. J. Harrison K. S., Tyrrel S. F., Morris J., Mills H. T. Buffer Zones in headwater catchments // Report on MAFF/English Nature Buffer Zone Project CSA 2285. Cranfield University, Silsoe, UK, 1996. 22 pp.

52. Mackie G. L. Applied Aquatic Ecosystem Concepts. Kendall/Hunt Publishing Company. 2001. 744 pp.
53. Mandaville S. M. Benthic Macroinvertebrates in Freshwaters – Taxa Tolerance Values, Metrics, and Protocols. 2002. 128 pp.
54. Morpurgo M. Confronto fra indice saprobico e indice biotico esteso // Biologia Ambientale, 1996. № 2–3. P. 30–36.
55. National Rivers Authority. The quality of rivers and canals in England and Wales (1990–1992), UK, 1994.
56. Norris R. H. Biological monitoring: The dilemma of data analysis // Journal of North American Benthological Society, 1995. Vol. 14. P. 440–450.
57. Norris R. H., Thoms M.C. What is river health? // Freshwater Biology, 1999. Vol. 41. P. 197–209.
58. Ohio EPA. Biological criteria for the protection of aquatic life. User manual for biological field assessment of Ohio surface water // Ohio Environmental Protection Agency, Columbus, Ohio. 1987. Vol. 1–3.
59. Ohio EPA. Addendum to biological criteria for the protection of aquatic life. Users manual for biological field assessment of Ohio surface waters // Ohio Environmental Protection Agency, Columbus, Ohio. 1989. Vol. 2.
60. Ohio EPA. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic, Macroinvertebrates, and Fish, Second Edition // Ohio Environmental Protection Agency, Columbus, Ohio. 1990.
61. Paasavirta L. The macrozoobenthos studies in the upper part of the Vanajavesi catchment area in the years of 1985 and 1988, with a comparison to earlier data // Ass. War. Poll. Control (the Kokemaenjoki river) Publ. 1990. Vol. 225. P. 1–24.
62. Pinder L.C.V., Farr I.S. Biological surveillance of water quality // Archiv fur Hydrobiologie, 1987. Vol. 109. P. 619–637.
63. Plafkin, J. L. et al. Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: Benthic macroinvertebrates and fish. // U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water Regulations and Standards, Washington, D.C. EPA 440-4-89-001. 1989.

64. Prat N., Puig A., Gonzalez G. Predicci i Control de la qualitat de les aigues dels rius Beses i Llobregat, II: El poblament Faunistic i la seva relació amb la qualitat de les aigues // In: Estudis i Monografies del Servei del Medi Ambient. Diputació de Barcelona, 1983. 184 pp.
65. Rabeni C. F., Wang N. Bioassessment of streams using macroinvertebrates: are the Chironomidae necessary? // Environmental monitoring and assessment, 2001. Vol.71. P. 177–185.
66. Resh V. H. Freshwater Benthic Macroinvertebrates and Rapid Assessment procedures for water Quality Monitoring in Developing and Newly Industrialized Countries 167–177 // In: Biological Assessment and Criteria. Tools for water resource planning and decision making. CRC Press, U.S.A. 1995. 416 pp.
67. Schofield N. J., Davies P. E. Measuring the health of our rivers // Water (AWWA), 1996. Vol. 23. P. 39–43.
68. Sharma S., Moog, O. The applicability of biotic indices and scores in water quality assessment of Nepalese rivers // Proceedings of the Ecohydrology Conference on High Mountain Areas, Kathmandu, Nepal, 1996. P. 641–657.
69. Skriver J., Friberg N., Kirkegaard J. Biological assessment of watercourse quality in Denmark: Introduction of the Danish Stream Fauna Index (DSFI) as the official biomonitoring method // Verh. Internat. Verein. Limnol. 2001. Vol. 27.
70. Suter G. W. A critique of ecosystem health concepts and indexes // Environmental Toxicology and Chemistry, 1993. Vol. 12. P. 1533–1539.
71. Taylor B. R. Rapid assessment procedures: radical reinvention or just sloppy science? // Human and Ecological Risk Assessment, 1997. Vol. 3. P. 1005–1016.
72. Tittizer T. Erlauterungen und Kommentare zu // Resolutions of Meeting of ISO/TC 147/SC 5/WG 6/N 22. Bundesanstalt für Gewässerkunde, 1981.
73. Verneaux J., Tuffery G. A zoological method practices determination of the quality of running waters. Biotic indices. // Ann. Sci. Univ. Besançon, Zool., 1967. Vol. 2. P. 79–89.

74. Verneaux J., Galmiche P., Janier F., Monnsta A. Une nouvelle methode pratique devaluation de la qualité des esaux courantes-Un indice biologique de qualite generale (I. B. G.) // Ann. Sci. Univ. Besancon, Biol. Anim., 1982. Vol. 4, No. 2. P. 11–21.
75. Vinson M. R., Hawkins C. P. Effects of sampling area and subsampling procedure on comparisons of taxa richness among streams // Journal of the North American Benthological Society, 1996. Vol. 15 (3). P. 392–399.
76. Woodiwiss F.S. The biological system of stream classification used by the Trent River Board // Chemistry and Industry, 1964. Vol. 11. P. 443.
77. Woodiwiss F. S. Comparative study of biological-ecological water quality assessment methods // Summary Report. Commission of the European Communities. Severn Trent Water Authority. UK, 1978. 45 pp.
78. Wright J.F., Moss D., Armitage P.D., Furse M.T. A preliminary classification of running-water sites in Great Britain based on macro-invertebrate species and the prediction of community type using environmental data // Freshwater Biology, 1984. Vol. 14. P. 221–256.
79. Wright J.F., Furse M.T., Armitage P.D. RIVPACS – a technique for evaluating the biological quality of rivers in the UK // European Water Pollution Control. 1993. Vol. 3 (4).

СПИСОК СОКРАЩЕНИЙ

- AFNOR – Association Francaise de Normalisation
- AQEM – An Integrated Assessment System for the Ecological Quality of Streams and Rivers throughout Europe using Benthic Macroinvertebrates
- ASPT – Average Score Per Taxon Index
- AusRIVAS – Australian River Assessment Scheme
- BBI – Belgian Biotic Index
- BMWP – Biological Monitoring Working Party Index
- CCME WQI – Canadian Council Ministry of Environment Water Quality Index
- Ch/N – Chironomidae / общая численность
- CMBI – Citizen Monitoring Biotic Index
- CV – коэффициент вариации
- DSFI – Danish Stream Fauna Index
- Dip/N – Diptera / общая численность
- EBI – Extended Biotic Index
- EC – Европейское Сообщество
- EPT – Ephemeroptera + Plecoptera + Trichoptera Index
- EPT/Ch – (Ephemeroptera + Plecoptera + Trichoptera) / Chironomidae
- EQR – ecological quality ratio
- ETO – Ephemeroptera + Trichoptera + Odonata Index
- FBI – Family Biotic Index
- G&WI – Goodnight & Whitley Index
- H – Индекс Шеннона
- IB – Индекс Балушкиной
- IBI – Index of Biotic Integrity
- IBGN – Indice Biologique Global Normalize
- ICI – Invertebrate Community Index.
- IWB – Index of Well-Being

IWLA – Isaac Walton League of America Index
MAS – Mayfly Average Score Index
Ohio EPA – Ohio Environmental Protection Agency
PBMS – Performance-Based Methods System
QCTV – Qualitative Community Tolerance Values
REFCOND – Reference Conditions Project
RIVPACS – River Invertebrate Prediction and Classification System
ROCI – River Oligochaeta-Chironomidae Index
RPBs – Rapid Bioassessment Protocols
S – Индекс Симпсона
SCI – Stream Condition Index
SERCON – British System for Evaluation of Rivers for Conservation
TBI – Trent Biotic Index
WFD – Water Framework Directive

ГЛОССАРИЙ

Абиотический	Относящийся к неживой части экосистемы или к окружению, в котором отсутствует жизнь.
Бентос	Совокупность организмов (водоросли, бактерии, грибы, беспозвоночные), обитающих на поверхности и в толще донных отложений.
Биоиндикатор	Организм, вид, популяция, сообщество, характеризующиеся специфическими особенностями обитания или указывающие на специфические изменения условий среды.
Биоиндикация	Метод определения условий или изменений в окружающей среде с помощью биоиндикаторов.
Биологическая оценка	Оценка условий водного объекта с использованием описания и других прямых измерений резидентной биоты.
Биологический контроль	Контроль состояния водных объектов на основании биологических оценок.
Биомаркеры	Организмы и их характеристики, которые позволяют диагностировать текущее состояние окружающей среды.
Биомасса	Суммарная масса организмов в водоеме на единицу площади или объема.
Биомониторинг	Использование биологических свойств в качестве показателя (его реакции) для определения состояния окружающей среды

Биоразнообразие	Таксономическое, экологическое и генетическое разнообразие живых форм.
Биота	Обобщенный термин, описывающий организмы, живущие в конкретном водоеме, водотоке, ландшафте.
Биота резидентная	Организмы, живущие в конкретном водоеме, водотоке, ландшафте, без учета привнесенных видов.
Биотические индексы	Интегрированные показатели состояния условий среды, рассчитанные на основании балльной оценки различных биоиндикаторов (метрик).
Биотоп	Участок земной поверхности (суши или водоема) с однотипными абиотическими условиями среды, занимаемый тем или иным биоценозом.
Видовое богатство	Общее число видов в конкретной экосистеме (ландшафте), сообществе.
Видовое разнообразие	Найденное в конкретное время число видов и их форм в конкретном сообществе (экосистеме).
Виды доминантные	Виды, преобладающие в данном регионе, водоеме или сообществе (биоценозе).
Водное сообщество	Ассоциация взаимодействующих популяций организмов в конкретном водоеме (водотоке)
Водные растения	Высшие и низшие растения, произрастающие в воде.

Водосбор	Площадь, имеющая общий замыкающий створ (устье) для поверхностного стока с нее.
Гидробионты	Организмы, обитающие в воде.
Детрит	Комплекс частиц мертвого органического вещества на разных стадиях трансформации и ассоциированных с ним микроорганизмов.
Донные отложения	Накопившиеся на дне минеральные или органические вещества.
Дрифт	Явление переноса водных организмов течением реки.
Зообентос	Совокупность донных животных, обитающих на поверхности и в толще донных отложений.
Зоопланктон	Составная часть планктона. Совокупность беспозвоночных, обитающих во взвешенном состоянии в толще воды.
Коэффициент вариации	Отношение дисперсии к среднему значению.
Макрозообентос	Размерная фракция бентосных беспозвоночных организмов ≥ 2 мм.
Макрофиты	Экологическая группировка водных (как правило, вторично-водных) растений. Преимущественно сосудистые растения, но также мхи и харовые водоросли.
Мезобентос	Размерная фракция бентосных организмов 0,1–2 мм.

Метрика	Характеристика биоты, которая изменяется некоторым предсказуемым путем с увеличением антропогенной нагрузки.
Минерализация	Концентрация растворенных солей в воде.
Насекомые водные	Представители класса Insecta, обитающие в течение всего жизненного цикла или его части в водной среде.
Олигохеты	Малощетинковые черви, водные бентосные беспозвоночные.
Перифитон	Комплексное сообщество водорослей, бактерий, беспозвоночных, грибов, а также детрита, прикрепленных к субстрату. Субстрат может быть органическим или неорганическим, живым или мертвым.
Планктон	Совокупность взвешенных в толще воды организмов (бактерии, водоросли, беспозвоночные, грибы).
Поверхностные воды	Внутренние воды, за исключением подземных вод; транснациональные и прибрежные воды, однако, если речь идет о химическом состоянии, сюда включаются также территориальные воды.
Пойма	Выровненная поверхность земли вдоль водотока, затапляемая только тогда, когда сток в реке превышает пропускную способность русла.

Рамочная водная директива	Директива Европейского парламента и Совета Министров, устанавливающая рамочные действия Европейского Сообщества в области водной политики.
Ранговое распределение видов	Последовательное (по рангу значимости) распределение видов по их относительной численности в сообществе.
Речной бассейн	Территория земли, с которой весь поверхностный сток через последовательность ручьев, рек и, возможно, озер течет в море при устье или дельте одной реки.
Сапробность	Физиолого-биохимические свойства организма, позволяющие ему жить в воде, с тем или иным содержанием органических веществ .
Структура водных сообществ	Таксономический состав водорослей, беспозвоночных и рыб, сгруппированный относительно их численности или числа организмов в группе.
Фитоперифитон	Водорослевая компонента перифитона.
Фитопланктон	Составная часть планктона. Совокупность взвешенных в толще воды микроскопических водорослей.
Хирономиды	Личинки насекомых (комаров), представители «мягкого бентоса».
Хлорофилл	Комплекс зеленых пигментов растительных клеток, с помощью которых они улавливают энергию солнечного света и осуществляют фотосинтез.

Экологический статус	Степень, с которой экосистема себя реализует, поддерживая устойчивость своих биологических процессов при внешнем воздействии.
Эталонный створ	Гидроморфологические, биологические, физико-химические условия на ненарушенных участках реки.
Ephemeroptera	Поденки. Отряд насекомых, личинки которых являются типичными представителями бентоса чистых и слабозагрязненных вод.
Plecoptera	Веснянки. Отряд насекомых, личинки которых являются типичными представителями бентоса чистых и слабозагрязненных вод.
Trichoptera	Ручейники. Отряд насекомых, личинки которых являются типичными представителями бентоса чистых и слабозагрязненных вод.

**НАЦИОНАЛЬНАЯ АКАДЕМИЯ НАУК БЕЛАРУСИ
ИНСТИТУТ ЗООЛОГИИ**

В. П. СЕМЕНЧЕНКО

**ПРИНЦИПЫ И СИСТЕМЫ
БИОИНДИКАЦИИ
ТЕКУЧИХ ВОД**

Рецензенты:

академик НАН Беларуси **Л. М. Сущеня**,
член-корр. НАН Беларуси **А. П. Остапеня**

Подписано в печать 01.12.2004 г.
Формат 60x84 1/16. Бумага офсетная.
Гарнитура TimesET. Печать офсетная.
Тираж 200 экз. Заказ № 193

Издательство «Орех»
Лиц. МИ № 94 от 30.04.2004 до 30.04.2009г.
Адрес: г.Минск, ул. Чайковского, 73/1.

Типография «Орех»
Лиц. МИ № 93 от 30.04.2004 до 30.04.2009г.
Адрес: г.Минск, ул. Чайковского, 73/1.